

(German Limnological Society)

Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010

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

Bayreuth, 27. Sept. - 01. Okt. 2010

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:
vertreten durch das Präsidium der DGL;
Lange Str. 9, 37181 Hardegsen.
Erweiterte Zusammenfassungen der Tagung in Bayreuth 2010
Eigenverlag der DGL, Hardegsen 2011

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. 978-3-9813095-0-8

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 2010 **1**

BELYAEVA, M.: Can one species live everywhere? Cosmopolitanism and eurytopy versus cryptic speciation in a benthic cladoceran species complex 2

POHLON, E., J. MARXSEN & K. KÜSEL: Effekte von kleinen Wehren auf mikrobielle Biofilme in der Ilm (Thüringen) 8

SPERFELD, E. & A. WACKER: Effekte von Temperatur und Ernährung auf das Wachstum und die Cholesterolallokation bei Daphnien 12

POSTERPRÄMIERUNG 2010 **16**

HELLINGER, F. & A. MARTENS: Links- oder Rechtshänder? Der asymmetrische Klammergriff des Gammarus-Männchens während der Präkopula 17

MARTIN, J., B. WISSEL & G. BECKER: Untersuchung des Nahrungsspektrums der Chinesischen Wollhandkrabbe (Eriocheir sinensis, Varunidae) im Niederrhein mit Hilfe stabiler Isotope 21

NEUMANN, K., S. GRAHL & E. L. MEYER: Der Mythos von unberührten Quellen und die ökologische Realität in der Seppenrader Schweiz (Münsterland, NRW) 26

NIEHUES, A., C. BECKE, M. DREES & E. I. MEYER: Analyse zeitlicher Veränderungen der populationsgenetischen Struktur von Gammariden mit Hilfe von Mikrosatelliten 30

OEXLE, S., N. BREDE, M. WESSELS, H. B. STICH & D. MARTIN-CREUZBURG: Molekulargenetische Rekonstruktion evolutionärer Prozesse innerhalb einer sich etablierenden Population - D. pulicaria im Bodensee-Untersee 34

SCHWERDT, B., M. DREES, N. KASCHEK, H. W. RISS & E. I. MEYER: Experimentelle Studie zum Potenzial für „long-distance dispersal" des invasiven Süßwasser-Amphipoden Echinogammarus berilloni im Vergleich mit den heimischen Arten Gammarus pulex und Gammarus fossarum (Crustacea) 36

QUELLEN, GRUNDWASSER UND HYPORHEISCHES INTERSTITIAL **39**

BORK, J., A. FUCHS, K. P. BARUFKE & H. J. HAHN: Ökologisches Dauermonitoring der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg 40

GUTJAHR, S., J. BORK & H. J. HAHN: Pilotprojekt zur Bewertung des Einflusses von Oberflächenwassereinträgen aus Baggerseen auf die Grundwasserfauna – Erste Ergebnisse 45

RUMM, A., O. DEICHNER, F. FOECKLER, R. HOTZY & J. RÖMHELD: Monitoring von Optimierungsmaßnahmen an Kalktuffquellen in der Frankenalb 50

SCHÖNTHAL, M., J. BORK, H. J. HAHN, M. MAIER & K. ROTH: Untersuchungen zu Eintragspfaden und zur Verbreitung von Tieren in Trinkwassergewinnungsanlagen und im Leitungsnetz 55

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
SEIDEL, M. & M. MUTZ: Sohlsanierung eines sandgeprägten Tieflandbachs durch Kieszugabe und Holzeinsatz	60
STEIN, H., S. BERKHOFF, D. MATZKE, H. J. HAHN, C. KELLERMANN & CH. GRIEBLER: Räumliche Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna in Deutschland auf biogeographischer Ebene	65
ÖKOLOGIE UND BIOGEOCHEMIE VON MOOREN	**70**
HELLER, CH., D. MÖLLER & J. ZEITZ: CARBSTOR - ein Verfahren zur Quantifizierung und Bewertung der C-Speicher und des C-Freisetzungspotentials von organischen Böden	71
LIPINSKI, A. & E. KIEL: Renaturierung großflächig abgetorfter Moorflächen: Faunistische Besiedlung aus dem aquatischen Umfeld?	76
LÜDERITZ, V. & U. LANGHEINRICH: Renaturierung von Niedermooren am Beispiel des Drömlings in Sachsen-Anhalt	82
WIĘCEK, M., P. MARTIN, L. BURCHARDT, M. GĄBKA & Ł. LAMENTOWICZ: Zur Wassermilbenfauna (Hydrachnidia, Acari) ausgewählter Moore Westpommerns (Polen)	89
LIMNOLOGIE STEHENDER GEWÄSSER	**94**
BRAIG, E., U. RAEDER & A. MELZER: Untersuchung der trophischen Vergangenheit des Fischkaltersees anhand von Sedimentproxies (δ13C /δ15N)	95
DIETZ, S., D. LEßMANN & B. BOEHRER: Dichtebeiträge gelöster Stoffe als entscheidender Faktor für die Schichtungsstabilität meromiktischer Seen	100
FREIER, K., R. SUDBRACK, A. HEISER & K. GRUNEWALD: Steigende Huminstoffeinträge in sächsischen Trinkwassertalsperren – Auswirkungen auf die Trinkwasserbereitstellung und Lösungsansätze am Beispiel der Talsperre Carlsfeld	103
JORDAN, S., CH. EBELING, J. LEWANDOWSKI & M. HUPFER: Langzeitexperiment zum Einfluss von Chironomiden-Larven auf die Phosphor-Festlegung im Sediment	109
KLEEBERG, A., A. KÖHLER & M. HUPFER: Wie effektiv wirkt eine einmalige oder kontinuierliche Eisen-Zufuhr im Phosphor-Haushalt von belüfteten Seen?	114
MISCHKE, U., L. CARVALHO, G. PHILLIPS, C. DE HOYOS, CH. LAPLACE-TREYTURE & A. L. SOLHEIM: Biodiversität des Phytoplanktons in europäischen Seen	119
SCHARF, E.-M., ST. SANDROCK & J. MATHES: Nährstofffällungen in Flachseen „Schmuddelkind“ oder Alternative ?	124
TÄUSCHER, L., I. WIEHLE, I. SCHÖNFELDER & H. HENKER: Untersuchungen des Phytoplanktons zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie in 77 Seen Nordbrandenburgs in den Jahren 2007 bis 2009	129
TAGEBAURESTSEEN UND ACID MINE DRAINAGE	**135**
ILMBERGER, J. & CH. VON ROHDEN: Untersuchung der Grundwasserankopplung eines meromiktischen Bergbausees mithilfe von konservativen Tracern	136

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
LEßMANN, D., K. JENEMANN & B. NIXDORF: Ansatz zur Bewertung saurer Bergbauseen anhand des Phytoplanktons gemäß den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie	141
METZLER, PH., B. BOEHRER & W. AESCHBACH-HERTIG: Gas supersaturation in meromictic mining lake Vollert Süd, Sachsen-Anhalt	146
RÖNICKE, H., M. SCHULTZE & J. TITTEL: Einfluss der Neutralisierung des Tagebaues Bockwitz auf seine Planktonstruktur	151
SCHMIDT, S., K.-H. POKRANDT, C. NITSCHE & I. CARMIENKE: Limnologische Prognosen als Werkzeug zur Herstellung von Tagebauseen und Ableitung von Therapiemaßnahmen am Beispiel des Leipziger Neuseenlandes	156
ULRICH, K.-U., I. GUDERITZ, L. PAUL & C. NITSCHE: Meromixie im Tagebausee – eine „sichere“ Senke für Acidität?	161
ULRICH, K.-U., I. GUDERITZ, U. MENZEL, B. HEINRICH, L. WEBER, K.-H. POKRANDT, K. HÄFNER & C. NITSCHE: Quantifizierung und Prognose der Säurefreisetzung aus dem Sediment eines Tagebausees (Zwenkauer See) mittels Labor- und Feldversuch	167
ÖKOSYSTEMEFFEKTE SUBMERSER MAKROPHYTEN & FADENALGEN	**173**
ECKERT, N., U. RAEDER & A. MELZER: In situ-Messungen zur Lichtanpassung von Süßwasser-Makrophyten mittels PAM-Fluorometrie	174
WIESER, S., N. ECKERT, U. RAEDER & A. MELZER: Physiologische Anpassung von Elodea canadensis in Abhängigkeit von Licht und Temperatur	179
CHEMISCHE ÖKOLOGIE: WECHSELBEZIEHUNGEN ZWISCHEN SÜßWASSERORGANISMEN	**183**
BASEN, T., R. GERGS & D. MARTIN-CREUZBURG: Benthisch-pelagische Kopplung durch die invasive Süßwassermuschel Corbicula fluminea	184
DIETER, D., E. M. GARCÍA-ROGER, M. M. SÁNCHEZ-MONTOYA, R. GÓMEZ, J. M. GÓMEZ4, F. SANGIORGIO, D. VON SCHILLER, J. GELBRECHT & K. TOCKNER: Effekte periodischen Austrocknens auf die Zersetzung von Laub in temporären Bächen	187
FEHSE, C.: Der Einfluss einer Entfichtungsmaßnahme auf die Makroinvertebratenfauna im Quellbereich eines Mittelgebirgsbachs im Nationalpark Eifel	192
FLECKENSTEIN, K., T. BASEN & D. MARTIN-CREUZBURG: Wachstum der invasiven Süßwassermuschel Corbicula fluminea im Bodensee: Einfluss von Temperatur und Futterqualität	197
GROSS, E. M.: Alles anders unter Wasser? Chemische Ökologie im Vergleich	200
HERBST, CH., B. BAIER, T. TOLASCH & J. L. M. STEIDLE: Nachweis von Sexualpheromonen bei der Schwimmkäferart Rhantus suturalis (MacLeay 1825) (Dytiscidae)	208
MAKROZOOBENTHOS	**213**
BAUER J., F. FISCHER & I. SCHLÖßER: Langzeitmonitoring an versauerten Fließgewässern Bayerns	214

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
BECKE, C., A. NIEHUES, M. DREES & E. I. MEYER: Populationsgenetische Untersuchung von Gammariden benachbarter Einzugsgebiete anhand von Mikrosatelliten mit Fokus auf ‚long distance dispersal'	218
DETHLEFS-HAMMES, A., M. BRUNKE & H. BRENDELBERGER: Untersuchungen zum Vorkommen von Flusskrebsen (Astacus astacus) in Schleswig-Holstein	222
GELLERT, G.: Bewegungsmuster und -dynamik der Makrozoobenthosfauna in der Lippeseeumflut innerhalb eines Zeitraums von fünf Jahren	227
LECHNER, R. & A. MELZER: Populationsbiologie, Ökologie und Verbreitung des Seerosenblattkäfers Galerucella nymphaeae in Europa unter besonderer Berücksichtigung möglicher Fraßpräferenzen	232
MÄHRLEIN, M., N. WALZ & M. BRAUNS: Vergleich der Längen-Massen-Beziehungen benthischer Invertebraten zwischen Fließgewässern und Flachseen des Norddeutschen Tieflandes	237
POETTINGER, TH., I. S. WEHRTMANN & CH. D. SCHUBART: Genfluss in Flussoberläufen des zentralen Hochlands von Costa Rica? Vorläufige Ergebnisse bei Süßwasserkrabben (Pseudothelphusidae)	242
PÜTZSCHLER, J. A. & CH. D. SCHUBART: Barcoding und molekulare Phylogenie der Gattung Hydropsyche (Trichoptera: Hydropsychidae) in Mitteleuropa	247
SCHMIDT, M., S. FARAHANI, H. W. RISS & E. I. MEYER: Auswirkungen der Infektion mit Polymorphus minutus auf das geo-taktische und phototaktische Verhalten sympatrischer Gammaridae	252
SCHWEDER, H.: Integrale Entwässerungsplanung (IEP) beim Ruhrverband unter besonderer Berücksichtigung von Einleitungen der Siedlungsentwässerung	257
SPARRER, TH. E. & CH. D. SCHUBART: Genetische Erfassung und Charakterisierung von Ecdyonurus (Ephemeroptera: Heptageniidae) im westlichen Bayerischen Wald	261
ÖKOSYSTEMARE EFFEKTE VON NEOBIOTA IN AQUATISCHEN LEBENSRÄUMEN	**267**
GABEL, F., M. T. PUSCH, PH. BREYER, V. BURMESTER, N. WALZ & X.-F. GARCIA: Schiffswellen beeinflussen das Wachstum und das Verhalten von einheimischen Invertebraten stärker als von eingewanderten	268
HANSELMANN, A. J., B. HODAPP & K.-O. ROTHHAUPT: Welche Ressourcen nutzt Limnomysis benedeni im Bodensee?	273
KLINGENBERG, K.: Der § 40 Bundesnaturschutzgesetz im Kontext weiterer Instrumente und der naturschutzfachlichen Diskussion zur Bekämpfung gebietsfremder invasiver Arten	277
SCHMIDT-FORMANN, O., N. KASCHEK & E. I. MEYER: Charakterisierung der Ahse (Einzugsgebiet Lippe, NRW) und ihrer Nebengewässer anhand chemisch-physikalischer Parameter unter Berücksichtigung der Verbreitung von Echinogammarus berilloni (Amphipoda)	282
FISCHE	**287**
BRUNKE, M. & M. PURPS: Bedeutung morphologischer Strukturen für die räumliche Verteilung von Fischarten	288

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
ELIGEHAUSEN, J., J. & D. BORCHARDT: Eine Äschenregion ohne Äschen: Untersuchungen zum Bestandsrückgang am Beispiel der Lenne	293
FRIEDEL, M., A. J. HANSELMANN , K.-O. ROTHHAUPT & R. ECKMANN: Limnomysis benedeni als Futterorganismus für Flussbarsche	300
KAPA, R.: Sensationsfund einer verloren geglaubten Fischart in Bayern – Der Steingressling (Romanogobio uranoscopus, Agassiz 1828)	303
PODRAZA, P. & M. KÜHLMANN: Ökologische Unterhaltung des Fischaufstiegs Harkortsee	307
XENOBIOTIKA IN AQUATISCHEN SYSTEMEN - EXPOSITION UND WIRKUNG	**312**
APELT, S., J. FASTNER & S. KLITZKE: Einflussfaktoren auf die Dauer der Lagphase bei der Elimination von Cylindrospermopsin (CYN) im Sediment	313
BEUSCH, CH., J. FASTNER & S. KLITZKE: Sorption der Cyanobakterientoxine Cylindrospermopsin und Anatoxin-a an verschiedenen Sedimenten	318
LECHELT, M., L. EIS & B. BAIER: Algenschnelltest – eine Alternative zum Wachstumshemmtest?	323
ERFOLGSKONTROLLE FÜR MAßNAHMEN IM RAHMEN DER WASSERRAHMENRICHTLINIE	**329**
ECKARTZ-NOLDEN, G. & D. THÖNNES: Revitalisierungsmaßnahmen an der unteren Sülz (WRRL-AG Sieg, NRW): Reaktionen der biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten	330
JANUSCHKE, K., D. HERING & A. W. LORENZ: Zeitliche Aspekte von Renaturierungsmaßnahmen an Mittelgebirgsflüssen – Makrozoobenthos versus Laufkäfer	335
LORENZ, A. W., K. JANUSCHKE, TH. KORTE & M. PASTER: Renaturierungsmaßnahmen an zwei großen Mittelgebirgsflüssen im Längs- und Zeitverlauf - Veränderungen der Fisch- und Makrophytenzönosen	340
SCHATTMANN, A.: Ökologische Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen an einem Tieflandfluss - Reaktion von Hydromorphologie und Makrozoobenthos	345
SPENGLER, C. & M. MARTEN: Vergleich des Makrozoobenthos unterschiedlich alter Renaturierungsstrecken der Alb bei Karlsruhe	350
DER KLIMAWANDEL UND SEINE FOLGEN FÜR DIE GEWÄSSERQUALITÄT	**355**
HOFFMANN, M., ST. ZIMMERMANN, U. RAEDER & A. MELZER: Welche Faktoren begrenzen das Wachstum von Najas marina ssp. intermedia?	356
HÜRDLER, J. & M. VENOHR: Auswirkungen des Klimawandels und der sozioökonomischen Entwicklung auf zukünftige Nährstoffeinträge in die Oder	361
KLEIN, T., ST. ZIMMERMANN, U. RAEDER & A. MELZER: Najas marina ssp. intermedia und Elodea nuttallii – Profiteure des Klimawandels?	366
KUEMMERLEN, M., B. SCHMALZ, N. FOHRER, Q. CAI & S. C. JÄHNIG: Arealmodellierung von ausgewählten Makrozoobenthosarten in Fließgewässern: Auswirkungen von Klimawandel und Landnutzung	371

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
MARTEN, M.: Makrozoobenthos und Klimawandel – reichen unsere Monitoringsysteme aus?	375
WASSER UND BILDUNG	**381**
FREY, W.: Act4Rivers - Lehrerfortbildung zu Gewasserökologie und mehr	382
KORTE, TH.: AquaWis. Ein Umweltbildungsprojekt für BiologielehrerInnen und SchülerInnen	387
SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Wasser – Bildung elementar	391
FREIE THEMEN	**396**
BASSIOS, I., T. KLEIN & U. RAEDER: Erste Untersuchungen der Diatomeen der Flüsse Kalamas und Arachthos im Nordwesten Griechenlands	397
FOCKE, R. & E. KIEL: Substratangebote (Phragmites australis) zur Beprobung des Makrozoobenthos in einem Marschgewässer	402
FRINDTE, K., W. ECKERT, ST. RÖSEL & H.-P. GROSSART: Breathe in the absence of oxygen! Shifts in Microbial Activity along a Redox Gradient at the Sediment-Water-Interface	407
LÜHKEN, R., T. LIECKWEG & E. KIEL: Classification system of mosquito breeding sites for a dune and salt marsh complex	412
PETZOLD, M., H. BORMANN & E. KIEL: The coastal Mbezi River in Dar es Salaam (Tanzania). Aspects of Ecology and River Dynamics	417
RÖßLER, S., P. WOLF, TH. SCHNEIDER, ST. ZIMMERMANN, U. RAEDER & A. MELZER: Fernerkundung zur Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen	422
SCHULZ, C.-J.: Desalinisation of the river Wipper (Thuringia, Germany): Results from long-term monitoring of the macrozoobenthos	428

DGL-NACHWUCHSPREIS 2010

BELYAEVA, M.: Can one species live everywhere? Cosmopolitanism and eurytopy versus cryptic speciation in a benthic cladoceran species complex

POHLON, E., J. MARXSEN & K. KÜSEL: Effekte von kleinen Wehren auf mikrobielle Biofilme in der Ilm (Thüringen)

SPERFELD, E. & A. WACKER: Effekte von Temperatur und Ernährung auf das Wachstum und die Cholesterolallokation bei Daphnien

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Can one species live everywhere? Cosmopolitanism and eurytopy versus cryptic speciation in a benthic cladoceran species complex

Maria Belyaeva[1]

1Brandenburg University of Technology at Cottbus, Department of Freshwater Conservation, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, Germany. E-mail: maria.belyaeva@tu-cottbus.de

Keywords: littoral Cladocera, Chydoridae, cryptic species, taxonomy, biogeography

Introduction

Cosmopolitanism of invertebrate species used to be a long-standing paradigm in freshwater biology. Already Charles Darwin observed high similarities among freshwater faunas on different continents. He concluded that many species of insects, molluscs and crustaceans were cosmopolitan, and their wide distributions depended on dispersal of dormant stages by water birds (Darwin, 1859). This view had been uncritically accepted by freshwater biologists, until a number of detailed studies from 1980s on revealed that many species that were previously regarded as cosmopolitan in fact comprised cryptic species complexes, each species member having a more restricted distribution than the species complex as a whole. David Frey pioneered this research and described many cryptic species complexes of Cladocera from the family Chydoridae using detailed morphological analysis. He advocated the non-cosmopolitanism concept, i.e. no a priori assumption of cosmopolitanism until objective evidence of conspecificity of populations from different continents is available (Frey, 1982). Early genetic studies using allozymes to describe diversity in the genus *Daphnia* (e.g. Hebert, 1977) revealed cryptic species as well. In 1990s first genetic studies using DNA sequences on the genus *Daphnia* (Taylor et al., 1996; Gießler et al., 1999) and later on *Bosmina* (Taylor et al., 2002; Haney & Taylor, 2003) showed that cryptic species complexes are frequent in pelagic Cladocera. Recent studies on pelagic Cladocera, combining morphological and genetic approaches (Ishida et al., 2006; Kotov et al., 2009), proved to be most fruitful for clarifying taxonomic uncertainties and describing new species. Our study (Belyaeva & Taylor, 2009) was the first one, which used genetic data to study the taxonomy of a representative of the benthic cladoceran family Chydoridae – *Chydorus sphaericus* s.l. We also used a combined approach, with both morphological and genetic data to clarify the taxonomy of this group.

Formerly a single cosmopolitan species, *C. sphaericus* was recorded on all continents except for New Zealand and Antarctic (Smirnov, 1971). Frey (1980, 1985) described two new North American species - *C. brevilabris* and *C. biovatus*, which were previously masked under the name *C. sphaericus*. Frey claimed that the majority if not all cladoceran species are restricted both by their specific ecological requirements and by dispersal limitations (Frey, 1987). Therefore, cosmopolitanism (inter-continental distribution) and eurytopy (occurrence under a wide range of environmental conditions) found in a single cladoceran species should indicate the presence of cryptic species. All three known species in the *C. sphaericus* complex are widely distributed and eurytopic, thus, they are likely candidates for cryptic diversity. For example, the European *C. sphaericus* s. str. is the

most eurytopic cladoceran species, occurring under broad ranges of pH, trophy, salinity and temperature conditions (Aladin & Potts, 1995; Belyaeva, 2003; Belyaeva & Deneke, 2007). It remains unclear whether the broad tolerance ranges in *C. sphaericus* s. str., *C. biovatus* and *C. brevilabris* are due to unrevealed cryptic diversity or to eurytopy of single species. In our experimental study (Belyaeva & Deneke, 2007) we studied the pH tolerance range of *C. sphaericus* s. str. in order to test for its eurytopy. Geographically structured morphological variation might be another indication of the presence of cryptic species. The former was observed by Frey (1980, 1985) in *C. biovatus* and *C. brevilabris* across the North American continent. Based on these observations, he concluded that numerous cryptic species are likely to be present within the species complex. However, all subsequent attempts to describe further new species failed (Duigan & Murray, 1987; Røen, 1987; Belyaeva, 2003), and Frey himself never described another species from this complex. This is probably because a large amount of morphological variation in *C. sphaericus* complex is not taxonomically meaningful (intra-specific variation or morphotypes occurring across several species). At the same time, there is a lack of variation in some characters traditionally used in taxonomy of Chydoridae, such as morphology of trunk limbs. In our study (Belyaeva & Taylor, 2009) we aimed to overcome these difficulties and provide a phylogenetic framework for the taxonomy of this group by combining three types of evolutionary independent markers - a mitochondrial gene, a nuclear gene and morphology.

Here I would like to provide a brief summary of the results of my taxonomic and ecological studies on the *C. sphaericus* species complex. The main objective of my research on this group was to test the predictions of Frey's non-cosmopolitanism hypothesis, namely, restricted geographical distributions and restricted ecological tolerance ranges in a single cladoceran species from the benthic family Chydoridae.

Material and Methods

In order to test for cryptic diversity and restricted species distributions, we analysed individuals of *C. sphaericus* s.l. collected from 50 localities in the Holarctic (Fig. 1). A total of 158 individuals were sequenced for the mitochondrial cytochrome oxidase subunit I (COI) gene, and a subsample was analysed for the nuclear internal transcribed spacer 2 (ITS - 2) gene. Prior to DNA extractions all specimens were examined under a light microscope and assigned to either the *sphaericus* morphotype (*C. sphaericus* s. str. and *C. biovatus*) or the *brevilabris* morphotype (*C. brevilabris*) according to Frey (1980). All samples were searched for sexual females and males, which were subsequently scored for taxonomically relevant characters. See Belyaeva & Taylor (2009) for a more detailed description of the genetic and morphological analyses.

The broadness of ecological tolerance was tested for the European species - *C. sphaericus* s. str. We wanted to know whether animals collected in the field at different pH values were able to tolerate the entire pH range. The sampling locality – Lake Senftenberger See in Brandenburg, Germany, is a mining lake with a horizontal pH gradient from 3 to 7. We collected animals and lake water at 5 points (pH 7.4, 6.1, 5.3, 4.3, and 3.4) along the pH gradient and assessed survival in reciprocal transfer experiments in the laboratory (for details on the methods see Belyaeva & Deneke (2007)).

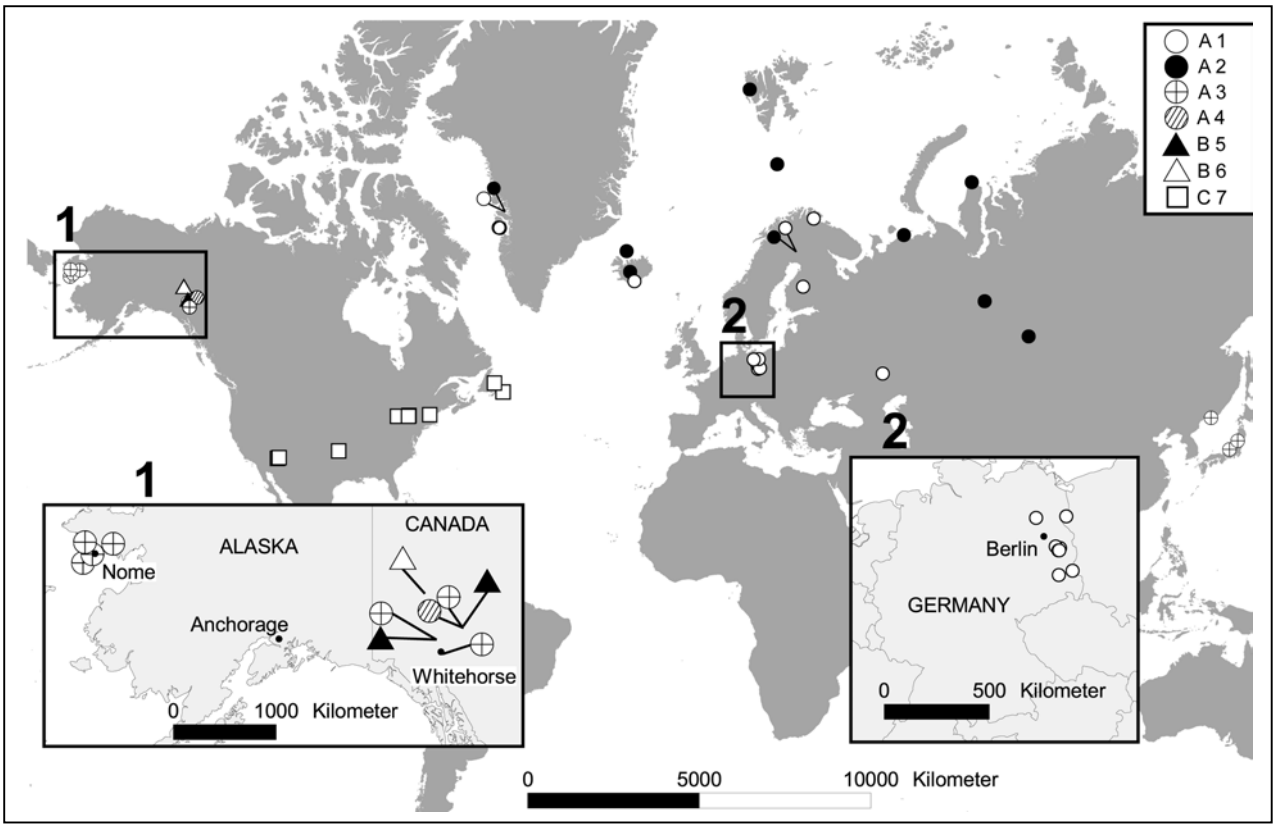


Fig. 1: Collection sites for the studied Holarctic populations of the *C. sphaericus* species complex. A1 - C7 – putative species lineages identified from mtDNA and ncDNA phylogenies and the morphology of sexual stages. A1 – *C. sphaericus*. str., A2 - B6 – new undescribed species, C7 – *C. brevilabris* (reproduced from Belyaeva & Taylor (2009) with permission).

Results and Discussion

Phylogenetic framework for the taxonomy of the C. sphaericus *species complex*

Since Frey's first criticism of the cosmopolitanism paradigm in Cladocera (Frey, 1982), many cosmopolitan species have been investigated morphologically and/or genetically, and the majority of previously cosmopolitan species were found to be cryptic species complexes, where single species members proved to be non-cosmopolitan. Still, despite the considerable progress in cladoceran taxonomy during last 30 years, many cosmopolitan species have not yet been investigated in detail, and the estimated number of species is 2 - 4 times higher than currently known (Forró et al., 2008). *C. sphaericus* species complex, comprising three known species, is the most frequently occurring cladoceran taxon in temperate and polar water bodies. However, up to now its taxonomy remained confused, and, despite high morphological variability and predictions of high cryptic diversity, no further new species could be revealed by morphological methods. Our broad-scale biogeographical and taxonomic study on the *C. sphaericus* species complex (Belyaeva & Taylor, 2009) provided a framework for the taxonomy of this group, based on the combined analysis of genetic and morphological characters. Three character sets, which are assumed to evolve independently from each other, namely, a mitochondrial COI gene, a nuclear ITS-2 gene and the morphology of sexual individuals, were concordant in defining 7 putative species (Figs. 1 and 2).

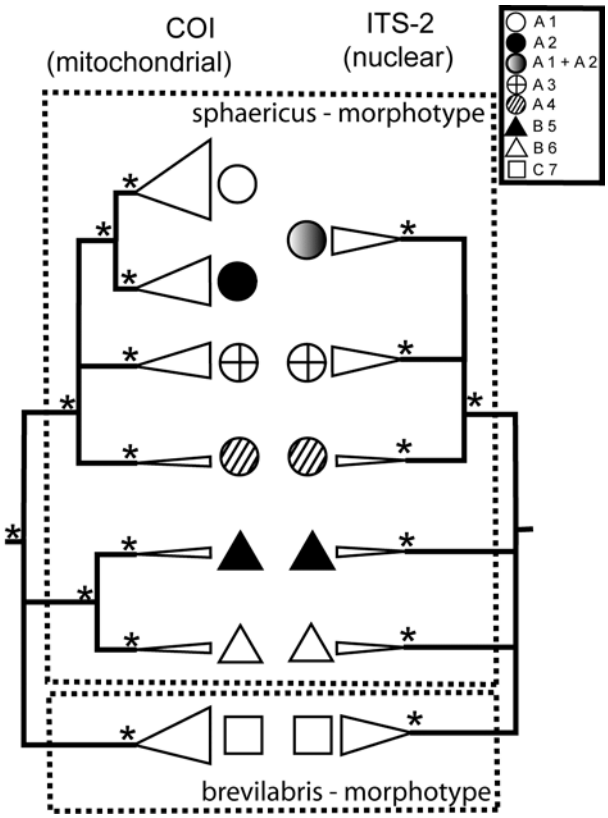


Fig. 2: Summary phylogenetic trees for the mitochondrial and nuclear genes: Branches with bootstrap support > 70 % are indicated by *. Mitochondrial and nuclear phylogenies were congruent, revealing seven putative species within the complex (A1 – C7), although the nuclear tree was less resolved due to lower evolution rates. Three infra-specific groups are apparent from the mitochondrial phylogeny, although only two groups – 'sphaericus' and 'brevilabris' are recognized based on morphology.

Morphological characters of sexual females and males are especially useful for the taxonomy of Cladocera, however, sexual individuals are rare in samples, because they occur only during a short period in autumn and/or spring. Sexual individuals could be obtained and were studied for the putative species A1, A2, A3 and C7. Each of these species was well-differentiated genetically (high bootstrap support and larger inter-specific than intra-specific genetic distances), and also had a unique combination of sexual character states. Further evidence for the independent species status of the 7 genetic lineages was provided by their co-occurrence in the same samples, which suggests effective reproductive isolation.

Based on the morphological analysis Frey suggested that *C. sphaericus* complex comprised two species groups – '*sphaericus*' (comprises *C. sphaericus* s. str. and *C. biovatus*) and '*brevilabris*' (comprises *C. brevilabris*), each group with numerous yet-unrevealed cryptic species. We have found three instead of two major infra-specific groups within *C. sphaericus* s. str., which were highly divergent in both mitochondrial and nuclear phylogenetic trees. Two of the tree major groups revealed by the genetic approach corresponded to the morphologically defined '*sphaericus*' and '*brevilabris*' groups, while the third group was found only in Yukon – the region of the former Beringian refugium.

Cryptic diversity and non-cosmopolitan geographical distributions of single species

Having observed extensive geographically structured morphological variation in the two North American members of the species complex – *C. biovatus* and *C. brevilabris*, Frey (1980, 1985) predicted numerous cryptic species within these taxa. We tested this prediction with combined molecular and morphological data and found some cryptic regionally distributed species. Two of the 7 species delineated by our analyses belonged to the currently known taxa – *C. sphaericus* s. str.

(A1) and *C. brevilabris* (C7), while the other five were new, formerly cryptic species (Fig. 1). Although we did find some cryptic species, they were not as numerous as anticipated. For example, all studied populations of the widely distributed and polymorphic *C. brevilabris* (clade C7 on Fig. 1) unexpectedly proved conspecific. Only one eurytopic species - *C. sphaericus* s. str. – probably occurs in Western Europe (see below). On the other hand, the former Beringian refugium (Yukon, Alaska and a part of Western Siberia) hosts at least four locally distributed relict species from the *C. sphaericus* complex (clades A3, A4, B5 and B6).

Another prediction of the non-cosmopolitanism hypothesis was no inter-continental distributions of single species or even endemism. We did find three species (A4, B5 and B6), which appear to have very restricted distributions and were found only in Yukon. On the other hand, at least three species (A1, A2 and C7) were widely distributed within and/or beyond a single continent (one continent and several island locations).

Broad pH tolerance in* C. sphaericus *s. str.

Phylogenetic analyses (Belyaeva & Taylor, 2009) showed that populations from 11 German lakes covering a broad range of lake morphometry, trophy and pH conditions, all belonged to the same species - *C. sphaericus* s. str. In order to exclude the possibility of recent speciation, which cannot be revealed by genetic methods, we used the ecological species criterion and tested the pH tolerance of *C. sphaericus* individuals collected at different pH values.

Cladocera display species-specific pH tolerance ranges, and their remains in lake sediments have been used as indicators of past pH conditions (Krause-Dellin & Steinberg, 1986; Paterson, 1994). *C. sphaericus* s. str. has been recorded under the broadest pH range among crustaceans. We tested the hypothesis that this eurytopy was due to the presence of cryptic species, each with a narrower pH tolerance range. We determined the pH tolerance of animals collected in the field at different pH values. In our laboratory experiments (Belyaeva & Deneke, 2007) ca. 20 % of individuals were able to tolerate immediate transfers from the *in situ* pH 3 to the final pH 7 and vice versa. Therefore, we conclude that a single species, *C. sphaericus* s. str., is eurytopic in relation to pH.

Conclusions

The emerging concept of non-cosmopolitanism in taxonomy and biogeography of Cladocera seems to be well-founded, as the majority of the species studied in detail display geographically restricted distributions and limited ranges of ecological tolerance. However, some species groups might represent exclusions from this rule, for example, in case of evolutionary young and ecologically successful groups. My studies on the *C. sphaericus* complex showed that some species members from this complex are not cosmopolitan, but nevertheless widely distributed and eurytopic, and high morphological variation does not necessarily indicate the presence of cryptic species.

Acknowledgments

This work was conducted within the framework of my PhD thesis completed at the Freshwater Conservation Department of the Brandenburg University of Technology at Cottbus. I am grateful to my supervisor Prof. Dr. Brigitte Nixdorf and the working group of the Freshwater Conservation Department for their manifold support. I thank all colleagues who provided samples (see the full list of names in Belyaeva & Taylor (2009)). I am indebted to my husband Dr. Rainer Deneke for his scientific and moral support.

References

Aladin, N. V., Potts, W. T. W. (1995): Osmoregulatory capacity of the Cladocera. Journal of Comparative Physiology B-Biochemical Systemic and Environmental Physiology 164: 671-683

Belyaeva, M. A. (2003): Littoral Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) from Altai mountain lakes, with remarks on the taxonomy of *Chydorus sphaericus*. Arthropoda Selecta 12: 171-182

Belyaeva, M., Deneke, R. (2007): Colonization of acidic mining lakes: *Chydorus sphaericus* and other Cladocera within a dynamic horizontal pH gradient (pH 3-7) in Lake Senftenberger See (Germany). Hydrobiologia 594: 97-108

Belyaeva, M., Taylor, D. J. (2009): Cryptic species within the *Chydorus sphaericus* species complex (Crustacea: Cladocera) revealed by molecular markers and sexual stage morphology. Molecular Phylogenetics and Evolution 50: 534-546

Darwin, C. (1859): On the origin of species by means of natural selection, John Murray, London.

Duigan, C. A., Murray, D. A. (1987): A contribution to the taxonomy of *C. sphaericus* sens. lat. (Cladocera, Chydoridae). Hydrobiologia 145: 113-124

Forró, L., Korovchinsky, N., Kotov A., Petrusek, A. (2008): Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. Hydrobiologia 595: 177-184

Frey, D. G. (1980): On the plurality of *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller) (Cladocera, Chydoridae), and designation of a neotype from Sjælsø, Denmark. Hydrobiologia 69: 83-123

Frey, D. G. (1982): Questioning concerning cosmopolitanism in Cladocera. Archiv für Hydrobiologie 93: 484-502

Frey, D. G. (1985): A new species of the *Chydorus sphaericus* group (Cladocera, Chydoridae) from Western Montana. Internationale Revue der gesamten.Hydrobiologie und Hydrographie 70: 3-20

Frey, D. G. (1987): The taxonomy and biogeography of the Cladocera. Hydrobiologia 145: 17

Gießler, S., Mader, E., Schwenk, K. (1999): Morphological evolution and genetic differentiation in *Daphnia* species complexes. Journal of Evolutionary Biology 12: 710-723

Haney, R. A., Taylor, D. J. (2003): Testing paleolimnological predictions with molecular data: the origins of Holarctic *Eubosmina*. Journal of Evolutionary Biology 16: 871-882

Hebert, P. D. N. (1977): A revision of the taxonomy of the genus *Daphnia* in southeastern Australia. Australian Journal of Zoology 25: 371-398

Ishida, S., Kotov, A. A., Taylor, D. J. (2006): A new divergent lineage of *Daphnia* (Cladocera: Anomopoda) and its morphological and genetical differentiation from *Daphnia curvirostris* Eylmann, 1887. Zoological Journal of the Linnean Society. 146: 385-405

Kotov, A. A., Ishida, S., Taylor, D. J. (2009): Revision of the genus *Bosmina* Baird, 1845 (Cladocera: Bosminidae), based on evidence from male morphological characters and molecular phylogenies. Zoological Journal of the Linnean Society. 156: 1-51

Krause-Dellin, D., Steinberg, C. (1986): Cladoceran remains as indicators of lake acidification. Hydrobiologia 143: 129-134

Paterson, M. J. (1994): Paleolimnological reconstruction of recent changes in assemblages of Cladocera from acidified lakes in the Adirondack Mountains (New York). Journal of Paleolimnology 11: 189-200

Røen, U. (1987): *Chydorus arcticus* n.sp., a new cladoceran crustacean (Chydoridae: Chydorinae) from the North Atlantic Arctic and Subarctic areas. Hydrobiologia 145: 125-130

Smirnov, N. N. (1971): Chydoridae of the World Fauna, Nauka, Leningrad (in Russian).

Taylor, D. J., Hebert, P. D. N., Colbourne, J. K. (1996): Phylogenetics and evolution of the *Daphnia longispina* group (Crustacea) based on 12S rDNA sequence and allozyme variation. Molecular Phylogenetics and Evolution 5: 495-510

Taylor, D. J., Ishikane, C. R., Haney, R. A. (2002): The systematics of Holarctic bosminids and a revision that reconciles molecular and morphological evolution. Limnology and Oceanography 47: 1486-1495

Effekte von kleinen Wehren auf mikrobielle Biofilme in der Ilm (Thüringen)

Elisabeth Pohlon[1], Jürgen Marxsen[2,3] & Kirsten Küsel[1]

1 Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Ökologie, Dornburger-Straße 159, 07743 Jena, 2 Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Tierökologie, Heinrich-Buff-Ring 26, 35392 Gießen, 3 Limnologische Flussstation des Max-Planck-Instituts für Limnologie, 36110 Schlitz

Keywords: Biofilm, Besiedlungsdynamik, Enzymaktivität, Fließgewässer, kleine Wehre

Einleitung

Biofilme sind Gemeinschaften von Bakterien, Algen, Pilzen und Protozoen eingebettet in einer Matrix aus Polymeren (Lock 1993). Sie besiedeln in Fließgewässern die Oberflächen von Steinen und Pflanzen und spielen eine wichtige Rolle im Kohlenstoffkreislauf des Gewässers (Battin et al. 2008). Mittels extrazellulärer Enzyme können sie makromolekulares organisches Material hydrolysieren und in Biomasse umsetzen und somit für höhere trophische Ebenen verfügbar machen. Durch die Fließgewässerdynamik sind Biofilme ständig sich verändernden Bedingungen ausgesetzt bis hin zu Extremzuständen wie Austrocknung und Flutereignissen (Lake 2003; Blenkinsopp & Lock 1994), wobei auch anthropogene Veränderungen der Fließgewässerstruktur, wie Wehre, von Bedeutung sein können. In der nördlichen Hemisphäre spielen Beeinflussungen der Fließgewässer durch Verbau eine enorme Rolle (Nilsson et al. 2005). Wehre sind Barrieren, die Fließgewässer in Sektionen mit langsamer und schneller Fließgeschwindigkeit teilen und den Durchfluss hindern. Inwieweit diese Strukturen auch mikrobielle Gemeinschaften beeinträchtigen ist bislang unbekannt. In Fließrinnenexperimenten konnte gezeigt werden, dass die Fließgeschwindigkeit einen Einfluss auf die Struktur und den Stoffumsatz im Biofilm hat. Unter langsamen Fließgeschwindigkeiten ist die Bakterienzahl und Algenbiomasse höher als unter schnellen, wobei die Aufnahme von gelöstem organischen Material abnimmt (Battin et al. 2003). Gegenstand der vorliegenden Arbeit war es, die Besiedlungsdynamik und Populationsstruktur der Bakterien- und Algengemeinschaft auf künstlich exponierten Oberflächen aufzuklären und einen Einblick in den Stoffumsatz dieser Biofilme in den jeweiligen Stadien der Entwicklung zu geben. Mit den künstlichen Oberflächen wird so die Wiederbesiedlung natürlicher Oberflächen simuliert, von denen, beispielsweise durch ein Hochwasser der Biofilm abgerissen wurde An einem Wehr wurde der Einfluss von Fließgeschwindigkeit und Sedimentation auf die Struktur der Bakterien- und Algengemeinschaft und der enzymatischen Aktivität untersucht. Um zu klären, ob Wehre generell einen Einfluss auf die Bakteriengemeinschaft eines Biofilms haben wurde die Bakterienzellzahl (DAPI-gefärbte Zellen) an 3 Wehren vor und hinter den Barrieren mit denen von 3 naturnahen Stellen verglichen.

Material und Methoden

Die Ilm ist ein Mittelgebirgsbach 3. Ordnung und entspringt im Thüringer Wald (777 m ü NN) und mündet bei Naumburg (Sachsen-Anhalt) in die Saale. Auf einer Fließstrecke von 123 km befanden sich 2002 ca. 57 Wehre.

An einer naturnahen Stelle im Oberlauf des Flusses in Ortsnähe Manebach (Flusskilometer 120) wurde im August 2005 die Besiedlung von Objektträgern durch Biofilme im Zeitraum von 1 Stunde bis 5 Monaten verfolgt. Die Algengemeinschaft wurde anhand von Morphotypen (Grünalgen, pennate, coccale und fädige Diatomeen) nach Utermöhl (1958) und ausgewählte Gruppen der Bakteriengemeinschaft (Alpha-, Beta-, Gammaproteobakterien, Cytophaga-Flavobakterien und Aktinobakterien) wurden mittels CARD-FISH (Pernthaler et al. 2004) determiniert. Die Aktivität von extrazellulären Enzymen (Betaglukosidase, Betaxylosidase und Phosphatase) wurde mit Hilfe von fluorigenen Modellsubstraten (Hoppe 1983) bestimmt und die Biofilmdicke am konfokalen Laserscanningmikroskop gemessen (Schumann & Rentsch 1998). Die abiotischen Parameter Fließgeschwindigkeit, Sauerstoffgehalt, Trübung, pH, Leitfähigkeit, Nitrat-, Ammonium- und Phosphatkonzentrationen wurden regelmäßig erfasst. Außerdem wurde zur Abschätzung der Fließdynamik an der naturnahen Stelle sowie im Stau- und Abflussbereich eines Wehres (Ortslage Griesheim, 100 km) engmaschig (in Fließrichtung und in Gewässerbreite in 50 cm Schritten und in 5 cm Schritten von der Gewässersohle bis zur Wasseroberfläche) die Fließgeschwindigkeit bestimmt. Im Februar 2005 wurde an diesem Wehr und der naturnahen Stelle in Manebach die Struktur und Funktion der Bakterien- und Algengemeinschaft wie oben beschrieben ermittelt. Im Juni, August, Oktober, Dezember 2003 und März 2005 wurden an 3 Wehren (alle Ortslage Griesheim) Objektträger vor und hinter den Barrieren sowie an 3 naturnahen Stellen ausgebracht (Manebach sowie etwa 1 km vor und 3 km hinter den Wehren) und die Gesamtbakterienzahl (DAPI) (Porter & Feig 1980) in 2 Wochen alten Biofilmen bestimmt.

Ergebnisse

Die Besiedlung der Objektträger im naturnahen Bereich erfolgte sehr schnell. Nach einer Stunde wurden bereits ca. 40.000 Bakterienzellen und 10 Algen pro cm^2 gefunden. Alle untersuchten Gruppen hatten nach 12 Stunden die Objektträger besiedelt. Die Algengemeinschaft war im Zeitraum bis 12 Stunden von Grünalgen dominiert und dann von pennaten Diatomeen. Unter den Bakterien waren die Vertreter der Cytophaga-Flavobakterien von Beginn an am häufigsten vertreten. Bereits nach 4 Stunden war die Phosphataseaktivität im Biofilm messbar, gefolgt von der Betaglukosidaseaktivität nach 8 Stunden und der Betaxylosidaseaktivität nach 7 Tagen (Pohlon et al. 2010). Die engmaschige Messung der Fließgeschwindigkeit an einem Wehr hat ergeben, dass an der naturnahen Stelle mehrere kleine Bereiche mit langsamer bzw. schneller Fließgeschwindigkeit alternierten. Im Gegensatz dazu befand sich hinter der Staumauer im Abflussbereich des Wehres ein großer Pool mit langsamer Fließgeschwindigkeit gefolgt von einem mehrere Meter langen Bereich mit sehr schneller Fließgeschwindigkeit. Der Staubereich war homogen und von langsamen Fließgeschwindigkeiten geprägt. Die Konzentrationen von Nitrat, Ammonium und Phosphat waren nur an einigen Probenahmeterminen im Wehrbereich erhöht.

Die Besiedlung der Objektträger erfolgte im Staubereich schneller als im Abflussbereich und der naturnahen Stelle. Nach 2 Wochen waren die Bakterienzahlen an beiden Wehrstandorten signifikant höher als im naturnahen Bereich. Im Stau- und im Abflussbereich des Wehres waren im Biofilm große Mengen an anorganischem Material akkumuliert, und der Biofilm war dicker als im naturnahen Bereich. Im Staubereich nahm die Biofilmdicke aber über die Zeit ab. In 5 Monate alten Biofilmen waren die Abundanzen von Gammaproteobakterien höher und von Alphaproteobakterien niedriger als im naturnahen Bereich ohne große Sedimentakkumulationen.

Im Staubereich aller untersuchten Wehre war die Fließgeschwindigkeit im Vergleich zu den Abflussbereichen und den naturnahen Stellen signifikant herabgesetzt, und die Bakterienzahlen waren an den 3 untersuchten Wehre bis zu 100-fach höher als in den naturnahen Bereichen.

Diskussion

Die Besiedlung von ausgebrachten Oberflächen durch Bakterien und Algen in der Ilm erfolgt sehr schnell, wobei der mikrobielle Stoffumsatz durch eine hohe enzymatische Aktivität bereits zu einem frühen Zeitpunkt der Besiedlung gesichert wird. Die Pioniergemeinschaft der Algen ist von Grünalgen dominiert, die aktiv Oberflächen besiedeln können, während die Bakteriengemeinschaft von Cytophaga-Flavobakterien geprägt ist (Pohlon et al.2010).
Kleine Wehre sind Barrieren und führen zu einer Verringerung der Fließgeschwindigkeit im Fließgewässer und ermöglichen somit die Sedimentation von organischem und anorganischem Material. Biofilme, die in Bereichen mit hoher Sedimentation und / oder langsamen Fließgeschwindigkeiten wachsen, sind dicker und weisen eine höhere Anzahl an Bakterien und Algen auf. Allerdings nimmt die Stabilität insbesondere in Biofilmen, die bei langsamen Fließgeschwindigkeiten gewachsen sind, mit steigender Sedimentmenge ab. Offenbar werden bei hohen Sedimentmengen, akkumuliert in der Matrix, Beta- und Gammaproteobakterien begünstigt und Alphaproteobakterien sind weniger häufig. Der Einfluss von Sedimentation auf Biofilme an einem kleinen Wehr ist nicht nur auf den Bereich vor der Barriere beschränkt, sondern erstreckt sich auch noch in den Bereich hinter der Barriere ungeachtet der dort vorherrschenden hohen Fließgeschwindigkeiten. Durch kleine Wehre wird die Fließgeschwindigkeit in dem gesamten Staubereich künstlich herabgesetzt und vereinheitlicht, doch insbesondere in Gewässern mit sehr hohen Fließgeschwindigkeiten oder bei Begradigung können diese Wehre zu Sedimentation und zu Retention führen. Wehre sind Barrieren, die den Durchfluss des Gewässers behindern, aber auch Zonen von Gewässerberuhigung (Pohlon et al. 2006). Erhöhte Sedimentation und die Möglichkeit von hohem mikrobiellen Stoffumsatz in diesen Bereichen des Fließgewässers können den Kohlenstofftransfer zu höheren Trophieebenen begünstigen.

Danksagung

Mein Dank gilt der limnologischen Arbeitsgruppe der Friedrich-Schiller-Universität Jena für mannigfaltige Unterstützung bei den Probenahmen und der Determination insbesondere der Algengemeinschaft und beim Erfassen der Enzymdaten. Dr. Schönborn danke ich für die vielen Anregungen und Diskussionen. Der DFG danke ich, dass sie das Projekt finanziell getragen hat. Diese Arbeit wurde im Rahmen einer Doktorarbeit angefertigt.

Literatur

Battin, J. T., Kaplan, L. A., Newbold, J. D., Xianhao, C., Hansen, C. (2003): Effects of current velocity on the nascent architecture of stream microbial biofilms. Applied and Environmental Microbiology 69(9): 5443-5452.

Battin, J. T., Kaplan, L. A., Findley, S., Hopkinson, C. S., Marti, E, Packman, A. I., Newbold, J. D., Sabater, F. (2008): Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. Nature 1 (2): 95-100.

Blenkinsopp, S. A., Lock, M. A. (1994): The impact of storm-flow on river biofilm architecture. Journal of Phycology 30(5): 807-818.

Hoppe, H-G. (1983): Significance of exoenzymatic activities in the ecology of brackish water: measurements by means of methylumbelliferyl-substrates. Marine Ecology Progress Series 11: 299-308.

Lake, P. S. (2003): Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. Freshwater Biology 48(7): 1161-1172.

Lock, M.A. (1993): Attached microbial communities in rivers. In *Aquatic Microbiology*. Ford, T.E. (ed). Oxford, London, Edinburgh: Blackwell Scientific Publications: pp. 113-138.

Marxsen, J. (2001): Bacterial production in different streambed habitats of an upland stream:sandy versus coarse gravelly sediments. Archives for Hydrobiology. 152:543-565.

Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M., and Revenga, C. (2005): Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. Science 308: 405-408.

Pernthaler, A., Pernthaler, J., Amann, R. (2004): Sensitive multi- color fluorescence in situ hybridisation for the identification of environmental microorganisms. Molecular Microbial Ecology Manual, Second Edition 3.11: 711- 726.

Pohlon, E., Augspurger, C., Risse-Buhl, U., Arle, J., Willkomm, M., Halle, S., Küsel, K. (2007): Querying the obvious: Lessons from a degraded stream. Restoration Ecology. 15 (2): 312-316.

Pohlon, E., Marxsen, J., Küsel, K. (2010): Pioneering bacterial and algal communities and potential extracellular enzyme activities of stream biofilms. FEMS Microbiology Ecology 71:364-373.

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

Schumann, R., Rentsch, D. (1998): Staining particulate organic matter with DTAF-a fluorescence dye for carbohydrates and protein: a new approach and application of a 2D image analysis system. Marine Ecology Progress Series 163:77-88.

Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. Mitteilungen. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 9: 1-38.

Effekte von Temperatur und Ernährung auf das Wachstum und die Cholesterolallokation bei Daphnien

Erik Sperfeld[1] & Alexander Wacker[1**]*

1 Universität Potsdam, Institut für Biochemie und Biologie, Am Neuen Palais 10, 14469 Potsdam, * e-mail: eriksperfeld@googlemail.com, ** e-mail: wackera@uni-potsdam.de

Keywords: Futterqualität, Zooplankton, Temperaturadaptation, Allokation, Sterole, Crustaceen

Einleitung

Aufgrund des globalen Klimawandels wird zukünftig eine Erwärmung sowohl der Luft- als auch der an sie gekoppelten Wassertemperatur prognostiziert. Erhöhte Wassertemperaturen fördern das Auftreten von Cyanobakterienblüten mit all ihren negativen Konsequenzen (Paerl and Huisman 2008). Cyanobakterien sind für das herbivore Zooplankton, wie z.B. Crustaceen, von schlechter Futterqualität, was zu einem Ausbleiben der top-down Kontrolle der Cyanobakterien durch die herbivoren Crustaceen führen kann. Für diesen Futterqualitätseffekt kann, neben potentieller Toxizität, schlechter Verdau- und Ingestierbarkeit der Cyanobakterien, auch das Fehlen der für Arthropoden essentiellen Sterole verantwortlich sein (Martin-Creuzburg and Von Elert 2009). Die von den Crustaceen, wie z.B. der Gattung *Daphnia*, mit der Nahrung aufgenommenen Phytosterole sind wichtige Vorläufermoleküle für die unabdingbare Zellmembrankomponente Cholesterol. Cholesterol ist auch ein Vorläufer für Steroidhormone, welche für die Häutung von Arthropoden von Bedeutung sind (Grieneisen 1994). Werden Sterole von Crustaceen nicht in ausreichender Menge mit der Nahrung aufgenommen, kommt es zu einer Limitierung des Wachstums der Tiere (Von Elert et al. 2003; Martin-Creuzburg and Von Elert 2004).

Cholesterol, als struktureller Bestandteil biologischer Membranen, spielt auch eine wichtige Rolle in der Temperaturanpassung von Organismen; bei erhöhter Temperatur können Membranen durch eine verstärkte Einlagerung von Cholesterol stabilisiert werden (Hochachka and Somero 2002). Das deutet an, dass Crustaceen einen erhöhten Bedarf an Sterolen (Cholesterol) mit steigender Temperatur haben. Kommt es nun durch steigende Temperaturen zu einer verstärkten Dominanz von Cyanobakterien, fällt eine sinkende Sterolverfügbarkeit seitens des Phytoplanktons mit einem erhöhten Sterolbedarf der herbivoren Crustaceen zusammen. Ob der potentiell erhöhte Bedarf an Cholesterol bei erhöhter Temperatur auch tatsächlich negative Konsequenzen für das Wachstum der herbivoren Crustaceen hat, wurde mit der Daphnienart *Daphnia magna* in standardisierten Laborexperimenten untersucht. Das Wachstum und der Cholesterolgehalt von *D. magna* wurden entlang eines artifiziell hergestellten Cholesterolgradienten in der Nahrung bei verschiedenen Temperaturen untersucht. Außerdem wurde die Allokation von Cholesterol zwischen dem eigenen Körpergewebe und dem Nachwuchs untersucht, um eventuell Fitness erhöhende Adaptationsstrategien aufzudecken.

Die im weiteren Verlauf beschriebenen Methoden und Ergebnisse sind im *Journal of Experimental Biology* (2009, 212: 3051-3059) unter dem Titel: "Effects of temperature and dietary sterol availability on growth and cholesterol allocation of the aquatic keystone species *Daphnia*" publiziert. Diese Publikation lag der Bewerbung zum DGL-Nachwuchspreis 2010 in Bayreuth zugrunde.

Material und Methoden

Juvenile *Daphnia magna* (< 12 h nach Schlupf) wurden in 300 mL filtriertes Seewasser mit dem coccalen Cyanobacterium *Synechococcus elongatus* (2 mgC/L) überführt. *S. elongatus* (~2 µm∅) ist gut ingestier- und assimilierbar, nicht toxisch und frei von Sterolen (demnach auch kein Cholesterol). Zu diesem Basisfutter wurden Cholesterol enthaltende Liposomen (~2.3 µm∅) in 19 verschiedenen Konzentrationen dazugegeben (0-53 µg Cholesterol/mgC). Die Daphnien in den 19 verschiedenen Futterbehandlungen wurden bei 15, 20 und 25°C bis zur Anlage des 1. Geleges gehalten und täglich in neue Futtersuspensionen umgesetzt. Die Tiere wurden zum Anfang und zum Ende des Experiments gewogen. Aus der Massenzunahme über die Versuchsdauer wurde die somatische Wachstumsrate bestimmt. Außerdem wurde der Cholesterolgehalt im Körper der Tiere und in deren Eiern (falls vorhanden) gaschromatographisch bestimmt. Aus diesen Cholesterolgehalten konnte der Cholesterolgehalt des Individuums berechnet werden. Detailliertere Informationen der Material und Methoden können Sperfeld & Wacker (2009) entnommen werden.

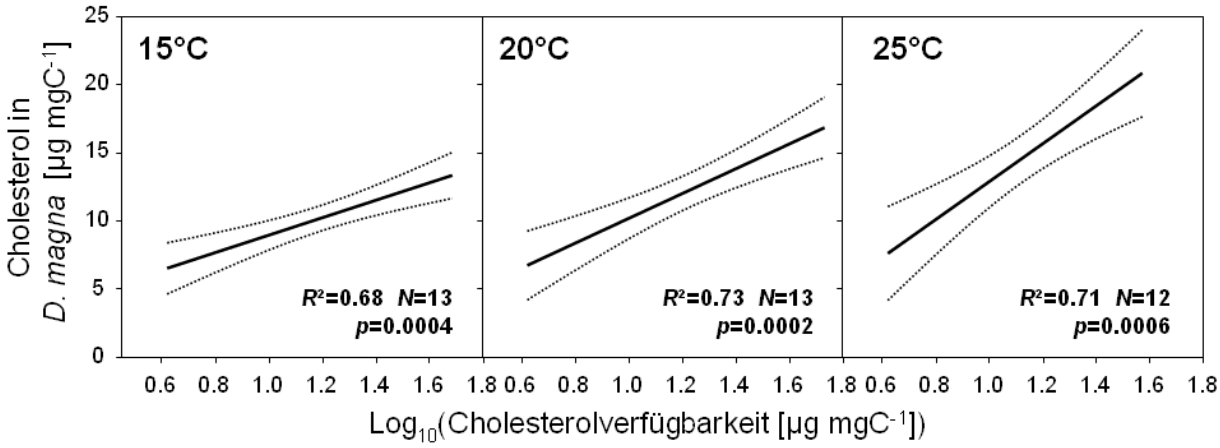


Abb. 1: Entwicklung des Cholesterolgehalts im Gesamtindividuum (Soma + Eier) von *Daphnia magna* (y-Achse) in Abhängigkeit der Cholesterolverfügbarkeit der Nahrung (x-Achse, logarithmiert) bei 3 verschiedenen Kultivierungstemperaturen. Dargestellt sind die Regressionsgeraden mit deren Konfidenzbändern. Modifiziert nach Sperfeld & Wacker (2009).

Ergebnisse und Diskussion

Generell nimmt der Cholesterolgehalt im Gewebe des gesamten Individuums von *D. magna* bei allen drei Temperaturen mit steigender Cholesterolverfügbarkeit zu (**Abb. 1**; ANCOVA, Cholesterol: $F_{1,32}$=63.1, p<0.0001). Diese Zunahme im Cholesterolgehalt von *D. magna* fällt bei höheren Temperaturen stärker aus (ANCOVA, Temperatur: $F_{2,32}$=14.1, p<0.0001, Interaktion Cholesterol×Temperatur: $F_{2,32}$=3.3, p=0.049). Da sich Cholesterol vorrangig in der Plasmamembran von Tieren befindet (Crockett 1998), deuten die Ergebnisse an, dass *D. magna* bei höheren Temperaturen verstärkt Cholesterol in die Membranen einbaut, wenn genügend Cholesterol in der Nahrung vorhanden ist. *D. magna* zeigt einen höheren strukturellen Bedarf an Cholesterol mit steigender Temperatur, was sich auch auf das Wachstum auswirken könnte. Tatsächlich stellte sich das maximal mögliche Wachstum bei höherer Temperatur erst bei höherer Cholesterolverfügbarkeit ein (**Abb. 2**), was einen erhöhten Cholesterolbedarf für das Wachstum in wärmerer Umgebung anzeigt. Diese verstärkte Cholesterollimitation des Wachstums bei höherer Temperatur wurde kürzlich auch für Copepoden nachgewiesen (Hassett and Crockett 2009).

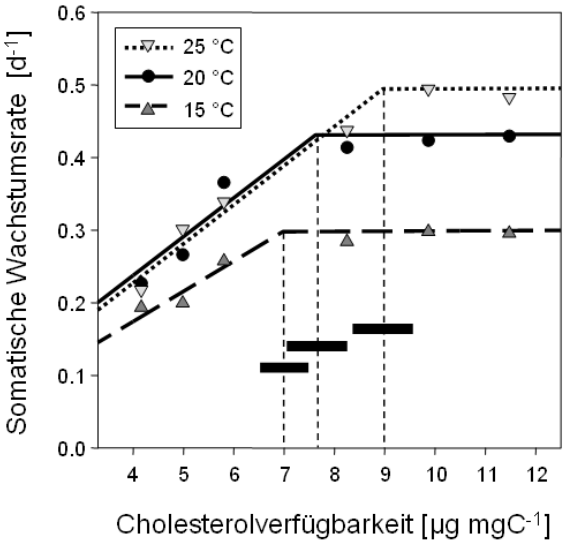


Abb. 2: Abhängigkeit des Cholesterolschwellenwertes für gesättigtes Wachstum von *D. magna* (gestrichelte vertikale Linie) von der Temperatur. Horizontale dicke Balken kennzeichnen die Konfidenzintervalle der Schwellenwerte, bestimmt aus der schrittweisen Regression der somatischen Wachstumsrate (y-Achse) und der Cholesterolverfügbarkeit (x-Achse). Modifiziert nach Sperfeld & Wacker (2009).

Der Cholesterolgehalt der Eier von *D. magna* war generell höher als der des Körpergewebes (**Abb. 3**), welches von der Cholesterolverfügbarkeit (ANCOVA, Cholesterol: $F_{1,32}$=18.9, p=0.0001) und der Temperatur (ANCOVA, Temperatur: $F_{1,32}$=17.8, p<0.0001, Interaktion Cholesterol×Temperatur: $F_{2,32}$=3.7, p=0.036) ähnlich dem Cholesterolgehalt des gesamten Individuums beeinflusst wurde (vgl. Abb. 1). Auch der Cholesterolgehalt der Eier nahm generell mit steigender Cholesterolverfügbarkeit (ANCOVA, Cholesterol: $F_{1,24}$=19.6, p=0.0002) und steigender Temperatur (ANCOVA, Temperatur: $F_{2,24}$=17.8, p<0.0001) zu (**Abb. 3**). Es zeigte sich jedoch keine signifikante Interaktion zwischen den beiden beeinflussenden Faktoren (ANCOVA, Interaktion Cholesterol×Temperatur: $F_{2,24}$=1.6, p=0.221), welche zuvor beim Individuum und beim Soma zu beobachten war. Beachtenswert ist jedoch, dass die Tiere bei 25°C im Cholesterol limitierten Bereich sehr viel mehr Cholesterol in ihre Nachkommen investierten als bei den geringeren Temperaturen. Vermutlich ist ein erhöhter Cholesterolgehalt bei höherer Temperatur nötig, um eine angemessene Eientwicklung zu gewährleisten.

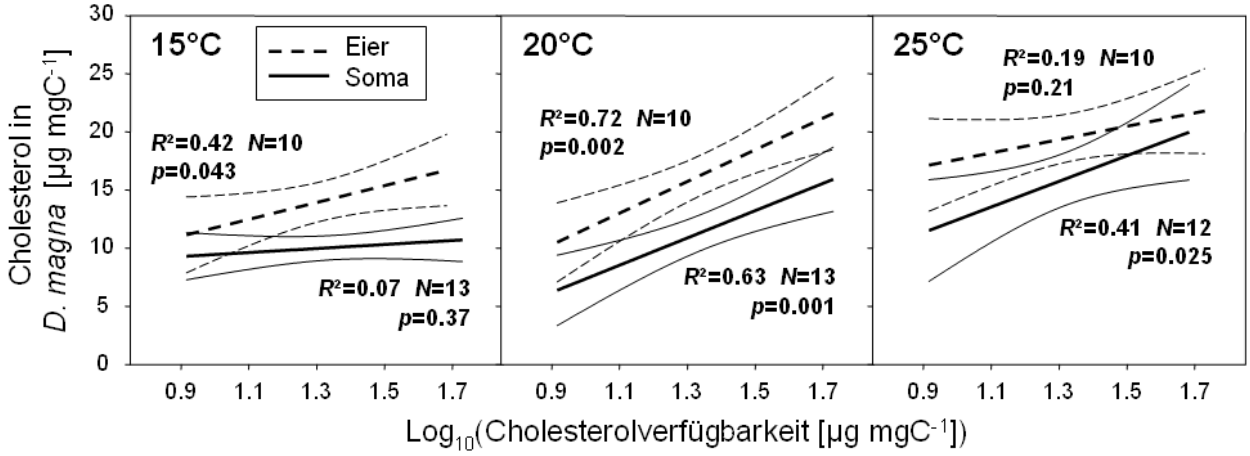


Abb. 3: Entwicklung des Cholesterolgehalts in den Eiern und im Körpergewebe (Soma) von *D. magna* (y-Achse) in Abhängigkeit der Cholesterolverfügbarkeit der Nahrung (x-Achse, logarithmiert) bei 3 verschiedenen Kultivierungstemperaturen. Dargestellt sind die Regressionsgeraden (nicht extrapoliert) mit deren Konfidenzbändern. Modifiziert nach Sperfeld & Wacker (2009).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

In der vorliegenden Studie wurde ein steigender Cholesterolgehalt von *Daphnia magna* mit steigender Temperatur beobachtet, was auf einen erhöhten strukturellen Bedarf, wahrscheinlich aufgrund der Temperaturadaptation in den Membranen, hindeutet. Wahrscheinlich aufgrund des erhöhten strukturellen Bedarfs, kam es zu der beobachteten verstärkten Cholesterollimitierung des Wachstums bei ansteigenden Temperaturen. Zusätzlich wurde bei hoher Temperatur verstärkt Cholesterol in die Nachkommen investiert, was die Cholesterollimitierung der Mütter noch verstärken kann.

Fazit: Eine erhöhte Wassertemperatur kann sich in doppelter Weise negativ auf herbivore Crustaceen wie *Daphnia* auswirken. Zum einen kann die Sterolverfügbarkeit durch das verstärkte Vorkommen von Cyanobakterien sinken, wodurch die Tiere weniger Cholesterol für ihren Anabolismus synthetisieren können. Zum anderen verstärkt eine erhöhte Temperatur den strukturellen Bedarf an Cholesterol für die Temperaturadaptation der Zellmembranen. Diese beiden Gründe können zur Verstärkung einer potentiellen Cholesterollimitierung beitragen und dadurch zu einer verringerten top-down Kontrolle der Cyanobakterien durch deren Konsumenten.

Danksagung

Ich möchte mich recht herzlich bei der DGL bedanken, mir im Rahmen des Nachwuchspreises die Vorstellung meiner Ergebnisse in einem Plenarvortrag ermöglicht zu haben. Die der Präsentation zugrunde liegenden Ergebnisse wurden im Rahmen meiner Doktorarbeit unter der Betreuung von Alexander Wacker erhoben. Für eine hervorragende Kooperation möchte ich Dominik Martin-Creuzburg danken. Ferner bedanke ich mich bei Sabine Donath und Silvia Heim für die technische Unterstützung im Labor und bei den Arbeitsgruppen ‚Theoretische aquatische Ökologie' (AG-Leiter: Alexander Wacker) und ‚Ökologie und Ökosystemmodellierung' (AG-Leiter: Ursula Gaedke) an der Universität Potsdam für die sehr angenehme Arbeitsatmosphäre. Der Deutschen Forschungsgemeinschaft möchte ich für die Finanzierung danken (DFG, WA 2445/3-1).

Literatur

Crockett, E.L. (1998): Cholesterol function in plasma membranes from ectotherms: membrane-specific roles in adaptation to temperature. Am. Zool. 38: 291-304.

Grieneisen, M.L. (1994): Recent advances in our knowledge of ecdysteroid biosynthesis in insects and crustaceans. Insect Biochem. Mol. 24: 115-132.

Hassett, R.P. & Crockett, E.L. (2009): Habitat temperature is an important determinant of cholesterol contents in copepods. J. Exp. Biol. 212: 71-77.

Hochachka, P.W. & Somero, G.N. (2002): Biochemical adaptation: Mechanism and process in physiological evolution. Oxford University Press.

Martin-Creuzburg, D. & Von Elert, E. (2004): Impact of 10 dietary sterols on growth and reproduction of *Daphnia galeata*. J. Chem. Ecol. 30: 483-500.

Martin-Creuzburg, D. & Von Elert, E. (2009): Ecological significance of sterols in aquatic food webs., p. 43-64. *In* [eds.], Arts M.T., Brett M.T., and Kainz M. Lipids in Aquatic Ecosystems. Springer.

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

Sperfeld, E. & Wacker, A. (2009): Effects of temperature and dietary sterol availability on growth and cholesterol allocation of the aquatic keystone species *Daphnia*. J. Exp. Biol. 212: 3051-3059.

Von Elert, E., Martin-Creuzburg, D., & Le Coz, J.R. (2003): Absence of sterols constrains carbon transfer between cyanobacteria and a freshwater herbivore (*Daphnia galeata*). Proc. Biol. Sci. B 270: 1209-1214.

POSTERPRÄMIERUNG 2010

HELLINGER, F. & A. MARTENS: Links- oder Rechtshänder? Der asymmetrische Klammergriff des Gammarus-Männchens während der Präkopula

MARTIN, J., B. WISSEL & G. BECKER: Untersuchung des Nahrungsspektrums der Chinesischen Wollhandkrabbe (Eriocheir sinensis, Varunidae) im Niederrhein mit Hilfe stabiler Isotope

NEUMANN, K., S. GRAHL & E. L. MEYER: Der Mythos von unberührten Quellen und die ökologische Realität in der Seppenrader Schweiz (Münsterland, NRW)

NIEHUES, A., C. BECKE, M. DREES & E. I. MEYER: Analyse zeitlicher Veränderungen der populationsgenetischen Struktur von Gammariden mit Hilfe von Mikrosatelliten

OEXLE, S., N. BREDE, M. WESSELS, H. B. STICH & D. MARTIN-CREUZBURG: Molekulargenetische Rekonstruktion evolutionärer Prozesse innerhalb einer sich etablierenden Population - D. pulicaria im Bodensee-Untersee

SCHWERDT, B., M. DREES, N. KASCHEK, H. W. RISS & E. I. MEYER: Experimentelle Studie zum Potenzial für „long-distance dispersal" des invasiven Süßwasser-Amphipoden Echinogammarus berilloni im Vergleich mit den heimischen Arten Gammarus pulex und Gammarus fossarum (Crustacea)

Links- oder Rechtshänder? Der asymmetrische Klammergriff des *Gammarus*-Männchens während der Präkopula

Felix Hellinger & Andreas Martens

Abteilung Biologie, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland, felixhellinger@googlemail.com, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: Precopula, amplexus, *Gammarus pulex*, *Gammarus roeselii*, Amphipoda

Einleitung

Bei der Mehrzahl der Süßwasser-Flohkrebse sichert sich das Männchen seine Partnerin vor der Paarung und hält sich aufreitend mehrere Tage fest. Das Männchen muss abwarten, bis das Weibchen sich häutet; nur dann kann es zur Spermaübergabe kommen. Durch die Reiterstellung verhindert das Männchen zudem den Zugriff von Konkurrenten (Birkhead & Clarkson 1980).

Das Anliegen der vorliegenden Studie ist, das Klammerverhalten von männlichen Flohkrebsen während der Präkopula eingehender zu betrachten. Hierzu wurden an *Gammarus pulex* und *G. roeselii* experimentelle Untersuchungen durchgeführt. Zusätzlich wurden begleitende Studien zum Ablauf der zum Klammergriff führenden Verhaltensweisen unternommen.

Über die exakte Art der Klammerung des Männchens liegen unterschiedliche Erkenntnisse vor. Einig sind sich die Autoren jedoch, dass das Weibchen zwischen dem Kopf und dem 1. sowie dem 5. und 6. Thoraxsegment gehalten wird. Hartnoll & Smith (1978) beschreiben jene Klammerstellen für drei *Marinogammarus*-Arten. An jenen Stellen sind inzwischen unter anderem bei *Gammarus pulex* auf beiden Körperseiten spezielle Einstülpungen und Poren gefunden worden, an nur denen die Dactyli der Männchen eingeführt werden können (Platvoet et al. 2006).

Wie klammert das Männchen?

Gammarus pulex und *G. roeselii* wurden zusammen in einem Becken aufbewahrt. Paare in Präkopula wurden entnommen und die exakte Art der Klammerung wurde im Blockschälchen unter dem Binokular registriert. Hierzu wurden folgende Kategorien festgelegt:

vrhl (vorne rechts; hinten links): Der 1. rechte Gnathopod des Männchens klammert am rechten Teil (bis einschließlich zur Mitte) des 1. Segments des Weibchens. Der 1. linke Gnathopod klammert am 5. Segment des Weibchens.

vlhr (vorne links, hinten rechts): Der 1. linke Gnathopod des Männchens klammert am linken Teil (bis einschließlich zur Mitte) des 1. Segments des Weibchens. Der 1. rechte Gnathopod klammert am 5. Segment des Weibchens.

andere: Alle Klammerstellungen, die nicht für vrhl und vlhr zutreffen.

Das Männchen nutzte zur Klammerung ausschließlich sein 1. Gnathopodenpaar. Mit diesen klammerte es an den oben genannten Segmentstellen des Weibchens. Bei den beiden untersuchten Arten

Gammarus pulex (n= 85) und *G. roeselii* (n= 206) lagen keine Präferenzen für eine Klammerstellung vor.

Präferierte Klammerstellung einzelner Männchen?

Um auch eine bevorzugte Klammerstellung der einzelnen Individuen ausschließen zu können, wurden die Paare in der Folge experimentell noch vier Mal voneinander getrennt, bis schließlich, den Wert der oben genannten Versuchsreihe inbegriffen, 5 Werte zur Klammerstellung vorlagen. Die 5 Werte wurden für jedes Paar auf das Verhältnis vrhl:vlhr übertragen.

Bei *Gammarus roeselii* (Abb.1) klammerten bei insgesamt 184 protokollierten Paaren nur 12 Männchen stets mit der gleichen Gnathopodenstellung. Bei mehr als 55% der untersuchten Paare war die Stellung der männlichen Gnathopoden mit dem Verhältnis 3:2 oder 2:3 maximal ausgeglichen. Die Daten waren bei *Gammarus pulex* vergleichbar. Es ließ sich keine bevorzugte Klammerstellung feststellen.

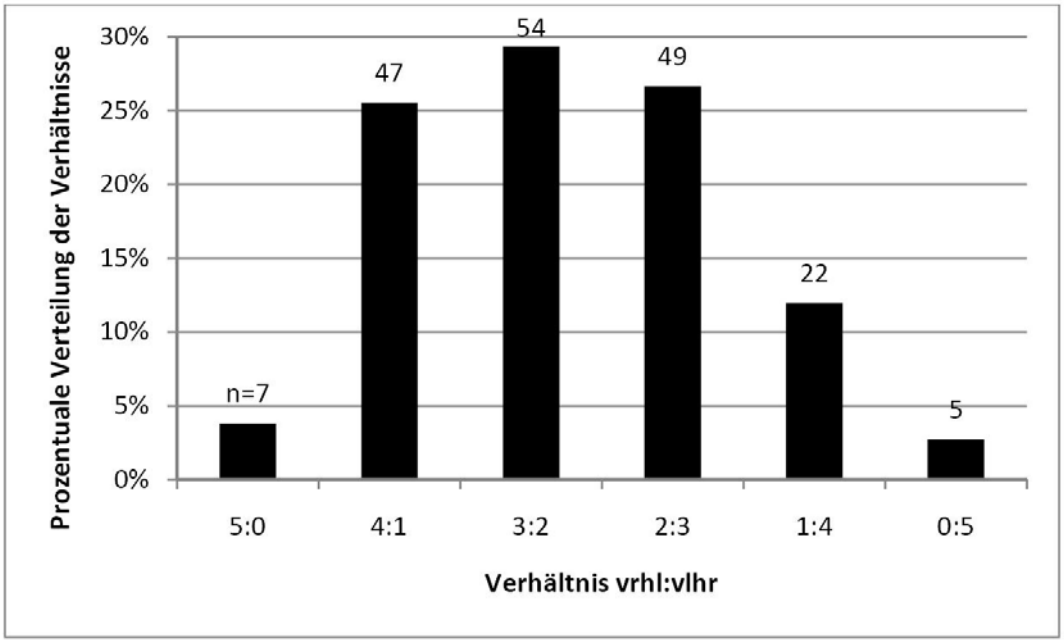


Abb. 1: Klammerstellungen der Männchen bei experimentell mehrfach in Präkopula getrennten Paaren von *Gammarus roeselii* (n=184). vrhl (vorne rechts; hinten links): Der 1. rechte Gnathopod des Männchens klammert am rechten Teil (bis einschließlich zur Mitte) des 1. Segments des Weibchens. Der 1. linke Gnathopod klammert am 5. Segment des Weibchens. vlhr: der linke Gnathopod 1 klammert vorne, der rechte hinten.

Entstehung der Klammerstellung des Männchens

Die Präkopula wird durch den Kontakt der männlichen Antennen mit dem Weibchen eingeleitet (Dick & Elwood 1989; Birkhead & Clarkson 1980; Heinze 1932). Nachdem ein Männchen ein Weibchen ergriffen hatte, drehte es dieses so zurecht, dass sich dieses mit der Dorsalseite unter dem vorderen Teil seines Thorax befand. Die Lage des weiblichen Körpers war im Vergleich zu dem des Männchens um 90° gedreht. Nun führte das Männchen seine beiden Dactyli der 1. Gnathopoden im Bereich der speziellen Segmentkanten (Platvoet et al. 2006) ein (Abb.2).

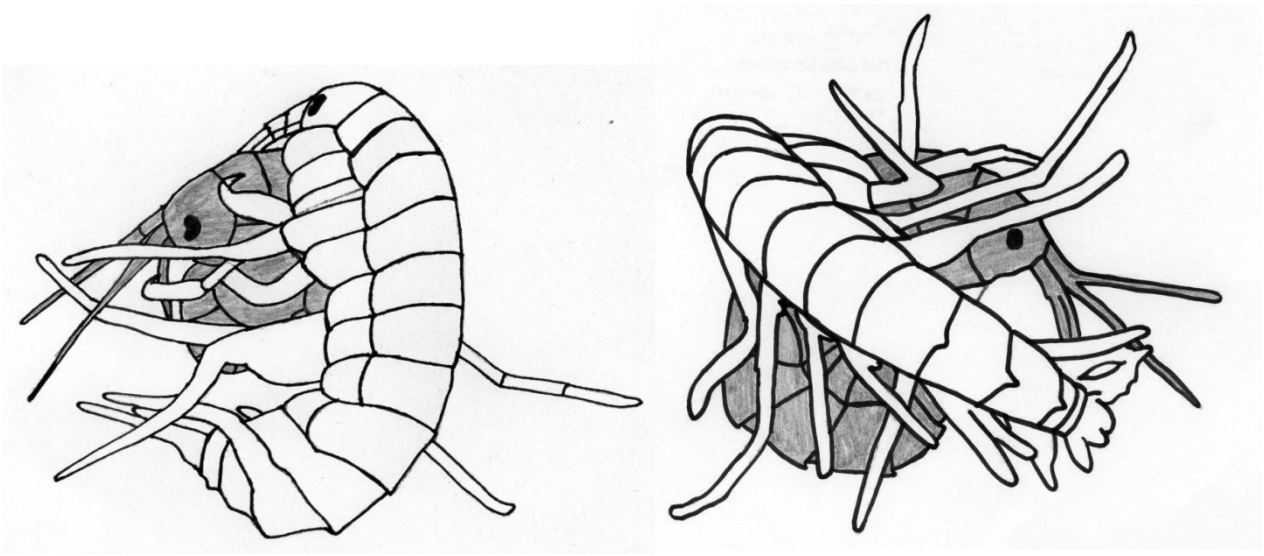


Abb. 2: Die Einleitung der Präkopula bei *Gammarus*: Das Männchen (hell) hält das Weibchen (dunkel) in der rechtwinkligen Position und versucht seine ersten Gnathopoden an den Soll-Klammerstellen einzuhaken (schematisch).

Es wurde darauf geachtet, auf welcher Seite des Männchens sich der Kopf des Weibchens in jener rechtwinkligen Position befand. Die Position des Kopfes wurde mit der anschließenden Klammerstellung verglichen. In allen Fällen (*G. pulex* n=17, *G. roeselii* n=54) klammerte derjenige 1. Gnathopod am 1. Thoraxsegment des Weibchens, auf deren Seite sich auch der Kopf des Weibchens zuvor befand. Die Klammerstellung war somit davon abhängig, von welcher Seite das Weibchen zuerst vom Männchen ergriffen wurde.

Wechsel des Klammergriffs während der Präkopula?

Eine weitere Versuchsreihe sollte klären, ob das Männchen seinen Klammergriff während der Präkopula verändert. Hierzu wurden die Klammerstellungen der Paare beider Arten über mehrere Tage dokumentiert. Der Großteil der Paare in Präkopula wechselte den Klammergriff nicht.

Diskussion

Hartnoll & Smith (1978) beschreiben die Einnahme der 90°-Position und die Klammerstellen zwischen Kopf und 1. sowie zwischen 5. und 6. Thoraxsegment für drei *Marinogammarus*-Arten. Auch die von Platvoet et al. (2006) entdeckten speziellen Einstülpungen und Poren befinden sich bei den Weibchen sowohl bei *Dikerogammarus villosus* als auch bei *G. pulex* an den gleichen Stellen. Die Tatsache, dass diese Übereinstimmungen bei nicht verwandten Arten bestehen, lässt die Allgemeingültigkeit der Ergebnisse dieser Arbeit für alle Gammariden und andere Amphipoden mit praktizierter Präkopula vermuten.

Das Ergebnis, dass das Männchen seine Gnathopodenstellung nach dem Ergreifen eines Weibchens tendenziell nicht mehr ändert, wird auch durch den herrschenden Konkurrenzdruck unter den Männchen bekräftigt. Sollten die Männchen die Klammerstellung in der rechtwinkligen Position verändern können, so wären sie in jener Position wesentlich angreifbarer für männliche Konkurrenten und könnten sich nur eingeschränkt gegen sie verteidigen. Die 2. Gnathopoden, mit denen sich die Männchen in Präkopula gegen Konkurrenten wehren (Hume et al. 2005), könnten nicht eingesetzt werden, da mit ihnen das Weibchen gehalten werden würde.

Zusammenfassung

Bei den Amphipoden *Gammarus pulex* und *G. roeselii* wurde die exakte Klammerstellung der Männchen während der Präkopula untersucht. Das Männchen klammerte das Weibchen in der Präkopula stets nur mit seinem ersten Gnathopodenpaar. Dabei führte das Männchen den Dactylus den einen Gnathopoden zwischen dem Kopf und dem 1. Thoraxsegment unter die Kutikula des Weibchens ein, der andere hakte zwischen dem 5. und 6. Thoraxsegment ein. Eine Präferenz der Männchen, welcher der ersten Gnathopoden vorne und welcher hinten einhakt, kann ausgeschlossen werden. Die genaue Klammerstellung, und damit auch die Frage welcher vorne und welcher hinten einhakt, ist im Ergreifen des Weibchens durch das Männchen zu Beginn der Präkopula und in der darauf folgenden rechtwinkligen Position der beiden Flohkrebse begründet. Tendenziell wechselten die Männchen während der Präkopula die Klammerstellung nicht.

Literatur

Birkhead, T. R. & K. Clarkson (1980): Mate selection and precopulatory guarding in *Gammarus pulex*. – Zeitschrift für Tierpsychologie 52: 365-380.

Dick, J. T. A. & R. W. Elwood (1989): Assessments and decisions during mate choice in *Gammarus pulex* (Amphipoda). – Behaviour 109: 235-246.

Hartnoll, R. G. & S. M. Smith (1978): Pair formation and the reproductive cycle in *Gammarus duebeni*. – Journal of natural History 12: 501-511.

Heinze, K. (1932): Fortpflanzung und Brutpflege bei *Gammarus pulex* L. und *Carinogammarus Roeselii* Gerv. – Zoologische Jahrbücher, Abteilung allgemeine Zoologie und Physiologie 51: 397-440.

Hellinger, F. (2010): Die Präkopula von Flohkrebsen – von eigenen Untersuchungen zum Unterrichtskonzept. – Pädagogische Hochschule Karlsruhe. Wissenschaftliche Hausarbeit (unveröffentlicht), Karlsruhe.

Hume, K. D., R. W. Elwood, J. T. A. Dick & J. Morrison (2005): Sexual dimorphism in amphipods: the role of male posterior gnathopods revealed in *Gammarus pulex*. – Behavioral Ecology and Sociobiology 58: 264-269.

Platvoet, D., Y. Song, S. Li & G. van der Velde (2006): A lock-on system in precopulae of *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), also present in *Gammarus pulex* pulex (Linnaeus, 1758) (Amphipoda). Amphipod Pilot Species Project (AMPIS) Report 2. – Crustaceana 79: 993-1003.

Untersuchung des Nahrungsspektrums der Chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*, Varunidae) im Niederrhein mit Hilfe stabiler Isotope

Jonas Martin 1, Björn Wissel 2 & Georg Becker 3

1,3 Universität zu Köln, Biozentrum, Zülpicher Str. 47b, 50674 Köln, 1 jonasmartin@gmx.de, 3gbecker@uni-koeln.de, 2 University of Regina, Department of Biology, Regina, SK S4S OA2 (Canada), bjoern.wissel@uregina.ca

Keywords: *Eriocheir sinensis,* stabile Isotope, Rhein, Nahrungsnetz

Einleitung

Die Chinesische Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*, H. Milne Edwards, 1853) ist ein Neozoe, der ursprünglich in Zentralasien beheimatet ist. Ende des 19. Jahrhunderts wurde sie höchst wahrscheinlich mit dem Ballastwasser von Handelsschiffen eingeschleppt (Cohen & Carlton 1997). Heute besiedelt *E. sinensis* einen Großteil der Flüsse Europas in hoher Abundanz (Fladung 2000, Czerniejewski et al. 2007, Gilbey et al. 2008). Diese invasive Art verursachte seit ihrem ersten Auftreten in Deutschland im Jahre 1912 Schäden in Höhe von circa 80 Millionen Euro (Gollasch & Nehring 2006) in Wasser- und Fischereiwirtschaft. Zahlreiche Autoren zeigten, dass invasive Arten wie *E. sinensis* großen Einfluss auf Ökosysteme und einheimische Arten haben und generell die Biodiversität in ihrem nicht natürlichen Lebensraum negativ beeinflussen (z.B. Williamson 1996). Um die Auswirkungen von *E. sinensis* auf das Nahrungsnetz des Niederrheins besser einschätzen zu können, wurden in dieser Studie die trophischen Beziehungen zwischen *E. sinensis* und potentiellen Nahrungsressourcen untersucht. Die Analyse natürlich vorkommender stabiler Isotope kann genutzt werden, um das tatsächlich genutzte Nahrungsspektrum zu untersuchen. Bei der Aufnahme einer Nahrungsquelle reichert sich das schwere Kohlenstoffisotop $\delta^{13}C$ nur geringfügig an (0,3 bis 0,5 ‰), so dass sich die $\delta^{13}C$ Werte eines Konsumenten nur wenig von denjenigen ihrer Nahrungsquellen unterscheiden. Im Gegensatz dazu reichert sich ^{15}N signifikant in Konsumenten an (circa 3,4 ‰, Hershey et al. 2006). $\delta^{13}C$ Werte ermöglichen also die Bestimmung von Nahrungsquellen eines Konsumenten, wobei $\delta^{15}N$ Werte sein trophisches Niveau widerspiegeln.

Material und Methoden

Untersuchung stabiler Isotope von E. sinensis und potentiellen Nahrungsquellen

Die Untersuchungen wurden vom 13. Mai bis 5. Juli 2010 in der Ökologischen Rheinstation bei Köln durchgeführt (Rhein km 684,5). Die Chinesischen Wollhandkrabben verschiedener Größen beiderlei Geschlechts stammten teilweise vom Kühlwassereinzug eines Kraftwerks bei Köln, sowie von einem Fischer in der Nähe von Rees (Rhein km 846). Die auf ihre isotopische Zusammensetzung untersuchten potentiellen Nahrungsquellen von *E. sinensis* wurden auf Grund ihrer hohen Abundanz im Rhein ausgewählt und in der Ökologischen Rheinstation oder ihrer näheren Umge-

bung gesammelt. Auf Grund der geringen Biomasse einzelner Individuen bestimmter Makroinvertebraten wurden Mischproben von mehreren Individuen erstellt (Tab.1). Bei tierischen Proben wurde, wenn möglich, Muskelgewebe entnommen und pflanzliche Proben wurden von Detritus und tierischem Material gesäubert. Alle Proben wurden mit Wasser gespült, bei 105 C° für 24 Stunden ofengetrocknet, gemörsert oder mit einer Mahlmühle pulverisiert und in Zinnkapseln verpackt.

Tab. 1: Untersuchte Organismen, a Mischproben, b Anzahl der Individuen pro Mischprobe

Taxa	n	n[b]
Eriocheir sinensis	40	-
Ponticola kessleri	5	-
Orconectes limosus	5	-
Bryozoen	5	-
Jaera sarsi	3[a]	25
Dikerogammarus villosus	5[a]	15
Ancylus fluviatilis	4[a]	15
Corbicula fluminea (Muskelgewebe)	5[a]	5
C. fluminea (vollständiges Individuum)	5[a]	37
Dreissena polymorpha	5[a]	44
Fontinalis antipyretica	5	-
Cladophora spec. / Tribonema spec.	2	-
Detritus (diverse terrestrische Blätter)	5	-

Die Untersuchung der Proben auf ihre isotopische Zusammensetzung erfolgte durch eine elementare Isotopenanalyse mit einem Massenspektrometer (EA-IRMS) mit Hilfe eines elementaren Verbrennungssystems (Costech) und eines ThermoQuest (Finnigan-MAT) Delta Plus (IRMS). Die Analysen wurden an der Universität zu Regina (Kanada) durchgeführt. Die isotopische Zusammensetzung der Proben wurde in pro mill (‰) gemäß Gleichung 1 berechnet:

1. $\delta X = ((R_{sample} / R_{standard})-1) \times 1000$,

wobei X der Konzentration von ^{15}N oder ^{13}C entspricht und R die entsprechenden Quotienten von ^{15}N / ^{14}N und ^{13}C / ^{12}C wiedergibt.

Die Standards für ^{15}N und ^{13}C waren atmosphärischer Stickstoff (VAIR) und Pee Dee Belemnite (V-PDB, nach Peterson & Fry (1987)). Ein hoher Fettgehalt im Gewebe hat einen starken Einfluss auf die $\delta^{13}C$ Werte einer Probe und muss deshalb bei ökologischen Studien berücksichtigt werden (Bodin et al. 2006). Bei aquatischen Organismen besteht ein starker Zusammenhang zwischen dem C:N Verhältnis und dem $\delta^{13}C$ Wert der zu Gleichung 2 führt:

2. $\delta^{13}C_{normalisiert} = \delta^{13}C_{unverändert} - 3.32 + 0.99 \times C : N$,

wobei $\delta^{13}C_{normalisiert}$ den Schätzwert für $\delta^{13}C$ einer reinen Proteinprobe wiedergibt und mit dem $\delta^{13}C$ Wert nach direkter chemischer Lipidextraktion vergleichbar ist (Post et al. 2007).

Ergebnisse

Die isotopische Zusammensetzung der Chinesischen Wollhandkrabben und ihrer potentiellen Nahrungsquellen wurde in einem Kohlenstoff-Stickstoff Biplot dargestellt (siehe Abb. 1).

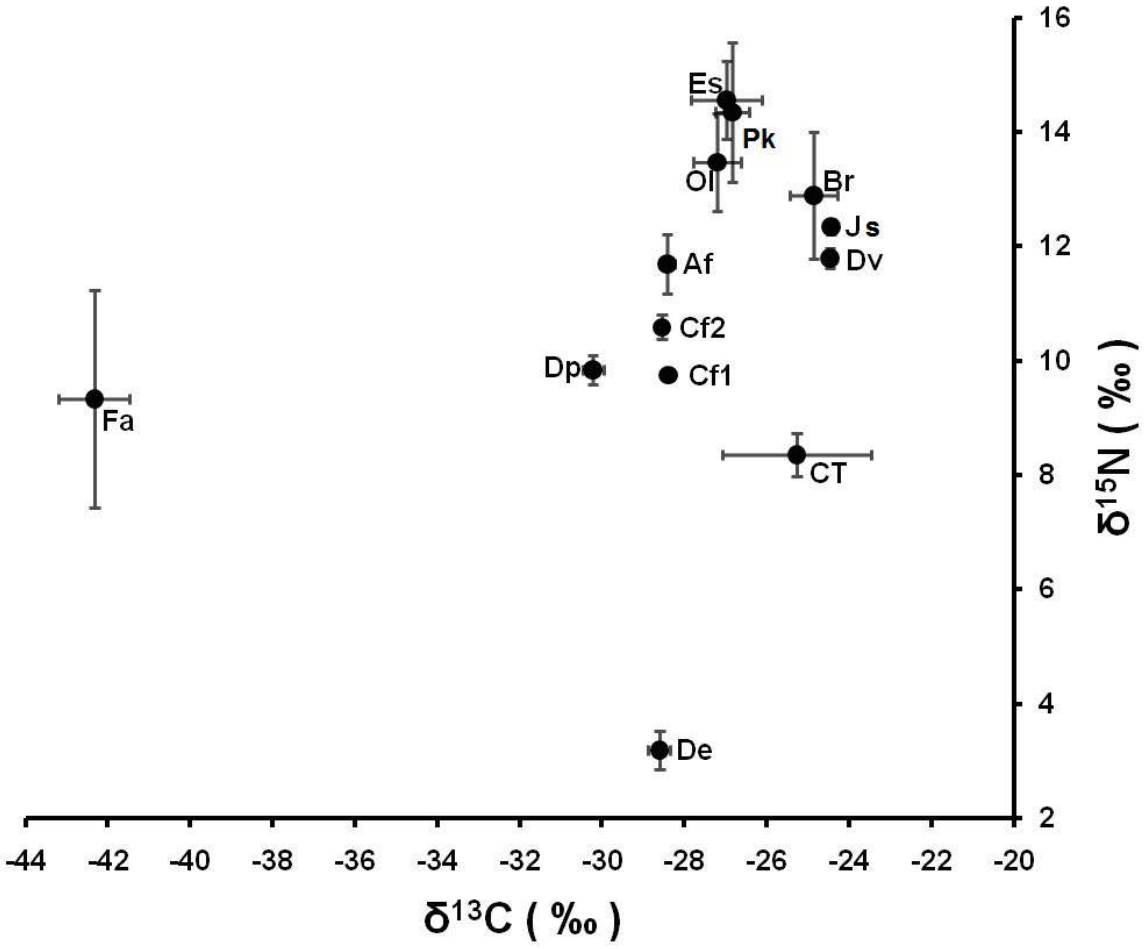


Abb. 1: Mittelwerte ($\delta^{13}C_{normalisiert}$, $\delta^{15}N$, ± SA,) von *E. sinensis* (Es), *P. kessleri* (Pk), *O. limosus* (Ol), Bryozoen (Br), *J. sarsi* (Js), *D. villosus* (Dv), *A. fluviatilis* (Af), *C. fluminea* (vollständig, Cf1; Muskelgewebe, Cf2), *D. polymorpha* (Dp), *Cladophora* / *Tribonema* (CT), Detritus (De) und *F. antipyretica* (Fa)

E. sinensis wies den höchsten $\delta^{15}N$ Wert auf ($\delta^{15}N$ Mittelwert ± SD, 14.56 ± 0.68 ‰). Ähnlich hoch waren die Werte der Kesslergrundel, *P. kessleri* (14.35 ± 1.22 ‰) und des amerikanischen Flusskrebses, *O. limosus* (13.47 ± 0.86 ‰). Die Filtrierer *D. polymorpha* (9.85 ± 0.26 ‰) und *C. fluminea* (9.75 ± 0.06 ‰) zeigten einen deutlich geringeren $\delta^{15}N$ Wert als der Grazer *A. fluviatilis* (11.69 ± 0.51 ‰). Detritus wies den niedrigsten $\delta^{15}N$ Wert auf (3.20 ± 0.33 ‰). Mit Ausnahme des Quellmooses *F. antipyretica* ($\delta^{13}C_{normalisiert}$ ± SA, -42.33 ± 0.86 ‰) unterschieden sich die $\delta^{13}C$ Werte der Proben nur geringfügig (ca. ± 3 ‰) von den $\delta^{13}C$ Werten von *E. sinensis*.

Diskussion

Die $\delta^{13}C$ Werte der meisten untersuchten Proben ähnelten den Werten von *E. sinensis*. Dieser Befund gibt einen Hinweis darauf, dass *E. sinensis* diese Nahrungsquellen tatsächlich im Rhein konsumiert. Da eine Ernährung dieser omnivoren Art von nur einer Nahrungsressource ausgeschlossen werden kann, muss davon ausgegangen werden, dass sich *E. sinensis* sowohl von vergleichsweise leicht ^{13}C angereichten als auch von leicht ^{13}C abgereicherten Nahrungsquellen im Bereich von -24 bis -30 ‰ ernährt. Vorhergehende Laborexperimente unter kontrollierten Bedingungen zeigten, dass *E. sinensis* in der Lage ist, folgende Nahrungsressourcen zu nutzen: *D. villosus*, *D. polymorpha* (Waser 2009), *C. fluminea* (Reinhardt 2008, Führer 2010), Grünalgen (Becker, unveröffentlicht)

und Detritus (terrestrisches Blattmaterial) (Waloschik 2009). Daher ist davon auszugehen, dass *E. sinensis* diese Nahrungsquellen, die in hohen Abundanzen im Rhein vorkommen (Borcherding 2002, van Riel et al. 2006, Meister 1997), auch tatsächlich im Rhein konsumiert.

Weiterhin deutet das trophische Niveau an, dass *E. sinensis* im Nahrungsnetz des Niederrheins als Sekundärkonsument einzustufen ist. Van Riel et al. (2006) klassifiziert *E. sinenis* sogar als Top-Prädator im Rhein. Mischmodelle zeigten, dass sich die Chinesische Wollhandkrabbe vermutlich vorwiegend von den bereits genannten Makroinvertebraten ernährt und sowohl vergleichsweise stark angereicherte Nahrungsquellen wie die Kesslergrundel und der amerikanische Flusskrebs, sowie abgereicherte Nahrungsquellen, wie terrestrische Blätter, im Niederrhein wohl eine untergeordnete Rolle spielen.

Diese Erkenntisse stehen im Gegensatz zu den Ergebnissen von Magenanalysen anderer Autoren. Diese deuteten an, dass sich *E. sinensis* in anderen Fließgewässern mehr detrivor als karnivor ernährte (Fladung 2000, Rodger 2000, Rudnick et al. 2005). Hierbei ist zu bedenken, dass weiches tierisches Gewebe weitaus schneller verdaut wird und daher sehr viel schwieriger zu identifizieren und quantifizieren ist als pflanzliches Gewebe, was vor allem auf das spezielle Verdauungssystem von Crustaceen zurückzuführen ist. Crustaceen zerkleinern ihre Nahrung mit Scheren, Mandibeln und Maxillen in sehr kleine Teile. Im Gegensatz zu Isotopenuntersuchungen bei Fischen, die meist gut mit den Befunden von Magenanalysen übereinstimmen (z.B. Dörner et al. 2009), da sie Beuteorganismen schlucken, ohne sie zu zerkleinern, sollte man die Signifikanz von Magenanalysen bei *E. sinensis* überdenken.

Zusammenfassung

Im Niederrhein kann für *E. sinensis* eine überwiegend karnivore Ernährungsweise angenommen werden. Somit kann diese Art als Sekundärkonsument im Nahrungsnetz des Niederrheins eingestuft werden, die sich wohl hauptsächlich von Neozoen mit hoher Abundanz wie *D. villosus, D. polymorpha* und *C. fluminea* ernährt. Hohe Ingestionsraten der genannten Makroinvertebraten durch *E.sinensis* (Waser 2009, Führer 2010) lassen einen deutlichen Einfluss dieser invasiven Art auf die Lebensgemeinschaft des Niederrheins vermuten.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Bachelorarbeit an der Universität zu Köln. Unser besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Hartmut Arndt für die Bereitstellung eines Arbeitsplatzes und der Max-Planck-Gesellschaft für die Unterstützung mit Sachmitteln.

Literatur

Bodin et al. (2006): Effect of lipid removal on carbon and nitrogen stable isotope ratios in crustacean tissues. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 341: 168-17.

Borcherding, J. & Sturm, W. (2002): The seasonal succession of macroinvertebrates, in particular the zebra mussel (Dreissena polymorpha), in the River Rhine and two neighbouring gravel-pit lakes monitored using artificial substrates. International Revue of Hydrobiology 87: 165-181.

Cohen, A.N. & Carlton, J.T. (1997): Transoceanic transport mechanisms: Introduction of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*, to California. Pacific Science 51: 1-11.

Czerniejewski, P., Wawrzyniak, W., Pasewicz, W. & Beldowska, A. (2007): A comparative analysis of two allochthonous populations of the Chinese mitten crab from the Szczecin lagoon (NW Poland) and San Francisco Bay (US west coast). Oceanologia 49: 353- 367.

Dörner, H., Hülsmann, S., Hölker, F., Skov, C. & Wagner, A. (2007): Size dependent predator-prey relationships between pikeperch and their prey fish. Ecol. Freshw. 16: 307-314.

Fladung, E. (2000): Untersuchung zur Bestandsregulierung und Verwertung der Chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) unter Berucksichtigung der Fischereiverhaltnisse im Elbe/Havel-Gebiet. Schriftenreihe des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow 5: 1-82.

Führer, C. (2010): Größenspezifische Selektion der Asiatischen Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*, Corbiculidae) durch die Chinesische Wollhandkrabbe, Bachelor Arbeit, Universität zu Köln.

Gilbey, V., Attrill, M. & Coleman, R. (2008): Juvenile Chinese mitten crabs (*Eriocheir sinensis*) in the Thames estuary: Distribution, movement and possible interactions with the native crab *Carcinus maenas*. Biol. Invasions 10: 67–77.

Gollasch, S. & Nehring, S. (2006): National checklist for aquatic alien species in Germany. Aquatic Invasions 1: 245- 269.

Hershey, A. E., Fortino, K., Peterson, B. J. & Ulseth A.J. (2006): Stream Food Webs. In: Hauer F.R. & Lamberti G.A. (eds), Methods in stream ecology. Academic Press, London, pp 637-659.

Meister, A. (1997): Lebenszyklus, Autökologie und Populationsökologie der Körbchenmuscheln *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluminalis* (Bivalvia, Corbiculidae) im Inselrhein. HLfU, Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, 1–170.

Peterson, B.J. & Fry, B. (1987): Stable isotopes in ecosystem studies. Annual Review of Ecology and Systematics 18: 293–320.

Post, D.M., Layman, C.A., Arrington, D.A., Takimoto, G., Quattrochi, J. & Montana C.G. (2007): Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses, Oecologia 152:179–189.

Reinhardt, T. (2008): Consumption of the Asian clam (*Corbicula fluminea*) by the Chinese mitten crab and other potential predators in the Lower River Rhine. Diplom Arbeit, Universität zu Köln.

Rudnick, D. & Resh, V. (2005): Stable isotopes, mesocosms and gut content analyses demonstrate trophic differences in two invasive decapod crustaceans. Freshwater Biology 50: 1323- 1336.

Rogers, L. (2000): The feeding ecology of the invasive Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis* implications for California's freshwater communities, PhD Thesis, University of Berkley.

Van Riel, M.C, Van der Velde, G. & Rajagopal, S. (2006): Trophic relationships in the Rhine food web during invasion and after establishment of the Ponto-Caspian invader *Dikerogammarus villosus*. Hydrobiologia 565: 39-58.

Waloschik, M. (2009): Konsumption von Falllaub unterschiedlicher Qualität durch die Chinesische Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*, Dekapoda, Grapsidae). Bachelor Arbeit. Universität zu Köln.

Waser, A. (2009): Predation on macroinvertebrates of the Lower Rhine by the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*, Decapoda, Grapsidae), Diplom Arbeit, Universität zu Köln.

Williamson, M. H. & Fitter, A. (1996): The characters of successful invaders. Biological Conservation 78:163-170.

Der Mythos von unberührten Quellen und die ökologische Realität in der Seppenrader Schweiz (Münsterland, NRW)

Kristin Neumann[1], Sabine Grahl[1] & Elisabeth l. Meyer[1]

Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstraße 1, 48149 Münster, krisneumann@gmx.net, bine.grahl@web.de

Keywords: Quellen, Seppenrader Schweiz, Hydrochemie, Struktur, Makrozoobenthos

Einleitung

Quellen werden bis heute mit positiven Eigenschaften wie Klarheit, Reinheit und Ursprünglichkeit bedacht. Tatsächlich sind viele Quellen heutzutage besonders im Flachland durch die zunehmende Inanspruchnahme der Landschaft durch den Menschen geschädigt (LAUKÖTTER et al. 1994). Ziel der vorliegenden Untersuchung war eine differenzierte ökologische und hydrogeologische Bestandsaufnahme der Quellen anhand ihrer morphologischen Struktur, Hydrochemie und Makrozoobenthos-Besiedlung. Die Einflüsse von Siedlung und Landwirtschaft wurden gesondert betrachtet.

Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Quellen entspringen in der Seppenrader Schweiz, einem Höhenzug der im Südwesten der Westfälischen Bucht liegt (Münsterland, NRW). Dieser ist aufgebaut aus Campanschichten der Oberkreide und erreicht bei Seppenrade eine maximale Höhe von +110 mNN (MÜLLER-WILLE 1952). Das Untersuchungsgebiet (UG) umfasst den ländlichen Raum des Ortes Seppenrade, der zur Gemeinde Lüdinghausen gehört. Die Seppenrader Höhen setzen sich gegen die östlich gelegene Steverniederung der Lüdinghauser Flachmulde ab. Westlich von Seppenrade fällt das Land sanft ab (STADT LÜDINGHAUSEN 1992).

Material und Methoden

Struktur

Die Strukturmerkmale wurden im Juni 2009 an den Quellen mittels des Kartier- und Bewertungsverfahrens zur Quellstruktur ($\ddot{O}WS_{Struktur}$) nach SCHINDLER (2006) ermittelt. Diese Bewertung erlaubt eine Einordnung der Quellen in Hinblick auf ihren natürlichen Zustand. Die fünfstufige Skala reicht von der „naturnahen“ bis zur „stark geschädigten“ Quelle. Eine detaillierte Beschreibung des Strukturbewertungsbogens und des Bewertungsverfahrens ist in SCHINDLER (2006) aufgeführt.

Makrozoobenthos

Die Erfassung des Makrozoobenthos erfolgte einmalig im April 2009 an 18 Quellen in Seppenrade. Die Beprobung wurde direkt am Quellmund nach der Zeitsammelmethode mit Flächenbezug

durchgeführt, für die eine Sammelzeit von einer Minute festgelegt ist. Mittels eines Handkeschers der Maschenweite 250 µm wurde dementsprechend eine Fläche von 500 cm² beprobt werden. Im Labor erfolgte die Determination der Organismen mit Hilfe eines Stereomikroskops mit bis zu 60-facher Vergrößerung und der gängigen Bestimmungsliteratur. Auf Grundlage des „Bewertungsverfahren zur Quellfauna“ nach FISCHER (1996) wurde eine ökologische Bewertung der Quellfauna ($\ddot{O}WS_{Fauna}$) durchgeführt.

Hydrochemie

Im Mai wurden die Kationen und Anionen an 18 Quellen in Seppenrade untersucht. Die Beprobung erfolgte aus dem fließenden Wasser direkt am Quellmund. Handelte es sich um gefasste Quellen, fand die Entnahme repräsentativer Wasserproben am Auslauf der Fassungsanlage statt (DVWK 1992). Die Messungen erfolgten im Labor entsprechend den gängigen DIN-Normen.

Ergebnisse

Struktur

Die Strukturbewertung von Vegetation und Nutzung zeigte Unterschiede zwischen den ländlichen und den siedlungsnahen Quellen. Während im Einzugsgebiet der siedlungsnahen Quellen künstliche vegetationsfreie Flächen, befestigte Wege und Gebüsch vorherrschten, wurde das Einzugsgebiet der ländlichen Quellen von Ackerflächen und intensivem Grünland dominiert. Im quellnahen Bereich überwogen hingegen bei allen Quellen standortfremde Vegetation sowie Moosgesellschaften. Diese standortfremde Vegetation war bei jeder ländlichen Quelle zu finden. Demgegenüber zeigten 20% der siedlungsnahen Quellen eine als positiv zu bewertende standorttypische Vegetation. Die ökologische Bewertung hat gezeigt, dass insgesamt sechs Quellen als bedingt naturnah eingestuft werden konnten. Drei Quellen erhielten die Bewertungsklasse mäßig beeinträchtigt. Acht von insgesamt 18 Quellen wurden als stark geschädigt bewertet. Auffällig war, dass alle Quellstandorte die als bedingt naturnah eingestuft wurden in einem Naturschutzgebiet lagen und den siedlungsnahen Quellen zuzuordnen waren (Abb. 1). Dagegen wurden acht von zehn ländlichen Quellen als stark geschädigt bewertet.

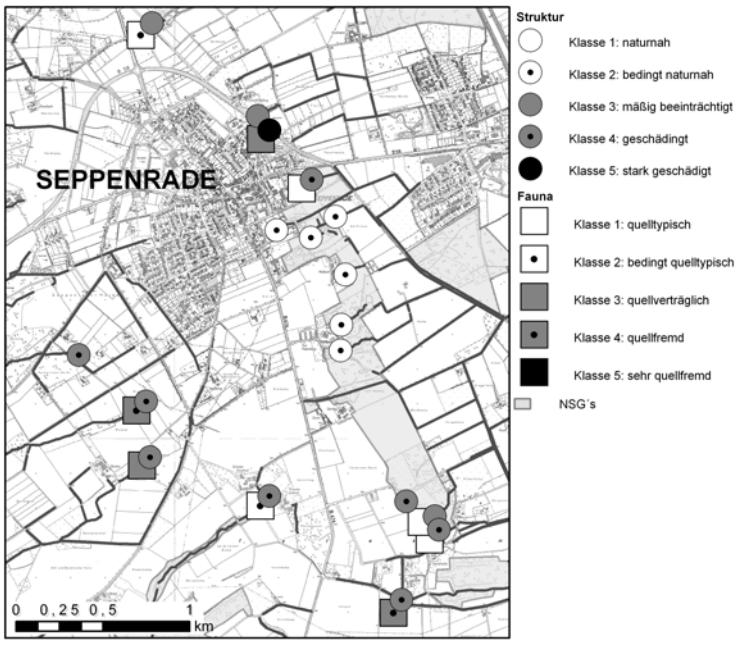


Abb. 1: Räumliche Verteilung für die ökologische Bewertung der Struktur und des Makrozoobenthos.

Makrozoobenthos

Bei den untersuchten Quellen wurden direkt am Quellmund insgesamt 76 Taxa des Makrozoobenthos nachgewiesen, davon 51 Taxa in den ländlichen und 25 Taxa in den siedlungsnahen Quellen. Eine ökologische Bewertung des aquatischen Makrozoobenthos konnte nur an neun Quellen durchgeführt werden, aufgrund einer zu geringen Anzahl indizierter Taxa. Acht der neun bewerteten Quellen lagen im ländlichen Bereich. Drei Quellen erreichten die Wertklasse 1 (quelltypisch), jeweils zwei Quellen wurden in die Wertklasse 2 (bedingt quelltypisch) und Wertklasse 4 (quellfremd) eingestuft. Eine Quelle erreichte die Wertklasse 3 (quellverträglich). Im siedlungsnahen Bereich konnte nur eine Quelle als bedingt quelltypisch bewertet werden (Abb.1).

Hydrochemie

Die Auswertung der Hydrochemie zeigt, dass sowohl beim Nitrat als auch beim Natriumchlorid starke Konzentrationsschwankungen innerhalb des Untersuchungsgebiets vorzufinden waren. Nitrat wurde besonders in hohen Konzentrationen im Südwesten des Untersuchungsgebiets nachgewiesen, Natriumchlorid verstärkt siedlungsnah und dort besonders an Straßenverläufen. Auffällig war, dass Quellen mit hohen Nitratgehalten immer verhältnismäßig geringe Natriumchloridgehalte und umgekehrt aufwiesen. Allgemein wurde deutlich, dass die Gehalte beider Stoffe im Naturschutzgebiet flächendeckend niedriger waren.

Diskussion

Struktur

Quellen im Siedlungsbereich sind durch urbane Faktoren wie Verbaumaßnahmen, naturfernes Umfeld und fehlende Vernetzungsstruktur in der Lebensraumsituation und Entwicklungsperspektive stark eingeschränkt (LAUKÖTTER et. al. 1994). Ländliche Quellen sind hingegen am stärksten beeinflusst durch intensive Acker- und Grünlandnutzung. Dies spiegelt sich auch in der ökologischen Bewertung nach SCHINDLER (2006) wider. Durch Weidevieh, das im Umfeld der Quelle starke Trittschäden und Verbiss verursacht, wird die Quellvegetation geschädigt. Zusätzlich führt der Kot des Weideviehs zur Eutrophierung der an nährstoffarme Verhältnisse angepassten Vegetation. Die insgesamt niedrige Einstufung von „mäßig beeinträchtigt“ bis „geschädigt“ verdeutlicht den schlechten strukturellen Zustand der ländlichen Quellen. Die siedlungsnahen Quellen sind bis auf zwei Quellen im Bezug auf die Struktur besser bewertet und befinden sich alle in oder an einem Naturschutzgebiet. Die strukturelle Schädigung der Quellen im Siedlungsbereich ist überwiegend auf den Verbau (Straßenbau, Siedlung) sowie Einleitung von Oberflächenwasser zurückzuführen. Ein naturfernes Umfeld sowie der Verbau an Quellen führen zu einer Beeinträchtigung der Substratzusammensetzung und bedingt eine Substratarmut. Dies hat die Verarmung der Biozönosen zur Folge (SCHINDLER 2006).

Makrozoobenthos

Aufgrund der besonderen Habitatansprüche und der engen Bindung an das Krenal liefern die Arten des Makrozoobenthos der Quellen verlässliche Angaben zu den jeweiligen Standortbedingungen. Einen hohen ökologischen Wert und damit Schutzwürdigkeit haben Quellen schon dann, wenn sie von einer krenobionten Art besiedelt werden. Dies ist bei fast allen ländlichen Quellen der Fall. Bei den siedlungsnahen Quellen kommt nur an einer Quelle eine krenobionte Art vor. Trotz der teils intensiven Viehbewirtschaftung und landwirtschaftlichen Nutzung zeigen die ländlichen Quellen die höchsten ökologischen Wertsummen ($\ddot{O}WS_{\text{Fauna}}$). Auffällig ist auch, dass die strukturelle Wer-

tigkeit ($\ddot{O}WS_{Struktur}$) von der faunistischen Wertigkeit deutlich abweicht. Die schlechte strukturelle Wertigkeit hat keinen so starken negativen Einfluss auf die quelltypische Fauna, wie dies ausgehend von der $\ddot{O}WS_{Struktur}$ zu erwarten wäre. Sieben von zehn untersuchten siedlungsnahen Quellen wurden als bedingt naturnah eingestuft. Keine dieser Quellen konnte nach dem Quellbewertungsverfahren von FISCHER (1997) bewertet werden. Artenarmut ist an den siedlungsnahen Quellen vorherrschend. Einen Vergleich zwischen dem Arteninventar der gefassten und ungefassten Quellen zeigt eine deutlich unterschiedliche Quellfauna. Dies kann auf das veränderte Austreten des Wassers zurückgeführt werden. Beispielsweise besiedeln die Bachflohkrebse *Gammarus fossarum* und *Gammarus pulex* Quellen, die gefasst sind, dies aber als Massenvorkommen. Sie haben die höchsten Abundanzen der in den Quellen in Seppenrade gefundenen Taxa. Es kann vermutet werden, dass die Gammaridae aufgrund der Fassungsmaßnahmen der Quellen eingewandert sind, da ihr Vorkommen an starke Strömungen gebunden ist (BIELAWSKI et al. 1999).

Hydrochemie

Grund- und Quellwasser sind natürlicher Weise relativ nährstoffarm und haben dementsprechend geringe Nitratgehalte von 5 -15 mg/l (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2004). An fast allen Quellen liegen die Nitratgehalte höher. Laut BEIERKUHNLEIN (1991) kann ab einem Nitratgehalt von 15,5 mg/l ein Zusammenhang zur landwirtschaftlichen Nutzung gezogen werden. Die hohen Nitratgehalte hängen also mit der Lage der Quellen im Umfeld landwirtschaftlich intensiv genutzter Flächen zusammen. Die höheren NaCl-Gehalte in den siedlungsnahen Quellen können durch den winterlichen Einsatz von Streusalz ins Grundwasser gelangen und an Quellen wieder zu Tage treten. Streusalz hat den bedeutendsten straßenspezifischen Einfluss auf das Grundwasser. Die Tatsache, dass die NaCl-Konzentrationen besonders an den straßennahen Quellen erhöht sind, während sie bei den übrigen Quellen in viel geringerer Konzentration auftreten, bestätigt dies.

Danksagung

Für ihre Unterstützung bei der Fertigstellung dieser Arbeiten, verbunden mit Gesprächen und Hilfestellungen, möchten wir uns besonders bei Dr. Patricia Göbel bedanken. Die Bestimmungsarbeit wurde mit Unterstützung von Dr. Norbert Kaschek durchgeführt, dem unser Dank gilt. Des Weitern möchten wir Wolfgang Riss für die Betreuung bei statistischen Fragen danken.

Literatur

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2004): Grundwasser – Der unsichtbare Schatz. Spektrum Wasser 2.

BEIERKUHNLEIN, C. (1991): Räumliche Analyse der Stoffausträge aus Waldgebieten durch Untersuchung von Waldquellen. Die Erde 21: 225-239.

BIELAWSKI, T., KNEIßEL, J., LINDNER, K. & K. WÜNSCH (1999): Quellbiotope in Hamm – Lebensräume der besonderen Art. Umweltbericht 34, Hamm.

DVWK (1992): Regeln zu Wasserwirtschaft. Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. Heft 128.

FISCHER, J. (1996): Bewertungsverfahren zur Quellfauna. Crunoecia, 5 (1): 227-240.

LAUKÖTTER, G., LISCHEWSKI, D. & HINTERLANG, D. (1994): Quellschutz. In: Naturschutzzentrum NRW (Hg): Materialheft zur Kampagne und Diaserie Nr. 5 des NZ NRW Recklinghausen.

MÜLLER-WILLE, W. (1952): Die Naturlandschaften Westfalens. Versuch einer naturlandschaftlichen Gliederung nach Relief, Gewässernetz, Klima, Boden und Vegetation. Aschendorf, Münster.

SCHINDLER, H. (2006): Bewertung der Auswirkungen von Umweltfaktoren auf die Struktur und Lebensgemeinschaften von Quellen in Rheinland-Pfalz. Kaiserslautern: Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern (Berichte, 17): 1-203.

STADT LÜDINGHAUSEN (Hrsg.) (1992): Lüdinghausen – Eine attraktive Stadt im Münsterland. Lüdinghausen.

Analyse zeitlicher Veränderungen der populationsgenetischen Struktur von Gammariden mit Hilfe von Mikrosatelliten

Anna Niehues[1], Cornelius Becke, Michael Drees & Elisabeth I. Meyer[2]

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

Keywords: Amphipoda, Invasion, Mikrosatelliten, Populationsgenetik, raum-zeitliche Analyse

Einleitung und Hypothese

In dieser Untersuchung wurden erstmals die Veränderungen populationsgenetischer Strukturen dreier Gammariden-Arten (Amphipoda, Crustacea) über einen Zeitraum von 6-10 Jahren (etwa 6-10 Generationen) analysiert. Die, in einem verkarsteten temporären Fließgewässersystem im Bereich der Paderborner Hochfläche (NRW) vorkommenden, Arten *Gammarus pulex* (Linnaeus 1758) und *Gammarus fossarum* (Koch 1835) sind dort heimisch. Seit Anfang der 90er Jahre tritt im Gebiet jedoch auch die gebietsfremde und *G. pulex* zurückdrängende Art *Echinogammarus berilloni* (Catta 1878) auf (Zeidler et al. 2008). Aufgrund dieser Situation einer erst kürzlich stattgefundenen und immer noch andauernden Einwanderung wurde erwartet, dass während des untersuchten Zeitraumes eine Veränderung der Populationsstruktur auf genetischer Ebene stattgefunden hat. Im Detail wurden in Bezug auf die Auswirkung der vorliegenden Bedingungen auf die einzelnen Arten folgende Annahmen formuliert:

- Tiere der invasiven Art *E. berilloni* sind während des untersuchten Zeitraums auch über temporär trocken fallende Gewässerabschnitte hinweg weiter flussaufwärts gewandert. Dies sollte sich in einer Erhöhung genetischer Variabilität an Standorten oberhalb austrocknender Stellen im Vergleich der Jahre 2003 und 2009 äußern.
- Eine vorhandene Metapopulationsstruktur von *G. pulex* wird durch die Zurückdrängung der Art unterbrochen. Diese Verringerung genetischer Konnektivität durch Verlust einzelner Subpopulationen führt über den untersuchten Zeitraum zu einer Abnahme genetischer Variabilität in Folge genetischer Drift.
- Auf die populationsgenetische Struktur von *G. fossarum* hat die Invasion durch *E. berilloni* wenig Einfluss, da die Art vor allem die Oberläufe der Gewässer besiedelt und damit kaum aus ihrem ursprünglichen Lebensraum verdrängt wird.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (Abb. 1) bildet ein verkarstetes, temporäres Fließgewässersystem im Bereich der Paderborner Hochfläche, das Teil des oberen Lippe- und damit auch des Rheineinzugsgebietes ist. Die Paderborner Hochfläche ist mit ca. 360 km^2 die größte Karstlandschaft Westfalens. Sie wird im Westen durch das Alme-Tal, im Norden durch die Lippe-Niederung und den Teutoburger Wald, im Osten durch das Eggegebirge und im Süden durch das Sauerland und das Waldecker

Tafelland abgegrenzt (Stille 1903). Sie besitzt, aufbauend auf einer wasserundurchlässigen Schicht, wasserdurchlässige, verkarstungsfähige Kalkschichten der Oberkreide, die aus Kalk- und Kalkmergelgestein bestehen. Passiert das Niederschlagswasser diese Schichten, so kommt es zur Lösung des Gesteins durch Kohlensäureverwitterung. Das Resultat sind Karsterscheinungen wie Dolinen, Bachschwinden, Trockentäler, Karstquellen und vereinzelt auch Höhlen (Stille 1903, Feige 2007).

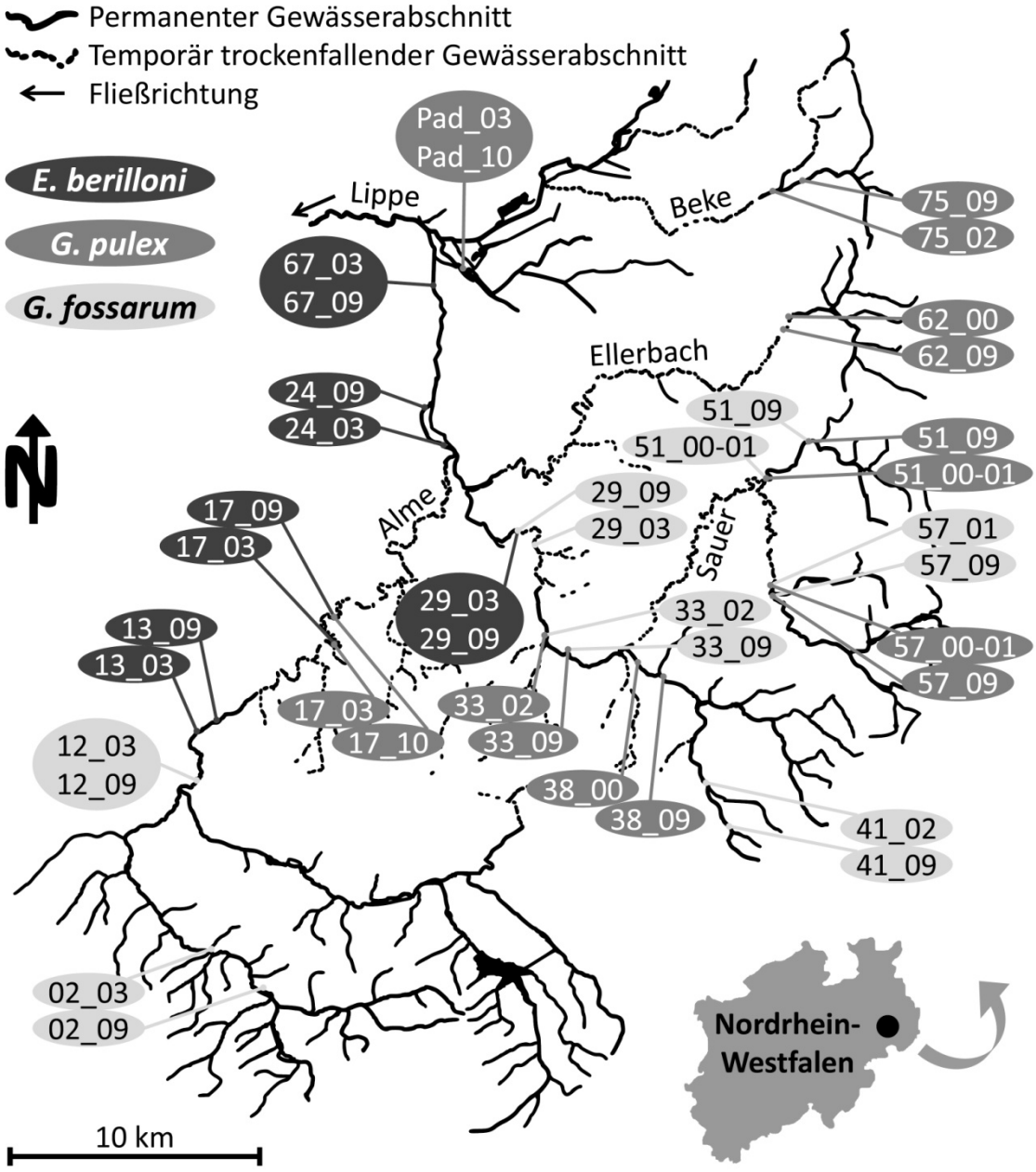


Abb. 1: Untersuchungsgebiet der Paderborner Hochfläche und Probestellen für die zeitliche Analyse [Standort_Jahr] (Karte: www.tim-online.nrw.de, verändert; temporär trockenfallende Gewässerabschnitte nach Meyer et al. 2004).

Die größeren Fließgewässer des Untersuchungsgebietes entspringen in angrenzenden Gebieten, in denen es zu keiner Beeinflussung durch Karst kommt, sodass die Oberläufe dieser Bäche permanent wasserführend sind. Im Bereich der Paderborner Hochfläche treten dann Karsterscheinungen auf, die zur Folge haben, dass kleinere Fließgewässer und Gewässerabschnitte größerer Fließgewässer mehrmals im Jahr teilweise oder vollständig austrocknen (Meyer et al. 2003). Lediglich ein hoher

Grundwasserstand führt dazu, dass das Wasser nicht durch Bachschwinden versickert, sondern an der Oberfläche abfließt. Für wassergebundene Organismen wie Gammariden bedeutet dies, dass sie die temporär trockenfallenden Gewässerabschnitte durch Aufwärtswanderung oder Drift immer wieder neu besiedeln müssen.

Populationsgenetische Analyse

Um die Hypothesen zu prüfen wurden in den Jahren 2000-2003 und 2009-2010 pro Art an 5-8 Probestellen jeweils etwa 24 Tiere gefangen (Abb. 1), deren DNA isoliert und mit Hilfe von 5-10 Mikrosatelliten-Loci mittels PCR genotypisiert. Die gewonnenen DNA-Fragmente wurden im 3130xl Genetic Analyzer (Applied Biosystems™) analysiert und mit dem Programm GeneMapper® v4.0 (Applied Biosystems™) ausgewertet. Zur statistischen Auswertung wurden die Programme MICRO-CHECKER (van Oosterhout et al. 2004), ARLEQUIN (Excoffier et al. 2005), GENEPOP (Raymond & Rousset 1995, Rousset 2008), STRUCTURE (Pritchard et al. 2000) und R (Ihaka & Gentleman 1996) verwendet. Dabei wurden die Qualität der Daten in Bezug auf mögliche Nullallele, Heterozygotendefizite und Kopplungsungleichgewichte überprüft. Zur Erfassung populationsgenetischer Strukturen wurden u.a. genetische Variabilität (Allelfrequenzen, AMOVA), Grad genetischer Differenzierung (genetische Distanz nach Cavalli-Sforza und Edwards (1967), Fixierungsindex F_{ST},) und Anzahl distinkter Populationen bestimmt sowie Clusteranalysen (UPGMA) und Mantel-Tests (‚isolation by distance') vorgenommen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Untersuchung ergab, entgegen der formulierten Hypothese, keine Feststellung andauernder Aufwärtsbewegung durch *E. berilloni*, sondern eine über einen Zeitraum von sechs Jahren stabile populationsgenetische Struktur, die aus zwei Subpopulationen gebildet besteht. Dabei bilden die Tiere der Standorte 67, 24 und 29 die eine und die Tiere der weiter flussaufwärts gelegenen Standorte 13 und 17 die andere Subpopulation. Auch die genetische Variabilität nahm nicht zu.

G. pulex und *G. fossarum* weisen nur eine geringe genetische Strukturierung auf. Entsprechend der Hypothese zeigt diese während des untersuchten Zeitraums im Fall von *G. fossarum* keine deutliche Veränderung. Für *G. pulex* deutet sich jedoch an, dass es im Laufe von etwa acht Jahren zu einer Abnahme genetischer Variabilität in Folge der Zurückdrängung durch *E. berilloni* gekommen sein kann. Die Ergebnisse der STRUCTURE-Analyse und die Fixierungsindizes weisen bei beiden *Gammarus*-Arten darauf hin, dass eine Auftrennung der Gesamtpopulation (d.h. alle Tiere aller Standorte) in Subpopulationen nicht vorliegt. Eine zeitliche Untersuchung möglicher Veränderungen ist deshalb schwierig, da diese innerhalb einer Population stattfanden.

Zusammenfassung

Eine andauernde Aufwärtswanderung von *E. berilloni* konnte nicht nachgewiesen werden. *G. pulex* und *G. fossarum* wiesen nur eine geringe genetische Strukturierung auf. Diese war bei *G. fossarum* über die Jahre relativ stabil, bei *G. pulex* deutet sich eine Abnahme genetischer Variabilität in Folge der Zurückdrängung durch *E. berilloni* an.

Danksagung

Für die Unterstützung bei der Durchführung dieser Untersuchung, die Gegenstand einer Bachelor-Arbeit war, danken wir Norbert Kaschek, H. Wolfgang Riss, Barbara Hasert und Philine Feulner.

Literatur

Cavalli-Sforza, L.L. & A.W.F. Edwards (1967): Phylogenetic analysis models and estimation procedures. American Journal of Human Genetics 19: 233-257.

Feige, W. (2007): Karst in Westfalen. In: Geographische Kommission für Westfalen (Hrsg.): Westfalen regional. Aschendorff, Münster: 30-31.

Ihaka, R. & R. Gentleman (1996): R: a language for data analysis and graphics. Journal of Computational and Graphical Statistics 5: 299-314.

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

Meyer, A., E.I. Meyer & C. Meyer (2003): Lotic communities of two small temporary karstic stream systems (East Westphalia, Germany) along a longitudinal gradient of hydrological intermittency. Limnologica 33: 271-279.

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

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

Raymond, M. & F. Rousset (1995): GENEPOP, version 1.2: population genetics software for exact tests and ecumenicism. Journal of Heredity 86: 248-249.

Rousset, F. (2008): GENEPOP'007: a complete re-implementation of the GENEPOP software for Windows and Linux", Molecular ecology resources 8: 103-106.

Stille, H. (1903): Geologisch-hydrologische Verhältnisse im Ursprungsgebiet der Paderquellen zu Paderborn. Abhandlungen der Königlich-Preußischen Geologischen Landesanstalt Berlin 38: 1-129.

Van Oosterhout, C., W.F. Hutchinson, D.P.M. Wills & P. Shipley (2004): MICRO-CHECKER: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. Molecular Ecology Notes 4: 535-538.

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

Molekulargenetische Rekonstruktion evolutionärer Prozesse innerhalb einer sich etablierenden Population - *D. pulicaria* im Bodensee-Untersee

Sarah Oexle[1], Nora Brede[2], Martin Wessels[3], Hans Bernd Stich[3] & Dominik Martin-Creuzburg[1]

[1] Limnologisches Institut der Universität Konstanz, Mainaustr. 252, D-78464 Konstanz. Sarah.Oexle@uni-konstanz.de; Dominik.Martin-Creuzburg@uni-konstanz.de, [2] Aquatische Ökologie, Eawag, Ueberlandstrasse 133, CH-8600 Dübendorf. nora.brede@eawag.ch, [3] LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung, Argenweg 50/1, D-88085 Langenargen

Keywords: Eutrophierung, Resting egg bank, Mikroevolution, Mikrosatelliten

Durch menschliche Einflüsse ist es in vielen Seen Europas zu schwerwiegenden ökologischen Veränderungen gekommen. Neben natürlichen Selektionsfaktoren wie Prädation oder Parasitismus führte dies zu zusätzlichem Selektionsdruck auf die Organismen. In dieser Studie sollen die Auswirkungen der Eutrophierung und Re-Oligotrophierung im Untersee des Bodensees auf die Populationen von *Daphnia pulicaria* auf genetischer Ebene untersucht werden.

D. pulicaria gehört zur „*pulex*-Gruppe“ und ist sehr nah verwandt mit *Daphnia pulex*, deren Genom bereits komplett sequenziert ist und daher genetische Analysen ermöglicht. *D. pulicaria* kann sich sowohl parthenogenetisch, als auch sexuell über die Bildung befruchteter Dauereier reproduzieren. Maßgebliche Faktoren für die Induktion sexueller Fortpflanzung sind beispielsweise eine Reduktion der Temperatur und Photoperiode, ein geringes Nahrungsangebot oder zu hohe Populationsdichten. Die Dauereier werden in stabilen Hüllen, den Ephippien, eingeschlossen, die im Gewässer verteilt werden oder ins Sediment absinken. Ohne Schlupfstimuli wie Licht oder Wärme bleiben die Dauereier im Sediment noch jahrzehntelang entwicklungsfähig (Cáceres 1998) und bilden dort sogenannte Dauerstadienbanken (*resting egg banks*), die als genetisches Archiv in der Forschung genutzt werden können.

D. pulicaria ist erst mit der Eutrophierung in den frühen 1970ern in den Bodensee- Untersee eingewandert (Einsle 1987). Durch intensive Seesanierungsmaßnahmen ist der Bodensee heute wieder in seinen oligotrophen Zustand zurückgeführt worden. Seit der Invasion von *D. pulicaria* hat sich die Phosphor-Verfügbarkeit (IGKB Nr.57), dadurch bedingt die Phytoplanktondichte und -zusammensetzung (IGKB Nr.37) und somit das Nahrungsangebot für das herbivore Zooplankton stark verändert. Dennoch konnten sich stabile Populationen im Gnadensee, Zellersee und Markelfinger Winkel etablieren (Stich & Maier 2007). Durch vorherige molekulargenetische Analysen mit Mikrosatelliten konnte gezeigt werden, dass sich die Populationen in den drei Becken des Untersees unterscheiden (Brede 2009, unveröffentlicht). Diese genetischen Unterschiede könnten durch Adaptation an lokale Bedingungen entstanden sein. Durch die Analyse der Dauereier aus unterschiedlichen Sedimentschichten sollen mögliche genetische Veränderungen der *D. pulicaria*-Populationen seit ihrer Etablierung über die Zeit rekonstruiert werden. Dazu wurden Sedimentkerne im Gnadensee aus 19 m Tiefe geborgen. Durch ^{210}Pb- und ^{137}Cs-Datierung des Sediments und Interpolation

der Sedimentationsraten lassen sich die Sedimentschichten einzelnen Jahren zuordnen. Sedimente aus circa fünf Jahren wurden zusammengefasst und daraus die Ephippien von *D. pulicaria* isoliert.

Nach Isolierung der Eier aus den Ephippien wurden diese nach dem Protokoll von Montero-Pau et al. (2008) zur Extraktion der DNA behandelt. Für die genetischen Analysen wurden die Proben auf das Vorhandensein von sieben verschiedenen Mikrosatellitenloci untersucht. Mittels Multiplex-PCR wurden die Mikrosatellitenloci amplifiziert. Dabei werden fluoreszenzmarkierte Primer verwendet, die eine spätere Detektion der Mikrosatellitenfragmente durch einen Sequenzierer ermöglichen. Die ältesten aus dem Sediment geborgenen Ephippien stammen aus dem Jahr 1977. Aus ihnen konnte aber dennoch intakte DNA gewonnen werden. Die jüngsten hier untersuchten Eier stammen aus dem Jahr 2006. Dies ermöglicht eine Analyse der Populationsdynamik über vier Jahrzehnte hinweg.

Die für die genetische Analyse verwendeten Mikrosatelliten dienen als neutrale Marker für genetische Veränderungen, da sie nicht kodierende Abschnitte im Genom darstellen und damit nicht selektiven Prozessen ausgesetzt sind. Sie unterliegen jedoch einer hohen Mutationsrate und zeigen daher Unterschiede bereits auf Individuenebene auf. Dies ermöglicht eine hoch aufgelöste Analyse der Populationsstruktur und erlaubt es, Änderungen in der genetischen Diversität, erfolgter Genfluss und andere genetische Anpassungen zu verfolgen und gibt Aufschlüsse über eine mögliche Mikroevolution von *D. pulicaria* innerhalb der Population über die Zeit. Daphnien sind in der Lage, sich verändernden Umweltbedingungen beispielsweise durch Resistenzbildung gegen Toxine anzupassen und dies in ihrem Genom zu verankern und an ihre Nachkommen weiterzugeben (Hairston et al.1999).

Durch den Vergleich mit Phytoplankton-Aufzeichnungen und Messungen der letzten Jahrzehnte soll ein möglicher Zusammenhang zwischen den genetischen Veränderungen und den variierenden Umweltfaktoren hergestellt werden. Zusätzlich zu den genetischen Untersuchungen sollen in *Life History* Experimenten mit aus unterschiedlichen Sedimentschichten zum Schlupf gebrachten Tieren die Reaktionen auf qualitativ unterschiedliches Nahrungsangebot untersucht werden.

Die Analyse populationsgenetisch relevanter Indizes kann dazu beitragen, die evolutionären Prozesse einer sich etablierenden Art im Zusammenhang mit anthropogen induzierten Umweltveränderungen besser zu verstehen. Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Masterarbeit, die im Limnologischen Institut der Universität Konstanz durchgeführt wurde.

Literatur

Einsle, U. (1987). Die Entwicklung des Crustaceen-Planktons im Bodensee-Obersee (1972–1985) und Untersee Gnadensee und Rheinsee-(1974–1985). Internationale Gewa¨sserschutzkommission: Report, 37, 1–103.

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

Hairston, N. G., Lampert, W., Caceres, C. E., Holtmeier, C. L., Weider, L. J., Gaedke, U., Fischer, J. M., Fox, J. A. & Post, D. M. (1999). Rapid evolution revealed by dormant eggs. Nature 401, 446.

Montero-Pau, J., Gomez, A. & Munoz, J. (2008). Application of an inexpensive and high throughput genomic DNA extraction method for the molecular ecology of zooplanktonic diapausing eggs. Limnology and Oceanography: Methods 6, 218-222.

IGKB Bericht Nr. 57. Zur limnologischen Entwicklung des Bodensee-Untersees von 1969 – 2005.

IGKB Bericht Nr. 37. Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 37 (2009).

Stich, H. B. & Maier, G. (2007). Distribution and abundance of Daphnia pulicaria, a large Daphnia of the ‚pulex group', in Lake constance (Lower Lake). Limnologica 37, 4, 303-310.

Experimentelle Studie zum Potenzial für „long-distance dispersal" des invasiven Süßwasser-Amphipoden *Echinogammarus berilloni* im Vergleich mit den heimischen Arten *Gammarus pulex* und *Gammarus fossarum* (Crustacea)

Britta Schwerdt, Michael Drees, Norbert Kaschek, H. Wolfgang Riss & Elisabeth I. Meyer

Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstraße 1, 48149 Münster, B.Schwerdt@uni-muenster.de; meyere@uni-muenster.de

Keywords: long-distance dispersal, Neozoen, *Echinogammarus berilloni*, *Gammarus pulex*, *Gammarus fossarum*

Einleitung

Echinogammarus berilloni konnte erstmals 1925 in der unteren Lippe und ihren Nebenbächen nachgewiesen werden (Boecker 1926). Für die Ausbreitung limnischer Tierarten können neben Wasserwegen auch Transportwege über Land eine Rolle spielen. Die Überwindung von Landbarrieren ist Grundlage dafür, neue Gebiete besiedeln zu können, die anders nicht erreichbar sind, wie zum Beispiel abgeschlossene Seen oder Flüsse, die sonst nur über das salzhaltige Meer erreichbar sind. In der Literatur finden sich verstreut Hinweise auf Zoochorie, also den Transport durch Tiere. Dabei handelt es sich mehrheitlich um reine Diskussionsbeiträge, Freilanderhebungen sind selten, und experimentelle Untersuchungen sind nach unserem momentanen Kenntnisstand sogar äußerst rar. Segerstrale (1954) führte hierzu Versuche mit *Gammarus pulex* und *G. lacustris*, einer seenbewohnenden Art, durch. Dabei konnte er zeigen, dass sich *G. lacustris* dauerhaft an Entenfedern heftete und auch bei starkem Schütteln den Kontakt nicht verlor. In weiteren Versuchen konnte gezeigt werden, dass *G. lacustris* bis zu 2 Stunden außerhalb des Wassers überlebte (Segerstrale 1954).

Um zu prüfen, wie sich das Anheftungsverhalten von *E. berilloni* von dem der zwei heimischen Arten *Gammarus pulex* und *G. fossarum* unterscheidet, wurden in Anlehnung an die Versuche von Segerstrale (1954) Experimente mit einer Enten- und einer Bisamattrappe durchgeführt.

Methoden

Das Anheftungsverhalten von *E. berilloni*, *G. pulex* and *G. fossarum* an eine Enten- (*Anas platyrhynchos*, Anseriformes) und eine Bisamattrappe (*Ondathra zibethicus*, Rodentia) wurde unter Laborbedingungen getestet. Zusätzlich wurde der Einfluss von Substrat auf die Anheftung untersucht. In jedem Replikat (8 Replikate) wurden 20 Tiere einer Art in ein Aquarium (H x B x T: 20 x 30 x 20 cm) eingesetzt, das zu 5 cm mit Leitungswasser gefüllt war. Der Boden des Aquariums wurde für die Hälfte der Versuche mit weißem Kies als Substrat bedeckt. Nach einer Akklimatisationsphase von 5 Minuten wurde eine der Attrappen in das Aquarium gegeben. Anschließend wurden

das Schwimm- und Anheftungsverhalten der Tiere 10 min lang kontinuierlich beobachtet. Während der Versuchszeit wurden die Anzahl der Kontakte kürzer als 10 Sekunden, die Anzahl der Kontakte länger als 10 Sekunden und die Dauer der Kontakte insgesamt gemessen. Für das Kontrollexperiment wurde an der Außenwand des Aquariums ein Attrappen-Bereich markiert. Als Kontakt wurde der Aufenthalt an der Wasseroberfläche in diesem markierten Bereich aufgenommen, wobei Tiere, die gleichzeitig Kontakt zu einer der Außenwände des Beckens hatten, nicht gewertet wurden. Anheftung an die Wasseroberfläche wurde als langer Kontakt aufgenommen.

Ergebnisse

Für das Bodensubstrat konnte nur bei *G. fossarum* ein signifikanter Einfluss auf das Anheftungsverhalten nachgewiesen werden. *E. berilloni* zeigte, ähnlich wie in älteren Studien, eine generell niedrigere Aktivität als die zwei untersuchten heimischen Arten. Dies führte zu einem reduzierten Anheftungsverhalten und zu kürzerer Anheftungsdauer. In Bezug auf den Attrappentyp konnte gezeigt werden, dass insgesamt zu der Entenattrappe längere Kontakte auftraten als zu der Bisamattrappe (Abb. 1). Des Weiteren sollte beachtet werden, dass alle drei Arten im Kontrollexperiment (ohne Attrappen) die höchste Aktivität zeigten.

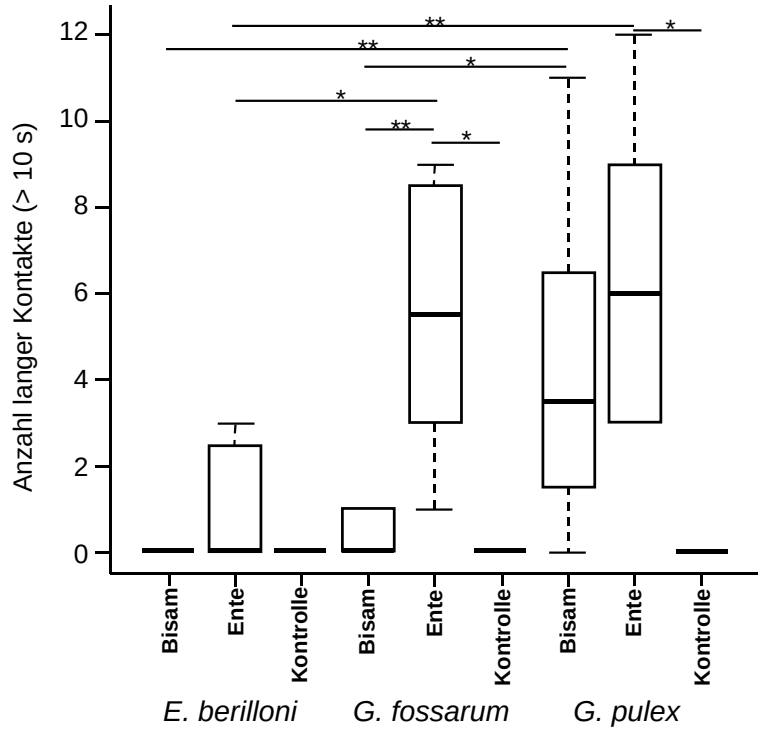


Abb. 1: Anheftungsverhalten der drei untersuchten Gammaridenarten in Gegenwart von Substrat, *=p<0.05, **=p<0.01

Diskussion

Der Attrappentyp hat auf alle getesteten Arten einen signifikanten Einfluss. So konnte nachgewiesen werden, dass gegenüber der Entenattrappe ein stärkeres Anheftungsverhalten auftrat als gegenüber der Bisamattrappe. Dieser Einfluss der Entenattrappe lässt sich nur schwer erklären und könnte beispielsweise in der Gefiederbeschaffenheit oder dem Körperbau begründet sein. In der Literatur

sind kaum Angaben zur Bedeutung verschiedener Vektoren für ein „long-distance dispersal“ zu finden. Verschiedene Untersuchungen berichten allgemein von Anheftungen von *Gammarus lacustris* und *Hyadella azteca* an Stockenten, Biber und Bisamratten (Peck 1975, Daborn 1976). Da sich die Gammariden in ihrem natürlichen Habitat jedoch wahrscheinlich nicht gezielt an Enten oder Bisamratten anheften, liefern die Ergebnisse Hinweise darauf, dass besonders in Gebieten mit einem großen Entenvorkommen ein „long-distance dispersal“ wahrscheinlich ist.

Segerstrale (1954) konnte bei *G. fossarum*, aber nicht bei *G. pulex* dauerhafte Anheftungen an eine Ente beobachten. Dies wird damit begründet, dass der Fließgewässer bewohnende *G. fossarum* aufgrund der möglichen Verbreitung über Wasserwege nicht auf eine Verbreitung durch Wasservögel angewiesen ist (Segerstrale 1954). Dem entgegen konnten in der vorliegenden Arbeit dauerhafte Anheftungen von *G. pulex* beobachtet werden. Möglicherweise konnten diese bei Segerstrale (1954) auf Grund der geringen Stichprobe nicht gefunden werden. Die vorliegenden Ergebnisse weisen jedoch darauf hin, dass auch für *G. pulex* ein „long-distance dispersal“ durch Vögel möglich ist.

In einer anderen Studie konnte gezeigt werden, dass Gammariden dunklere Bereiche helleren vorziehen (negative Phototaxis, Schmidt et al. 2011). So lässt sich auch die höhere Aktivität der Gammariden im Nullexperiment begründen. Da in diesem der Schatten der Attrappe fehlte, zeigten die Tiere mehr Schwimmaktivität als in den Attrappenexperimenten.

Das Substrat hatte nur auf *G. fossarum* einen Einfluss. Während diese Art mit Substrat eine erhöhte allgemeine Schwimmaktivität aufwies, ist die Zahl der dauerhaften Kontakte ohne Substrat größer. Im Gegensatz dazu konnte in früheren Untersuchungen zur Mobilität der drei Arten kein Einfluss von Substrat nachgewiesen werden (Trippe & Meyer 2008). *E. berilloni* zeigte in allen Fällen eine deutlich geringere Anheftungstendenz als die heimischen Gammariden. Analoge Beobachtungen konnten in früheren Untersuchungen auch zum Wanderungsverhalten der drei Arten gemacht werden. *Echinogammarus berilloni* war dort deutlich weniger aktiv als die beiden *Gammarus*-Arten (Trippe & Meyer 2008).

Entgegen der ursprünglichen Hypothese ist das hohe Ausbreitungspotenzial von *E. berilloni* somit nicht durch eine Verbreitung durch tierische Vektoren zu begründen. Vielmehr begünstigen wahrscheinlich andere biologische oder anthropogene Faktoren stärker die Ausbreitung der invasiven Art als ihr Potenzial für ein zoochores „long-distance dispersal“.

Literatur

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

Darborn, G.R. (1976): Colonization of isolated aquatic habitats. Candian field-naturalist 91: 56-57.

Peck, S.B. (1975): Amphipod dispersal in the fur of aquatic mammals. Canadian field-naturalist 89: 181-182.

Schmidt, M., S. Farahani, H.W. Riss und E.I. Meyer (2011): Auswirkungen der Infektion mit *Polymorphus minutus* auf das geotaktische und phototaktische Verhalten sympatrischer Gammaridae. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011: in diesem Band.

Segerstrale, S.G. (1954): The freshwater amphipods, *Gammarus pulex* (L.) and *Gammarus lacustris* G.O. Sars, in Denmark and Fennoscandia – a contribution to the late- and post-glacial immigration history of the aquatic fauna of Northern Europe. Societas Scientiarum Fennicae Commentationes Biologicae 15 (1): 1-91.

Trippe, M., und E.I. Meyer (2008): Experimentelle Studie zur Mobilität von Gammaridae in einem temporären Fließgewässer. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2007 (Münster), Werder 2008: 171-174.

QUELLEN, GRUNDWASSER UND HYPORHEISCHES INTERSTITIAL

BORK, J., A. FUCHS, K. P. BARUFKE & H. J. HAHN: Ökologisches Dauermonitoring der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg

GUTJAHR, S., J. BORK & H. J. HAHN: Pilotprojekt zur Bewertung des Einflusses von Oberflächenwassereinträgen aus Baggerseen auf die Grundwasserfauna – Erste Ergebnisse

RUMM, A., O. DEICHNER, F. FOECKLER, R. HOTZY & J. RÖMHELD: Monitoring von Optimierungsmaßnahmen an Kalktuffquellen in der Frankenalb

SCHÖNTHAL, M., J. BORK, H. J. HAHN, M. MAIER & K. ROTH: Untersuchungen zu Eintragspfaden und zur Verbreitung von Tieren in Trinkwassergewinnungsanlagen und im Leitungsnetz

SEIDEL, M. & M. MUTZ: Sohlsanierung eines sandgeprägten Tieflandbachs durch Kieszugabe und Holzeinsatz

STEIN, H., S. BERKHOFF, D. MATZKE, H. J. HAHN, C. KELLERMANN & CH. GRIEBLER: Räumliche Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna in Deutschland auf biogeographischer Ebene

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Ökologisches Dauermonitoring der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg

Jörg Bork [1], Andreas Fuchs [2], Klaus Peter Barufke [3] & Hans Jürgen Hahn[4]

[1] Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Arbeitsgruppe Grundwasserökologie, Fortstr. 7, D-76829 Landau Mail: bork@uni-landau.de, [2] wie [1] Mail: fuchs@uni-landau.de, [3] Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Referat Grundwasser, Karlsruhe, Mail: Klaus-Peter.Barufke@lubw.bwl.de, [4] wie [1], Mail: hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Grundwasserfauna, Bioindikation, Ökosystemmonitoring, Baden-Württemberg

Einleitung

Über die wiederholte oder dauerhafte Überwachung des Zustandes von Organismen bzw. Lebensgemeinschaften - dem Biomonitoring - können die Umweltqualität eines Lebensraumes bzw. seine Veränderungen erfasst und bewertet werden. Neben terrestrischen und aquatischen Organismen an der Erdoberfläche weisen offensichtlich auch Grundwasser-Metazoen das Potential auf, als Bioindikatoren im Ökosystemmonitoring genutzt werden zu können (Mösslacher & Notenboom 1999, Hahn & Preuß 2005, Bork et al. 2009, Stein et al. 2010).

Die Entwicklung standardisierter Bioindikationsverfahren für das Grundwasser steht aber noch am Anfang (Griebler et al. 2008). Es stellt sich die Frage, in wie weit Grundwasserorganismen selbst Veränderungen der abiotischen Verhältnisse anzeigen können. Mit anderen Worten: Eignen sich Grundwassertiere auch zur Erfassung von Veränderungen im Rahmen von Grundwasserüberwachungsprogrammen und damit als Ergänzung zum chemisch-physikalischen Monitoring?

Ziele des „ökologischen Dauermonitoring an ausgewählten Messstellen in Baden-Württemberg“ sind: 1.) die Erfassung faunistischer Veränderungen im Grundwasser über mehrere Jahre, 2.) der Vergleich der Besiedlungsstruktur mit den chemische-physikalischen und sonstigen abiotischen Umweltparametern und deren Veränderungen sowie 3.) die Bewertung der Eignung der Grundwassertiere als zusätzliches Werkzeug bei Grundwasserüberwachungsprogrammen.

Material und Methoden

Im Rahmen des „Ökologischen Dauermonitoring an ausgewählten Grundwassermessstellen in Baden-Württemberg“ wurden 2002 (im Rahmen der landesweiten Kartierung der Grundwasserfauna Baden-Württembergs) und seit 2006 jährlich 43 Messstellen faunistisch, mikrobiologisch und hydrochemisch untersucht (Abbildung 1).

Zur Erfassung der Fauna wurde der Netzsammler (Fa. IGÖ, Institut für Grundwasserökologie GbR, Landau), Wasserproben wurden mit einem Aquasampler (Fa. Bürkle GmbH, Lörrach) entnommen. Die Feldparameter - Temperatur, Sauerstoffgehalt und -konzentration, Carbonathärte, pH-Wert und Leitfähigkeit – wurden vor Ort gemessen, weitere hydrochemische und mikrobiologische Parameter im Labor.

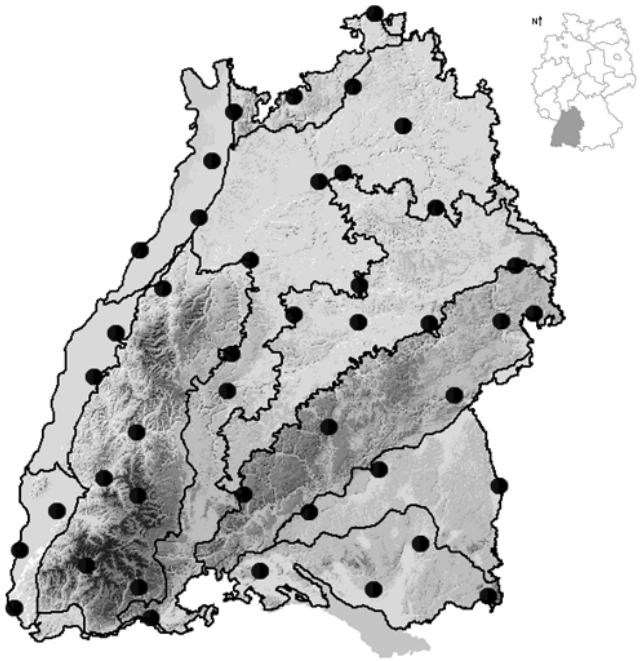


Abb. 1: Lage und Verteilung der 43 Messstellen des Dauermonitoringprojektes in den einzelnen Naturraumgruppen Baden-Württembergs (Aus: Bork et al. 2010, verändert)

Ergebnisse

Seit 2002 wurden über die 43 ausgewählten Messstellen 11.182 Tiere erfasst, von denen die Annelida und Crustacea bis auf Artniveau bestimmt wurden. Dabei stellen die Crustacea mit 7.962 Tieren (71,2 %) die individuenreichste und mit 71 Arten (75,5%) die artenreichste Gruppe dar Tabelle 1).

Tab. 1: Anzahl Individuen der über das Dauermonitoring erfassten Großgruppen. (Unter „Sonstige“ sind Nematoda, Acari, Insecta, Gastropoda, Turbellaria, Rotatoria und Ciliata zusammengefasst, die nicht auf Artniveau bestimmt wurden). (Aus: Bork et al. 2010)

Gruppe		Anzahl Individuen	% Individuenanzahl	Anzahl Arten	% Artenanzahl
Annelida	Polychaeta	247	2,21	1	1,06
	Oligochaeta	703	6,29	22	23,40
Crustacea	Ostracoda	830	7,42	11	11,70
	Cyclopoida	5.108	45,68	18	19,15
	Harpacticoida	485	4,34	19	20,21
	Bathynellidae	121	1,08	5	5,32
	Amphipoda	576	5,15	14	14,89
	Isopoda	842	7,53	4	4,26
Sonstige	---	2.270	20,30		
Summe		***11.182***		***94***	

Mittels einer Simper-Ähnlichkeitsanalyse wurde versucht Veränderungen in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften aufzulösen - und somit Informationen über die Stabilität bzw. Störungen zu erhalten (Abbildung 2).

Bei einem hohen Wert der Simper-Ähnlichkeit (> 50 %) ähneln sich die Lebensgemeinschaften der verschiedenen Proben einer Messstelle, z. B. Messstelle [8] 10/369-7, sehr stark. Umgekehrt sind die Verhältnisse bei einer geringen Simper-Ähnlichkeit (< 25 %), Beispiel Messstelle [29] 191/663-8. Hier ähneln sich die bei den einzelnen Beprobungen erfassten Lebensgemeinschaften nur noch in geringerem Maße (Abbildung 2). Dies bedeutet, dass die Gemeinschaften dieser Messstellen sehr veränderlich sind. Messstellen mit meist unbesiedelten Proben, z B. Messstelle [19] 32/365-0, weisen entsprechend keine Ähnlichkeiten zwischen den Einzelproben auf (Abbildung 2).

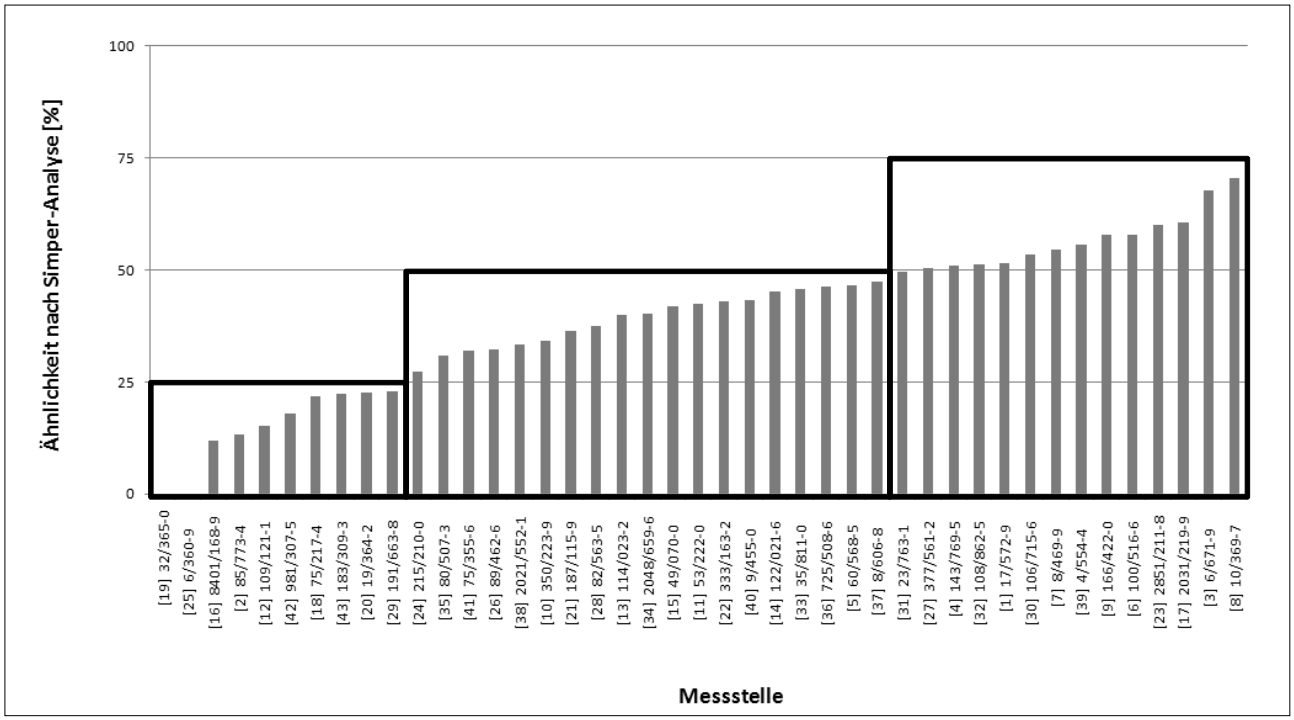


Abb. 2: Ergebnisse der Simper-Ähnlichkeitsanalyse für die 43 Dauermonitoring-Messtellen. (In eckigen Klammern: Laufende Nummer einer Messtelle im Dauermonitoring-Programm) (Aus: Bork et al. 2010)

Die Simper-Ähnlichkeiten der Messstellen korrelieren am stärksten mit der Anzahl stygobionter Individuen (Spearman Korrelation: r = 0,424, p = 0,000, n = 257) und der Anzahl stygobionten Arten (Spearman Korrelation: r = 0,286, p = 0,000, n = 257). Werden die Messstellen mit gleichem Simper-Ähnlichkeitsniveau zu entsprechenden Gruppen zusammengefasst (I = 0-25 %, II = 25-50 %, III = 50-75 %, IV = 75-100 %), wird deutlich, dass sich die Besiedlungszusammensetzungen signifikant voneinander unterscheiden (Abbildung 3).

Der Anteil der stygobionten Arten und Individuen nimmt dabei mit zunehmender Simper-Ähnlichkeit (d. h. mit zunehmender Konstanz der Besiedlung) deutlich und signifikant zu (Abbildung 3). Auch liegen die Gesamtabundanzen und die Anzahl der auftretenden Arten bei den Pegeln mit einer geringen Simper-Ähnlichkeit auf niedrigerem Niveau.

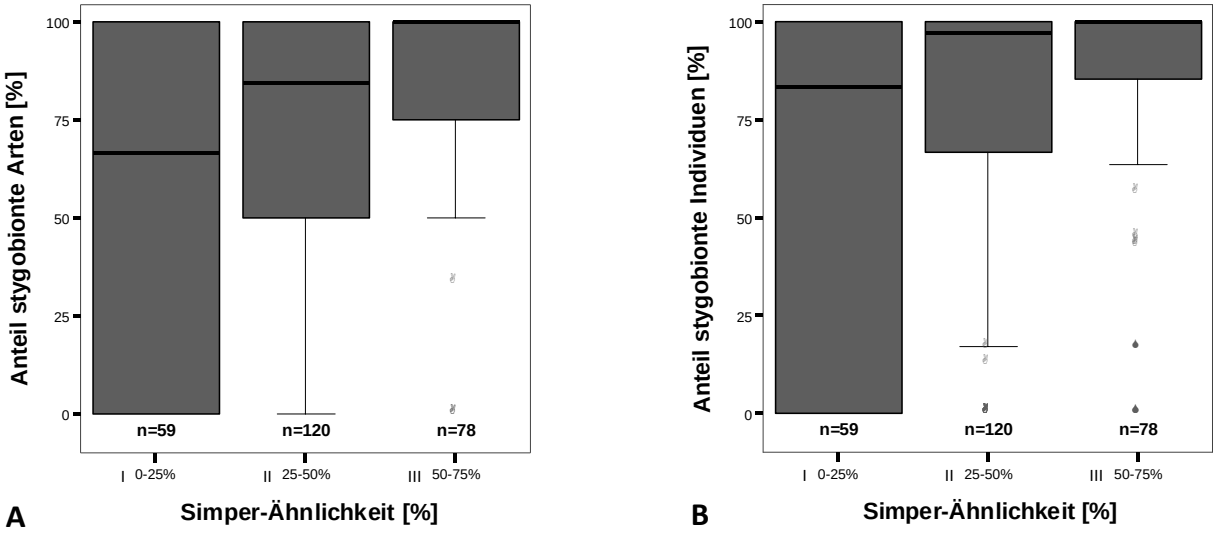


Abb. 3: A.) Anteile der stygobionten Arten an der Besiedlungszusammensetzung einer Probe der jeweiligen Messstellen; B.) Anteile der stygobionten Individuen an der Besiedlungszusammensetzung einer Probe der jeweiligen Messstellen (Messstellen sind gemäß Simper-Ähnlichkeit zu Gruppen zusammengefasst (I = 0-25 %, II = 25-50 %, III = 50-75 %, IV = 75-100 %). (Aus: Bork et al. 2010)

Diskussion

Die Ergebnisse der Studie weisen darauf hin, dass Grundwasserbiozönosen in unterschiedlicher Weise auf Änderungen verschiedener Umweltparameter reagieren. Die Erfassung der ökologischen Stabilität von Grundwassermesstellen ermöglicht somit Rückschlüsse auf die hydrologisch-hydrochemische Stabilität.

Im Grundwasser scheinen stabile Besiedlungsmuster mit überwiegender Grundwasserfauna auf geringen Oberflächenwassereintrag und damit auch auf stabile abiotische Verhältnisse hinzuweisen. Eine hohe faunistische Ähnlichkeit der Beprobungen bedeutet, dass sich die Lebensgemeinschaften im Bereich einer Messstelle über mehrere Jahre kaum verändern und die Umweltbedingungen demnach sehr stabil sind. Dies geht weitgehend mit einem verstärkten Vorkommen stygobionter Arten einher. Grund hierfür ist, dass gerade stygobionte Arten am besten an die Bedingungen im Grundwasser angepasst sind. Besonders bei stabilen Messstellen werden Veränderungen der Umweltbedingungen anhand der Lebensgemeinschaften von Einzelbeprobungen schnell reflektiert.

Umgekehrt zeichnen sich instabile Standorte durch wechselnde, arten- und individuenärmere Gemeinschaften mit höherem Anteil grundwasserfremder Elemente aus. Geringe Ähnlichkeiten der erfassten Lebensgemeinschaften von Messstellen weisen auf Grundwasserbereiche hin, wie sie sich etwa durch eine Beeinträchtigung durch Oberflächenwasser oder die Wirkung anderer Stressoren (z. B. Nutzungsänderungen der Fläche) ergeben. Hier ist der Anteil stygobionter Arten meist reduziert und Ubiquisten (stygophile/stygoxene Arten) kommen verstärkt vor.

Die erhöhte abiotische Variabilität stellt offenbar eine Beeinträchtigung für die Fauna dar. Die auf die Grundwasserbiozönosen wirkenden abiotischen Parameter variieren aber in Abhängigkeit von den jeweiligen Standorteigenschaften. Die statistische Analyse von Korrelationen zwischen faunistischen Kenngrößen bzw. die Einordnung der Wirkungsweise von sich verändernden Umweltparametern ist durch Datenlücken, keine Beprobungen zwischen 2002 und 2006, sowie nur zum Teil erfassten Umweltparametern, erschwert (Bork et al. 2010).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Im Rahmen des „Ökologischen Dauermonitoring an ausgewählten Grundwassermessstellen in Baden-Württemberg“ wurden in 2002 und von 2006-2009 43 Messstellen einmal im Jahr faunistisch, mikrobiologisch und hydrochemisch untersucht.

Die Fauna liefert dabei erstmals über mehrere Jahre zusammenhängende Informationen über den ökologischen Zustand der ausgewählten Messstellen und damit einen Beitrag zur umfassenden Grundwasserüberwachung. Grundwasserbiozönosen reagieren in unterschiedlicher Weise auf Änderungen verschiedener Umweltparameter. Die Erfassung der ökologischen Stabilität von Grundwassermesstellen ermöglicht somit Rückschlüsse auf die hydrologisch-hydrochemische Stabilität.

Die Ergebnisse dieses Dauermonitorings weisen darauf hin, dass der Einsatz der Grundwasserfauna für die Bioindikation im Ökosystemmonitoring ein vielversprechender Ansatz ist.

Danksagung

Für die gute Zusammenarbeit danken wir der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), dem Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe, dem Umweltlabor Fader, Karlsruhe, und dem Institut für Grundwasserökologie (IGÖ) GbR, Landau.

Literatur

Bork, J., Berkhoff, S. E., Hahn, H. J. (2009): Bioindikation im Grundwasser: Metazoen. In: Hupfer, M., Calmano, W., Klapper, H., Wilken, R. D. (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie, 26 Erg.Lfg., VIII-7.5.2 (Bewertungen): 1-20. Wiley-Verlag, Weinheim.

Bork, J. Fuchs, A., Hahn, H. J. (2010): Ökologisches Dauermonitoring an ausgewählten Grundwassermessstellen in Baden-Württemberg. - Unveröffentl. Bericht LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg), Karlsruhe.

Griebler, C., Steube, C., Kellermann, C., Stein, H., Fuchs, A., Hahn, H :J. (2008): Entwicklung biologischer Bewertungsmethoden und –kriterien für Grundwasserökosysteme. – Forschungsberichte FKZ 206 23 200, Umweltbundesamt. Dessau.

Hahn, H. J., Preuß, G. (2005): Anwendungsmöglichkeiten grundwasserökologischer Forschung. - GWF Wasser Abwasser 146: 568-572.

Mösslacher, F., Notenboom, J. (1999): Groundwater biomonitoring. In: GERHARDT, A. (ed.): Biomonitoring of polluted water. Zürich.

Stein, H., Kellermann, C., Schmidt,S. I., Brielmann, H., Steube, C., Berkhoff, S. E., Fuchs, A., Hahn, H. J., Thulin, B., Griebler, C. (2010): The potential use of fauna and bacteria as ecological indicators for the assessment of groundwater quality. - J. Environ. Monit. 12: 242-254.

Pilotprojekt zur Bewertung des Einflusses von Oberflächenwassereinträgen aus Baggerseen auf die Grundwasserfauna – Erste Ergebnisse

Simon Gutjahr1, Jörg Bork2 & Hans Jürgen Hahn3

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

Keywords: Baggerseen, Bewertung, Einfluss, Grundwasserfauna

Einleitung

Die Grundwasservorkommen der Oberrheinebene stellen das größte Trinkwasserreservoir Südwestdeutschlands dar. Gleichzeitig liegt das Grundwasser dort im Bereich von Baggerseen, ungeschützt vor Einflüssen der Erdoberfläche und Atmosphäre, frei.

Aus diesem Grunde ist es in diesem Gebiet von Bedeutung, Aussagen über den Einfluss der Kiesgewinnung und des dadurch bedingten Oberflächenwassereintrages aus den Baggerseen ins Grundwasser treffen zu können.

Ziel des Projektes ist es, mögliche Einflüsse von Baggerseen auf Grundwasserlebensgemeinschaften zu erkennen und nach Möglichkeit zu bewerten.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Alle 13 untersuchten Seen (Abb. 1) liegen in der baden-württembergischen Oberrheinebene, wobei sich das Untersuchungsgebiet in 2 Großuntersuchungsgebiete unterteilen lässt: Seen (n=8) im nördlichen Landkreis Karlsruhe (Nord) und Seen (n=5) im Raum Freiburg/Breisgau (Süd). Die Seen im Landkreis Karlsruhe liegen zum Großteil im Tiefgestade des Rheins, mit Ausnahme des Weingartener Baggersees, der auf der Hochterrasse liegt.

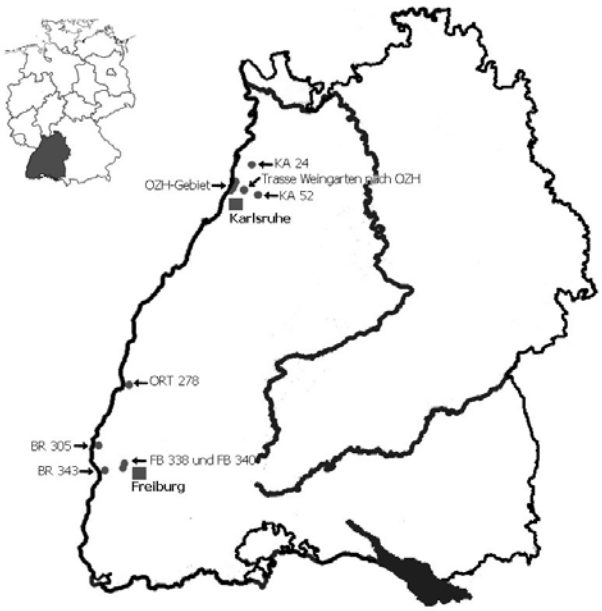


Abb. 1: Untersuchungsgebiet

Messstellenauswahl

Die ausgewählten Messstellen sollten einen Sauerstoffgehalt von > 1 mg/l sowie einen Durchmesser von mindestens 50 mm aufweisen. Des Weiteren kamen nur Seen in die engere Auswahl, die ein dichtes Netz von Beobachtungsrohren in der näheren Umgebung (< 5 km) hatten. Dabei sollte die Anordnung der Messstellen möglichst gleichmäßig oberstromig, unterstromig sowie seitlich (parallelstromig) der Seen sein, um mögliche Seeneinflüsse erfassen zu können.

Grundsätzlich ist anzunehmen, dass parallelstromige Messtellen eher dem Grundwasserzustrom entsprechen. Um mögliche seitliche Auswirkungen der Seen erfassen zu können, wurden diese Messstellen jedoch gesondert ausgewiesen.

Probennahme

Die Proben wurden mit einem Netzsammler (Maschenweite 74 µm) aus dem Sumpf der 3 – 150 m tiefen Messstellen entnommen. Anschließend wurden sie in 4%-iger Formaldehydlösung fixiert und die Crustaceen auf Artniveau bestimmt. Neben den Grundwassermetazoen wurden zahlreiche hydrochemische und mikrobiologische Parameter sowie die Menge organischen Materials erfasst.

Die Probennahme erfolgte zwischen Oktober 2008 – Juli 2009 im 2-Monatsrhytmus an insgesamt 153 Messstellen und es wurden 528 Proben erhoben.

Ergebnisse & Diskussion

Seen im Tiefgestade des Rheins wiesen in den ersten beiden Beprobungen niedrige Tierzahlen auf, weshalb das Untersuchungsgebiet ab Proberunde 3 auf Seen im Raum Freiburg/Breisgau ausgeweitet wurde (Abb. 2). Einige der untersuchten Seen im Landkreis Karlsruhe wurden nicht weiter beprobt (KA39, KA 40, KA 47, KA 48, KA 49 („OZH-Gebiet"), KA24; Abb. 1 & 2)

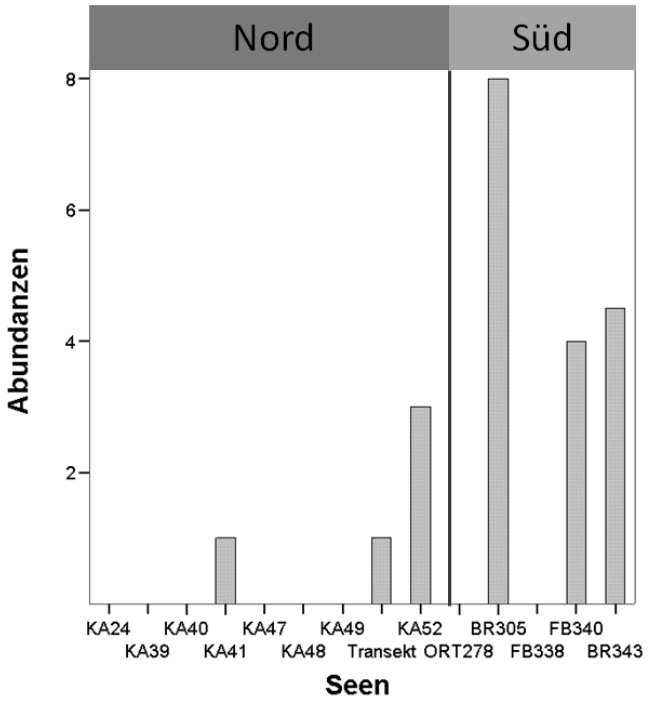


Abbildung 2: Medianaggregierte Abundanzen pro See

Im Rahmen der Untersuchung wurden 5.389 Metazoen erfasst, die 39 Arten zugewiesen werden konnten. Insgesamt konnten eine deutliche biogeografische Trennung der beiden Großuntersuchungsgebiete nachgewiesen werden.

Zwar konnten hinsichtlich der Metazoenverteilung im Seezu- und –abstrom keine einheitlichen Trends erkannt werden. An beinahe allen Seen wurden aber Unterschiede verschiedener Richtung in der Besiedlung zwischen ober– und unterstromigen Messstellen festgestellt.

Am Beispiel des Weingartener Sees (Abb.1, KA 52) und des Burkheimer Sees (Abb. 1, BR 305) wird dies deutlich: Für den wenige Kilometer nordöstlich von Karlsruhe auf dem Hochgestade gelegenen Weingartener Baggersee wurden im Grundwasserzustrom höhere Taxazahlen (Abb. 3a) erfasst. Ein abiotischer Parameter, der mit diesem Trend einherging war der Sauerstoffgehalt (Abb. 3b) der hydrologischen Gruppen Zu-/Parallel-/ und Abstrom.

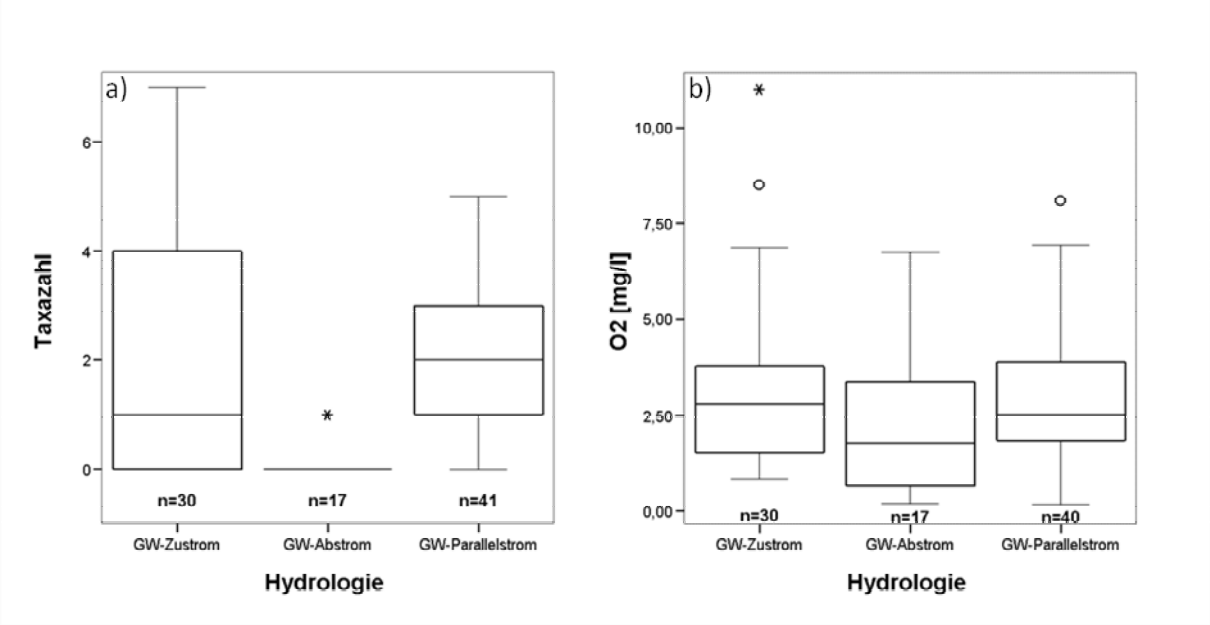


Abb. 3: Taxazahl (a) und Sauerstoffgehalt (b) am Weingartener Baggersee

Am Burkheimer See (Westrand des Kaiserstuhls) wurden, im Gegensatz zum Weingartener See (Abb. 3a & b) im Grundwasserabstrom mehr Taxa (Abb. 4a) gefunden als im Zustrom. Auch an diesem See wurden Sauerstoffgehalte (Abb. 4b) gemessen, die diesen Trend möglicherweise erklären.

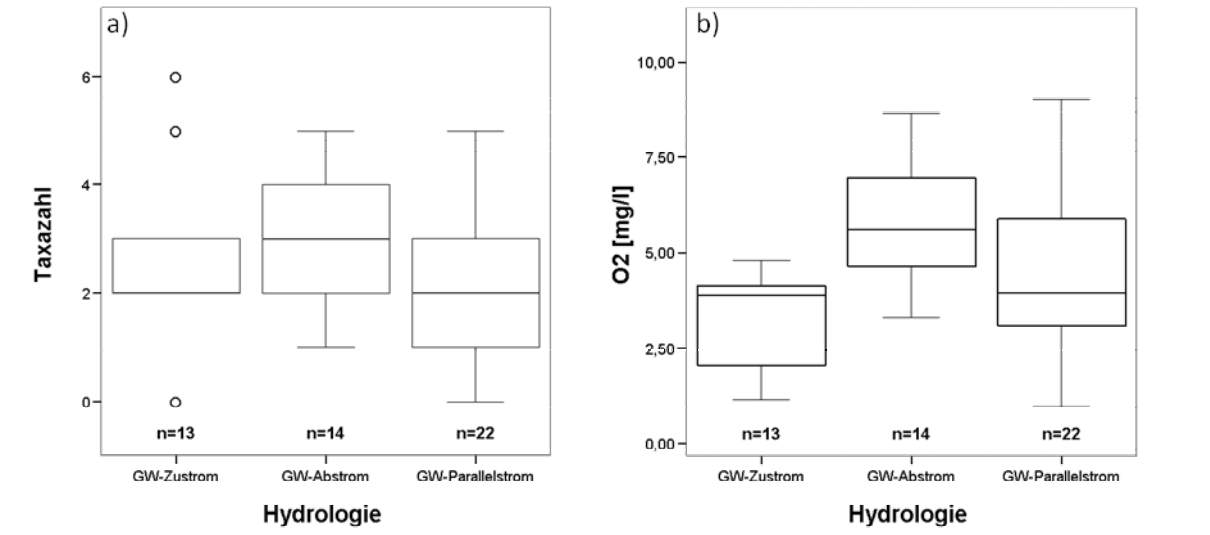


Abb. 4: Taxazahl (a) und Sauerstoffgehalt (b) am Burkheimer See

Die beiden vorgestellten Beispiele zeigen unterschiedliche Trends hinsichtlich der Besiedlung von Zu- beziehungsweise Abstrommessstellen. Am Weingartener Baggersee sind die niedrigen Sauerstoffwerte im Grundwasserabstrom vermutlich für die spärliche Besiedlung der Messstellen (Hakenkamp & Palmer, 2000; Hahn, 2006) verantwortlich.

Einen gegenläufigen Trend dazu zeigen die Faunadaten des Burkheimer Sees. Taxazahlen waren im sauerstoffreicheren Grundwasserabstrom deutlich höher als im weniger sauerstoffhaltigen Zustrom

(Abb. 4b). Insbesondere an diesem See wurde die Problematik der parallelstromigen Messstellen deutlich. Mit den vorliegenden Daten lassen sich einige Grundwasserbeobachtungsrohre seitlich des Sees nicht eindeutig dem Zustrom zuordnen. Vielmehr sind einige Messstellen hydrochemisch dem Zustrom zuzuordnen, faunistisch jedoch eher Abstrommessstellen ähnlich. Dies spiegelt die komplexe Geologie und Hydrogeologie in diesem Gebiet wider. Weitere Datenanalysen folgen und werden eine höhere Auflösung der geschilderten Beobachtungen erlauben.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Im baden-württembergischen Oberrheingraben wurde das Umfeld von 13 Baggerseen (8 Landkreis Karlsruhe, 5 Freiburg/Breisgau) auf ihre Metazoenfauna hin untersucht. Dabei wurden 5.389 Individuen nachgewiesen, die 39 Arten zugeordnet werden konnten.

Zum derzeitigen Auswertungsstand lassen sich die 2 Großuntersuchungsgebiete biogeographisch trennen. Im Zu- und Abstrombereich der Seen wurden deutliche Unterschiede in hydrochemischen Parametern und Meiofauna gefunden. Es wurden jedoch keine einheitlichen Trends, zwischen Zu- und Abstrompegeln beobachtet. Weitergehende Datenanalysen sind geplant.

Danksagung

Wir danken der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), die diese Untersuchung ermöglicht hat. Besonderer Dank gebührt K.-P. Barufke (LUBW) der als zuverlässiger und engagierter Ansprechpartner das Projekt von Anfang an begleitete.

Literatur

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

Hakenkamp, C. C. & M. A. Palmer (2000): The ecology of hyporheic meiofauna. In: Jones, J. B. & P. J. Mulholland (eds.): Steams and groundwaters.

Monitoring von Optimierungsmaßnahmen an Kalktuffquellen in der Frankenalb

Andrea Rumm[1], Oskar Deichner[1], Francis Foeckler[1], Ralf Hotzy[2] & Julia Römheld[2]

1 ÖKON Ges. für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH, Hohenfelser Str. 4, Rohrbach, 93183 Kallmünz; foeckler@oekon.com, 2 LBV, Eisvogelweg 1, 91161 Hilpoltstein; r-hotzy@lbv.de; j-roemheld@lbv.de

Keywords: Kalktuffquellen, Renaturierung, Monitoring, Wasserwirbellose, Substrat

Einleitung

Im Rahmen des vom Landesbund für Vogelschutz (LBV) e. V., Hilpoltstein, initiierten LIFE-Natur-Projekts „Optimierung von Kalktuffquellen und des Umfeldes in der Frankenalb“ wurden 2006/7 an insgesamt 56 anthropogen gestörten Quellstandorten in der Mittleren und Südlichen Frankenalb Optimierungsmaßnahmen durchgeführt (größtenteils Fichtenentnahme im Umfeld der Quellen, bzw. Entfernung von Verrohrungen im Quellabfluss, selten auch Entfernung der Quellfassung). Innerhalb des eigens dafür entwickelten Monitoringprogramms erfolgte eine naturschutzfachliche Bewertung der Quellen und der durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen anhand von Daten zur Quellfauna (Wasserwirbellose), Flora (Moose) und Substratzusammensetzung. Zudem wurde eine regionalisierte Leitartenliste mit quellassoziierten Arten, die mit einer gewissen Stetigkeit im Projektgebiet vorkommen, erarbeitet (vgl. ÖKON 2007).

2010 wurde, wiederum im Auftrag des LBV e.V. und gefördert aus Zweckerträgen der GlücksSpirale durch den Bayerischen Naturschutzfonds, eine erste langfristige Erfolgskontrolle zur Entwicklung der 2006/7 beprobten Kalktuffquellen durchgeführt. Streng nach den Methoden der Erstuntersuchungen wurden die speziell eingerichteten Dauerbeobachtungsstellen erneut beprobt und die Daten hinsichtlich der ökologischen Charakterisierung der einzelnen Quellen im Vergleich zu den Ergebnissen der Ersterhebungen ausgewertet. Dabei kam neben der Entwicklung der Besiedlung auch ein direkter Vergleich der Substratverhältnisse zum Tragen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Insgesamt wurden an 40 Quellen in den drei Projektgebieten Hersbruck, Greding und Treuchtlingen (Regierungsbezirk Mittelfranken) die Quellfauna, -flora und das Substrat näher untersucht. Bei den beprobten Quellen handelt es sich größtenteils um grobmaterialreiche Waldquellen, meist Rheokrene, bzw. eine Mischform aus Rheo- und Helokrenen. Neben den Maßnahmenquellen wurden für jedes Projektgebiet jeweils zwei Referenzquellen, die einen hohen Natürlichkeitsgrad besitzen, als unbeeinflusste „Vergleichsflächen“ in die Untersuchungen miteinbezogen.

Einrichtung von Dauerbeobachtungsstellen

Bei der Erstuntersuchung im Frühjahr 2006/7 wurden pro Quelle drei Dauerbeobachtungsstellen (Quellmund, Übergangsbereich Quelle/Bachlauf, Bachlauf) eingerichtet. Ziel dieser dreifachen Beprobung ist es, die unterschiedliche Besiedlung der Quellregionen zu erfassen sowie mögliche Fehleinschätzungen anhand von Einzelproben zu vermeiden. Die Probestellen wurden durch GPS-Einmessung bzw. Vergraben von Metallröhrchen an den gegenüberliegenden Ecken eines Substratrahmens nach Hotzy (2004 – s. u.) dauerhaft markiert, fotografiert und 2010 mit Hilfe eines Metalldetektors erneut aufgesucht, fotografiert und lagegenau wieder beprobt.

Erfassungsmethodik

Die halbquantitative Aufnahme der Quellfauna erfolgte je Probestelle (Mund, Mitte und Lauf) innerhalb von 30 Minuten. Erfasst wurde diese in allen wesentlichen Substratbereichen der Quelle (Tuffablagerungen, Wassermoose, Totholz, etc.).

Die Moose wurden im unmittelbaren Abflussbereich der Quellen bestimmt.

Die Erfassung der Substratzusammensetzung wird mit Hilfe des von Hotzy (2004) entwickelten Substratrahmens (Größe: 1m²), der über die Probestelle gelegt wird, durchgeführt. Es werden die unterschiedlichen Substrattypen (Kies, Moos, Kalktuff, etc.) innerhalb des Rahmens aufgenommen und ihr oberflächlicher Deckungsgrad abgeschätzt.

Bewertungsmethodik Quellfauna

Die Bewertung der Quellfauna erfolgte mit Hilfe der Ökologischen Wertsumme (ÖWS) nach Fischer (1996), welche auf der Stenotopie des Taxons im Bezug auf das Krenon beruht. Die Einteilung in Ökologische Wertzahlen (ÖWZ) wurde empirisch mit Hilfe von Arten, die mit hoher Stetigkeit in Quellen vorkommen, festgelegt. Die Einstufungen nach Fischer (1996) sind dieser Arbeit angepasst worden. Je nach Höhe der berechneten ÖWS kann die Quellfauna als quelltypisch, bedingt quelltypisch, quellverträglich, quellfremd und sehr quellfremd bewertet werden.

Bestimmung des Veränderungsgrades

Um den Grad der Veränderung innerhalb der Artenzusammensetzung besser einschätzen zu können, wurde für jede Quelle/Probestelle die Turnover-Rate bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

An allen 40 Quellen

Artenzusammensetzung

Insgesamt wurden bei den Folgeuntersuchungen an den untersuchten 40 Quellen geringfügig weniger Taxa gefunden als bei der Ersterfassung (2006/7: 120 bzw. 2010: 117 Taxa). Knapp 65% der Taxa stimmen bei beiden Untersuchungen überein. Neu dazugekommen sind 2010 u. a. die für Quellen typische Köcherfliegenart *Beraea maura* und die FFH-Art *Vertigo moulinsiana*.

Die Anzahl der Taxa pro Quelle reicht 2010 von 14 bis 36 Taxa. 2006/7 dagegen war die Spanne der Taxa mit 4 - 36 pro Standort deutlich größer. Durchschnittlich werden bei der Folgeuntersuchung 25 Taxa pro Quelle nachgewiesen und damit zwei mehr als 2006/7.

Betrachtet man die Leitarten der Untersuchungen 2006/7 (vgl. Ökon 2007), zeigt sich, dass diese 2010 größtenteils an etwas weniger Quellen vorkommen als bei den Erstuntersuchungen (siehe

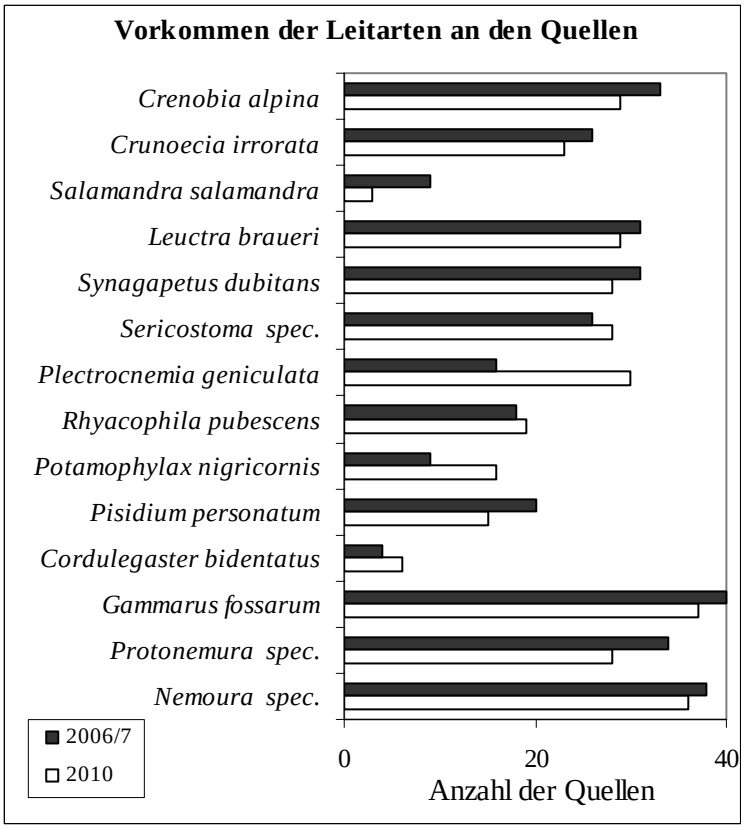


Abb. 1: Leitarten nach Ökon (2007) und ihr Vorkommen 2010

Abb. 1). Besonders deutlich ist der Rückgang des *Salamandra salamandra*, der nach Fischer (1996) und Zollhöfer (1996) als krenobiont einzustufen ist. Für das Fehlen dieser Art, die natürlicherweise nur in zwei der drei Projektgebiete vorkommt, war während der Beprobung jedoch kein eindeutiger Grund ersichtlich. Ähnlich stark hat auch das Vorkommen der krenophil-rhithrobionten Steinfliegeart *Protonemura spec.* und des als krenophil eingestuften *Pisidium personatum* abgenommen. Diese Schwankungen im Vergleich der Leitarten-Besiedlung liegen jedoch innerhalb der natürlichen Populationsdynamik und können sowohl jahreszeitlich als auch witterungsbedingt sein. Zudem bleibt zu beachten, dass die regionalisierte Leitarten-Liste 2006/7 nur einmalig anhand eines Datensatzes erstellt wurde. Auffallend häufiger dagegen sind die Taxa *Plectrocnemia geniculata* und *Potamophylax nigricornis* an den Quellen vorzufinden. Diese haben ihr Vorkommen 2010 fast verdoppelt. Es handelt sich dabei um Arten, die nach Schmedtje & Colling (1996) ihren Verbreitungsschwerpunkt im Krenal haben, so ist ihr stärkeres Vorkommen in der Quellfauna 2010 durchaus positiv zu werten.

Ökologische Bewertung der Quellfauna an den 40 Quellen

Trotz der 2010 meist geringeren Besiedlung mit den Leitarten der Erstuntersuchungen, hat sich an den Quellen größtenteils die ökologische Bewertung (ÖWS) der Quellfauna verbessert. An insgesamt 11 der 40 Quellen ist die Besiedlung 2010 ökologisch besser zu bewerten als 2006/7, an 9 hat sie sich allerdings verschlechtert. So kann die Quellfauna 2010 an 23 Quellen als „quelltypisch“ bzw. „bedingt quelltypisch“ eingestuft werden (2006/7: 20 Standorte) und keine der Quellfaunen zeigt mehr eine „sehr quellfremde“ Besiedlung auf, wie es 2006/7 der Fall war (vgl. Abb. 2 A).

Ergebnisse speziell am Quellmund

Die größte Veränderung der Artenzusammensetzung der Quellfauna wird direkt im Bereich des Quellmundes erwartet. Berechnet man für diese Probestellen den Artenturnover, zeigt sich, dass an 75% der Probestellen eine Turnover-Rate von maximal 50% vorliegt, was der natürlichen Populationsdynamik zuzuordnen ist. An den restlichen 25% der Quellmünder (10 Probestellen) hat sich dagegen die Besiedlung der Wasserwirbellosen um mehr als 50% stark verändert. Zwei dieser Quellaustritte wurden nicht zur weiteren Auswertung herangezogen, da dort einmal 2006/7 die Quelle nicht in die einzelnen Probestellen unterschieden wurde bzw. an einem Quellmund 2010 zum Zeitpunkt der Beprobung keine Schüttung vorlag. Im Folgenden werden nur speziell die restlichen 8 Quellaustritte behandelt.

Artenzusammensetzung an den 8 meist veränderten Quellmündern

An diesen 8 Quellmündern hat sich die Anzahl der insgesamt dort vorkommenden Taxa von 35 auf 43 deutlich erhöht. Es konnten bei der Folgeuntersuchung 2 Ordnungen mehr nachgewiesen werden. Durchschnittlich kommen 2010 aber nur geringfügig mehr Taxa pro Probestelle vor als bei den Erstuntersuchungen (2006/7: 10 Taxa; 2010: 11 Taxa).

Ökologische Bewertung der Quellfauna an den 8 Quellmündern

Die Bewertung der Quellbesiedlung dieser Quellaustritte hat sich 2010 an fünf der acht Probestellen verbessert und an einer verschlechtert. Immerhin kann bei der Folgeuntersuchung an über der Hälfte dieser 8 Quellmünder die Fauna als „quelltypisch" bzw. „bedingt quelltypisch" eingestuft werden. 2006/7 war dies lediglich bei zwei Probestellen der Fall (vgl. Abb. 2 B)

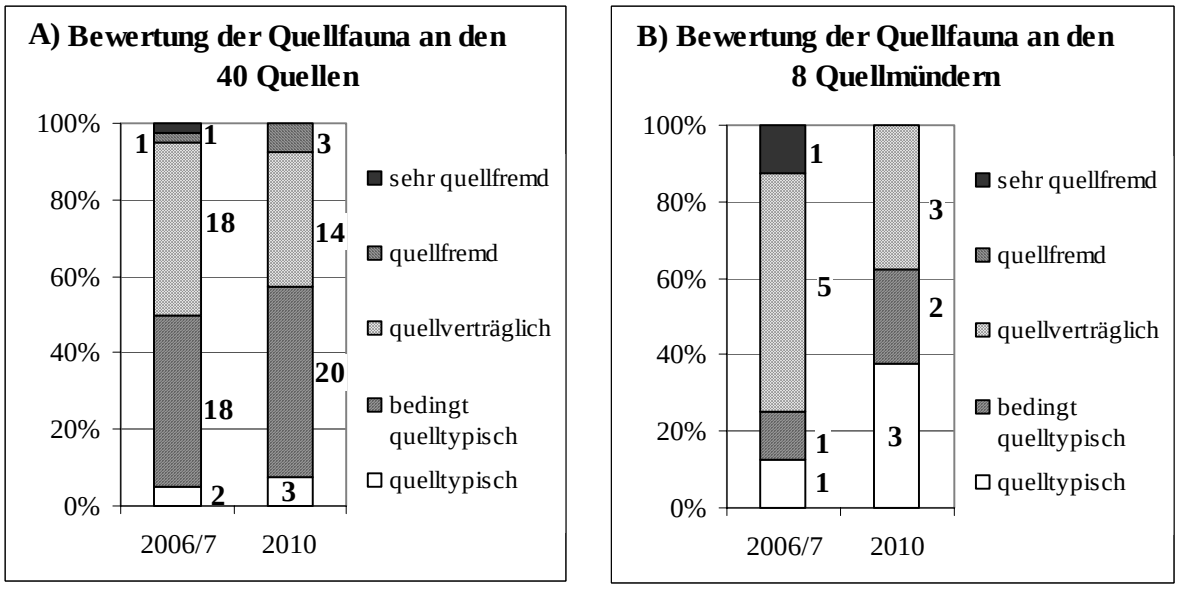


Abb. 2: Ökologische Bewertung der Quellfauna. A) An den gesamten 40 Quellen. **B)** An den 8 am meist veränderten Quellmündern

Substratzusammensetzung an den Probestellen

Die Zusammensetzung des Quellsubstrates aller Probestellen hat sich prozentual im Vergleich zu den Erstuntersuchungen nur minimal verändert. Vor allem die quellfremden Fichtennadeln sind durch die Entfernung der Bäume im quellnahen Bereich weniger in der Substratzusammensetzung zu finden.

Betrachtet man jedoch die Probestellen einzeln, so wird bei einigen doch eine starke Veränderung des Quellsubstrates deutlich, wie das Beispiel in Abb. 3 zeigt. Die Nadeln, die 2006/7 20% des Substrates dort ausmachten, sind 2010 nicht mehr vorzufinden. Dafür hat an der Probestelle die Besiedlung mit quelltypischen Moosen eingesetzt. Auch Gefäßpflanzen und erste Kalkinkrustrierungen können bei

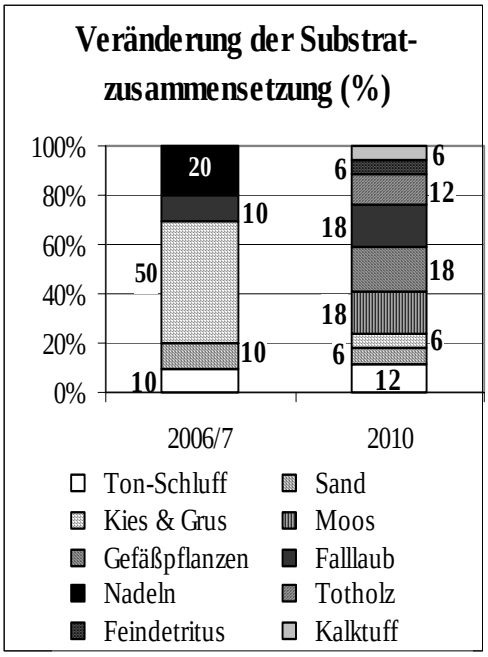


Abb. 3: Prozentuale Substratzusammensetzung am Quellmund der Beispielquelle 2006/7 und 2010

der Folgeuntersuchung im Bereich der Probestelle erfasst werden. So liegt 2010 hier eine deutlich höhere Substratvielfalt vor. Mit einer größeren Anzahl an verschiedenen Substrattypen hat sich auch die dort lebende Quellfauna wesentlich verändert (Turnover-Rate: 52%). Quellassoziierte Arten sind 2010 stärker in der Besiedlung der Beispiel-Probestelle vertreten als 2006/7. Die Quellfauna hat sich so bei der Folgeuntersuchung um eine Bewertungsstufe verbessert und ist 2010 als „quelltypisch“ einzustufen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Vier Jahre nach den durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen im Umfeld bzw. Abflussbereich der Kalktuffquellen sind an der Hälfte der Quellstandorte nur geringe Unterschiede in ihrer Quellbesiedlung erkennbar. Diese reichen nicht aus, um eine Veränderung in ihrer ökologischen Bewertung (ÖWS) hervorzurufen. An den restlichen 20 Quellen ist 2010 größtenteils eine Quellfauna vorzufinden, die als für Quellen charakteristischer eingestuft werden kann. So sind über die Hälfte der vorgefundenen Quellarten 2010 als „quelltypisch“ bzw. „bedingt quelltypisch“ einzustufen. Einige Quellen haben aber auch eine Artenzusammensetzung, welche im Vergleich zu den Untersuchungen 2006/7 schlechter zu bewerten ist. Im Bereich des Quellaustrittes, v. a. an den Probestellen mit hohem Artenturnover der Quellbesiedlung, sind deutliche Verbesserungen in der ökologischen Bewertung erkennbar. Betrachtet man dazu die Substratzusammensetzung so ist an diesen Probestellen größtenteils eine höhere Substratvielfalt als bei den Erstuntersuchungen vorzufinden. Insbesondere wird kaum mehr die für Quellen untypische Fichtenstreu in der Substratzusammensetzung nachgewiesen.

Danksagung

Unser Dank gilt dem Landesbund für Vogelschutz (LBV) e. V., Hiltpoltstein, der das Monitoringprogramm an den Kalktuffquellen initiiert und diese Arbeit ermöglicht hat. Sowohl die Erst-, als auch die Folgeuntersuchungen wurden im Rahmen von Diplomarbeiten (Richter 2008, Rumm in Vorbereitung) an der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf durchgeführt, für deren Betreuung wir Herrn Prof. Dr. Ullrich Asmus danken.

Literatur

Fischer, J. (1996): Bewertungsverfahren zur Quellfauna. In Crunoecia, Jahrgang 5. Verlag Natur & Wissenschaft, Solingen. S. 227 – 240

Hotzy, R. (2004): Vorläufiges Konzept zur Effizienzkontrolle von Quellschutzmaßnahmen. – Unveröffentlichter Bericht, LBV Landesgeschäftsstelle Hilpoltstein. 12 S.

ÖKON (2007): Untersuchungen zur Effizienzkontrolle des LIFE-Natur-Projekts "Optimierung von Kalktuffquellen und des Umfelds in der Frankenalb" – Endbericht. 76 S., Kallmünz.

Richter, R. (2008): Untersuchungen zur Ökologie an naturschutzfachlich optimierten Kalktuffquellen in der mittleren und südlichen Frankenalb. – Diplomarbeit an der Hochschule Weihenstephan Abteilung Triesdorf Fakultät Umweltsicherung, 134 S.

Rumm, A. (in Vorbereitung): Monitoring der Projekteffizienz des LIFE-Natur-Projektes „Optimierung von Kalktuffquellen und des Umfeldes in der Frankenalb“ (Arbeitstitel). – Diplomarbeit an der Hochschule Weihenstephan Abteilung Triesdorf Fakultät Umweltsicherung.

Schmedtje, U. & M. Colling (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. – Informationsbericht Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 4/96, 543 S.

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

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Untersuchungen zu Eintragspfaden und zur Verbreitung von Tieren in Trinkwassergewinnungsanlagen und im Leitungsnetz

Michael Schönthal [1, 4], Jörg Bork [2], Hans Jürgen Hahn [3], Matthias Maier[4] & Karl Roth[4]

1 Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Arbeitsgruppe Grundwasserökologie, Fortstr. 7, D-76829 Landau, info@groundwaterecology.de, michael.schoenthal@stadwerke-karlsruhe.de 2 wie 1, bork@uni-landau.de, 3 wie 1, hjhahn@uni-landau.de, 4 Stadtwerke Karlsruhe GmbH, Daxlander Str. 72, D-76185 Karlsruhe, matthias.maier@stadtwerke-karlsruhe.de, 5 wie 4, karl.roth@stadtwerke-karlsruhe.de

Keywords: Trinkwasserversorgung, Metazoen, Eintragspfade, Aufbereitungsfilter, Verteilungsnetz

Einleitung

Anlagen der Trinkwasserversorgung können als künstliche Biotope wasserbürtiger Metazoen (Mehrzeller) angesehen werden (Husmann 1961). Sofern es zu keinem Massenaufkommen kommt, werden die Tiere weder durch den Versorger noch durch den Kunden wahrgenommen und beeinträchtigen die Wasserversorgung in der Regel nicht. Im Normalfall unterbleiben deshalb routinemäßige Erhebungen zum Vorkommen tierischer Organismen. Kenntnisse zum Eintrag und zur Verbreitung von tierischen Organismen in den Trinkwasserversorgungsanlagen können allerdings wichtige Hinweise auf den qualitativen Zustand der Trinkwassergewinnung, -aufbereitung und -verteilung liefern.

Ziel dieser Studie ist, am Beispiel eines mittelgroßen ausschließlich auf Grundwasser basierter Trinkwasserversorgung, Informationen zu Eintragspfaden und zur Verbreitung von Tieren in Trinkwassergewinnungsanlagen und im Leitungsnetz zusammenzutragen, indem das gesamte System der Versorgung vom Einzugsgebiet über die Gewinnung, Aufbereitung und Verteilung bis hin zur Übergabe an den Kunden überprüft wird. Aktuell wird über erste Ergebnisse berichtet, denen drei Beprobungskampagnen zugrunde liegen, und die sich zunächst auf die faunistischen Erhebungen der Aufbereitungs- und Verteilungsanlagen konzentrieren. Detaillierter wird in Schönthal et al. (in prep.) berichtet werden.

Material und Methoden

Der untersuchte Wasserversorger betreibt vier Wasserwerke im Oberrheingraben und gewinnt dort Grundwasser aus dem oberen Grundwasserleiter. Im ersten Werk erfolgt eine subterrestrische Aufbereitung. Grundwasser wird über einen Spendebrunnen gefördert, belüftet und anschließend über Infiltrationsbrunnen in den Aquifer reinfiltriert. Die Trinkwassergewinnung erfolgt dann über Förderbrunnen die das Wasser direkt ohne Zwischenspeicherung dem Versorgungsnetz zuführen. Die drei weiteren Werke verfügen über eine oberirdische Aufbereitung zur Enteisenung und Entmanganung mit Belüftung des Rohwassers und anschließender Filtration über Schnellsandfilter. Dort wird das Trinkwasser aus Speicherbehältern mittels Netzpumpen ins vermaschte Versorgungsnetz einge-

speist. Die Trinkwassergewinnung korrespondiert mit einem zentralen Gegenbehälter, der überschüssiges Wasser aus dem Versorgungsgebiet aufnimmt bzw. den nicht durch die Wasserwerke gedeckten Wasserbedarf zeitweilig ausgleicht. Für die Versorgung höher gelegener Stadtteile betreibt der Wasserversorger zusätzlich zehn Hochbehälter.

Die Beprobungsstrategie war auf die Erfassung der Fraktionen Rohwasser, Reinwasser der Filterabläufe (Reinwasser 1-F), Reinwasser der Wasserwerksausgänge (Reinwasser 2-WWA), Reinwasser der Hochbehälter (Reinwasser 3-HB) und Reinwasser der Hausanschlüsse (Reinwasser 4-HA) ausgerichtet. Die Beprobung auf Metazoen erfolgte überall einheitlich über Entnahmehähne. Dazu wurden Planktonnetze mit einer Maschenweite von 63 µm über ± 24 Stunden exponiert, die Filtrationsrückstände über ein Sieb komprimiert, mit Ethanol (70 %) fixiert, angefärbt (Bengal-Rosa) und zeitversetzt im Labor auf Großgruppenniveau sortiert. Im Rahmen der Auswertung der ersten drei Beprobungsrunden wurden 174 Proben berücksichtigt.

Vor Ort wurden zusätzlich Feldparameter erhoben sowie Proben für die Bestimmung weiterer hydrochemischer und mikrobiologischer Parameter im Labor entnommen

Ergebnisse

Sowohl hydrochemische als auch mikrobiologische Parameter waren insgesamt unauffällig und bestätigten die langjährigen Messungen des Wasserversorgers. Der Hauptanteil des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) kam in gelöster (DOC), nur wenig in partikulärer Form (POC) vor. Die Kohlenstoffkonzentrationen lagen im Mittel überall deutlich über dem Wert von 0,05 mg/L, der für die Ausbildung von Biofilmen erforderlich ist, welche die Nahrungsgrundlage für Metazoen darstellen (Röske & Uhlmann 2005).

Metazoen waren in 90,2 % der Proben mit insgesamt 7.282 Individuen nachzuweisen, wobei Acari (Milben), Nauplii (Larven der Copepoda = Ruderfußkrebse), Cladocera (Wasserflöhe) und Nematoda (Fadenwürmer) dominierten. Über das Rohwasser wurden nur wenige Tiere in die Werksanlagen eingetragen (Ø: 0,40 Tiere/m³). Nach der Aufbereitung wurden über die Netzpumpen bzw. Förderbrunnen der Werke im Mittel 12,31 Tiere/m³ in das Versorgungsnetz abgegeben. Die Hochbehälter wiesen eine Besiedlungsdichte von durchschnittlich 6,10 Tieren/m³ und die Hausanschlüssen von 1,19 Tiere/m³ auf (siehe Tabelle 1).

Es ergaben sich für die verschiedenen Untersuchungsbereiche deutliche Unterschiede in der Zusammensetzung der Metazoengemeinschaften. Acari und Nematoden herrschten in den Fraktionen Rohwasser und Reinwasser 2-WWA vor, spielten in den Hochbehältern und bei den Hausanschlüssen aber eine untergeordnete Rolle. Nauplien und Cladoceren dagegen wurden in relativ geringen Dichten in das Versorgungsnetz eingetragen, dominierten aber im Bereich der Hochbehälter und Hausanschlüsse (Tabelle 3). Korrelationen zwischen den Abundanzen und org. Kohlenstoffparametern oder mikrobiologischer Kenngrößen konnten bislang nicht festgestellt werden.

Tab. 1: Metazoendichten in den Aufbereitungs- und Verteilungsanlagen (Daten Mittelwert-aggregiert; F = Filterablauf, WW = Wasserwerk/e, WWA = Wasserwerksausgang, HB = Hochbehälter, HA = Hausanschlüsse)

Standort	Fraktion	Amphipoda	Cyclopoida	Harpacticoida	Bathynellacea	Ostracoda	Nematoda	Oligochaeta	Acari	Cladoceara	Insecta	Tardigrada	Rotatoria	Nauplien	Tiere / m³
W W 1	*Rohwasser*	0,04	0,08	0,15			0,36		0,04	0,06	0,04			0,04	**0,81**
	Reinwasser 2 - WWA		0,06				9,69	0,05	20,78	0,07	0,27	0,05		0,06	**31,04**
W W 2	*Rohwasser*						0,06	0,01		0,02					**0,09**
	Reinwasser 1 - F						0,01		0,03	0,03		0,01	0,01	0,02	**0,12**
	Reinwasser 2 - WWA						0,01		0,03	0,04				0,01	**0,10**
W W 3	*Rohwasser*			0,02	0,01		0,20	0,05	0,16	0,13				0,04	**0,61**
	Reinwasser 1 - F		0,01	0,01			0,10	0,02	0,07	0,08			0,01	0,09	**0,39**
	Reinwasser 2 - WWA		0,04	0,05			0,12		0,22	0,06			0,13	0,21	**0,83**
W W 4	*Rohwasser*		0,07			0,01	0,01	0,02	0,04	<0,01				0,06	**0,21**
	Reinwasser 1 - F						0,02	0,01	0,01	0,05			0,01	0,02	**0,12**
	Reinwasser 2 - WWA		0,01				0,01	0,01		0,04				0,03	**0,10**
WW	*Rohwasser*	0,01	0,03	0,03	<0,01	<0,01	0,14	0,02	0,08	0,06	0,01			0,03	**0,40**
WW	*Reinwasser 2 - WWA*		0,03	0,01			3,82	0,02	8,18	0,06	0,11		0,02	0,07	**12,31**
HB	*Reinwasser 3 - HB*	<0,01	0,44	0,06		0,01	0,10	0,03	0,06	2,67		0,01	0,01	2,72	**6,10**
HA	*Reinwasser 4 - HA*		0,03	0,22			0,03		0,13	0,12				0,66	**1,19**

Die Besiedlungsdichten der einzelnen Hochbehälter unterschieden sich z. T. deutlich (siehe Tabelle 2). Die am stärksten besiedelten Behälter wiesen z. T. 4 - 6fach höhere Besiedlungsdichten auf als die am schwächsten besiedelten. Es dominierten bei nahezu allen Hochbehältern Nauplien, Cladoceren und Cyclopiden (siehe Tabelle 3). Auch an den Endpunkten des Versorgungssystems, den Hausanschlüssen, zeigten sich Divergenzen in den Besiedlungsdichten und Metazoengemeinschaften. Insgesamt kamen dort Naulii, Harpacticoiden, Acari und Cladoceren am häufigsten vor (siehe Tabelle 2).

Tab. 2: Metazoendichten im Verteilungsnetz (Daten Mittelwert-aggregiert; HB = Hochbehälter; HA = Hausanschluss)

Standort	Amphipoda	Cyclopoida	Harpacticoida	Bathynellacea	Ostracoda	Nematoda	Oligochaeta	Acari	Cladoceara	Insecta	Tardigrada	Rotatoria	Nauplien	Tiere / m³
HB 1		0,48	0,05			0,02	0,04	0,13	4,29				5,51	**10,52**
HB 2		0,54	0,08			0,03	0,02	0,07	5,37		0,03	0,02	5,83	**11,98**
HB 3		0,12	0,02			0,03	0,04	0,01	2,15		0,03		0,51	**2,91**
HB 4		0,6	0,01				0,01	0,01	0,57				3,76	**4,97**
HB 5		0,91				0,02		0,03	0,45				3,74	**5,15**
HB 6		0,59	0,05		0,01	0,04	0,01	0,02	1,51				2,87	**5,11**
HB 7		0,08	0,07		0,07	0,02	0,04	0,02	1,84				0,47	**2,61**
HB 8		0,04	0,05					0,02	1,61				0,34	**2,06**
HB 9		0,23	0,09			0,25	0,04	0,12	9,41		0,03		2,49	**12,67**
HB 10		0,14				0,02	0,03	0,09	1,28	0,02	0	0,07	0,65	**2,31**
HB 11	0,01	1,34	0,25			0,91	0,1	0,23	5,15				6,44	**14,43**
HA 1			0,09			0,07							1,47	**1,62**
HA 2		0,13	0,61					0,09	0,44				1,1	**2,37**
HA 3			0,14											**0,14**
HA 4			0,05			0,05		0,43	0,05				0,07	**0,64**

Eine ausführliche Darstellung der Untersuchungsergebnisse erfolgt in Schönthal et al. (in prep.).

Diskussion

Metazoen traten bei den ersten drei Beprobungskampagnen in allen vier Wasserwerken sowohl auf der Gewinnungsseite (Rohwasser), in der Aufbereitungsstufe, als auch im Wasserwerksausgang in unauffälligen Konzentrationen auf. Die höchsten Dichten waren im Wasserwerk 1 nach subterrestrischer Aufbereitung nachzuweisen (Tabelle 3). Für dieses Werk wird z. Z. vermutet, dass günstige trophische (Kohlenstoff- und Sauerstoffversorgung) sowie strukturelle Bedingungen (Porenraum) das hervorstechend höhere Aufkommen an Metazoen auslösen. Insgesamt gesehen liegen die gefundenen Metazoendichten, im Vergleich zu anderen Studien (Schönthal 1987, Schreiber 1996, Van Lieverloo et al. 2002), auf niedrigem Niveau. Die subterrestrische Aufbereitung scheint den Eintrag von Metazoen ins Versorgungsnetz des Wasserversorgers zu begünstigen.

Auch durch die oberirdische Aufbereitung erfolgt keine quantitative Rückhaltung an tierischen Organismen, denn es wurde auch bei den Wasserwerken 2 - 4 ein nachhaltiger Eintrag an Metazoen ins Trinkwasserverteilungssystem beobachtet (siehe Tabelle1). Nach Schreiber 1996 tritt dieses Phänomen besonders dann auf, wenn die Aufbereitungsfilter der Trinkwasserversorgung durch Metazoen besiedelt sind. Etablieren sich dort Metazoenpopulationen, so stellen Aufbereitungsfilter den entscheidenden Faktor für die Abundanz von Metazoen im Trinkwasserverteilungssystem dar (Schreiber & Schoenen 1998).

Im Verteilungsnetz (Hochbehälter und Hausanschlüsse) war eine Abnahme in der Besiedlungsdichte gegenüber dem Wasserwerksausgang festzustellen. Noch auffälliger war die Verschiebung in der Taxazusammensetzung. Im Verteilungsnetz traten Nemtoden und Acari in den Hintergrund und

Copepoden sowie Naupliien in den Vordergrund (siehe Tabelle 1 & 2). Was die Kohlenstoff- und Sauerstoffversorgung anbelangt, die sich in den verschiedenen Untersuchungsbereichen nur graduell unterscheidet, sollte in der Trinkwasserverteilung kein lokal präferenziertes Metazoenaufkommen existieren, was offensichtlich jedoch der Fall ist (siehe Tabelle 2). Für Schreiber & Schoenen 1998 stellen räumlich begrenzte Ablagerungen von biologisch verwertbarem Material im Verteilungsnetz einschließlich der Hochbehälter, die Grundlage der Metazoenvorkommen dar. Dementsprechend scheinen hydraulische Prozesse für stabile Metazoen-Abundanzen im Leitungsnetz, die durch einen externen Eintrag initialisiert werden, sich dann aber populationsdynamisch autochthon behaupten können, relevant.

Die in den Hochbehältern dominierenden Cladoceren, sind durch ihre speziellen Eigenschaften für die Erstbesiedlung neuer Habitate prädestiniert. Als Generalisten sind sie in der Lage unter ungünstige Lebensbedingungen Dauereier zu produzieren, aus denen unter günstigeren Milieubedingungen, parthenogenetisch schnell wieder große Populationen aufgebaut werden könne (Smallls & Greaves 1968). Cladoceren werden leicht mit dem Wasserstrom verdriftet und sind im Versorgungsnetz einer Wasserversorgung als „Biotracer“ zu betrachten.

Zusammenfassung

Wasserbürtige Metazoen treten als natürlicher Bestandteil der Wassergewinnung regelmäßig in Wasserversorgungsanlagen auf. Ziel dieser Studie ist es, am Beispiel eines mittelgroßen Wasserversorgers, Informationen zu Eintragspfaden und zur Verbreitung von Tieren in Trinkwassergewinnungsanlagen und im Leitungsnetz zu generieren.

In allen untersuchten Bereichen (Gewinnung, Aufbereitung, Hochbehälter und Hausanschlüsse) wurden im Rahmen der ersten Beprobungskampagnen Metazoen in unterschiedlichen Dichten und Taxazusammensetzungen gefunden. Es scheint zu einem Eintrag auf niedrigem Niveau in die Trinkwasserverteilung zu kommen, wo dann überwiegend autochthone Populationsentwicklungen zu einer nachhaltigen Besiedlung führen.

Die Ergebnisse der Studie werden eingehend in Schönthal et al. (in prep.) referiert und diskutiert.

Literatur

Röske, I.; Uhlmann, D. (2005): Biologie der Wasser- und Abwasserbehandlung. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart 237 S.

Schönthal, M (1987): Die Bedeutung der Metazoenbesiedlung in den Sandschnellfil-tern der Bodensee-Wasserversorgung, Sipplinger Berg, Im Trinkwasseraufbereitungsbetrieb. Diplomarbeit Universität Konstanz, 180 S.

Schönthal, M.; Bork, Jörg; Hahn, H.J.; Maier, M.; Roth, R. (in prep.): Eintrag und Verbreitung von Metazoen in Anlagen der Trinkwasserversorgung am Beispiel einer grundwasserbasierten Wasserversorgung - erste Ergebnisse. gwf-Wasser/Abwasser.

Schreiber, H.(1996): Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen: eine Bestandsaufnahme unter hygienischen Aspekten. Dissertation. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. 154 S.

Schreiber, H.; Schoenen, D. (1998): Tierische Organismen in Wasserversorgungsanlagen. gwf-Wasser/Abwasser 139, Nr. 1, S. 32 - 37.

Smalls, I. C.; Greaves, G. F. (1968): A survey of animals in distribution systems. - Journal of American Water Works Association (48), S. 150-183.

Van Lieverloo, J.H.M.; Van der Kooij, D.; Hoogenboezem, W. (2002): Invertebrates and Protozoa (free-living) in Drinking Water Distribution Systems. In: Bitton, G. (ed.): Encyclopedia of Environmental Microbiology, Verlag Wiley New York.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Sohlsanierung eines sandgeprägten Tieflandbachs durch Kieszugabe und Holzeinsatz

Michael Seidel & Michael Mutz

Lehrstuhl Gewässerschutz, BTU Cottbus, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, Michael.Seidel@tu-cottbus.de

Keywords: Kieszugabe, Hyporheisches Interstitial, Versandung, Kolmation, Tieflandbach

Einleitung

Für den guten ökologischen Zustand von sand- und kiesgeprägten Tieflandbächen sind Hartsubstrate wie Kies und Holz Schlüsselelemente. In degradierten Bächen fehlen diese natürlichen Gewässerstrukturen aufgrund von Ausbau und Gewässerunterhaltung häufig. In einem sandgeprägten Tieflandbach im Süden Brandenburgs wurde Ende 2007 zur Gewässerentwicklung auf einer Strecke von 180 m ein Geschiebedepot in Kombination mit neun Holzstrukturen angelegt. Ziele des Projektes waren die Anhebung und Dynamisierung der sandigen Sohle, Initiierung eigendynamischer Prozesse und die Verbesserung der Habitatqualität für rheophile Fische und Makrozoobenthos. Der Beitrag stellt die Ergebnisse der Erfolgskontrolle von 2007 bis 2009 vor und zeigt, inwiefern die gesetzten Ziele erreicht wurden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Ruhlander Schwarzwasser, ein sandgeprägter Tieflandbach (LAWA, 2003), liegt im Süden Brandenburgs und mündet in die Schwarze Elster, einem Nebenfluss der Elbe. Aufgrund des zum Teil hohen Mittelkiesanteils im Ufersubstrat und dem historischen Vorkommen von Bachforelle *(Salmo trutta fario)* und Lachs *(Salmo salar)* (Borne, 1882; Endler, 1891), ist das Vorkommen ausgeprägter, kiesiger Sohlbereiche vor dem Gewässerausbau wahrscheinlich. Die Untersuchungsstrecke ist ca. ein Meter eingetieft, der Mittelwasserabfluss liegt bei ca. 0,8 m^3/s, bei einer Einzugsgebietsgröße von etwa 190 km^2. Die mittlere Breite ist 5,5 m, die mittlere Tiefe bei MQ ist 0,75 m.

Maßnahmen

Für die Geschiebenachlieferung wurde im Juli 2007 ein Geschiebedepot aus ca. 60 t angeschüttetem Rohkiessand angelegt. Wegen der guten Verlagerung des Materials bereits während der Sommermonate, wurden im Oktober 2007 weitere 90 t nachgeschüttet. Der Rohkiessand bestand zu je ca. 50 % aus sandigen und kiesigen Kornfraktionen. Durch die Transportkraft des Gewässers sollte die Sandfraktion im Gewässerabschnitt verteilt werden und durch Ablagerung in der Nähe von Holzstrukturen eine Sohlanhebung bewirken. Die Kiesfraktion des zugegebenen Materials sollte in Bereichen hoher sohlennaher Fließgeschwindigkeit eine lockere Auflage ohne oder mit nur geringem Sandanteil bilden. Um den Transport des Geschiebes zu fördern und Kolmation und Versan-

dung der kiesigen Habitate zu verhindern, wurden zeitgleich neun Holzstrukturen, bzw. 1,1 m³ Holz pro 100 m² Sohlfläche, auf einer Streckenlänge von 180 m eingebaut. Der Verbauungsgrad des Querprofils durch die Strukturen lag zwischen 25 % und 75 % bei Mittelwasser.

Untersuchungsparameter

Das Sohlrelief wurde durch Nivellierung verorteter Querprofile erfasst. Der mittlere Querprofilabstand betrug 7,7 m (2007) bzw. 4,0 m (2008). Der Abstand der Messpunkte auf dem Querprofil lag zwischen 0,25 und 0,5 m. Um Aussagen über die Dynamik der Sohlsubstrate treffen zu können, wurden jährlich im September von 2007 bis 2009 Habitatkartierungen nach Orendt & Schlief (1999) durchgeführt. Dabei wurden die Deckungsgrade der Sohlhabitate POM, Psammal, Akal und Mikrolithal aufgenommen. Die Ansprache erfolgte anhand der Deckschicht, die jeweiligen Habitate waren nicht immer auch in der Tiefe ausgeprägt. Das Akal wurde je nach Korngröße der Deckschicht in Akal-Feinkies und Akal-Mittelkies differenziert.

Für die Korngrößenanalyse wurden im September 2009, also am Ende der sommerlichen Niedrigwasserperiode und vor Beginn einer möglichen Dekolmation durch Winterhochwasser, Sedimentproben aus 0-5 cm und 5-10 cm mit einem Sedimentstecher entnommen und luftgetrocknet gesiebt. Für die jeweilige Sedimententnahmestelle wurden drei Einzelproben zu einer Mischprobe vereint. Die Eindringtiefe von Sauerstoff in die Gewässersohle wurde zwischen Juli und August 2008 und 2009 nach Marmonnier et al. (2004) bestimmt. Dazu wurden je Probestelle fünf 40 cm lange Holzstäbe fünf Wochen in der Gewässersohle exponiert. Durch Grau- bis Schwarzfärbung der Hölzer nach Exposition wurden sauerstofffreie Sedimentschichten angezeigt. Die vertikale hydraulische Leitfähigkeit wurde nach Chen (2000) im September 2008 und 2009 in situ bestimmt.

Beprobungen des Makrozoobenthos erfolgten Ende Juli 2008, Anfang Oktober 2008 und Ende März 2009 substratspezifisch, quantitativ nach AQEM (www.fließgewaesserbewertung.de, 2010). Neben der renaturierten Strecke wurde auch eine Kontrollstrecke beprobt. Die Bewertung der ökologischen Qualität erfolgte mit Hilfe der Bewertungssoftware ASTERICS 3.1.1 unter Verwendung des Bewertungssystems PERLODES.

Ergebnisse

Das Geschiebedepot wurde innerhalb von zwei Winterhochwasserperioden vollständig in das Gewässer eingetragen. Die mittlere Sohllage wurde um 0,04 m angehoben (Mann-Whitney U, $p < 0{,}001$), was einer Sedimentmenge von 65 t entspricht. Demnach wurden ca. 85 t als Geschiebe weiter bachab verlagert. Durch den Holzeinbau wurde die Anzahl der Kolke von ein auf neun und die Anzahl der Bänke von drei auf acht gesteigert. Dabei waren sämtliche neue Sohlstrukturen holzassoziiert. Die Variabilität der maximalen Querprofiltiefe wurde durch den Holzeinsatz deutlich gesteigert und war 0,51 bis 0,98 m in 2007 und 0,33 bis 1,76 m in 2009 (Abbildung 1).

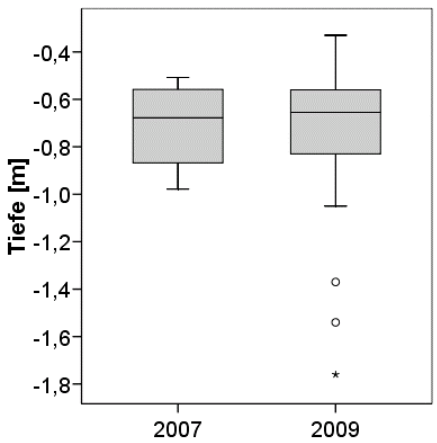


Abb. 1: Vergleich der maximalen Querprofiltiefe vor Umsetzung der Maßnahmen (2007) und 2 Jahre danach (2009). Die Boxplots zeigen das Minimum, die drei Quartile und das Maximum der Verteilungen, die stern- und kreisförmigen Symbole zeigen Extremwerte.

Die Holzstrukturen erzeugten einen pendelnden Stromstrich mit örtlich erhöhten Fließgeschwindigkeiten, in dem die kiesigen Habitate gebildet wurden. Der Deckungsgrad kiesiger Substrate stieg von ~ 10 % im Ausgangszustand auf ~ 50 % zwei Jahre nach Umsetzung der Maßnahmen. Der Deckungsgrad sandiger Substrate nahm entsprechend ab, der Deckungsgrad organischer Substrate war mit ~ 15 % mehr oder weniger unverändert. Erwartungsgemäß erhöhte sich der Deckungsgrad des fein- bis mittelkiesigen Akals mit 8 % in 2007 und 45 % in 2009 deutlich stärker als der Deckungsgrad des grobkiesigen Mikrolithals mit 0 % in 2007 und 4 % in 2009. Habitate des Akal-Feinkies wurden auf der gesamten Untersuchungsstrecke gebildet. Habitate des Akal-Mittelkies waren bis 90 m und Habitate des Mikrolithals bis ca. 10 m unterhalb des Geschiebedepots ausgeprägt.

Zwei Jahre nach Umsetzung der Maßnahmen war der Sandanteil in den kiesigen Habitaten generell hoch. Er nahm mit abnehmender Korngröße der Deckschicht und mit der Tiefe der Habitate zu. Im Horizont von 0-5 cm war der Sandanteil 25 % im Mikrolithal (N=1), 35 % im Akal-Mittelkies (N=4) und 65 % im Akal-Feinkies (N=6) und in der Tiefe von 5 – 10 cm 60 % für Mikrolithal, 50 % für Akal-Mittelkies und 70 % für Akal-Feinkies. Als Laichhabitat für Salmoniden waren die Habitate mit weit über 10 % Sandanteil nicht geeignet (z.B. Brunke, 1999). Der Feinsand- und Schluffanteil war mit im Mittel 2,5 % relativ gering und war in allen Habitaten gleich.

Die Sauerstoffeindringtiefe nahm mit zunehmender Korngröße der Deckschicht zu (Abbildung 2). Sie war in den kiesigen Substraten im Mittel zwei- bis viermal so hoch wie im Psammal (Mann-Whitney U, $p < 0,05$). Aber auch in kiesigen Deckschichten war an einigen Stellen unmittelbar unter der Oberfläche kein Sauerstoff messbar. Die Sauerstoffeindringtiefe variierte auch innerhalb eines Sohlsubtratyps kleinräumig; räumlich eng benachbarte Messpunkte von weniger als einem Meter Abstand zeigten Sauerstoffeindringtiefen von 0 bis 40 cm.

Die vertikale hydraulische Leitfähigkeit war bei allen Messungen, im Kontrollabschnitt sowie ein und zwei Jahre nach Umsetzung der Maßnahmen im renaturierten Abschnitt, mit im Mittel 0,03 bis 0,04 cm/s hoch und für alle Sohlhabitate ähnlich (Abbildung 3). Sowohl die Messungen aus 2008, als auch aus 2009 zeigten, dass keine Kolmation den Wasseraustausch behinderte. Für das Mikrolithal konnten wegen der großen Korngrößen keine Messungen mit der Methode durchgeführt werden.

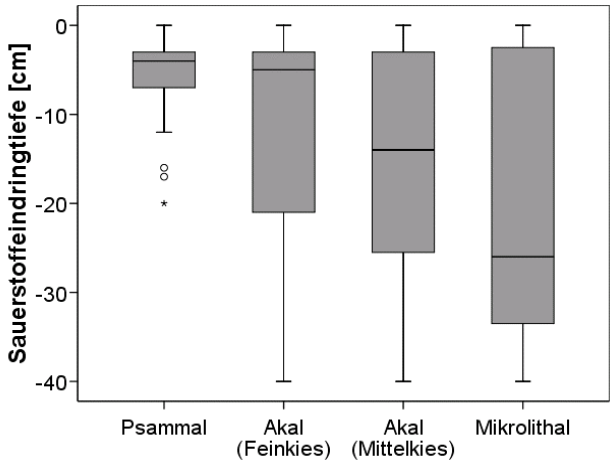


Abb. 2: Vergleich der Sauerstoffeindringtiefen in den Sohlhabitaten in 2009.

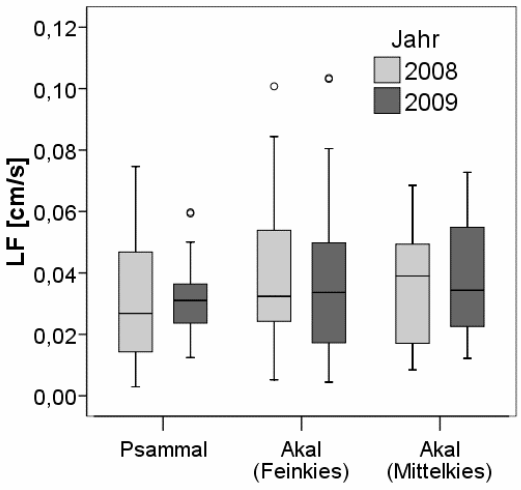


Abb. 3: Vergleich der hydraulischen Leitfähigkeiten in den verschiedenen Sohlhabitaten in 2008 und 2009.

Die Bewertung des Makrozoobenthos nach EG WRRL ergab in der Kontrollstrecke den mäßig veränderten Zustand und im renaturierten Abschnitt den guten Zustand. Der Saprobienindex von 2,0 zeigte für beide Strecken eine geringe stoffliche Belastung an. In den neu geschaffenen kiesigen Bereichen der renaturierten Strecke wurden *Elmis maugetii* und Köcherfliegen der Gattung *Hydropsyche* als Zeiger für Hartsubstrate gefunden.

Diskussion

Durch die Maßnahmen wurde eine Anhebung der Sohle erreicht. Allerdings zeigt die Differenz zwischen aus dem Depot erodiertem Material und tatsächlich sedimentiertem Geschiebe, dass eine große Menge feinen Materials durch den Abschnitt transportiert wurde.

Eine künftige äußere Kolmation bzw. Übersandung der erzeugten kiesigen Habitate ist unwahrscheinlich, da in diesen Bereichen der Sohle die Schubspannung oberhalb der kritischen Schleppspannung von Sand liegt. Inwiefern eine innere Kolmation dauerhaft vermieden werden kann, ist unklar. Zwei Jahre nach Umsetzung der Maßnahmen war die Anbindung des hyporheischen Interstitials an die fließende Welle in kiesigen und sandigen Habitaten gut. In den kolmatierten Sedimenten eines seeausflussgeprägten Fließgewässers war die vertikale hydraulische Leitfähigkeit der sandigen Substrate im Mittel $7 \cdot 10^{-5}$ cm/s, und damit drei Zehnerpotenzen niedriger als im Ruhlander Schwarzwasser (Mutz & Rohde, 2003). Nach Aufbringen einer 15 cm starken Kiesschicht in einem durch landwirtschaftliche Nutzung geprägten Gewässer, fanden Sarriquet et al. (2007) einen hohen vertikalen Wasseraustausch und vergleichbare Werte der Sauerstoffeindringtiefe wie im Akal der Untersuchungstrecke des Ruhlander Schwarzwassers. Die hohe Heterogenität von Sauerstoffeindringtiefe und vertikaler hydraulischer Leitfähigkeit entspricht dem kleinräumigen, dreidimensionalen Mosaik in der Sohle, wie es z. B. auch von Kennedy et al. (2008) in einem landwirtschaftlich stark geprägten Gewässer in Goldsboro, USA, gefunden wurde. Die trotz gleicher hydraulischer Leitfähigkeit in kiesigen Substraten geringere Sauerstoffeindringtiefe im Psammal, könnte auf einen höheren Metabolismus im Psammal aufgrund der dort größeren inneren Oberfläche zurückzuführen sein.

Die nach zwei Jahren vergleichsweise schnelle Verbesserung der biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos und der Fund von *Hydropsyche bulbifera*, die für Brandenburg bislang nur durch Berger 2008 in der ca. 7,5 km Luftlinie entfernten Pulsnitz nachgewiesen wurde (mdl. Mitteilung Berger, August 2009), deutet auf ein gutes Wiederbesiedlungspotential für einfliegende Organismen hin.

Schlussfolgerung

Durch die Zugabe von Kies und den Einsatz von Holz wurden die Ziele Sohlanhebung, Sohldynamisierung und Verbesserung der Habitatqualität erreicht. Der Deckungsgrad kiesiger Habitate nahm stark zu. Diese Habitate waren zwei Jahre nach Umsetzung der Maßnahmen nicht kolmatiert, aber deutlich versandet, und damit als Laichhabitat für Salmoniden ungeeignet. Für rheophile und lithophile Organismen wie Hasel, Döbel und das in der Untersuchungsstrecke nachgewiesene Bachneunauge, wurden die Habitatbedingungen aber wesentlich verbessert. Der vertikale Austausch zwischen Wasser der fließenden Welle und dem Interstitial wurde durch die Ausweitung kiesiger Sohlbereiche gesteigert, was vermutlich zu einer Verbesserung des metabolischen Potentials führt. Wie sich die Qualität der kiesigen Habitate langfristig entwickeln wird, ist bei der hohen Feinsandfracht aus dem Oberlauf noch unklar.

Danksagung

Wir danken dem Gewässerverband „Kleine Elster – Pulsnitz“, durch dessen Offenheit und Unterstützung diese Arbeiten ermöglicht wurden. Für die tatkräftige Unterstützung im Gelände danken wir Jürgen Amonat, Marika Stange und Katja Westphal.

Literatur

Berger, T. (2009): Gewässerökologisches Büro Torsten Berger, mündliche Mitteilung am 27.08.2009.

Borne, M. v.d. (1882): Die Fischerei-Verhältnisse der Deutschen Reiches, Österreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs. W. Moser Hofbuchdruckerei Berlin, 306 S.

Brunke, M. (1999): Furte und Kolke in Fließgewässern: Morphologie, Habitatfunktion und Maßnahmenplanung. Jahresbericht des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2007/2008, 199-212.

Chen, X. (2000): Measurement of streambed hydraulic conductivity and its anisotropy. Environmental Geology 39 (12), 1317-1324.

Endler, A. (1891): Untersuchungen über den gegenwärtigen Stand der Fischereiverhältnisse in der Schwarzen Elster, der Spree und der Lausitzer Neiße.Schriften des sächsischen Fischerei-Vereins, Nr. 13, Dresden, S. 1 - 54.

Kennedy, C.D., Genereux, D.P., Mitasova, H., D.R. Corbett & S. Leahy (2008): Effect of sampling density and design on estimation of streambed attributes. Journal of Hydrology 355, 164-180.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2003): Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands. Stand Dezember 2003.

Marmonier, P., Y. Delettre, S. Lefebvre, J.Guyon & A.J. Boulton (2004): A simple technique using wooden stakes to estimate vertical patterns of interstitial oxygenation in the beds of rivers. Arch Hydrobiol. 160, 133-143.

Mutz, M., Kalbus, E. & S. Meinecke (2007): Effect of in-stream wood on vertical water flux in low-energy sand bed flume experiments. Water Resource Research, 43, W10424, doi:10.1029/2006WR005676.

Mutz, M. & A. Rohde (2003): Processes of Surface-Subsurface Water Exchange in a Low Energy Sand-Bed Stream. Internat. Rev. Hydrobiol. 88 (3–4), 290–303.

Orendt, C. & J. Schlief (1999): Makroinvertebraten - Mikrohabitate in Bächen: Kartierung und Auswertung. In: Kapfer, M. & Nixdorf, B. (Hrsg.), Gewässerreport Nr. 5. BTUC-AR 1/99, 27-41.

Sarriquet, P.E., P. Bordenave & P. Marmonnier (2007): Effects of bottom sediment restoration on interstitial habitat characteristics and benthis macroinvertebrate assemblages in a headwater stream. Riv. Res. Applic. 23, 815-828.

www.fliessgewaesserbewertung.de (2010): http://www.fliessgewaesserbewertung.de/gewaesserbewertung/ Stand vom 01.12.2010.

Räumliche Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna in Deutschland auf biogeographischer Ebene

Heide Stein[1], Sven Berkhoff[1], Dirk Matzke[2], Hans Jürgen Hahn[1], Claudia Kellermann[3] & Christian Griebler[3]

1 Arbeitsgruppe Grundwasserökologie, Universität Koblenz-Landau, Inst. für Umweltwissenschaften, Fortstr. 7, 76829 Landau, steinheide@uni-landau.de, 2 Institut für Grundwasserökologie GBR, Im Niederfeld 15, 76829 Landau, 3 Arbeitsgruppe Mikrobielle Ökologie, Helmholtz Zentrum München, Ingolstädter Landstrasse, 85764 Neuherberg

Keywords: Bioindikation, biologisches Bewertungssystem, Grundwasser, Grundwasserökostystem, Grundwasserfauna, biogeografische Verbreitungsmuster

Einleitung

In einer vom Umweltbundesamt (UBA) beauftragten Studie von Januar 2007 bis Dezember 2010 sollten die Möglichkeiten einer biologischen Bewertung von Grundwasserökosystemen untersucht werden. Von 2009 bis 2010 war auch die Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) unterstützend am Projekt beteiligt, wodurch weitere Gebiete in die Untersuchungen einbezogen werden konnten. Zusätzlich wurden vergleichbare grundwasserfaunistische Daten aus Sachsen-Anhalt für die Auswertungen verwendet, die freundlicherweise vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt zur Verfügung gestellt worden sind.

Ziel der Untersuchung war es, einen ersten Ansatz für ein biologisches Bewertungssystem für Grundwasserlebensräume zu entwickeln, das auf einer ökologischen Typisierung und Charakterisierung verschiedener Grundwasserstandorte in Deutschland basiert.

Die Berücksichtigung biogeografischer, regionaler und lokaler Besonderheiten repräsentativer Standorte ist Voraussetzung für eine faunistische Typisierung von Referenz-Grundwasserökosystemen (Hahn 2006b). Für die Verbreitung und Zusammensetzung faunistischer Lebensgemeinschaften in Grundwasserökosystemen sind verschiede Schlüsselfaktoren bekannt, die auf drei hierarchischen räumlichen Ebenen betrachtet werden können (Hahn 2006a; Abb. 1). Das Artspektrum variiert je nach (1) biogeografischer Lage, (2) dem Grundwasserleitertyp, durch den die hydraulische Leitfähigkeit bestimmt wird, sowie (3) standörtlichen Faktoren wodurch, in Abhängigkeit der Stärke des hydrologischen Austauschs mit Oberflächenwasser, die Nährstoff- und Sauerstoffversorgung im Aquifer bedingt wird (Gibert 2001, Hahn 2006b). Anhand dieser Faktoren können Grundwasserökosysteme typologisiert werden wie das Schema in Abbildung 1 zeigt und an dem sich der Untersuchungsansatz dieser Studie orientierte.

In Zusammenarbeit mit dem Helmholtz Zentrum München (Arbeitsgruppe Mikrobielle Ökologie, Dr. Christian Griebler) wurden insgesamt 80 Grundwassermessstellen in verschiedenen biogeografischen Regionen, Naturräumen sowie Grundwasserleitertypen faunistisch, mikrobiologisch und hydrochemisch zwischen 2007 und 2008 wiederholt untersucht.

Material und Methoden

Insgesamt wurden 622 Proben aus 179 Grundwassermessstellen analysiert. Die Messstellen befanden sich in verschiedenen Gebieten Deutschlands, um möglichst unterschiedliche Regionen für die Analyse grundwasserfaunistischer Verbreitungsmuster abzudecken (Tab.1).

Die Grundwasserfauna wurde mit dem Netzsammler, (74µm Maschenweite, 4,9 cm Durchmesser) vom Boden der Grundwassermessstelle entnommen (siehe Hahn 2006b).

Tab. 1: Räumliche Gliederungsübersicht der Untersuchungsgebiete unter Berücksichtigung verschiedener Einteilungskriterien auf biogeografischer und landschaftlicher Ebene.

	Biogeografische Ebene		**Landschaftliche Ebene**	
Gebiet	**Biogeografische Region** (nach Illies 1978)	**Großlandschaften** (nach BfN 2008)	**Naturraumgruppe/ Naturräumliche Haupteinheit (NHE)** (nach Meynen et al. 1962)	**Regionale Geologie (GeoReg)** (= Naturraumgruppe & Grundwasserleitertyp nach Hahn & Fuchs 2009)
„Erftgebiet“	Zentraleuropäisches Flachland	Norddeutsche Tiefebene, Küsten & Meere	Niederrheinische Bucht (NB)	NB-Locker
„Alb-Donau-Kreis“	Zentraleuropäische Mittelgebirge	Südwestdeutsches Mittelgebirgs-/Stufenland	Schwäbische Alb (Alb)	Alb - Locker
		Alpenvorland	Donau-Iller-Lechplatten (DIL)	DIL- Karst
"Obere Isar"	Alpen	Alpen	Nördliche Kalkhoch-alpen (NK-Alpen)	NK-Alpen-Locker
"Ratzeburg"	Zentraleuropäisches Flachland	Norddeutsche Tiefebene, Küsten & Meere	Mecklenburgische Seenplatte (MS)	MS-Locker
"Soltau"			Lüneburger Heide (LH)	LH-Locker
"Sachsen-Anhalt"	Zentraleuropäisches Flachland	Norddeutsche Tiefebene, Küsten & Meere	Wendland und Altmark (WA)	WA-Locker
			Elbe-Mulde-Tiefland (EMT)	EMT-Locker
			Fläming (F)	F-Locker
			Mittelbrandenb. Platten, Niederungen & Ostbrandenb. Heide- & Seengebiet (MBN)	MBN-Locker
			Elbtalniederung (EN)	EN-Locker
			Weser-Aller-Tiefland (WAT)	WAT-Kluft
			Östliches Harzvorland & Börden (ÖHV)	ÖHV-Kluft
				ÖHV-Locker
			Nördliches Harzvorland (NHV)	NHV-Kluft
	Zentrale Mittelgebirge	Zentraleuropäisches Mittelgebirgsland	Thüringer Becken mit Randplatten (TB)	TB-Kluft
				TB-Locker
			Harz (H)	H-Kluft

Ergebnisse und Diskussion

Die Grundwasseruntersuchungen zeigten deutliche Unterschiede der Metazoengemeinschaften auf biogeografischer Ebene (Abb. 1A-D). Für die Gemeinschaftsanalysen wurden die faunistischen Daten nach so genannten „GeoRegs“ (Kombination aus Naturraumgruppe und Grundwasserleitertyp nach Hahn und Fuchs 2009) über die Mittelwerte zusammengefasst und in einer nichtmetrischen multidimensionalen Skalierung (MDS) analysiert. Die Unterteilung in „Georegs“ ist ein geeignetes Mittel für grundwasserökologische Untersuchungen, da beide landschaftlichen Kriterien eine prägende Rolle für die Besiedlung von Grundwasserlebensräumen spielen (Hahn und Fuchs 2006).

Anhand der faunistischen Ähnlichkeiten lassen sich drei Hauptgruppen von Standorten deutlich voneinander unterscheiden (Abb. 1A).

Die erste Gruppe umfasst Messstellen, die in der Norddeutschen Tiefebene liegen. Aufgrund von sehr feinen Sedimenten und niedrigen Sauerstoffwerten fehlt die Grundwasserfauna im Norddeutschen Tiefland natürlicherweise fast vollständig. Die einzigen Metazoenfunde waren sehr kleine Arten (<0,5mm) (Parastenocaridae), die durch ihre reduzierte Körpergröße an ein Leben in engen Porenzwischenräumen angepasst sind (Fuchs et al. 2006).

Die Messstellen der zweiten Gruppe liegen im Bereich der zentralen Mittelgebirge sowie der Vorländer. Im Vergleich zum norddeutschen Tiefland wurde in diesen Gebieten eine artenreiche Fauna mit insgesamt 27 Arten gefunden. Auffällig ist der relativ hohe Anteil grundwasserfremder Arten (>50) der sowohl auf einen erhöhten Oberflächeneinfluss durch Landnutzung zurückzuführen sein könnte, als auch auf einen, in Richtung Norden, zunehmenden Anteil nacheiszeitlicher Wiederbesiedler, bei denen es sich größtenteils um stygophile Formen handelt (Hahn und Fuchs 2009). Das Grundwasser der Niederrheinischen Bucht unterschied sich vor allem in den Besiedlungsdichten, aber nur in wenigen Arten von den meisten Standorten der zweiten Hauptgruppe. Insgesamt ähnelt es aber den Lebensgemeinschaften der zentralen Mittelgebirge und seiner Vorländer (Abb. 1A)

Zur dritten Hauptgruppe gehören Standorte im Bereich der südwestlichen Mittelgebirge sowie der Nordalpen. Im Vergleich zu den vorher genannten Gebieten wurden deutliche Unterschiede im Artinventar und der Artzahl gefunden. In den Messstellen der Schwäbischen Alb und des Donaurieds wurden insgesamt 32 verschiedene Metazoenarten erfasst von denen 26 Arten echte Grundwassertiere waren. Im Gebiet „Obere Isar“ wurden insgesamt 15 rein stygobionte Crustaceenarten erfasst, von denen 5 einzig in diesem Gebiet gefunden wurden.

Der Anteil stygobionter Arten war in den südlichen Untersuchungsgebieten, im Vergleich zu den zentralen Mittelgebirgen und dem Norddeutschen Tiefland, sehr hoch. Über 50% aller erfasster Crustaceen wurden ausschließlich in den südwestlichen Mittelgebirgen und den Alpen gefunden. Die Gebiete sind v.a. durch eine vergleichsweise hohe Diversität und regelmäßiges Auftreten größerer Arten wie z.B. Asseln und Amphipoden geprägt.

Um die Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna mit den biogeografischen Einteilungen von Illies (1978) und des BfN (2008) zu vergleichen, wurden in der MDS (Abb. 1B, 1C) die Symbole der Messstellen entsprechend ihrer Zugehörigkeit zu einer bestimmten Bioregion bzw. Großlandschaft gekennzeichnet. Die Zugehörigkeit der Grundwassermessstellen zu den von Illies klassifizierten Bioregionen (1978) zeigt, ebenso wie die Einteilung der Großlandschaften (BfN 2008), kaum Übereinstimmungen mit den vorgefundenen grundwasserfaunistischen Mustern. Nur die erste Hauptgruppe mit Messstellen aus Norddeutschland, die sich v.a. durch eine fehlende Grundwasserfauna auszeichnen, stimmt mit den genannten biogeografischen Zuordnungen *„Zentraleuropäisches*

Flachland“ bzw. „Norddeutsche Tiefebene, Küsten und Meere“. überein. Die Standorte im Randbereich der Mittelgebirge, die grundwasserfaunistisch zur zweiten Hauptgruppe gehören sowie die *Niederrheinische Bucht*, zählen bei der Einteilung von Illies und des BfN ebenfalls zum Flachland aber ihre Grundwassergemeinschaften ähneln der zentralen Mittelgebirgsfauna. Weitere deutliche Unterschiede wurden in der Besiedlung der Grundwässer der zentralen und südwestlichen Mittelgebirge gefunden, die in Illies´ Klassifizierung als eine Einheit betrachtet werden. Dagegen zeigen unsere Untersuchungen keine deutliche Trennung zwischen der Metazoenbesiedlung im Grundwasser des alpinen Raums und der südwestlichen Mittelgebirge, die nach Illies und BfN unterschiedlichen biogeografischen Regionen angehören (Abb. 1B). Noch geringer waren die Besiedlungsunterschiede der Schwäbischen Alb (*Südwestdeutsches Mittelgebirgs-/Stufenland)* und des Donaurieds *(Alpenvorland)*, die unterschiedlichen Großlandschaften angehören.

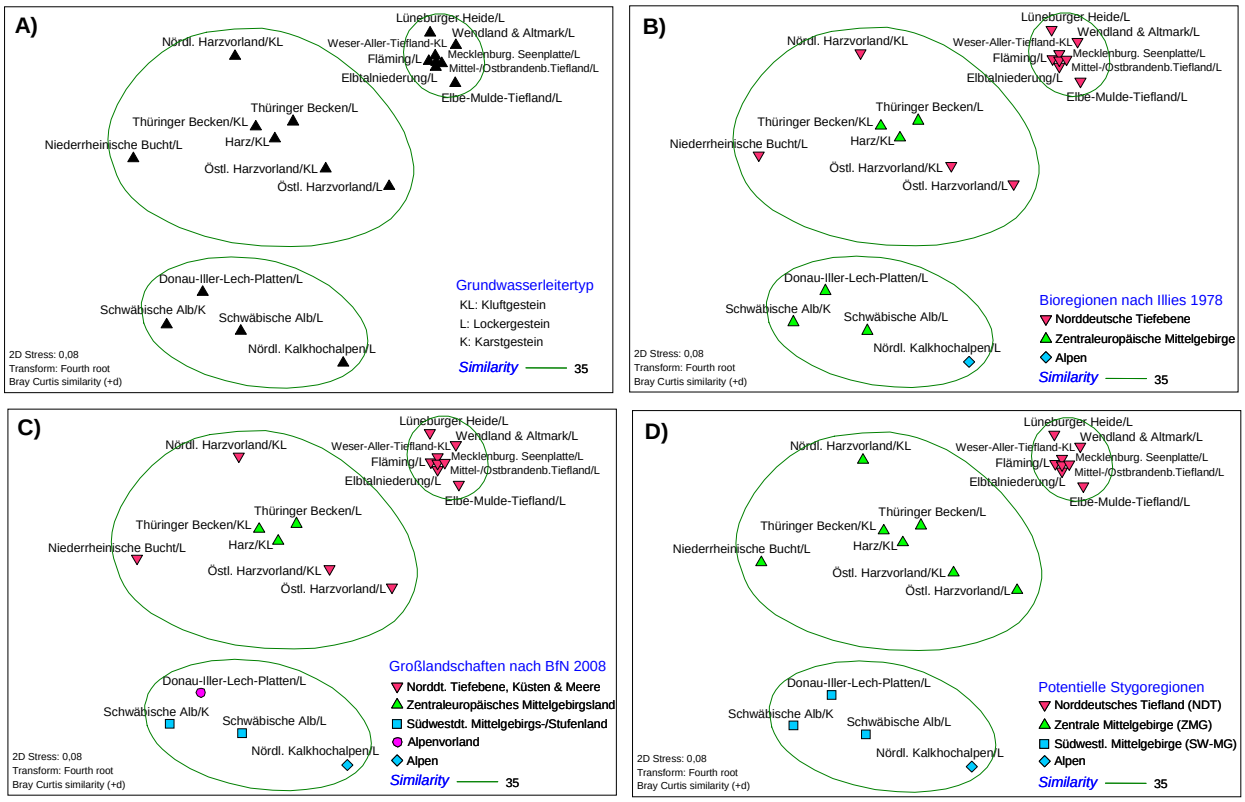


Abb. 1: MDS-Analyse der faunistischen Daten aus Grundwassermessstellen mit mindestens einer Metazoenart (Crustacea, Gastropoda, Polychaeta). Zum Vergleich der faunistischen Zusammensetzung auf biogeografischer Ebene sind die Daten für jede „GeoReg“ (Naturraumgruppe und Grundwasserleitertyp) über ihre Mittelwerte zusammengefasst und entsprechend benannt. Die farbig markierten Symbole in B, C und D entsprechen der Einteilung in B) Bioregionen nach Illies 1978, C) Großlandschaften nach BfN 2008 und D) vorgeschlagene Stygoregionen. Dunkelgrüne Markierungen basieren auf Gruppenähnlichkeiten, die anhand einer vorangestellten Clusteranalyse ermittelt wurden. K=Karst, L=Lockergestein, KL=Kluftgestein

Aufgrund der beschriebenen Differenzen zwischen bestehenden Systemen und der im Grundwasser vorgefundenen Verbreitungsmuster, wird für die Grundwasserfauna eine neue Gliederung auf biogeografischer Ebene vorgeschlagen, die sich nicht an oberirdischen Gegebenheiten orientiert (Abb. 1d). Dementsprechend werden vier potentielle **Stygoregionen** vorgeschlagen, nämlich (1) das

Norddeutsche Tiefland, (2) die *zentralen Mittelgebirge*, denen die Niederrheinische Bucht zugeordnet ist, (3) die *südwestlichen Mittelgebirge* und 4) die *Nordalpen*.

Im Falle der Nordalpen ist zu bemerken, dass die statistische Abtrennung von den südwestlichen Mittelgebirgen bei derzeitiger Datenlage nicht eindeutig ist und zur Klärung dieser Frage weitere Daten und Untersuchungsgebiete erforderlich sind.

Zusammenfassung

Im Rahmen eines vom Umweltbundesamt initiierten Projektes wurden zwischen 2007 und 2009 grundwasserfaunistische Untersuchungen in ganz Deutschland durchgeführt. Die Metazoengemeinschaften aus Grundwässern unterschiedlicher biogeografischer Regionen Deutschlands zeigten deutliche Unterschiede. Vergleiche der im Grundwasser vorgefundenen Muster mit bestehenden biogeografischen Einteilungen, die auf zoogeografischen Verbreitungen limnischer Oberflächenorganismen (Illies 1978) oder naturräumlichen Kriterien (BfN 2008) beruhen, ergaben zum Teil erhebliche Abweichungen.

Aufgrund der deutlichen Unterschiede zwischen der im Grundwasser erfassten Metazoenbesiedlung und bestehenden räumlichen Gliederungseinheiten, wird für Grundwasserlebensräume ein eigenständiges System vorgeschlagen, das unterirdische Gegebenheiten berücksichtigt. Dementsprechend werden vier potentielle Stygoregionen vorgeschlagen, die sich anhand ihrer grundwasserfaunistischen Besiedlung unterscheiden: (1) *Norddeutsches Tiefland*, (2) *Zentrale Mittelgebirge*, (3) *Südwestliche Mittelgebirge,* 4) *Alpen*.

Danksagung

Wir danken dem UBA (Umweltbundesamt) und der LAWA (Länder-/Arbeitsgemeinschaft Wasser) für die finanzielle Unterstützung sowie Frau Simone Richter (UBA) für die hervorragende Projektbetreuung. Dem LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg), der LW-Langenau (Zweckverband Landeswasserversorgung Langenau), dem Erftverband im Rhein-Erft-Kreis, den Stadtwerken Soltau, dem Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein sowie der LfU (Bayrisches Landesamt für Umwelt danken wir für die hervorragende Unterstützung während der Planungsphase und Probennahme. Unser besonderer Dank gilt dem Begleitkreis des UBA-Projektes für die anregenden Diskussionen und die fachliche Unterstützung sowie dem Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt für die Bereitstellung der Daten.

Literatur

Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) 2008: Daten zur Natur 2008. – Münster (Landwirtschaftsverlag): 10-11.

Fuchs A., Hahn H. J. & Barufke K.P. (2006): Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg. Grundwasserschutz 32. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg LUBW, Karlsruhe.

Gibert J. (2001): Basic attributes of groundwater ecosystems. In: Groundwater ecology, a tool for management of water resources (Eds. C. Griebler, D. Danielopol, J. Gibert, H. P. Nachtnebel und J. Notenboom), 39-52. Luxemburg: Office for Official Publications of the European community.

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

Hahn H.J. & Fuchs A. (2009) Distribution patterns of groundwater communities across aquifer types in south-western Germany. Freshwater Biology 54: 848-860.

Illies J. (1978) Limnofauna Europaea. Stuttgart.

Meynen E., Schmithüsen J., Gellert J., Neef E., Müller-Miny H. & Schultze H.J. (1962) Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Remagen: Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde.

ÖKOLOGIE UND BIOGEOCHEMIE VON MOOREN

HELLER, CH., D. MÖLLER & J. ZEITZ: CARBSTOR - ein Verfahren zur Quantifizierung und Bewertung der C-Speicher und des C-Freisetzungspotentials von organischen Böden

LIPINSKI, A. & E. KIEL: Renaturierung großflächig abgetorfter Moorflächen: Faunistische Besiedlung aus dem aquatischen Umfeld?

LÜDERITZ, V. & U. LANGHEINRICH: Renaturierung von Niedermooren am Beispiel des Drömlings in Sachsen-Anhalt

WIĘCEK, M., P. MARTIN, L. BURCHARDT, M. GĄBKA & Ł. LAMENTOWICZ: Zur Wassermilbenfauna (Hydrachnidia, Acari) ausgewählter Moore Westpommerns (Polen)

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

CARBSTOR – ein Verfahren zur Quantifizierung und Bewertung der C-Speicher und des C-Freisetzungspotentials von organischen Böden

Christian Heller1, Diana Möller1 & Jutta Zeitz1

[1] Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, FG Bodenkunde und Standortlehre, Albrecht-Thaer-Weg 2, 14195 Berlin, Mail: christian.heller@agrar.hu-berlin.de

Keywords: Hydrogenetische Moortypen, Moorböden, Kohlenstoffspeicher, Kohlenstofffreisetzung, Substratqualität

Hintergrund

Moore sind bedeutende Speicher für terrestrischen Kohlenstoff (C) und fungieren im naturnahen Zustand als C-Senken, im entwässerten Zustand als C-Quellen. Die Angaben zur nationalen C-Speicherleistung der Moore differieren allerdings stark. So wird für Deutschland der Gesamt-Kohlenstoff in den Mooren mit ca. 1200 – 2400 Mio. t C geschätzt (HÖPER 2007, DRÖSLER ET.AL. 2009). Zudem werden Kohlenstoffbilanzen der organischen Böden aufgestellt, ohne die Pedogenese und die Stratigraphie der Moorböden zu berücksichtigen. Je nach Lage der Moore in der Landschaft, den jeweiligen hydrologischen Bedingungen und dem Grad der anthropogenen Überprägung unterscheiden sich die flächenmäßig bedeutsamen Moortypen Deutschlands (Durchströmungsmoor, Versumpfungsmoor, Verlandungsmoor und Regenmoor; s. Abb. 1) hinsichtlich der C-Speicherung und C-Freisetzung. So verfügen stärker degradierte Torfe aufgrund ihrer höheren Trockenrohdichten (TRD) massebezogen über höhere Kohlenstoffgehalte als geringer zersetzte Torfe (ROSSKOPF & ZEITZ, 2009). Des Weiteren zeigen sich Unterschiede in den C-Speichermengen aufgrund der Torfmächtigkeiten. So speichern tiefgründige Durchströmungsmoore im Vergleich zu flachgründigen Versumpfungsmooren bis zu 10-mal mehr Kohlenstoff (ZAUFT ET. AL. 2010). Die verschiedenen Moortypen fanden bisher kaum Berücksichtigung, spielen aber hinsichtlich der Kohlenstoffbilanzierung von organischen Böden eine entscheidende und beachtenswerte Rolle.

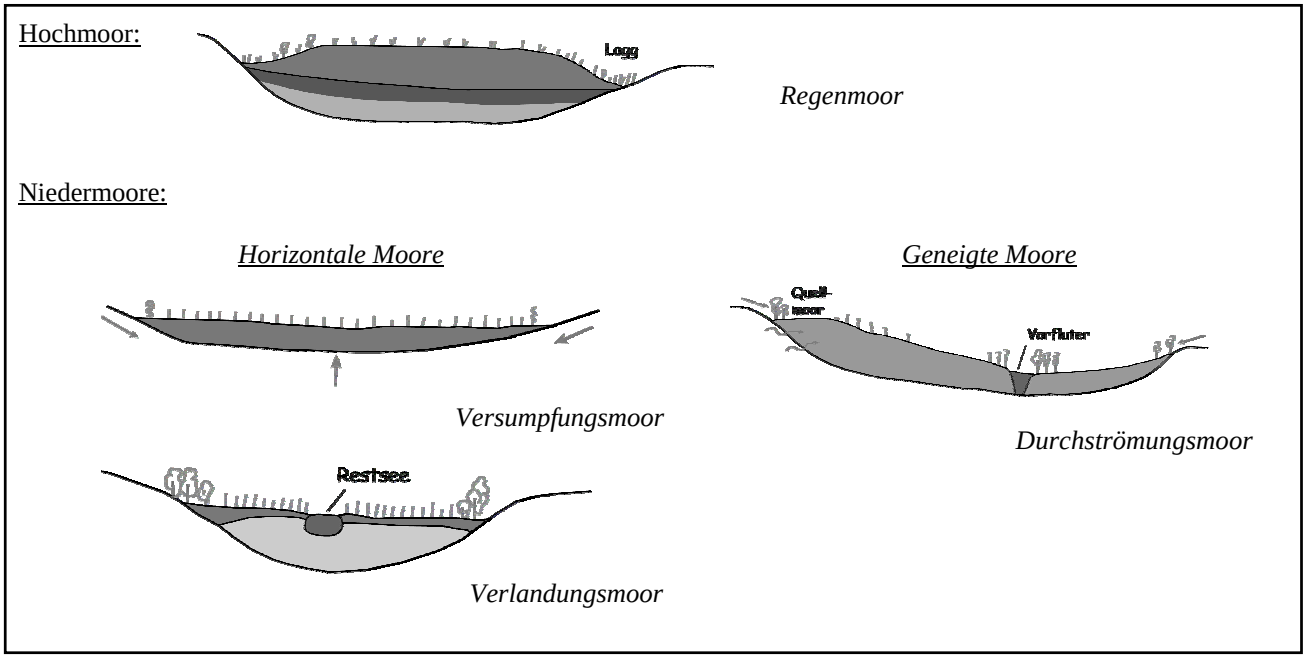


Abb. 1: Flächenmäßig bedeutsame hydrogenetische Moortypen Deutschlands (n. JESCHKE, 1988)

Zielstellung

Ziel des von der DBU geförderten Projektes ist die Entwicklung des Verfahrens CARBSTOR, mit dem auf Basis vorhandener Geodaten algorithmenbasiert die C-Speicherung und das C-Freisetzungspotenzial von verschiedenen Moorstandorten ermittelt werden kann.

Material und Methoden

Es werden typische Moorlandschaften ausgewiesen, welche in Abhängigkeit ihrer hydrologisch-geomorphologischen und anthropogenen Einflüsse charakteristische Bodenbildungen, und damit charakteristische C-Speichermengen und C-Freisetzungspotenziale aufweisen.

Für die Ausweisung des dominierenden hydrologischen Moortyps (HGMT) wird ein geodatenbasiertes Verfahren mit dem Ziel erarbeitet, aufwendige Kartierungen vor Ort zu vermeiden.

Als Grundlage für die Entwicklung dieses GIS-basierten Klassifikationssystems dient die bundesweit am häufigsten verwendete Moortypenklassifikation von SUCCOW (SUCCOW 1988, SUCCOW & JOOSTEN 2001). Die hydrogenetischen Moortypen werden mittels eines Entscheidungsbaumes ausgewiesen. Der Klassifikationsalgorithmus berücksichtigt deutschlandweit verfügbare, geodatenbasierte Parameter. Die Verfahrensentwicklung basiert auf einer kognitiven und empirischen Analyse. Der Aufbau des kognitiven Algorithmus erfolgt im Bereich der Altmoränenlandschaften mit niedersächsischen Referenzdaten. Die Anpassung auf Jungmoränengebiete und die Modifizierung des Klassifikationsmodells erfolgt mit Hilfe einer empirischen Auswertung anhand von Geodaten aus Mecklenburg-Vorpommern. Mit Geobasisdaten aus Brandenburg erfolgt die Validierung. Um dem Problem der nicht immer flächendeckend vorhandenen Geodaten vorzubeugen, wird ein sukzessiver Algorithmus entwickelt. Damit wird die Zuordnung zu einem bestimmten HGMT schrittweise sicherer und nachvollziehbarer.

Durch die Untersuchung der in den HGMT häufig auftretenden Torfarten und ihren pedogenetischen Veränderungen werden typische Gehalte an leicht freisetzbarem (bzw. mineralisierbarem) Kohlenstoff ermittelt.

Die Qualität von Moorböden lässt sich für jeden Bodenhorizont in Form von Horizont-Substrat-Kombinationen (HSK) beschreiben (BAURIEGEL 2004). Dabei bilden HSK Verknüpfungen von Ausgangssubstrat (hier: torfbildende Pflanzen) und den jeweiligen horizontprägenden bodenbildenden Faktoren (z.B. Entwässerungs-, Zersetzungsintensität). Innerhalb früherer Analysen wurden typische Leitprofile mit den dazu gehörigen HSK für die vier wichtigsten HGMT ausgewiesen (ZEITZ ET AL. 2005). Diese HSK wurden anhand von Altdaten im Gelände lokalisiert und beprobt. Ein Beispiel für ein Profil eines Verlandungsmoores gibt Abb. 2. Die C-Freisetzung hängt – neben exogenen Umweltfaktoren – in starkem Maße von der Qualität der zu zersetzenden Materialien und den darin enthaltenen labilen und widerstandsfähigen Fraktionen ab (BERG & MCCLAUGHERTY 2008, HAIDER 1996). Um diese Fraktionen zu qualifizieren und zu quantifizieren, wurden gängige Fraktionierungsmethoden speziell für organische Böden adaptiert und modifiziert. Die Abschätzung der labilen und potenziell umsetzbaren Fraktion der OBS erfolgte durch Heißwasserextraktion verändert nach KÖRSCHENS ET AL. (1990). Die widerstandsfähigeren Fraktionen wurden durch Säurehydrolyse in einem 2-stufigen Fraktionierungsprozess (ADF – Acid Detergent Fiber und ADL – Acid Detergent Lignin), variiert nach GOERING & van SOEST (1970), ermittelt. Außerdem wurden Inkubationsversuche zur direkten CO_2-Messung der Bodenatmung durchgeführt.

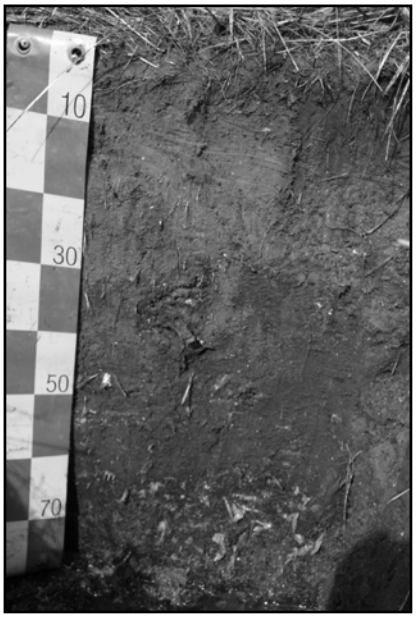


Abb. 2: Profil eines typischen Verlandungsmoores mit vererdetem, durch Entwässerung stark degradiertem Oberboden in den obersten 15 cm (HSK: nHv-Ha, Zersetzungsgrad 9-10). Unterhalb einer Tiefe von ca. 65 cm beginnt der ganzjährig vom Grundwasser erfüllte Bereich mit gering zersetztem Schilftorf (HSK: nHr-Hnp, Zersetzungsgrad 3-4), zu erkennen an den hellen Rhizomen von Phragmites australis. Quelle: C. Heller, 2010.

Ergebnisse

Bisherige Ergebnisse zeigen eine Abhängigkeit der C-Freisetzungspotenziale von der Bodenbildung nach bodenkundlicher Kartieranleitung KA 5 (AG-BODEN 2005) und den Zersetzungsgraden nach V. POST (1924). Die Ergebnisse der Säurehydrolyse lassen eine prozentuale Anreicherung der widerstandsfähigen, nicht durch Schwefelsäure hydrolysierbaren Fraktionen (Rückstand aus ADF und ADL-Behandlung) mit zunehmender Bodentiefe erkennen (s. Abb. 3). Besonders auffällig ist dabei der Unterschied zwischen vererdetem, durch Entwässerung degradiertem Oberboden und dem ganzjährig mit Grundwasser erfülltem Bodenhorizont.

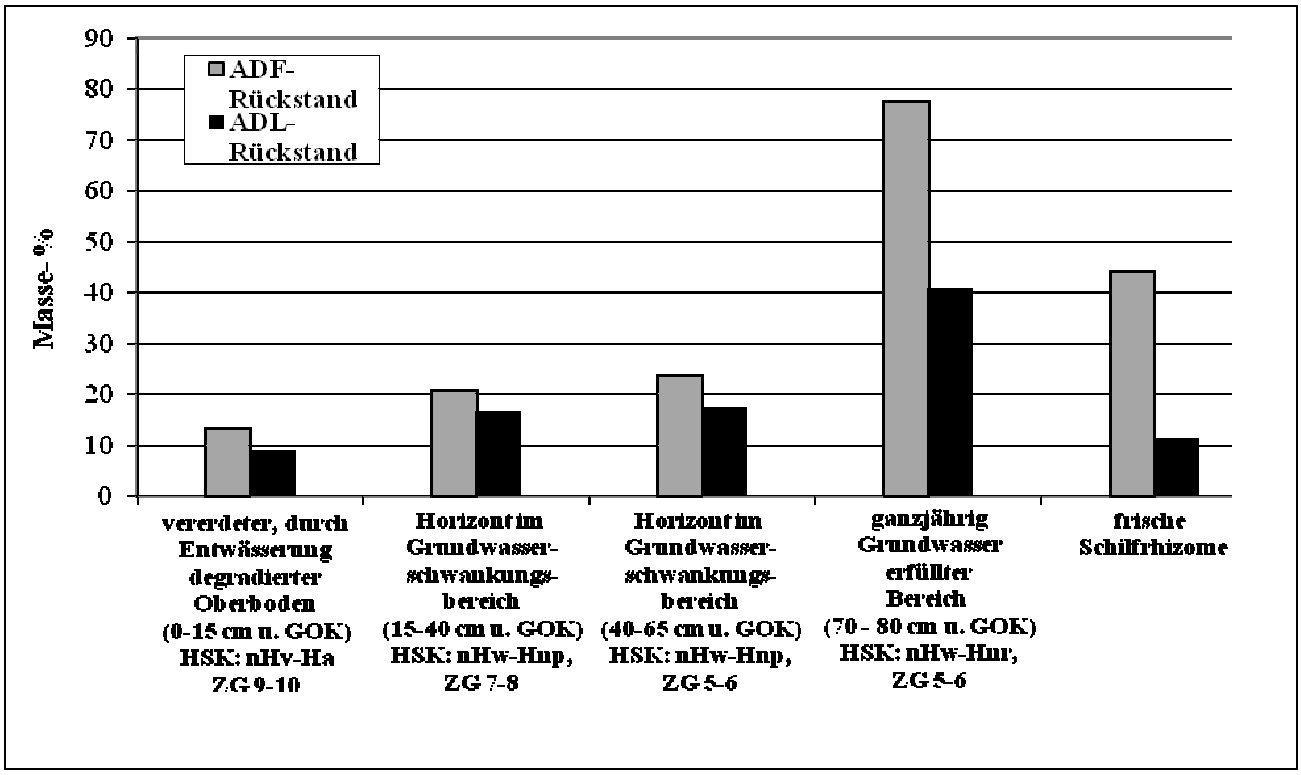


Abb. 3: ADF und ADL Rückstände von Schilftorfen und frischen Schilfrhizomen (rechts), Angaben in Masse-%, bezogen auf die aschefreie Trockensubstanz (HSK = Horizont-Substrat-Kombination nach bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (AG-BODEN, 2005), ZG = Zersetzungsgrad nach V. POST (1924))

Eine Verknüpfung der einzelnen HGMT mit den jeweils typischen C – Speichermengen und C – Freisetzungspotenzialen macht eine Klassifizierung der C-Vulnerabilität unterschiedlicher Moorlandschaften möglich.

Ab Herbst 2011 wird eine webbasierte CARBSTOR-Plattform zur Verfügung gestellt. Über einen Abfragealgorithmus sind der dominierende hydrogenetische Moortyp und dessen C-Gefährdungsklasse ermittelbar, wobei Angaben zu benötigten Parametern und Methoden aufgeführt sind. Die Verlinkung wird über die Homepage des Fachgebietes Bodenkunde und Standortlehre an der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin erfolgen.

Die gewonnenen Erkenntnisse dienen als Entscheidungshilfe zur Ausweisung von Risikogebieten in der Planungs- und Vollzugspraxis. Außerdem tragen die Untersuchungen zu einem besseren allgemeinen Verständnis von stofflichen Transformationsprozessen in Moorökosystemen bei.

Literatur

AG-BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage. Hannover

BAURIEGEL, A. (2004): Methoden zur Ableitung und Parametrisierung von flächenbezogenen Profil- und Horizontdaten am Beispiel der Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg im Maßstab 1:300.000. Dissertation, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin.

BERG, B. & MCCLAUGHERTY, C. (2008): Plant Litter-Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration. Berlin, Heidelberg.

DRÖSLER, ET. AL. (2009): Schutz vorhandener Kohlenstoffspeicher: klimafreundliche Moornutzung. In: Aktiver Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel - Beiträge der Agrar- und Forstwirtschaft. Tagungsband vTI 15./16.Juni 2009, Braunschweig.

GOERING, H. K. & VAN SOEST, P. J. (1970): FORAGE FIBER ANALYSIS (APPARATUS, REAGENTS, PROCEDURES, AND SOME APPLICATIONS). AGRICULTURE HANDBOOK 379, U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE. WASHINGTON, D. C.

HAIDER, K. (1996): Biochemie des Bodens. Stuttgart.

HÖPER, (2007): Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. In: Telma, 2007, Vol. 37, pp.85-116.

JESCHKE, G. (1988): Biotoppflege in Mooren. Veröff. Museen Gera. nat. wiss. R. 15: 41-51; Gera.

KÖRSCHENS, M., WEIGEL, A., SCHULZ, E. (1998): Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances – tools for evaluating sustainable productivity of soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 161, S. 409-424.

ROSSKOPF, N. & ZEITZ, J. (2009): C-Speicherung und C-Freisetzungspotential der hydrologisch-genetischen Moortypen „Durchströmungsmoor“ und „Versumpfungsmoor“. In: Berichte der DBG. Böden – eine endliche Ressource. Bonn.

SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. 1 Aufl., Gustav Fischer Verlag, Jena. 342 S.

SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl., Stuttgart, 622 S.

v. POST, L. (1924): Das genetische System der organogenen Bildungen Schwedens. Comité internat. Peddogie. IV. Comm. Nr. 22. IV. internat. bodenkdl. Konferenz.

ZAUFT, M., FELL, H., GLAßER, F., ROßKOPF, N., ZEITZ, J. (2010): Carbon storage in the peatlands of Mecklenburg- Western Pomerania, northeast Germany, Mires and Peat Vol. 6.

ZEITZ, J., FELL, H. & ZAUFT, M (2005): Projekt „Entwicklung einer Methode zur Beschreibung flächenrepräsentativer Leitböden der Moore“, Endbericht der 2. Phase des Forschungsvorhabens, Auftragnehmer: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover (unveröffentlicht).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Renaturierung großflächig abgetorfter Moorflächen: Faunistische Besiedlung aus dem aquatischen Umfeld?

Andrea Lipinski & Ellen Kiel

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

Keywords: Hochmoore, aquatische Makroinvertebratenfauna, Wiedervernässungsflächen, Entwässerungsgräben

Einleitung

In Mitteleuropa begann man Ende des 20. Jahrhunderts mit der großflächigen und gesetzlich vorgeschriebenen Renaturierung ehemaliger Torfabbaugebiete. Abhängig von der vorherigen Nutzung bzw. Beeinträchtigung bedeutet Moorrenaturierung nach großflächiger, industrielle Abtorfung den Start einer Primärsukzession. Die entstandenen jungen Wiedervernässungsflächen stellen zunächst vegetationslose, offene Wasserflächen dar, die sich in ihrer Entwicklung in einem Primärstadium befinden. Über die Besiedlung dieser Flächen ist aus Sicht der aquatischen Makroinvertebratenfauna jedoch bisher wenig bekannt. Der Sukzessionstheorie zufolge wäre zu erwarten, dass insbesondere die aquatische Fauna im unmittelbaren Umfeld junger Wiedervernässungsflächen die Primärbesiedlung prägt. Als potentielle Besiedlungsquellen kommen dabei jedoch sowohl benachbarte Wiedervernässungsflächen, als auch Entwässerungsgräben aus dem Hochmoorgebiet selbst und der umliegenden Grünlandwirtschaft (Moor- und landwirtschaftlich Entwässerungsgräben) in Betracht. Ziel der vorliegenden Untersuchung war deshalb, die aquatische Fauna einer jungen Wiedervernässungsfläche zu erfassen und mit ausgewählten Hochmoorrenaturierungsflächen und anderer umliegenden Gewässern zu vergleichen. Über Erkenntnisse zum Besiedlungsprozess hinaus, zielen diese Studien darauf ab, Prognosen über die Entwicklung zukünftig zu renaturierender Flächen zu ermöglichen, Rückschlüsse auf den Renaturierungserfolg aufzeigen und Hinweise auf ein Umfeldmanagement zu liefern.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet ist ein großes, ehemals industriell abgetorftes Hochmoor-Renaturierungsgebiet (NSG Stapeler Moor) im äußersten Nord-Westen von Niedersachsen, dessen Umland durch Grünlandwirtschaft geprägt ist. Innerhalb des Renaturierungsgebietes wurde eine zum Zeitpunkt der Beprobung seit zwei Jahren wiedervernässte Fläche (WF2) sowie zwei ältere Vergleichsflächen (WF12 und WF25) ausgewählt. Alle drei Flächen wurden bis auf den Schwarztorfhorizont abgetorft und zu unterschiedlicher Zeit wiedervernässt (2-, 12-, ca. 25 Jahre) (Abb. 1). Ebenfalls in die Untersuchung mit eingeschlossen wurde ein Hochmoor-Kolk (K), welcher sich in

der unmittelbaren Umgebung zur jungen Wiedervernässungsfläche befindet (Abb. 1). Dieser wurde im Zuge der Torfindustrialisierung zwar entwässert, aber nicht mit abgetorft. Die ursprüngliche Schichtung von Weißtorf über Schwarztorf über den mineralischen Untergrund ist in diesem Kolk somit noch vorhanden, allerdings haben Sackungs- und Mineralisationsprozesse stattgefunden. Das Renaturierungsgebiet wird von mehreren Moorentwässerungsgräben durchzogen, welche teilweise mit einzelnen der sehr zahlreichen Grünlandgräben des Umlandes unmittelbar in Verbindung stehen. Für den faunistischen Vergleich mit der jungen Wiedervernässungsfläche wurden zusätzlich zu den älteren Moorflächen drei Moor- sowie zwei landwirtschaftliche Gräben im Umfeld der jungen Wiedervernässungsfläche ausgewählt (Abb. 1).

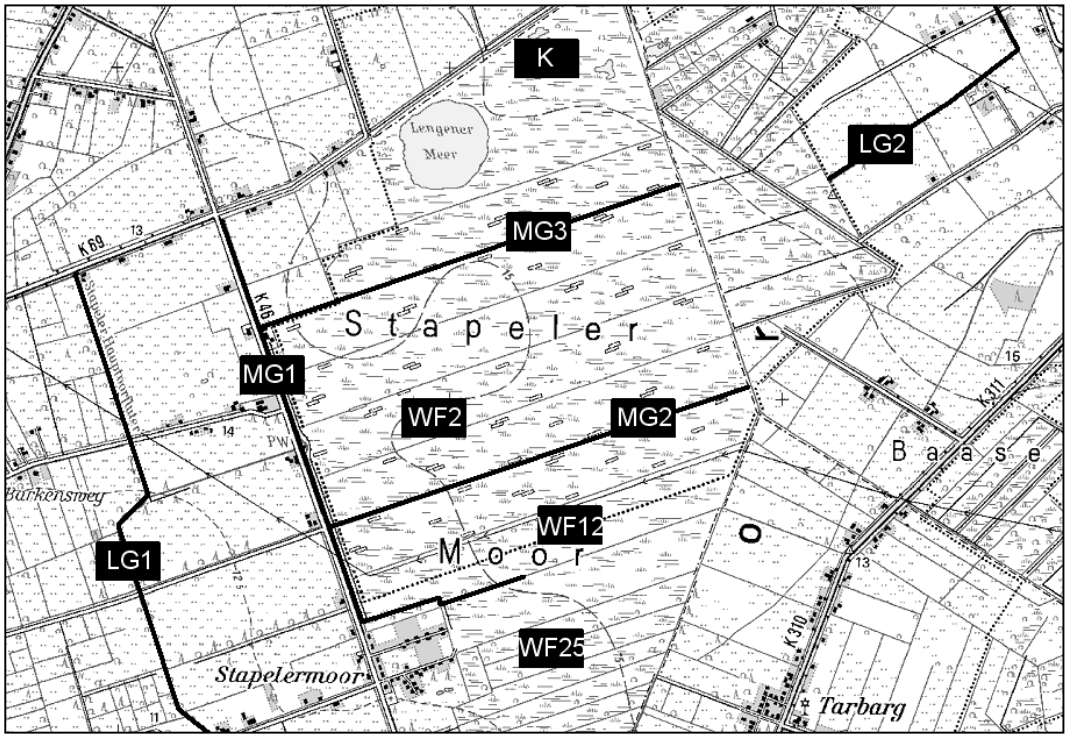


Abb. 1: Übersichtkarte des Untersuchungsgebietes mit der Lage der untersuchten Flächen und Gräben. WF 2, 12, 25 = Wiedervernässungsflächen mit Wiedervernässungszeitraum, K = naturnaher Kolk, MG1, 2, 3 = Moorentwässerungsgräben, LG1, 2 = landwirtschaftliche Entwässerungsgräben.

Methoden

Die Erfassung der Makroinvertebratenfauna erfolgte im Juli 2006/2007 mit Hilfe des Schöpf- und Greiferverfahrens. Das Schöpfverfahren eignet sich zur Untersuchung von moosarmen oder moosfreien kleinen und großen Wasserflächen (Probenahme vgl. Lipinski & Kiel, 2006). Zur Entnahme der Moosproben im Bereich von Moospolstern, Schwingrasen etc. kam der Moosgreifer zum Einsatz. Nach dem Prinzip des „Van Veen-Greifers“ konzipiert (vgl. Kiel 2003), erfasst das aus Edelstahl bestehende Gerät ein definiertes Substratvolumen (456 ml). Pro Fläche wurden randomisiert jeweils fünf und pro Graben an zwei Probestellen jeweils zwei Schöpf- und Greiferproben genommen. Das Probenmaterial wurde in Ethanol (96%) überführt und anschließend im Labor aussortiert. Die Tiere wurden nach Großgruppen getrennt und, soweit möglich, auf Gattungs- oder Artniveau bestimmt. Begleitend zur faunistischen Beprobung wurden Proben für die Analyse wasserchemischer Parameter genommen.

Ergebnisse/ Diskussion

Die Artenähnlichkeitsanalyse (Clusteranalyse) zeigt eine deutliche Abtrennung der landwirtschaftlichen Entwässerungsgräben (LG1, LG2) und zwei der drei Moorentwässerungsgräben (MG1, MG3) von der jungen Wiedervernässungsfläche (WF2) sowie von den restlichen Moorflächen (Abb. 2). Beide Cluster stimmen in ihrer Artenzusammensetzung nur zu 10% überein. Die höchste Artenähnlichkeit hatte die junge Wiedervernässungsfläche mit der WF12 Fläche.

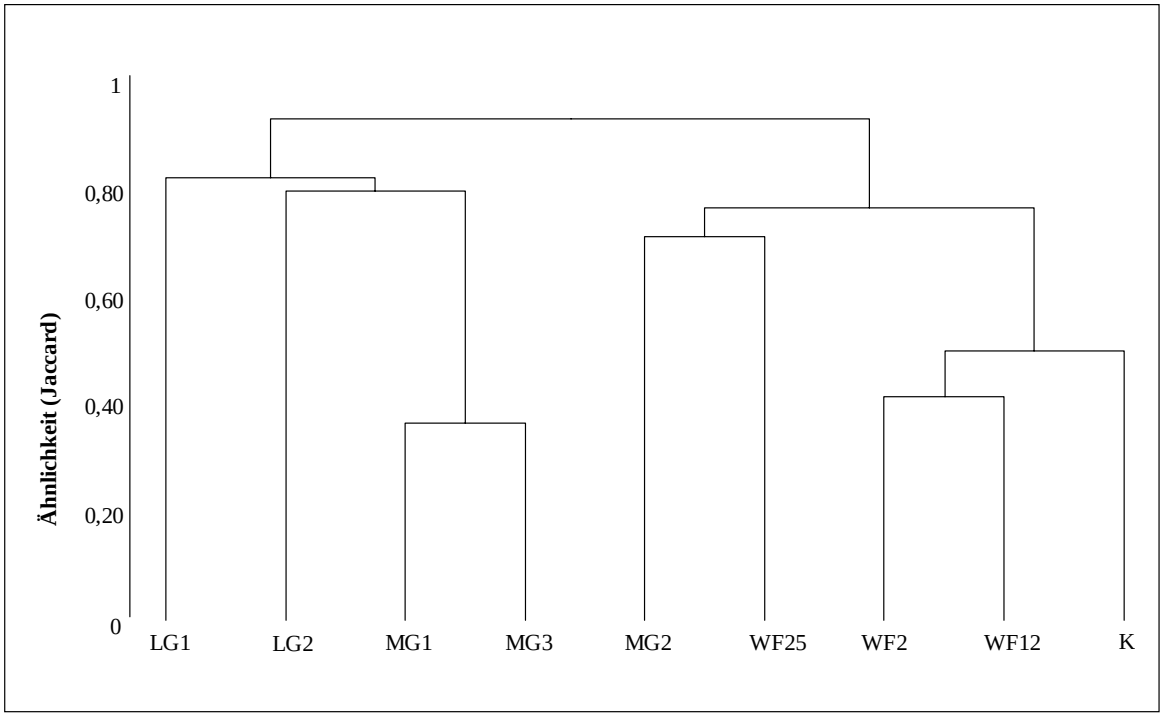


Abb. 2: Dendrogramm der Artengemeinschaft (nach Jaccard) der untersuchten Flächen und Gräben.

Abbildung 3a zeigt zum einen die Zahl der Arten, die nur in den einzelnen Flächen vorkamen und zum anderen (in den Überschneidungsbereichen) die Arten, die die Flächen gemeinsam hatten. Insgesamt gingen 28 Arten, aus verschiedenen Großgruppen der erfassten aquatischen Fauna, in die Berechnung mit ein. Auffällig war, dass die älteren Wiedervernässungsflächen (WF12, 25) mit insgesamt 12 Arten relativ viele Arten aufwiesen, die nur dort vorkamen. Man sieht aber auch, dass eine relativ hohe Anzahl an Arten (8) in allen Moorflächen auftrat (Abb. 3a). Alle 13 Arten, die auf der jungen Fläche vorkamen, waren auch Besiedler anderer Moorflächen.

Der Vergleich der Artenzusammensetzung der jungen Wiedervernässungsfläche mit dem verschiedenen Grabenformen (Moorentwässerungsgräben und landwirtschaftlicher Entwässerungsgräben) weist dagegen geringe Übereinstimmungen auf (Abb. 3b). Die hohe Zahl der nur in den einzelnen Grabenformen und der Moorfläche vorkommenden Arten zeigt, dass sich die Artengemeinschaften stärker voneinander unterschieden. Alle untersuchten Bereiche hatten nur 3 Arten gemeinsam. Von den 13 Arten der jungen Wiedervernässungsfläche waren nur 3 in den landwirtschaftlichen Entwässerungsgräben (LG) zu finden und 7 in den Moorgräben (MG) (Abb. 3b).

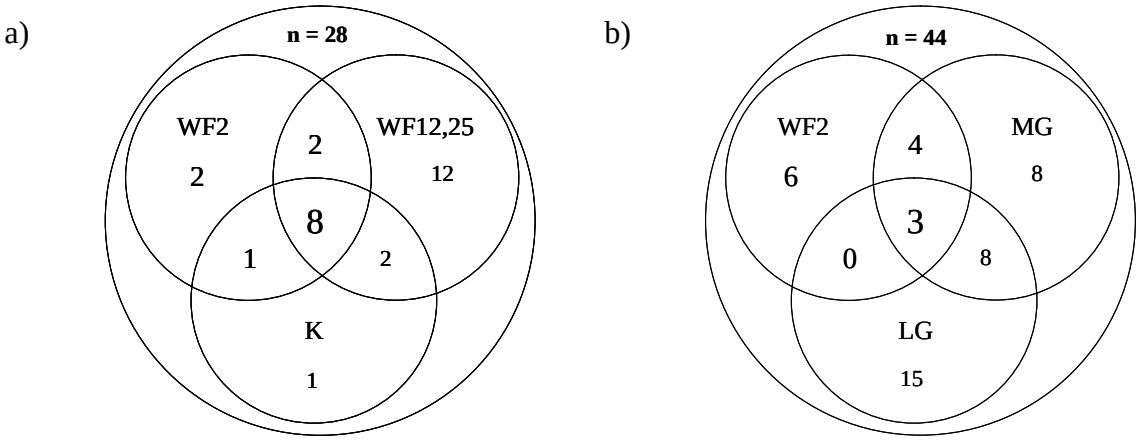


Abb. 3: a): Übereinstimmung der Arten der jungen Wiedervernässungsfläche mit den restlichen Moorflächen, b): Übereinstimmung der Arten der jungen Wiedervernässungsfläche mit den verschiedenen Gräben.

Gründe für die unterschiedliche Einflussintensität der untersuchten aquatischen Lebensräume auf die Besiedlung der Wiedervernässungsfläche WF2 könnten in der Abiotik der landwirtschaftlichen Gräben begründet sein. Wie die Boxplots für verschiedenen abiotische Parameter zeigen, lagen die Werte der LG deutlich höher und wiesen große Schwankungen auf (Abb. 4). Dagegen wiesen die anderen Wiedervernässungsflächen, der Kolk und die Moorgräben nur minimale abiotische Unterschiede zur Fläche WF2 auf.

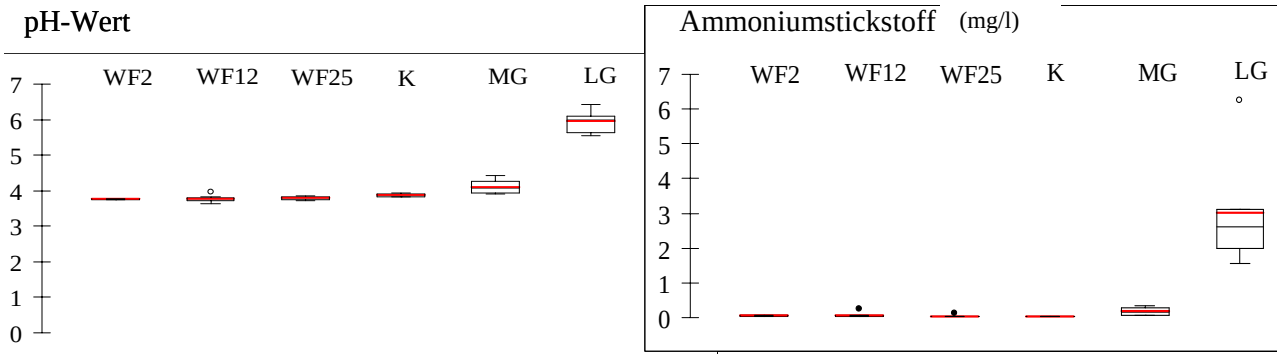


Abb. 4: Boxplots der pH-Werte und Ammoniumstickstoffwerte (mg/l) der untersuchten Flächen und Gräben

Allerdings weist ein detaillierterer Vergleich der aquatischen Fauna der Moorentwässerungsgräben mit der aquatischen Fauna der jungen Wiedervernässungsfläche auch hier auf weitere Unterschiede hin. Tabelle 1 zeigt, dass nicht alle Moorentwässerungsgräben als potentielle Besiedlungsquellen fungierten. MG1 und MG3 wiesen nur sehr wenige gemeinsame Arten mit der jungen Wiedervernässungsfläche auf, während MG2 sechs gemeinsame Arten mit der WF2 Fläche aufwies (Tab. 1).

Tab 1: Anzahl gemeinsamer Arten der Moorentwässerungsgräben mit der jungen Wiedervernässungsfläche.

junge Wiedervernässungsfläche	**Moorentwässerungsgräben**		
	Randlage	fließen durch das Gebiet	
WF2	MG1	MG2	MG3
13	1	6	2

Die Abiotik kann ein erklärender Faktor sein. Die Unterschiede zwischen den Moorentwässerungsgräben untereinander waren zwar nicht signifikant, aber zumindest die Gräben MG1 und MG3 unterschieden sich sehr deutlich von der jungen Wiedervernässungsfläche (Abb. 5). Dagegen ähnelte der Graben MG2 der Fläche WF2.

Wesentliche Ursachen für diese Unterschiede in der Abiotik könnten in der Gewässerstruktur bzw. Hydromorphologie liegen. Während MG2 ein permanentes Gewässer ist, mit einem sehr hohen Anteil an Torfmoosen, sind MG1 und MG3 temporäre Gewässer, die im Jahresverlauf trocken fallen. Wenn Torfmoose in den beiden Gräben vorhanden sind, ist ihr Anteil sehr gering. Ebenso wie MG3 ist MG2 teilbeschattet und an der Böschung mit Einzelgehölzen bestanden. Es erfolgt keine Mahd der Uferbereiche. Dagegen wurde der nicht beschattete Probenahmebereich von MG1 einmal im Jahr gemäht. Diese strukturellen Aspekte und der abweichende wasserchemische Charakter könnte sich auf die starken Unterschiede in der Fauna und den Besiedlungspotential für die junge Fläche auswirken.

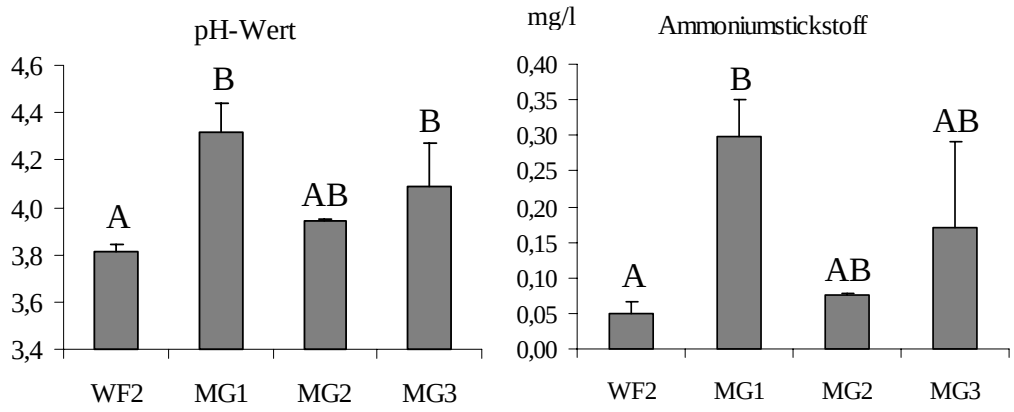


Abb. 5: Mittelwerte (+ Standardabweichung) für pH- und Ammoniumstickstoff (mg/l) in der untersuchten jungen Wiedervernässungsfläche und den Moorgräben. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Flächen an. Signifikanz Test: Man Whitney U-Test.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass die landwirtschaftlichen Entwässerungsgräben in diesem Gebiet offenbar nur einen sehr geringen Einfluss auf die Besiedlung der jungen sowie der älteren Wiedervernässungsflächen (23%) haben. Die Gräben unterscheiden sich von den Moorflächen hinsichtlich der strukturellen Ausprägung, in der Uferbeschaffenheit, im Anteil und Zusammensetzung sub- und emerser Vegetation sowie in der Abiotik. Dagegen weisen die umliegenden älteren Wiedervernässungsflächen und auch der Kolk den größten Einfluss auf die Besiedlung der jungen Flächen (68% und 77%) auf. In ihrer Abiotik und in der strukturellen Ausstattung ähneln diese Flächen der jungen Wiedervernässungsfläche am stärksten. Die Moorentwässerungsgräben haben einen höheren Einfluss (54%) auf die Besiedlung der jungen Moorflächen als die landwirtschaftlichen Entwässerungsgräben. Im Vergleich zu den untersuchten älteren Wiedervernässungsflächen besteht aber seitens der beiden Grabenformen ein relativ geringer Einfluss. Allerdings unterscheidet sich die strukturelle Ausprägung der Moorentwässerungsgräben untereinander deutlich voneinander. Ist z.B. der Anteil an Torfmoosen sehr gering, die Uferbeschattung zu stark und trocknen die Gräben im Jahresverlauf aus, so ist die Anzahl an Arten, die auch in den jungen Wiedervernässungsflächen gefunden werden, sehr gering. Dagegen ist diese Zahl deutlich höher, wenn sich, wie im Fall des MG2, ein dichter Torfmoosbestand etablieren kann und das Gewässer nicht austrocknet. Im Sinne der Trittsteintheorie (Biotopvernetzung) (Jedicke 1990) könnten Moorentwässerungsgräben bei entsprechender Umgestaltung somit als Zwischenstationen einen Individuenaustausch zwischen den unterschiedlich alten Moorflächen ermöglichen. Solche linearen Verbundelemente kön-

nen zum einen als Wanderwege für verschiedene Arten, als auch als Rückzugslebensräume dienen (Jedicke 1990, Remy & Langheinrich 2007). Wenn es nicht möglich ist, die Mehrzahl der vorhandenen Moorentwässerungsgräben in einem Moorrenaturierungsgebiet zu verfüllen (aufgrund von konturierender Umfeldnutzung (Grünlandwirtschaft) und einer zu geringen Pufferzone), so kann die Moorrenaturierung von vorhandenen Moorentwässerungsgräben im unmittelbaren Umfeld der Wiedervernässungsflächen als Biotopvernetzungselement profitieren.

Literatur

Jedicke, E. (1990): Biotopverbund. Grundlage und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie, Stuttgart, Ulme Fachbuch.

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

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

Remy, D., U. Langheinrich (2007): Bewertung von Gräben unter Berücksichtigung ihrer Bedeutung als Ersatzstandorte in der intensiv genutzten Kulturlandschaft.- Magdeburger Wasserwirtschaftliche Hefte: Bewertung von Gewässern 8: 161-171

Renaturierung von Niedermooren am Beispiel des Drömlings in Sachsen-Anhalt

Volker Lüderitz & Uta Langheinrich

Hochschule Magdeburg-Stendal, FB Wasser- und Kreislaufwirtschaft, Breitscheidstraße 2, 39114 Magdeburg, e-mail: Volker.Luederitz@HS-Magdeburg.de

Keywords: Wiedervernässung, Niedermoore, Gräben, Makroinvertebraten, Drömling

Einleitung

Der Drömling ist eine Niedermoorlandschaft im Nordwesten Sachsen-Anhalts. Seine Fläche beträgt 26.000 ha, weitere 6.000 ha befinden sich auf niedersächsischem Gebiet. Der Moortypologie von Succow (2001) entsprechend handelt es sich um ein Versumpfungsmoor. Im Atlantikum (ca. 3000 v. C.) kam es zur Bildung lichter Wälder und es entstanden großräumige Erlenbrüche. Bis in das 18. Jahrhundert behielt der Drömling diesen Niedermoorcharakter bei, eine Besiedelung konnte nur vereinzelt auf höher gelegenen Bereichen (den so genannten Horsten) erfolgen. Durchgehende Fließgewässer fehlten. Das heutige Hauptgewässer Ohre trat erst in den geringfügig tiefer liegenden südöstlichen Bereichen auf. Mit dem „Urbarmachungsedikt“ von Friedrich II. (1765) begann die Entwässerung. Die Ohre wurde durchgehend ausgebaut und diente als Vorfluter für die großen Kanäle (Friedrichs-, Wilhelms-, Allerkanal u. a.). Zur landwirtschaftlichen Nutzung wurden zahlreiche kleine Entwässerungsgräben angelegt. Weitere große Eingriffe in den Wasserhaushalt des Drömlings fanden in den Jahren 1960 bis 1988 im Rahmen des „Komplexmeliorationsprogrammes“ der ehemaligen DDR statt. Heute existieren im „Land der 1000 Gräben“ über 1500 km Gewässerläufe bei einer Gewässerdichte von bis zu 400 m / ha (Braumann 1993). Im Zuge des Nationalparkprogrammes der letzten DDR-Regierung wurde der Drömling im Jahr 1990 als Naturpark ausgewiesen. Im Jahr 2005 wurde mit dem NSG Ohre - Drömling auf einer Fläche von 11.000 ha das größte Grünland - NSG in Deutschland geschaffen.

Problemstellung

Das Naturschutzgroßprojekt Drömling / Sachsen - Anhalt verfolgt mehrere, sich zum Teil widersprechende Projektziele (MUNR 1996):

- Erhaltung des großflächigen Moorkörpers
- Großflächige Überstauung und allgemeine Anhebung des Wasserstandes
- Langfristige Entwicklung der Gewässerstruktur hin zu größerer Diversität
- Verbesserung der Wasserqualität
- Aushagerung des Grünlandes und Schaffung von Lebensbedingungen für vom Aussterben bedrohter Tier- und Pflanzenarten.

Da eine großräumige Überstauung zum Verschwinden von Gewässern und Feuchtwiesenstandorten führen würde, kann die Lösung dieses Konfliktes nur über einen räumlichen Ansatz erfolgen. Niedermoor- und Gewässerschutz besitzen im NP Drömling die gleiche Priorität.

Gewässertypen und -formen

Es existieren mehrere Gewässertypen und -formen, die entsprechend Pflege- und Entwicklungsplan (PEP) (MUNR 1996) einerseits zu erhalten sind, auf der anderen Seite bei einer partiellen Wiedervernässung verschwinden würden.

Den größten Anteil nehmen kleine **Entwässerungsgräben** und **Kanäle** (Vorfluter) ein. Sie dienten ursprünglich der Entwässerung landwirtschaftlicher Flächen bzw. dem schnellen Abführen großer Wassermengen im Frühjahr. Ein sommerlicher Einstau ermöglichte die Bewässerung der Flächen. Diese Funktionen wurden in den letzten Jahren erweitert. Heute wird das Wasserdargebot der Gräben genutzt, um Teilflächen wieder zu vernässen. Damit kann dort die Senkenfunktion des Niedermoores aktiviert und eine Neubildung bzw. ein Wachstum des Moorkörpers angeregt werden. Das vernetzte Grabensystem verbindet die Flussgebiete von Ohre / Elbe und Aller / Weser und ist daher für den Biotopverbund von Bedeutung. Mit der Erweiterung des Radwegenetzes im Naturpark (z.B. Ohre- Radweg) vermittelt das Kanalsystem Tourismus, Naturerlebnis und Umweltbildung, welche zu den wesentlichen Aufgaben des Naturparks zählt.

Die im 19. Jahrhundert geschaffenen **Moordammkulturen** dienten zur Parzellierung und Aufhöhung der Kulturflächen. Die flachen Dammgräben verlanden bei Aufgabe der Nutzung sehr schnell. So genannte „**Teichgräben**“, bis zu mehreren 100 m lange, 5 – 10 m breite und 2 m tiefe Gräben entwässern große Flächen im Frühjahr sehr schnell und schaffen zusätzliche Verdunstungsflächen.

Neu angelegte **Flachgewässer** und ganzjährig **überstaute Bereiche** dienen als Refugien und Habitate für zahlreiche amphibische Tier- und Pflanzenarten, für anspruchsvolle Moorarten und für die Avifauna.

Der Erhalt und die Pflege der verschiedenen Gewässerformen erfolgt im Drömling unter dem primären Aspekt des Arten- und Biotopschutzes. Die Gewässer sind durch geringe Nährstoffgehalte gekennzeichnet. Entsprechend den Zielsetzungen des PEP werden die Gewässer eingeschränkt und schonend unterhalten. Diese Besonderheiten führen trotz eingeschränkter Strukturvielfalt zu einer hohen Biodiversität von Fauna und Flora. Es konnten zahlreiche Rote-Liste- und FFH-Arten nachgewiesen werden (Langheinrich et al. 2004, 2007). Die Gewässer dienen als Ersatzlebensraum für Arten, deren Primärlebensräume vom Verschwinden bedroht sind wie z.B. organische Bäche, Sölle und Weiher.

Beispiele für Maßnahmenkomplexe und ihre Folgen

Wiedervernässung

Die ganzjährige bzw. zeitweilige Vernässung ist auf einer Fläche von 3800 ha geplant. Durch den Zweckverband Drömling, das Land Sachsen-Anhalt, die Stiftung *Stork-Foundation,* den Verein *Aktion Drömlingsschutz* e. V. sowie Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen konnten die erforderlichen Flächen erworben werden. Die Staurechte für 80 Stauanlagen liegen bei der Naturparkverwaltung. Die Mehrzahl der erforderlichen wasserrechtlichen Genehmigungsverfahren ist bereits abgeschlossen. Grundlage für die Genehmigungsverfahren bildeten umfangreiche Stauversuche zur Ermittlung von oberen bzw. unteren Stauzielen bzw. Stauzeiträumen, um gezielt Flächen vernässen zu können. Im Ergebnis der Stauversuche konnten die aus Höhen- und Wasserbewirtschaftungsmodellen gewonnenen Modellergebnisse zur Wiedervernässung überwiegend bestätigt werden. Die Wasser-

rechtsverfahren wurden von einer umfangreichen Öffentlichkeitsarbeit begleitet und unter Einbeziehung der Schaukommissionen des Unterhaltungsverbandes „Obere Ohre“ durchgeführt.

Wasserbauliche Maßnahmen zur technischen Umsetzung sind (gebietsspezifisch):
- Rekonstruktion vorhandener Stauanlagen,
- Rückbau von Stauanlagen und Ersatz durch Stützschwellen,
- erdbautechnischer Verschluss von Grabenmündungen,
- Rückbau von Verrohrungen,
- vereinzelt Neubau von Gräben

Bereits ganzjährig wiedervernässt ist der „Breitenroder-Oebisfelder Drömling“ (Kernzone des NSG), nachdem ein Planfeststellungsverfahren nach § 31 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) i.V.m. § 120 Wassergesetz des Landes Sachsen-Anhalt (WG LSA) abgeschlossen wurde. In diesem Gebiet kann sich wieder Erlenbruch- und Erlen-Eschenwald ungestört entwickeln. Dieser Prozessschutz erlaubt eine natürliche Eigendynamik, der Totholzanteil kommt bereits den natürlichen Verhältnissen nahe.

Morphologische Diversifizierung von Gewässern durch Schaffung von Flachwasserzonen und Anlage von Grabentaschen

Teichgräben sind große lineare Gewässer mit einem Trapezprofil, die im Zuge von Meliorationsmaßnahmen entstanden sind. Durch morphologische Umgestaltungen wie Anlage von Grabentaschen, Uferabflachung und Schaffung kleiner Inseln wurde die amphibische Zone einiger dieser Gräben auf einer Gesamtlänge von 4,5 km verbreitert (Kausche 2008). Die Teichgräben stellen artenreiche Lebensräume für Fauna und Flora dar. An Teichgräben konnten 201 Arten von Makroinvertebraten, darunter 13 Arten der Roten Listen Sachsen-Anhalts und 149 Pflanzenarten, davon 6 Arten der Roten Listen Sachsen-Anhalts, nachgewiesen werden. Allein an einem Teichgraben treten 24 Arten der 43 im Naturpark Drömling vorkommenden Libellen auf (Langheinrich u. Lüderitz 2007). Diese Größenordnungen belegen die Habitat- und Refugialfunktion der Teichgräben, die durch die Umgestaltungsmaßnahmen gesichert und erweitert werden konnte.

Neuanlage von Gewässern

<u>Weiher</u>

Ein Weiher wurde im Jahr 2001 mit einer Fläche von ca. 1 ha und maximalen Tiefe von 0,8 m angelegt. Die Artenzahlen der Makroinvertebraten stiegen von 13 im Jahr 2002 auf 33 im Jahr 2005. Dominierende Gruppen sind Odonata, Coleoptera, Mollusca und Heteroptera. Eine geringe Strukturvielfalt, nur spärlich ausgeprägte submerse Vegetation und die durch die fehlende Beschattung hervorgerufenen Algenmassenentwicklungen führen zu den im Vergleich zu anderen Gewässern geringeren Artenzahlen.

<u>Flachwasserzone bei Piplockenburg</u>

Im Jahr 2002 wurde die 40 ha große Flachwasserzone bei Piplockenburg als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme für den Ausbau des Mittellandkanals (MLK) angelegt. Über ein Einlassbauwerk ist das Gewässer an den MLK angeschlossen. Das insgesamt 70 ha große Areal hat sich inzwischen zum wichtigen Rast- und Brutplatz für verschiedene Vogelarten wie Kiebitz, Goldregenpfeifer, Kranich, Saat- und Blässgänse entwickelt. Im Rahmen großflächiger zweimaliger Untersuchungen im Jahr 2009 wurden 70 Taxa von Makroinvertebraten nachgewiesen. Es handelt sich vorwiegend um Indikatoren einer mäßigen Gewässerqualität. Bemerkenswert ist der Fund der gefährdeten *Sphaerium solidum* (Dickschalige Kugelmuschel, Rote Liste Deutschland und Sachsen-Anhalt 1). Über den MLK gelangen Neozoen wie *Atyaephyra sp.* (Süßwassergarnele) und *Dikerogammarus*

villosus (Großer Höckerflohkrebs) in das Gewässer. Die Ufervegetation besteht zu 70 % aus Großseggenried mit starker Dominanz von *Juncus effusus* mit *Carex hirta, C. pseudocyperus, C. vesicaria* sowie vorgelagerten Bülten von *C. paniculata*. Mit einem Deckungsgrad von 20 % bildet das Glycerietum maximae die dominierende Röhricht-Gesellschaft. Kleinflächig ausgeprägt sind Phragmitetum australis, Typhetum latifoliae, Phalaridetum arundinaceae und Eleocharitetum palustris. Submerse Pflanzen treten durch Algendominanz kaum auf, die Gesellschaft des Potamogetonetum pectinati ist in Flachwasserzonen mäßig ausgeprägt. Angesichts der Größe und hydromorphologisch vorteilhaften Gestaltung des Gewässers sind die vergleichsweise geringe Biodiversität und auch Biomassedichte der vorgefundenen Fauna im negativen Sinne bemerkenswert. Eine Rolle spielen hier neben dem eutrophierungsbedingten weitgehenden Fehlen submerser Makrophyten auch die starke Dominanz der genannten Neozoen.

Umgestaltung von Stauanlagen

Die Ohre als Hauptgewässer durchquert den Drömling in südöstlicher Richtung. Auf einer Fließlänge von 30 km befinden sich 9 Stauanlagen. Sie dienen der Abflusssteuerung und gewährleisten je nach den Bewirtschaftungserfordernissen den Rückhalt, die Verteilung oder die Abfuhr des Wassers. Stauanlagen sind von erheblicher ökologischer und hydromorphologischer Relevanz. Sie verändern das natürliche Abflussverhalten und unterbrechen das Fließgewässer-Kontinuum. Sie unterbrechen bzw. schränken die ökologische Durchgängigkeit für Fische und Makroinvertebraten ein (Abb. 1). Der Rückstau im Oberwasser verändert das Sedimentationsverhalten, er führt zur Temperaturerhöhung , Faulschlammbildung und letztlich zu anoxischen Verhältnissen. Im Unterwasser treten gewässeruntypische Fließgeschwindigkeiten und damit Erosion auf.



Abb. 1: Stauanlage Jahrstedt mit hohem Absturz

Diese Stauanlagen sollen in den Folgejahren ökologisch durchgängig gestaltet werden. Mögliche Szenarien sind der Bau von Umgehungsgerinnen, der Bau von Sohlgleiten bzw. die vollständige Entfernung der Stauanlage.

Im Jahr 2010 wurden Voruntersuchungen zum ökologischen und hydromorphologischen Gewässerzustand oberhalb und unterhalb von 6 Stauanlagen durchgeführt. Die bisherigen Ergebnisse werden in Tabelle 1 zusammengefasst.

19 der 25 Einzelparameter der hydromorphologischen Fließgewässerbewertung werden durch Stauanlagen wie das Wehr Jahrstedt (Abb. 1) direkt bestimmt oder beeinflusst (Lüderitz u. Langheinrich 2010). Das spiegelt sich in der schlechten Zustandsbewertung der Strukturgüte wider (Tabelle 1).

Tab. 1: Auswirkungen von Stauanlagen auf die Ökologische Zustandsklasse der Ohre im Naturpark Drömling in Bezug auf Einzelabschnitte und den gesamten Flusslauf, differenziert nach den Fließgewässertypen 12 und 15

Messstelle / Stauanlage	Artenzahl	Hydro-morpho-logie nach LAWA	Modul Saprobie	Fließgewässertyp 12		Fließgewässertyp 15	
				Ökologische Zustands-klasse	Modul Allg.De-gradation	Ökologische Zustands-klasse	Modul Allg. Degradation
Jahrstedt							
oberhalb	29	5	gut	mäßig	mäßig	unbefr.	unbefr.
unterhalb	52	5	gut	mäßig	mäßig	unbefr.	unbefr.
Verteiler Buchhorst oberhalb	44	5	gut	mäßig	mäßig	schlecht	schlecht
unterhalb	52	5	gut	gut	gut	schlecht	schlecht
Frische oberhalb	40	5	gut	mäßig	mäßig	schlecht	schlecht
unterhalb	38	5	gut	mäßig	mäßig	unbefr.	unbefr.
Krähenfußschleuse oberhalb	51	5	gut	mäßig	mäßig	schlecht	schlecht
unterhalb	59	3	gut	mäßig	mäßig	schlecht	schlecht
Kämkerhorstschleuse oberhalb	46	5	gut	unbefr.	unbefr.	schlecht	schlecht
unterhalb	60	4	gut	mäßig	mäßig	schlecht	schlecht
Hoffmannschleuse oberhalb	49	5	gut	mäßig	mäßig	schlecht	schlecht
unterhalb	53	5	gut	unbefr.	unbefr.	schlecht	schlecht
Ohre gesamt	142	5	gut	mäßig	mäßig	unbefr.	unbefr.

Durch das Land Sachsen-Anhalt wurde die Ohre als Fließgewässertyp 15 (sand- und lehmgeprägter Tieflandfluss) eingestuft. Die sehr geringen Gefällewerte von < 0,1 ‰ lassen diesen Gewässertyp im Drömling jedoch nicht zu. Ein guter ökologischer Zustand wird mit diesem Leitbild auch nach einem Umbau der Stauanlagen nicht zu erreichen sein. Unter ungestörten Bedingungen würde sich die Ohre zunächst in Richtung eines Organisch geprägten Tieflandflusses (Typ 12) entwickeln. Die bei Zugrundelegung dieses Referenzzustandes z.Z. mäßige ökologische Zustandsklasse könnte durch den Umbau der Stauanlagen noch verbessert werden.

Die oben genannten Kriterien zum Umbau weisen jeweils Vor- und Nachteile auf (Tabelle 2):

Tab. 2: Vor- und Nachteile verschiedener Varianten der Umgestaltung von Stauanlagen

Vorteile	Nachteile
Szenario 1: Entfernung der Stauanlagen	
Durchgängigkeit ist hergestellt, Gewässer entwickelt sich in 5-10 Jahren zum Typ 12, kostengünstig	unkontrollierte Vernässung mittelfristig im gesamten NP, extensive Grünlandbewirtschaftung (PEP) nicht mehr möglich
Szenario 2: Ersatz der Stauanlagen durch flache Sohlgleiten	
Stauhöhe in Abhängigkeit von Umfeldnutzung wählbar, Durchgängigkeit gegeben, Vernässung aber auch Grünlandnutzung möglich	Landschaftsuntypisches Gesteinsmaterial verzerrt den organischen Charakter des Gewässers
Szenario 3: Wehre werden mit Umläufen bzw. Aufstiegsanlagen ausgestattet	
Gezielte Steuerung des Bodenwasserhaushaltes möglich, Durchwanderbarkeit erhöht	Hydromorphologie des Gewässers nur geringfügig verbessert, hohe Bau- und Betriebskosten

Zusammenfassung

Die Ziele des Pflege- und Entwicklungsplanes lassen sich nicht ohne Widersprüche und Kompromisse erreichen. Für die Erhaltung und vor allem für die Regeneration des Niedermoorkörpers sind die vollständige Vernässung und die Aufgabe jeglicher Gewässerunterhaltung optimal. Diese würden aber in wenigen Jahrzehnten zum vollständigen Verschwinden von Offenlandstandorten und offenen Wasserflächen und den an diese gebundenen Arten und Lebensgemeinschaften führen. Dies ist im Drömling nicht gewollt. Die Diversifizierung der Natur- und Kulturlandschaft steht bei allen Maßnahmen im Vordergrund. Arten- und Biotopschutz und Schutz des Niedermoorkörpers sind daher gleichwertig. Daraus resultierende Konflikte werden über den räumlichen Ansatz gelöst. So finden ganzjährige Wiedervernässungen überwiegend in den Totalreservaten des Naturparks statt, in anderen Bereichen, auch den Naturschutzgebieten, ist eine extensive Grünlandbewirtschaftung weiterhin möglich und aus Gründen des Artenschutzes erwünscht.

Literatur

Braumann, F. (1993): Der Naturraum Drömling. In: Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt. 30 (Sonderheft): 14-18.

Kausche, M. (2008): Die Umsetzung des Naturschutzgroßprojektes „Drömling/Sachsen-Anhalt“. Natur und Landschaft 83 (7): 305-310.

Langheinrich, U., S. Tischew, R. M. Gersberg u. V. Lüderitz (2004): Canals and Ditches in management of fens: Opportunity or risk? A case study in the Drömling Natural Park, Germany. Wetlands Ecology and Management 12, 429-445.

Langheinrich, U., Lüderitz, V. (2007): Teichgräben als schutzwürdige Lebensräume in Niedermoorgebieten. TELMA 37: 223-244.

Lüderitz, V., Langheinrich, U.(2010): Hydromorphologische und biologische Bewertung von Verbesserungen der Gewässerstruktur. Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen Heft 40 Selbstverlag der TU Dresden S. 361-372

MUNR Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung Sachsen-Anhalt, Hrsg. (1996): Pflege- und Entwicklungsplan Drömling / Teilvorhaben Sachsen-Anhalt. Magdeburg.

Succow, M. (2001): Genese und Aufbau der Moore Ostdeutschlands. In: Succow, M., Joosten, H.: Landschaftsökologische Moorkunde, S. 338 ff. E. Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Zur Wassermilbenfauna (Hydrachnidia, Acari) ausgewählter Moore Westpommerns (Polen)

Mariusz Więcek[1], Peter Martin[2], Lubomira Burchardt[1], Maciej Gąbka[1] & Łukasz Lamentowicz[1]

1 Adam Mickiewicz Universität, Poznań; Institut für Umweltbiologie; Lehrstuhl für Hydrobiologie; Umultowskastr. 89; 61-614 Poznań, Polen; roztoc@wp.pl, 2 Christian-Albrechts-Universität zu Kiel; Zoologisches Institut; Abteilung Limnologie; Olshausenstr. 40; D-24098 Kiel

Keywords: Kesselmoore, Kleingewässer, Referenzgewässer, Pflanzengesellschaften, Polen

Einleitung

Die Wassermilben sind als Larve parasitisch lebende Tiere des Süßwassers, deren Nymphen und Adulti Räuber sind (Di Sabatino et al. 2002). Die Tiergruppe ist faunistisch aus vielen Lebensräumen durch historische Untersuchungen bereits recht gut bearbeitet, über die rezente Fauna vieler Habitate weiß man jedoch wenig. Vermutlich durch ihren komplexen Lebenszyklus bedingt, haben sie sich in Quellen (Gerecke et al. 1998), aber auch in Fließgewässern (Dohet et al. 2008) als Indikatorgruppe im Vergleich mit anderen Invertebraten als besonders geeignet herausgestellt. Für die besonders selten untersuchten Moore stehen solche Untersuchungen jedoch noch aus. Obwohl viele Moore den Status von Schutzgebieten genießen, gehören sie zu den bedrohtesten Ökosystemen Europas (z.B. Tobolski 2000; Joosten & Succow 2001). Landwirtschaftliche Nutzung, Entwässerung und industrieller Torfabbau haben zur Zerstörung vieler Moorhabitate geführt. Im Gegensatz zu vielen Mooren Europas, weisen die untersuchten Moore Nordpolens einen naturnahen Zustand auf. In der hier vorgestellten Arbeit sollen Wassermilben unterschiedlicher Moorhabitate (perennierende und periodische Kolke, flutende Moose, Torfmoosschlenken) ausgewählter Moore Westpommerns untersucht werden. Zu den Zielen gehören die Beschreibung des Artenbestandes und der Struktur der Wassermilbenfauna der Moorhabitate und die Analyse der die Wassermilbenfauna beeinflussenden Umweltfaktoren.

Untersuchungsgebiet

Die vier Moore, in denen Sphagnen als submerse Vegetation dominieren (Starowice Starowice Mostek, Torfowisko koło Starowic, Młyńskie Bagna) liegen in der Nähe von Borne Sulinowo in Nordwestpolen, Kreis Szczecinek (Tab. 1, Abb. 1). Sie befinden sich in einer Jungmoränenlandschaft, liegen in allseitig von Hängen und Kieferwälder umgebenen, hydrologisch abgeschlossenen Hohlformen und ähneln damit Kesselmooren. Erst nach Auswertung weiterer abiotischer Parameter und einer hydrologischen Untersuchung des Gebietes kann eine endgültige Einstufung in Moortypen erfolgen Zu den Untersuchungsstellen der Moore gehören folgende Mikrohabitate: periodische Kolke, Kolke, flutende Moose und Torfmoosschlenken. Neben[Peter Mar1] den Sphagnen ist eine typische Moorflora ausgebildet (z.B. *Utricularia minor*, *Rhynchospora alba*, *Scheuchzeria palustris*, *Oxycoccus palustris*, *Ledum palustre*, *Eriophorum vaginatum*). In den vier Mooren treten

typische Pflanzengesellschaften der Hoch- und Zwischenmoore auf, nämlich Vertreter der Klassen Oxycocco-Sphagnetea und Scheuchzerio-Caricetea fuscae. Die untersuchten Moore stehen unter Naturschutz.

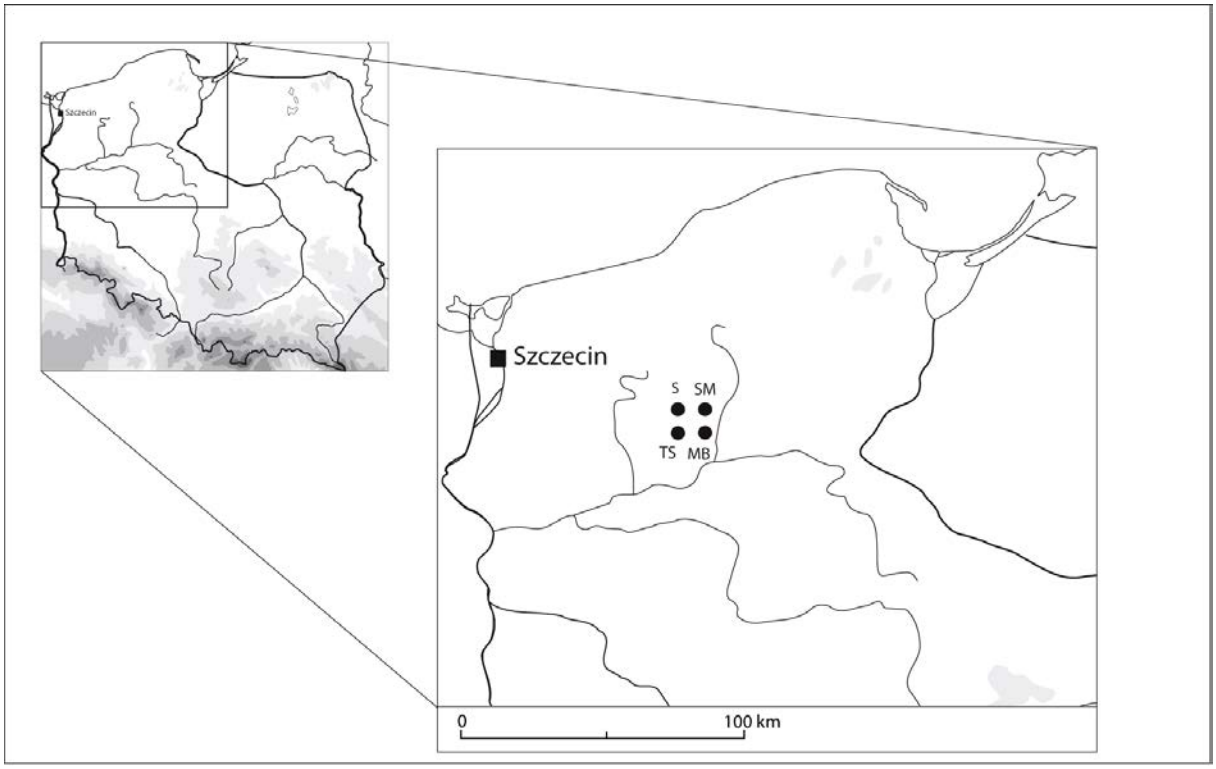


Abb. 1. Lage der Untersuchungsgebiete. S = Starowice, SM = Starowice Mostek, TS = Torfowisko koło Starowic, MB = Młyńskie Bagna.

Tab.1: Mikrohabitate der untersuchten Moore. S = Starowice, SM = Starowice Mostek, TS = Torfowisko koło Starowic, MB = Młyńskie Bagna.

	MB	S	SM	TS
Flutende Moose	X		X	
Kolke	X			
Periodische Kolke	X	X	X	X
Torfmoosschlenken	X	X	X	X

Methoden

Die Probenaufnahme (23 Proben) erfolgte bisher in zwei Serien im Herbst 2009 und Frühjahr 2010. Jede Probe umfasst 10 l Probenvolumen, das mit Hilfe eines 2 l-Schöpfers gewonnen wurde. Zur Entnahme wurde der Schöpfer fünf Mal nacheinander zügig unter Wasser gedrückt. Der Inhalt wurde jeweils über einem Keschersieb (Maschenweite: 100 µm) entleert (vgl. Lipinski & Kiel 2009, modifiziert). Die Proben wurden mit Ethanol (96 %) versetzt und im Labor unter dem Binokular ausgewertet. Die Milben wurden entsprechend der Methoden von Gerecke (1994) präpariert, in Hoyers Gemisch eingebettet und anschließend bestimmt. Im Gelände wurden repräsentative Untersuchungsflächen markiert und die Parameter Wasserstand, pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Temperatur gemessen. Neben der Analyse der Wassermilbenfauna sollen die die Artengemeinschaften prägenden Umweltfaktoren (pH-Wert, Wasserstand, Leitfähigkeit des Wassers) ausgewer-

tet werden. Als Grundlage bei der Bearbeitung der Vegetation dient die Braun-Blanquet' sche Methode (Dierschke 1994).

Ergebnisse und Diskussion

Die Mikrohabitate innerhalb der Moore weisen zum Untersuchungszeitpunkt wenig voneinander abweichende physikochemische Bedingungen auf. Die in den Mooren gemessenen insgesamt erfassten Extremata schwankten beim pH von 3,45-7,07, bei der Leitfähigkeit von 18-67µS/cm beim Sauerstoffgehalt von 1,30-6,6 mg/l und bei der Sauerstoffsättigung von 13-64 % (Tab. 2). Zu den Pflanzengesellschaften der untersuchten Moore gehören *Caricetum limosae, Rhynchosporetum albae, Sphagno recurvi-Eriophoretum angustifolii* und *Sphagno-Juncetum effusi.*

Die Werte der abiotischen Parameter (pH, Sauerstoffgehalt und-sättigung, Leitfähigkeit) weichen von den auf sauren Mooren herrschenden natürlichen Umweltbedingungen nicht ab (Ilnicki 2002). Die in den untersuchten Habitaten beschriebenen Pflanzengesellschaften (*Caricetum limosae, Rhynchosporetum albae* und *Sphagno recurvi-Eriophoretum angustifolii*) gehören zu der typischen Vegetation nährstoffarmer, saurer Moore. Die Pflanzengesellschaft *Sphagno-Juncetum effusi* kommt an den nährstoffreicheren Standorten vor.

Tab. 2: Mittelwerte und Extremata abiotischer Parameter der untersuchten Moore (Frühjahr). S = Starowice, SM = Starowice Mostek, TS = Torfowisko koło Starowic, MB = Młyńskie Bagna: MI = Minimalwerte, MT = Mittelwerte, MX = Maximalwerte.

	MB			S			SM			TS		
	MI	MX	MT	MI	MX	MT	MI	MX	MT	MI	MX	MT
pH-Wert	3,45	7,07	5,76	4,39	5,40	4,82	3,56	6,17	4,91	5,14	6,36	5,80
Lf [µs/cm]	22,92	42,30	29,47	22,5	53,63	41,47	18,26	63,18	37,34	19,12	67,15	36,38
Sauerstoffgehalt [mg/l]	1,30	6,60	3,72	1,50	6,60	4,05	2,40	4,90	3,47	3,20	5,20	4,15
Sauerstoffsättigung (%)	13	64,00	37	13	57	35	24	50	35	28	45	36
Temperatur [°C]	13,60	16,70	15,10	8,00	9,10	8,67	13,60	16,70	15,72	8,90	9,80	9,20

Die bisher untersuchten 64 Wassermilben aus den untersuchten Mooren konnten 9 Gattungen und 20 Arten zugeordnet werden (Tab. 3). In den Mooren war *Limnesia connata* die häufigste Art.

Einige Arten scheinen Charakterarten der Moore zu sein, so *Limnesia connata, Piersigia intermedia, Arrenurus stecki* und, vielleicht mit Einschränkungen, *Zchokkea oblonga (*Cichocka 1998; Smit & Van der Hammen 2000; Gerecke 2010). Im Untersuchungsgebiet sind zudem viele Charakterarten temporärer Kleingewässer vorgekommen: *Piersigia koenikei, P. intermedia, Hydryphantes ruber, Piona clavicornis, Tiphys latipes, T. ensifer* und *Arrenurus mediorotundatus* (Gerecke 2010; Smit & Van der Hammen 2000). Diese Arten sind vor allem in den periodischen Gewässern an den Rändern der untersuchten Moore aufgetreten. Faunistisch am bemerkenswertesten sind die drei selten gefundenen Arten *Piersigia koenikei, P. intermedia und Zchokkea oblonga.* Die in „Starowice Mostek" gefundene *P. koenikei* wurde in Westpolen das erste Mal nachgewiesen. Es gibt in Polen lediglich noch einen anderen bekannten Fundort dieser Art, nämlich Dąbrowa Tomaszowska in Südostpolen (Stryjecki 2006).

Tab. 3: Systematische Liste der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Hydrachnidia sowie ihre Individuenzahlen. S = Starowice, SM = Starowice Mostek, TS = Torfowisko koło Starowic, MB = Młyńskie Bagna

Taxon	MB (n=4)	S (n=6)	SM (n=7)	TS (n=6)
Piersigiidae				
Piersigia intermedia Williamson, 1912			2	1
Piersigia koenikei K. Viets, 1909			1	
Pionidae				
Piona clavicornis (Müller 1776)	3			
Piona conglobata (Koch, 1836)	2			
Piona sp. (Nymphen)				2
Tiphys ensifer (Koenike, 1895)			1	
Tiphys latipes (Müller, 1776)		1		1
Tiphys scaurus (Koenike, 1892)			3	2
Limnesiidae				
Limnesia connata Koenike, 1895	1		8	18
Hydryphantidae				
Hydryphantes ruber (Geer, 1778)		3		
Parathyas bruzelli (Lundblad, 1926)		3		
Zschokkea oblonga Koenike, 1892	1			
Hydrodromidae				
Hydrodroma despiciens (Müller, 1776)	1			
Arrenuridae				
Arrenurus bifidicodulus Piersig, 1897				1
Arrenurus claviger Koenike, 1885	1			
Arrenurus mediorotundatus Thor, 1898				2
Arrenurus perforatus George, 1881				1
Arrenurus spp.				2
Arrenurus stecki Koenke, 1894			2	
Arrenurus tubulator (Müller, 1776)	1			

Zusammenfassung und Ausblick

Erstmalig wurden systematisch nährstoffarme, saure Moore in Nordwestpolen auf ihre Wassermilbenfauna hin untersucht. Die zweimalige Probenahme erbrachte bisher 20 Arten, die vorläufige Betrachtung der in weiteren Serien gesammelten Tiere weist darauf hin, dass ein Vielfaches an Arten zu erwarten sein wird. Bemerkenswert war zudem die hohe Diversität trotz der bisher nur geringen ausgewerteten Individuenzahl. Eine recht geringe Individuenzahl an Wassermilben scheint für Proben aus Mooren insgesamt typisch zu sein (vgl. Cichocka 1998). Die ersten Ergebnisse weisen darauf hin, dass zum einen Charakterarten der Moore definiert werden können und weitere Funde sehr seltener Arten zu erwarten sind. Die weiteren Untersuchungen werden neben den hier vorgestellten Mooren auch Hochmoore und Quellmoore umfassen.

Danksagung

Die Tagungsteilnahme an der DGL-Jahrestagung in Bayreuth wurde freundlicherweise unterstützt von der Stiftung „Pro Acarologia Basiliensis (PAB)". Die Korrektheit der Bestimmung der taxonomisch schwierigen Gattung *Arrenurus* wurde von Dr. Harry Smit (Zoologisches Museum der Universität Amsterdam, Niederlande) überprüft.

Die Freilandarbeiten wurden mit Unterstützung von Łukasz Nowicki durchgeführt.

Literatur

Cichocka, M. (1998). Water mites (Hydracarina) of the peat-bogs in Mazurian lakeland - Faunistical and ecological study. — Studia i Materialy WSP w Olsztynie 133, 128pp.

Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart.

Di Sabatino, A., Martin, P., Gerecke, R., & Ci-Colani, B. (2002). Hydrachnidia (water mites). Pp. 105-133 in: Rundle, S.D., Robertson, A.L., & Schmid-Araya, J.M. (eds.):Freshwater meiofauna: biology and ecology. Backhuys Publishers; Leiden.

Dohet, A., Ector, L., Cauchie, H.-M. & Hoffmann, L. (2008). Identification of benthic invertebrate and diatom indicator taxa that distinguish different stream types as well as degraded from reference conditions in Luxembourg. - Animal Biology 58, 419-472.

Gerecke, R. (1994). Süßwassermilben (Hydrachnellae). Ein Bestimmungsschlüssel für die aus der Westpalaearktis bekannten Gattungen mit einer einführenden Übersicht über die im Wasser vorkommenden Milben. Lauterbornia 18: 1-84.

Gerecke, R. (Hrsg., 2007). Chelicerata: Araneae, Acari I. Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Vol. 7, 2-1, Spektrum Elsevier; München.

Gerecke, R. (Hrsg., 2010). Chelicerata: Acari II. Süßwasserfauna von Mitteleuropa Vol. 7/2-2, Spektrum Elsevier; München.

Gerecke, R., Meisch, C., Stoch, F., Acri, F. & Franz, H. (1998). Eucrenon-hypocrenon ecotone and spring typology in the alps of Berchtesgaden (Upper Bavaria, Germany). In: Botosaneanu, L. (ed.): Studies in crenobiology - The biology of springs and springbrooks. Backhuys, Leiden, 167-182.

Ilnicki, P. (2002). Torfowiska i torf. Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu.

Joosten, H., and M. Succow. 2001. Hydrogenetische Moortypen. Landschaftsökologische Moorkunde. Verlag Schweizerbart, Stuttgart.

Lipinski, A., Kiel E. (2009). Hochmoorrenaturierung - Zeitliche Aspekte der Wiederbesiedlung. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2008 (Oldenburg), Hardegsen 2009, 103-108.

Smit, H., H. van der Hammen (2000). Atlas van de Nederlandse watermijten (Acari: Hydrachnida). Nederlandse Faunistische Mededelingen 13: 1-272.

Stryjecki, R. (2006). Roadside temporary water pool as a habitat for water mites (Acari, Hydrachnidia). Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., 2006, 3, 181-186.

Tobolski K. (2000). Vademecum Geobotanicum. Przewodnik do oznaczania torfów i osadów jeziornych. Wydawnictwo naukowe PWN. Warszawa.

Viets, K.H. (1936). Wassermilben oder Hydracarina (Hydrachnellae und Halacaridae). – Gustav Fischer Verlag, Jena. [Tierw. Dtl. 31. 288p.; 32: 289-574].

LIMNOLOGIE STEHENDER GEWÄSSER

BRAIG, E., U. RAEDER & A. MELZER: Untersuchung der trophischen Vergangenheit des Fischkaltersees anhand von Sedimentproxies (δ13C /δ15N)

DIETZ, S., D. LEßMANN & B. BOEHRER: Dichtebeiträge gelöster Stoffe als entscheidender Faktor für die Schichtungsstabilität meromiktischer Seen

FREIER, K., R. SUDBRACK, A. HEISER & K. GRUNEWALD: Steigende Huminstoffeinträge in sächsischen Trinkwassertalsperren – Auswirkungen auf die Trinkwasserbereitstellung und Lösungsansätze am Beispiel der Talsperre Carlsfeld

JORDAN, S., CH. EBELING, J. LEWANDOWSKI & M. HUPFER: Langzeitexperiment zum Einfluss von Chironomiden-Larven auf die Phosphor-Festlegung im Sediment

KLEEBERG, A., A. KÖHLER & M. HUPFER: Wie effektiv wirkt eine einmalige oder kontinuierliche Eisen-Zufuhr im Phosphor-Haushalt von belüfteten Seen?

MISCHKE, U., L. CARVALHO, G. PHILLIPS, C. DE HOYOS, CH. LAPLACE-TREYTURE & A. L. SOLHEIM: Biodiversität des Phytoplanktons in europäischen Seen

SCHARF, E.-M., ST. SANDROCK & J. MATHES: Nährstofffällungen in Flachseen „Schmuddelkind“ oder Alternative ?

TÄUSCHER, L., I. WIEHLE, I. SCHÖNFELDER & H. HENKER: Untersuchungen des Phytoplanktons zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie in 77 Seen Nordbrandenburgs in den Jahren 2007 bis 2009

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Untersuchung der trophischen Vergangenheit des Fischkaltersees anhand von Sedimentproxies ($\delta^{13}C$ /$\delta^{15}N$)

Emanuel Braig[1], Uta Raeder[2] & Arnulf Melzer[3]

1 Limnologische Station Iffeldorf , 82393 Iffeldorf; 1emanuelbraig@web.de, 2arnulf-melzer@wzw.tum.de, 3uta.raeder@wzw.tum.de

Keywords: P-Fällung, Belüftung, Eutrophierung, $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$, Paleolimnologie, Isotope, Methan

Einleitung

In der Paleolimnologie sind die isotopischen Signale $\delta^{13}C$ und $\delta^{15}N$ der sedimentären Biomasse (SOM) zu Standardwerkzeugen v.a. zur Trophierekonstruktion geworden (Lehmann et al. 2004). Dabei lässt sich aus der stratigraphischen Abfolge der Isotopie von organischem Kohlenstoff und Stickstoff nicht nur die Intensität der primären Quelle der Biomasse im Sediment ablesen: Auch sekundäre Recyclingprozesse, wie beispielsweise die Methanogenese, sind in den isotopischen Signalen deutlich sichtbar (Lehmann et al. 2004).

Die klassischen Untersuchungen von $\delta^{13}C_{SOM}$ sahen die Hauptursache für den stratigraphischen Signalverlauf in der Menge an produziertem Phytoplankton und damit der Intensität der Primärproduktion: Da Phytoplankton bevorzugt das leichte Kohlenstoffisotop ^{12}C einbaut, bei zunehmender Verknappung des epilimnischen DIC-Pools aber auch auf die schwere Form ^{13}C zurückgreifen muss, wird sich eine Eutrophierung in einem Anstieg von $\delta^{13}C_{SOM}$ widerspiegeln (Lehmann et al. 2004). Derselbe Signalverlauf wird auch für $\delta^{15}N_{SOM}$ postuliert, wobei dieser Zusammenhang oft dadurch abgeschwächt ist, dass Stickstoff in Seen meist nicht limitierend wirkt und daher auch nicht einer Verknappung unterliegt.

Mittlerweile existiert ein neues, noch wenig praxiserprobtes Modell zum Signalverlauf von $\delta^{13}C_{SOM}$ (Hollander & Smith 2001), das dabei nicht mehr der Biomasse der Primärproduktion die zentrale Bedeutung zuschreibt, sondern deren sekundärer Umsetzung in Prozessen wie Methanogenese und Methanotrophie.

Vor diesem Hintergrund wurden an einem Kurzbohrkern (50cm; ~ 50 a) aus dem oberbayerischen Fischkaltersee die stratigraphischen Signalverläufe von $\delta^{13}C_{SOM}$ und $\delta^{15}N_{SOM}$ zusammen mit anderen Parametern untersucht. Da die Eutrophierungsgeschichte des Fischkaltersees jüngeren Datums ist und bestens dokumentiert wurde, kann hier das Modell von Hollander & Smith 2001 am vorgefundenen Signalverlauf getestet werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Fischkaltersee (s. Abb. 1, Tab. 1) ist ein Kopfsee eines Seitenstrangs der Osterseenkette im Süden Münchens.

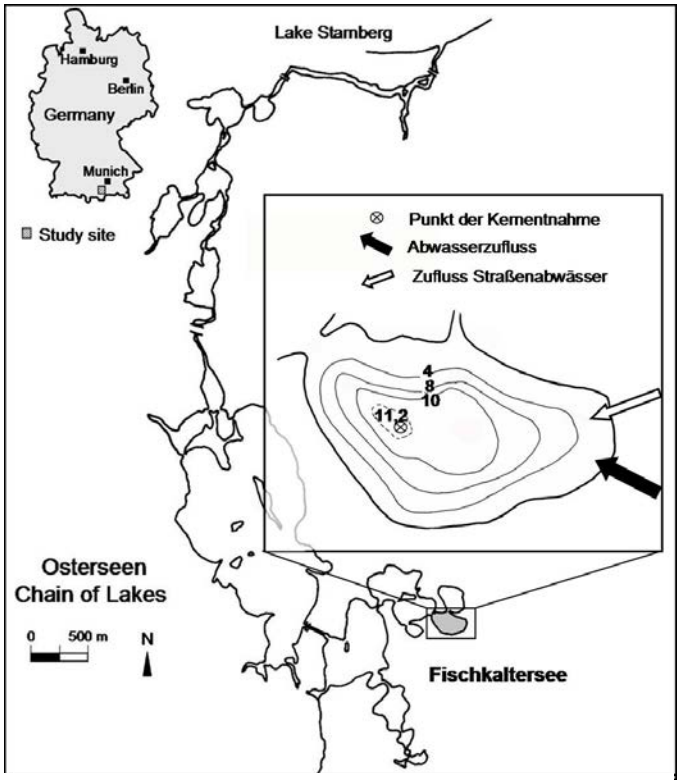


Abbildung 1: Lokation des Untersuchungsgebietes und des Fischkaltersees

Tabelle 1: Morphometrische und limnologische Daten des Fischkaltersees

Oberfläche (km^2)	0,034
Volumen (m^3*10^3)	1,8
Mittl. Tiefe (m)	5,7
Max. Tiefe (m)	11,2
Theoret. Wasseraufenthaltszeit (d)	143
Einzugsgebiet (km^3)	0,3

Ursprünglich ein kalkoligotropher Kleinsee (Melzer 1976), kam es seit Beginn der 70er Jahre – bedingt durch Versickerung häuslicher Abwässer im Einzugsgebiet – zu einem raschen Trophieanstieg (Melzer 1976, Steinberg & Bucksteeg 1980): 1974 betrug die TP-Konzentration im Zufluss bereits 279 µg l^{-1} und im See selbst 40 µg l^{-1}, 1979 waren im Tiefenwasser schließlich TP = 2000 µg l^{-1} und H_2S = 15 mg l^{-1} messbar. Zudem wurde der See ab 1974 mit tausalzhaltigen Straßenabwässern aus einer nahegelegenen Unterführung belastet und in der Folge meromiktisch.

Daraufhin wurden Ende 1979 im Rahmen einer Sanierungsaktion ca. 14 t teilhydrolysiertes Aluminiumchlorid in den See eingebracht, um P- und Biomassekonzentration im Freiwasser zu verringern. Diese Maßnahme hatte allerdings nur eingeschränkt Erfolg: Wenige Wochen später kam es zu einer massiven Blaualgenblüte und zu einer Remobilisierung von P in die Produktionszone. In den Folgejahren wurde der See durch zuerst durch permanente, dann intermittierende Belüftung und Sanierung der Zuflüsse behandelt und befindet sich heute mit TP = 29 µg l^{-1} in einem einwandfreien, mesotrophen Zustand.

Untersuchungsmethoden

Im August 2009 wurde an der tiefsten Stelle mit einem Schwerelot (UWITEC) der Kurzkern FIS 8/09 (49,5 cm) entnommen und im 1cm Abstand beprobt. Die Datierung des Kerns erfolgte am Bundesamt für Strahlenschutz in Berlin durch Bestimmung der Aktivitätskonzentrationen der Radioisotope ^{210}Pb und ^{137}Cs. Vor der Untersuchung von $\delta^{13}C_{SOM}$ und %OC in einem mit einem Elementaranalysator (EA) gekoppelten Isotopenverhältnis-Massenpektrometer (GCMS) (Eurovector; Micromass, Isoprime) wurden je 3,3 mg getrocknetes Sediment nach Nieuwenhuize et al. (1994) entcarbonatisiert. Für die Messung von $\delta^{15}N_{SOM}$ und %N wurden je 8 mg Sediment eingewogen und

ohne vorhergehende Entcarbonatisierung im gleichen EA-GCMS-Setup gemessen. Gleichzeitig analysierte Peptonstandards zeigten für beide Isotopenmessungen eine Präzision von 0,10 ‰ (1σ; > 65 Messungen). Zusätzlich wurden aus ausgewählten Tiefenstufen des Kerns Diatomeenschalen nach Standardmethoden isoliert und ausgezählt. Unter anderem wurde daraus der Trophieindex nach Hofmann (1994) berechnet.

Ergebnisse und Dikussion

Das auffälligste Merkmal des Kerns FIS 8/09 ist in 36 – 37 cm Tiefe eine gallertige, durchscheinende Ereignislage (s. Abb. 2). Dies ist die bei der Fällungstherapie im Dezember 1979 präzipitierte Aluminum-Phoshatschicht, was durch dort gleichzeitig im XRF-Scan auftretende Peaks von Al und P bestätigt wird. Ebenso wurde diese Schicht bereits 1981 bei einer Sedimentuntersuchung ein Jahr nach der Fällungstherapie flächendeckend über den gesamten Seeboden nachgewiesen. Daher kann sie als chronologische Markierung für das Jahr 1980 verwendet werden, die den Kern in einen unteren, vor Beginn der Sanierungsmaßnahmen abgelagerten Bereich und einen oberen Bereich aufteilt, welcher das Sedimentationsgeschehen seit 1980 enthält.

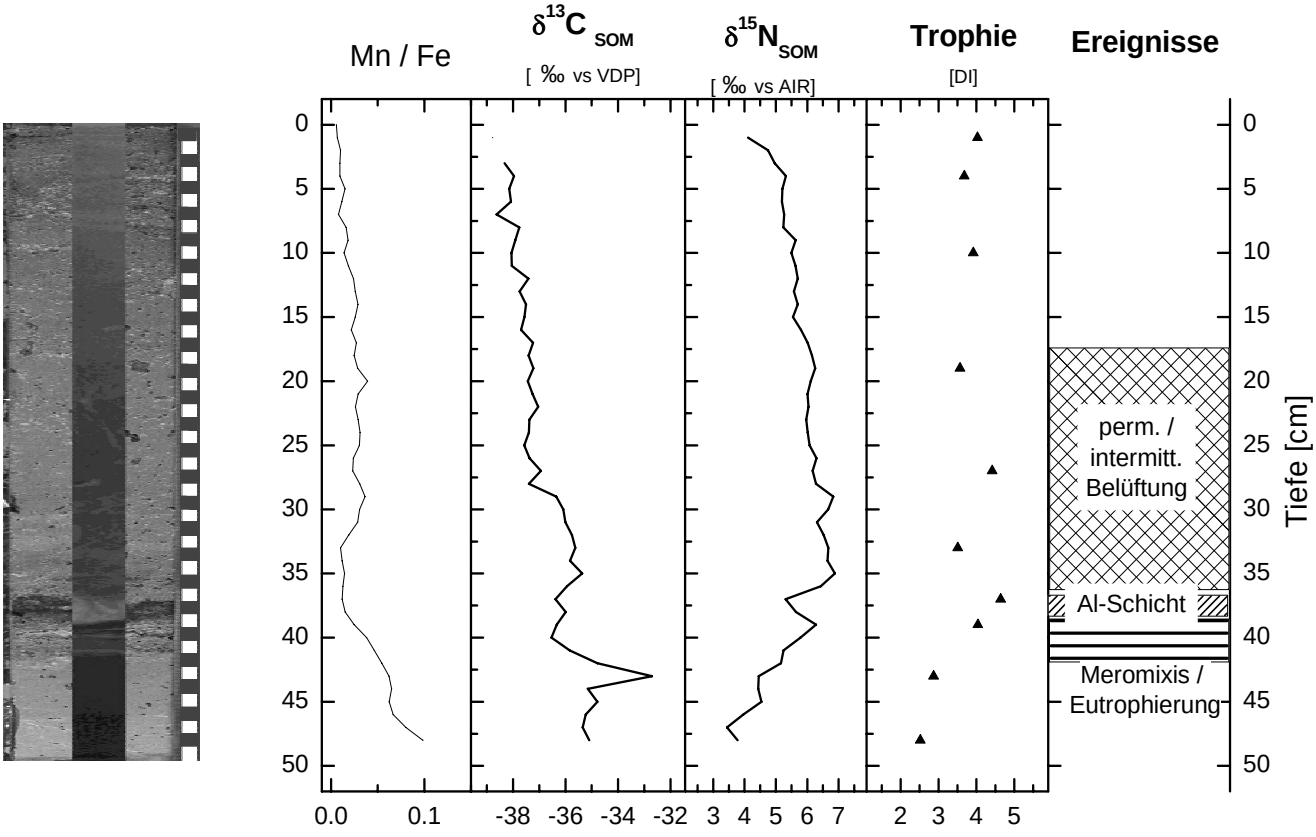


Abbildung 2: Kernfoto mit Röntgenaufnahme (links) und Tiefenprofile von Mn/Fe, $\delta^{13}C_{SOM}$, $\delta^{15}N_{SOM}$, Trophie nach dem Diatomeenindex und Ereignisleiste der wichtigsten Sanierungsmaßnahmen (rechts)

Direkt unterhalb der Aluminiumschicht schließt ein laminierter Sedimentabschnitt an, der als direkte Auswirkung der streusalzbedingten Meromixis etwa ab 1974 gedeutet werden kann, zumal das Mangan-zu-Eisen-Verhältnis Mn/Fe, welches als Zeiger für reduzierende Bedingungen im Sediment verwendet wird (Wersin et al. 1991), für diesen Zeitraum einen deutlichen und permanenten Umschwung hin zu anoxischen Bedingungen im Sediment des Fischkaltersees anzeigt (s. Abb. 2).

Da das in der Einleitung vorgestellte klassische Modell zu $\delta^{13}C_{SOM}$ die Schlüsselrolle dem Eingangssignal des Phytoplanktons zumisst, kann demnach $\delta^{13}C_{SOM}$ als direkter, positiv korrelierter Indikator der Intensität der Primärproduktion verwendet werden. Neuere Ergebnisse haben aber gezeigt, dass in eutrophierten Systemen durch die Entwicklung von anoxischen Bedingungen in Wassersäule und Sediment heterotrophe Prozesse einen nicht zu vernachlässigenden Einfluß auf $\delta^{13}C_{SOM}$ haben können. Da Heterotrophe durch im Vergleich zu Phytoplankton extrem abgereicherte $\delta^{13}C$-Werte gekennzeichnet sind, kann dieser Einfluß durch umfangreichen Eintrag heterotropher Biomasse direkt auf $\delta^{13}C_{SOM}$ wirken.

Besondere Bedeutung kommt aber einem indirekten Einfluß der Heterotrophen auf den DIC-Pool zu: In anoxischen Zonen des Sees wird absedimentierende Biomasse von methanbildenden Bakterien in stark abgereichertes Methan umgewandelt, welches wiederum im aeroben Bereich der Wassersäule durch Methanotrophe oxidiert wird. Auf diese Weise kann ein stark abgereichertes $\delta^{13}C$-Signal wieder Eingang in den DIC-Pool finden, was sich im sedimentierenden Phytoplankton in einem Trend zu leichteren (negativeren) Isotopiewerten zeigt. In diesem Fall würde $\delta^{13}C_{SOM}$ nicht die Intensität der Primärproduktion widergeben, sondern vielmehr die des mikrobiellen Umsatzes der produzierten Biomasse. Ebenso sollte $\delta^{13}C_{SOM}$ in Systemen, in denen eine Eutrophierung nicht nur mit einer Zunahme der Biomasse, sondern auch mit anoxischen Bedingungen in Sediment oder Wassersäule einhergeht, negativ (geringere Werte) und eher schwach mit der Intensität der Primärproduktion korreliert sein.

Der stratigraphische Verlauf von $\delta^{13}C_{SOM}$ im Sediment des Fischkaltersees kann vor dem Hintergrund der im Detail bekannten Eutrophierungsgeschichte zugunsten dieses Modells interpretiert werden, da er dem von Hollander & Smith 2001 prognostizierten Verlauf folgt.

Zunächst ist mit Einsetzen der Eutrophierung im Fischkaltersee um 1970, die sich auch im Diatomeenindex abzeichnet, ein abrupter Anstieg von $\delta^{13}C_{SOM}$ um 3‰ erkennbar. Dies könnte Anzeichen einer Verknappung des DIC-Pools durch Zunahme der Phytoplanktonbiomasse sein, deren Isotopie vor dem Eintreten meromiktischer Bedingungen noch das dominierende Eingangssignal für $\delta^{13}C_{SOM}$ darstellt. Im weiteren Verlauf kommt es aber sehr rasch zu einem Trend hin zu negativeren Werten (-36‰), der in die Zeit fällt, als das Tiefenwasser und Sediment des Sees bedingt durch Meromixis und die erhöhte Sedimentation von organischem Material strikt anaerob waren.

Bezeichnend ist auch, dass $\delta^{13}C_{SOM}$ über den gesamten Kernverlauf von 1975 bis heute einem Trend hin zu negativeren Werten folgt und nur wenig Zusammenhang zum Trophieverlauf aufweist. Eine leichte positive Entwicklung ist nur während der Periode permanenter Belüftung des Sees zu erkennen, wobei das Mn/Fe-Verhältnis auch während der Belüftung anaerobe Verhältnisse im Sediment anzeigt, welche Grundvoraussetzung für Methanogenese sind. Dies wird durch die während dieser Zeit enorme Zufuhr an organischem Material ins Sediment verursacht, was trotz Belüftung permanent reduzierende Bedingungen (Gächter & Wehrli 1998) im Sediment aufrechterhält. Letzteres zeigte sich auch bei Kompressorausfällen während der Belüftung, nach denen innerhalb weniger Tage anaerobe Verhältnisse in der Wassersäule auftraten (Steinberg & Bucksteeg 1980).

Wenn man eine positive Korrelation voraussetzt (Lehmann et al. 2004), bildet $\delta^{15}N_{SOM}$ den Trophieverlauf im Fischkaltersee wesentlich besser ab. Allerdings ist der limnische Stickstoffkreis-

lauf wesentlich komplexer als der des Kohlenstoffs. Daher ist auch das Zusammenspiel mehrerer Prozesse vorstellbar, das den vorhandenen Signalverlauf bewirkt haben könnte, die aber anhand der Daten nicht eindeutig differenzierbar sind.

Zusammenfassung

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass $\delta^{13}C_{SOM}$ als alleiniger Indikator von Eutrophierungsprozessen in paleolimnologischen Untersuchungen mit Vorsicht betrachtet werden muss, da die häufig mit der Eutrophierung einhergehenden anaeroben Bedingungen in Wassersäule und Sediment die Basis für einen signifikanten Einfluß heterotropher Stoffwechselaktivität auf das isotopische Signal darstellen. Dagegen folgt die Entwicklung von $\delta^{13}C_{SOM}$ dem im Modell von Hollander und Smith 2001 prognostizierten Verlauf.

Eine positive Korrelation vorausgesetzt, bildet der Signalverlauf von $\delta^{15}N_{SO}$ die Trophieentwicklung im Fischkaltersee besser ab, allerdings sind eine Identifizierung der zugrundeliegenden Einzelprozesse und damit die Bestätigung eines Modells nicht eindeutig möglich.

Danksagung

Unser Dank gilt Herrn Christoph Mayr für kompetente Hilfestellung bei Projektplanung und Isotopiemessungen und Herrn Gerhard Full für die Finanzierung des Projektes. Diese Untersuchung wurde im Rahmen der Doktorarbeit des Referenten durchgeführt, eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse wird demnächst in einer Publikation bei der Zeitschrift „Journal of Paleolimnology“ erfolgen.

Literatur

Gächter, R. and B. Wehrli (1998). Ten years of artificial mixing and oxygenation: no effect on the internal phosphorus loading of two eutrophic lakes. Environ. Sci. Technol **32**(23): 3659-3665.

Hofmann, G. (1994). Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie, Gebruder Borntraeger Verlagsbuchhandlung.

Hollander, D. J. and M. A. Smith (2001). Microbially mediated carbon cycling as a control on the [delta] 13C of sedimentary carbon in eutrophic Lake Mendota (USA): new models for interpreting isotopic excursions in the sedimentary record. Geochimica et Cosmochimica acta **65**(23): 4321-4337.

Lehmann, M. F., S. M. Bernasconi, J. A. McKenzie, A. Barbieri, M. Simona and M. Veronesi (2004). Seasonal variation of the delta super (13) C and delta super (15) N of particulate and dissolved carbon and nitrogen in Lake Lugano: Constraints on biogeochemical cycling in a eutrophic lake. Limnology and Oceanography **49**(2): 415-429.

Melzer, A. (1976). Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. J. Kramer Dissertationes Botanicae.

Nieuwenhuize, J., Y. E. M. Maas and J. J. Middelburg (1994). Rapid analysis of organic carbon and nitrogen in particulate materials. Marine Chemistry **45**(3): 217-224.

Steinberg, C. and K. Bucksteeg (1980). Versuch der Therapie eines polytrophen Kleinsees mit Aluminiumchlorid. Vom Wasser **55**: 47-61.

Wersin, P., P. Höhener, R. Giovanoli and W. Stumm (1991). Early diagenetic influences on iron transformations in a freshwater lake sediment. Chemical Geology **90**(3-4): 233-252.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Dichtebeiträge gelöster Stoffe als entscheidender Faktor für die Schichtungsstabilität meromiktischer Seen

Severine Dietz,[1,2,3], Dieter Leßmann[2] & Bertram Boehrer[3]

1 Bjoernsen Beratende Ingenieure GmbH, Maria Trost 3, 56070 Koblenz; s.dietz@bjoernsen.de, 2 BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Postfach 101344, 03013 Cottbus; lessmann@tu-cottbus.de 3 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Department Seenforschung, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg; bertram.boehrer@ufz.de

Keywords: Meromixis, Eisenzyklus, Dichteschichtung

Einleitung

Dichtegradienten bestimmen die Stabilität von Schichtungen, verursachen Mischungsprozesse und spielen damit eine wichtige Rolle bei der Verteilung von Nährstoffen in der Wassersäule (Wetzel 2001). Dabei kann bei der Ausbildung und der Stabilität von Dichtegradienten neben der Temperatur auch die chemische Zusammensetzung, wie zum Beispiel in meromiktischen Seen, eine entscheidende Rolle spielen.

Meromiktische Seen zeigen eine permanente Dichteschichtung. In ihnen trennt eine Pycnocline (Dichtesprungschicht) ein weniger dichtes, durchmischtes Mixolimnion von einem dichteren Monimolimnion, welches nicht bei der Herbst- bzw. Frühjahrzirkulation mit durchmischt wird. Ursache der Ausbildung dieser permanenten Dichteschichtung sind die höheren Konzentrationen gelöster Ionen, Gase und/oder organischer Stoffe im Monimolimnion. Somit sind gelöste Stoffe der entscheidende Faktor für die Aufrechterhaltung der Meromixis.

Am Beispiel des meromiktischen Waldsees werden die Ergebnisse der Berechnung der Dichtebeiträge gelöster Stoffe vorgestellt. Wir identifizieren die wesentlichen chemischen Bestandteile (Ionen, Gase, gelöste organische Substanz (DOC)), welche die Dichtegradienten zwischen Mixolimnion und Monimolimnion in diesem See verursachen und zeigen die Auswirkungen saisonaler Variationen.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer

Untersuchungsgewässer war der in der Lausitz im Bereich des Muskauer Faltenbogens gelegene meromiktische Waldsee, der als Bergbausee infolge des Braunkohleabbaus entstanden ist. Dieser hat eine maximale Tiefe von 4,7 m, eine Fläche von 2.387 m² und ein Volumen von 6.542 m³. Messungen mit Multiparametersonden zeigten, dass die Pycnoclinentiefe zwischen 0,5 m und 1,5 m schwankt (von Rohden et al. 2009).

Der pH-Wert des Seewassers liegt im neutralen Bereich (6,5 – 7). Das Mixolimnionwasser setzt sich im Wesentlichen aus Ca^{2+} (Ø 58 mg/L) und SO_4^{2-} (Ø 174 mg/L) zusammen. Im Bereich der

Pycnocline nehmen die Konzentrationen der meisten gelösten Stoffe zu. Hauptionen im Monimolimnion sind Fe^{2+} (Ø 146 mg/L), HCO_3^+ (Ø 354 mg/L), SO_4^{2-} (Ø 173 mg/L) und Ca^{2+} (Ø 91 mg/L). Des Weiteren sind im Monimolimion hohe CO_2 (Ø 170 mg/L) und DOC-Konzentrationen (Ø 58 mg/L) nachweisbar. Sauerstoff tritt nur im Mixolimnion auf (siehe auch Dietz et. al 2007, Dietz et al. 2008, Dietz et al. 2011).

Dichteberechnung

Die Berechnung der Gesamtdichte und der Dichtebeiträge der gelösten Stoffe basiert auf Dietz et al. (2011). Dieser Ansatz berücksichtigt, dass gelöste Stoffe zum einen mit ihrer Masse zur Gesamtmasse beitragen, zum anderen eine Veränderung des Volumens bewirken. Somit kann auf der Grundlage entsprechender Koeffizienten (molarer Massen, partieller molaler Volumina) die Gesamtdichte des Seewassers sowie die Dichtebeiträge der gelösten Stoffe berechnet werden (z.B. Boehrer et al. 2010). Um zusätzlich den Dichtebeitrag gelöster organischer Substanz (DOC) zu berücksichtigen, ermittelten Dietz et al. (2011) experimentell einen Dichtebeitragskoeffizienten für DOC.

Ergebnisse und Diskussion

Die Dichte des Mixolimnionwassers des Waldsees variierte saisonal zwischen 997,8 g/L im Sommer und 1000,3 g/L im Winter. Die Summe der Dichtebeiträge aller gelöster Ionen, Gase sowie des DOC im Mixolimnion betrug im Mittel 0,32 g/L. Dabei trug Sulfat mit 0,13 g/L und Ca^{2+} mit 0,10 g/L zur Dichte bei. Der Dichtebeitrag von HCO_3^- und Mg^{2+} lag im Mixolimnion jeweils bei 0,03 g/L, der von DOC bei 0,01 g/L.

Die Dichte des Monimolimionwassers variierte im Jahresverlauf nur geringfügig und lag im Durchschnitt bei 1000,6 g/L. Die Summe der Dichtebeiträge aller gelösten Stoffe im Monimolimnion betrug im Mittel 0,83 g/L. Davon entfielen 0,23 g/L auf Fe^{2+} und 0,22 g/L auf das Karbonatsystem (Σ HCO_3^{2-}/CO_2). Ca^{2+} und SO_4^{2-} trugen im Mittel mit 0,15 g/L bzw. 0,13 g/L zur Dichte des Monimolimnionwassers bei. Der Dichtebeitrag von DOC im Monimolimnionwasser war mit 0,04 g/L deutlich geringer.

Im Waldsee war eine Schwankung des Dichtegradienten zwischen Mixolimnion und Monimolimnion zwischen 2,8 g/L (Sommer) und 0,4 g/L (Winter) feststellbar. Davon entfielen 0,51 g/L auf die im Wasser gelösten Ionen, Gase und die gelöste organische Substanz (DOC). Dies entsprach somit dem chemischen Dichtegradienten im Waldsee. Dieser zeigte, im Gegensatz zum Gesamtdichtegradienten, im Jahresverlauf nur geringe saisonale Variationen (Standardabweichung: ± 0,04 g/L).

Der chemische Dichtegradient im Waldsee wurde im Wesentlichen von zwei Komponenten verursacht: Fe^{2+} und dem Karbonatsystem (Σ HCO_3^-/CO_2). Diese bewirkten einen chemischen Dichtegradienten von 0,23 g/L (Fe^{2+}) bzw. 0,19 g/L (Σ HCO_3^-/CO_2). Somit trugen Fe^{2+} und das Karbonatsystem zusammen genommen zu rd. 80% zum chemischen Dichtegradienten bei. Der Dichtebeitrag von Ca^{2+} (0,04 g/L) und DOC (0,03 g/L) war deutlich geringer. Andere gelöste Stoffe, wie SO_4^{2-}, welche in etwa gleich hohen Konzentrationen in der Wassersäule vorhanden waren, waren irrelevant für die Ausbildung des stabilen Dichtegradienten.

Durch den Vergleich des Dichtegradienten mit dem chemischen Dichtegradienten wird deutlich, dass die Dichteschichtung im Waldsee während der Sommermonate vorrangig auf der Temperatur basierte. In diesem Zeitraum trugen die gelösten Stoffe nur zu etwa 18 % zum Dichtegradienten bei.

In den Wintermonaten hingegen wurde der Dichtegradient im Waldsee ausschließlich von den gelösten Stoffen aufrechterhalten (siehe auch Dietz et al. 2011).

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Am Beispiel des Bergbausees Waldsee wurde gezeigt, in wieweit gelöste Stoffe zur Dichteschichtung dieses meromiktischen Sees beitragen. Auf der Grundlage der gemessenen Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe sowie der Messung der Wassertemperatur wurden die Gesamtdichte des Seewassers sowie die Dichtebeiträge gelöster Stoffe berechnet.

Die Berechnungen zeigten, dass der chemische Dichtegradient vorrangig auf Fe^{2+} und auf dem Karbonatsystem (Σ HCO_3^{2-}/CO_2) beruht. Gelöste organische Substanz (DOC) und Calcium trugen nur zu einem geringen Anteil zum chemischen Dichtegradienten bei. Andere gelöste Stoffe wie Sulfat, welche in etwa gleichen Konzentrationen in der gesamten Wassersäule nachweisbar waren, sind für die Aufrechterhaltung der Meromixis nicht relevant.

Der chemische Dichtegradient war relativ gering und zeigte nur geringe Schwankungen im Jahresverlauf. Saisonale Veränderungen des Dichtegradienten zwischen Mixo- und Monimolimnion basieren im Wesentlichen auf Temperaturschwankungen. Dabei wird die Dichteschichtung im Sommer von der Temperaturschichtung dominiert, während sie im Winter ausschließlich auf dem chemischen Gradienten basiert.

Danksagung

Die vorgestellten Ergebnisse wurden im Rahmen des von der DFG geförderten Forschungsprojekts „Untersuchungen zur Schichtungsentwicklung und komplexe Schichtungsmodellierung in Tagebauseen“ erarbeitet. Wir danken allen Helfern für ihre Unterstützung und der DFG für die finanzielle Unterstützung.

Literatur

Boehrer, B., Herzsprung, P., Schultze, M., Millero, F.J. (2010): Calculating density of water in geochemical lake stratification models. - Limnol. Oceanogr. Methods 8: 567–574.

Dietz, S., Seebach, A., von Rohden, Ch., Leßmann, D. (2007): Untersuchungen zur Meromixis an Tagebauseen im Muskauer Faltenbogen. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2006 (Dresden): 395-399.

Dietz, S., Seebach, A., Jöhnk, K. Boehrer, B., Lessmann, D. (2008): Meromixis in mining lake Waldsee/ Germany: hydrological and geochemical aspects of stratification. - Verh. Int. Ver. Limnol. 30 (3): 485-488.

Dietz S., Lessmann, D., Boehrer, B. (2011): Contribution of solutes to the density stratification in a meromictic lake (Waldsee/Germany). - Limnologica.

von Rohden, C., Ilmberger, J., Boehrer, B. (2009): Assessing groundwater coupling and vertical exchange in a meromictic mining lake with an SF_6-tracer experiment. - J. Hydrol. 372: 102–108.

Wetzel, R.G. (2001): Limnology. - 3rd ed., Academic Press, San Diego.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Steigende Huminstoffeinträge in sächsischen Trinkwassertalsperren – Auswirkungen auf die Trinkwasserbereitstellung und Lösungsansätze am Beispiel der Talsperre Carlsfeld

Karin Freier[1], Ralf Sudbrack[2], Anke Heiser[3] & Karsten Grunewald[4]

1, 2Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Bahnhofstraße 14, 01796 Pirna, karin.freier@ltv.sachsen.de, ralf.sudbrack@ltv.sachsen.de; 3 Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Muldenstraße, 08309 Eibenstock, anke.heiser@ltv.sachsen.de; 4 Leibnitz-Institut für ökologische Raumentwicklung, Weberplatz 1, 01217 Dresden, k.grunewald@ioer.de

Keywords: Huminstoffe, DOC, Trinkwassertalsperre, Trinkwasseraufbereitung, Naturschutz, Bypass

Einleitung

Der Fokus des Schutzes liegt bei Trinkwassertalsperren in der Regel auf Belastungen, die anthropogene Ursachen haben. In den vergangenen Jahren werden jedoch auch Einträge von natürlicher organischer Substanz, gemessen anhand der Summenparameter gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), dem spektralen Absorptionskoeffizienten bei 254 nm (SAK_{254}) und bei 436 nm (Färbung), zunehmend zu einer ernst zu nehmenden Belastung. Beispielhaft kann dies an der Trinkwassertalsperre Carlsfeld im Erzgebirge dargestellt werden.

Die Trinkwassertalsperre Carlsfeld

Die Talsperre Carlsfeld befindet sich im Westerzgebirge in der Nähe der Grenze zur Tschechischen Republik und wird von der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen bewirtschaftet. Die Talsperre wurde 1929 fertig gestellt und 1997-2000 grundlegend saniert. Mit 905,55 m ü. NN (Bauwerkskrone) ist sie die höchst gelegene Trinkwassertalsperre Deutschlands, was sich auch in der hohen Jahresniederschlagssumme von 1250 mm und einer kurzen Vegetationszeit abbildet. Für die Trinkwassergewinnung steht bei Stauziel ein Stauvolumen von 2,4 Mio. m³ zur Verfügung. Daneben dient die Anlage dem Hochwasserschutz, für den ein gewöhnlicher Hochwasserrückhalteraum (I_{GHR}) von 0,601 Mio. m³ freigehalten wird. Fast 90 % des 5,4 km² großen Einzugsgebietes der Talsperre Carlsfeld ist bewaldet, es gibt weder Siedlungen, Straßen, noch eine landwirtschaftliche Nutzung. Ein Großteil des Einzugsgebietes besteht aus Hochmooren und organischen Nassstandorten (ca. 50 %) /1/. Das Trinkwasserschutzgebiet der Talsperre überschneidet sich fast deckungsgleich mit dem Naturschutzgebiet „Großer Kranichsee“ (NSG) und liegt im FFH-Gebiet „Erzgebirgskamm am Großen Kranichsee“. Die drei Hochmoorkerne des NSG sind als Totalreservate ausgewiesen und liegen alle im Einzugsgebiet des Hauptzulaufes „Wilzsch“, die als größter Zufluss wesentlich die Wassermenge und –güte in der Talsperre bestimmt. Zur forstwirtschaftlichen Nutzung der Flächen wurden seit Mitte des 19. Jahrhunderts Entwässerungsgräben angelegt. Die Pflege und Freihaltung der Gräben wurde seitens des Forsts vor ca. 25 Jahren aufgegeben, da die

forstwirtschaftliche Nutzung (überwiegend Fichte) auf dem Standort nicht mehr rentabel war. Seit Ende der 80er Jahre wurden zur Stabilisierung der Bestände Kalkungsmaßnahmen vorgenommen, wobei die organischen Nassstandorte von diesen Maßnahmen ausgenommen wurden. Die Talsperre hat dystrophen Charakter und das Wasser weist niedrige pH- Werte zwischen 4 und 5 auf.

Starker Anstieg der Huminstoffkonzentration

Seit Mitte der 90er Jahre kann in den Zuläufen zur Talsperre Carlsfeld und im an das Wasserwerk abgegebene Rohwasser ein starker Konzentrationsanstieg bei den organischen Parametern festgestellt werden /1, 2/. Der SAK_{254} und der DOC stiegen kontinuierlich stark an (Abb. 1), was auch anhand der dunklen Braunfärbung des Wassers deutlich sichtbar wird. Spitzen wurden im Zulauf insbesondere nach außergewöhnlichen hydrologischen Ereignissen (Starkregen, Schneeschmelze) gemessen. Dabei muss sich die Aufbereitung im Wasserwerk auf starke Konzentrationsschwankungen einstellen. Durch photooxidative Prozesse im durchlichteten Bereich des Wassers werden die Huminstoffe teilweise abgebaut, weshalb die SAK_{254}-Werte einen Tiefengradienten aufweisen. Im Frühjahr und Herbst kommt es durch die Vollzirkulation schließlich wieder zu einer Vermischung des Wasserkörpers und es herrschen über die Tiefe einheitliche SAK_{254}-Werte, die zumeist über das Niveau des Vorjahres hinausgehen.

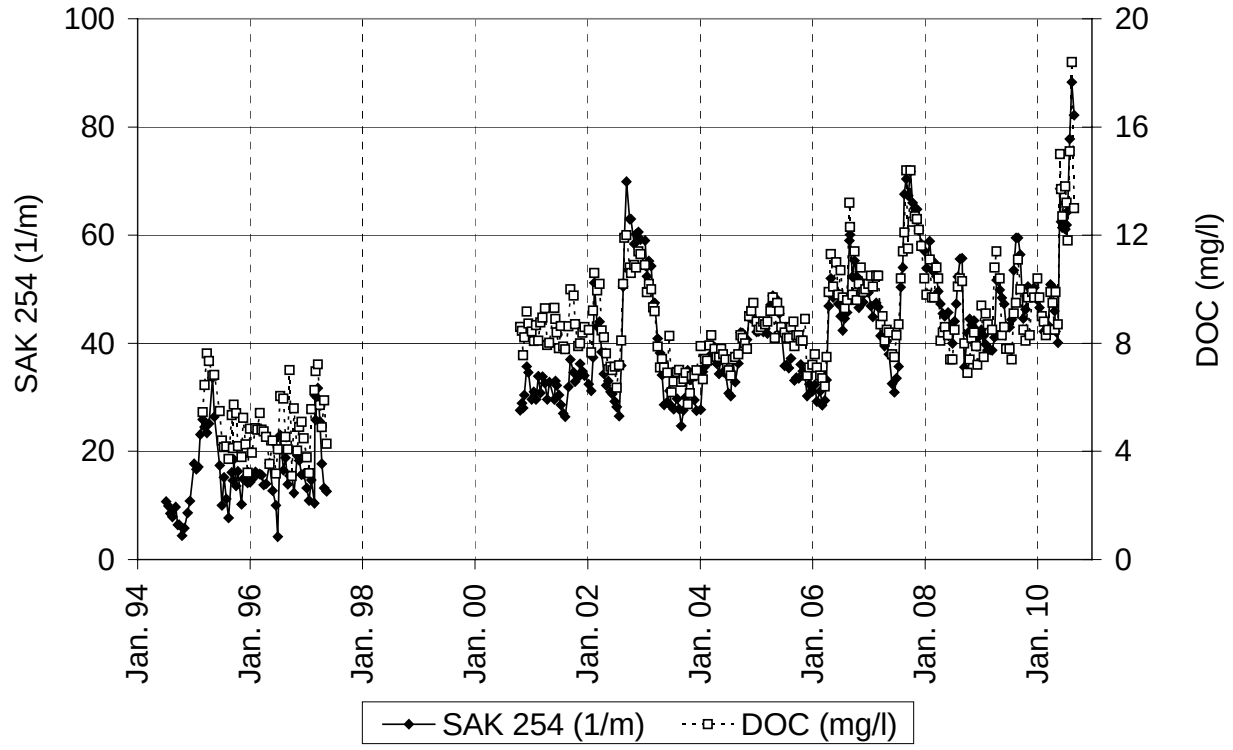


Abb. 1: Organische Summenparameter im abgegebenen Rohwasser der TS Carlsfeld. Die sehr hohen Werte in 2010 sind zum Teil dem Abstau der Talsperre infolge der Baumaßnahme geschuldet (geringerer Verdünnungseffekt).

Folgen für das Wasserwerk

Durch den Zweckverband Fernwasser Südsachsen erfolgt die Aufbereitung des Rohwassers aus der Talsperre zu Trinkwasser im Wasserwerk Carlsfeld. Aus dem Wasserwerk wird die Trinkwasserversorgung für ca. 33.000 Einwohner im Westerzgebirge und im Vogtland gesichert. Die Aufbereitungstechnologie für das weiche, saure und huminstoffreiche Wasser besteht aus den Stufen Flockenfiltration in Mehrschichtfiltern, nachgeschaltete chemische Entsäuerung über Calciumcarbonatfilter und einer abschließenden Desinfektion. Aufgrund stark ansteigender DOC-Frachten erfolgte bereits 2004 eine Erweiterung der Aufbereitungstechnologie. Mit dem Anstieg des DOC im Rohwasser hat sich die Aufbereitung im Wasserwerk Carlsfeld stark verteuert, hauptsächliche Kostenfaktoren sind der deutlich erhöhte Einsatz von Aufbereitungsstoffen in der Wasseraufbereitung und der Spülabwasserbehandlung sowie die Entsorgung der daraus resultierenden sehr hohen Mengen an Wasserwerksrückständen. Der heutige Stand der Aufbereitungstechnologie gewährleistet DOC Entnahmen von bis zu 15mg/l bei sicherer Einhaltung aller Anforderungen der Trinkwasserverordnung. Bei einer Rohwasserbeschaffenheitsentwicklung mit DOC-Werten größer 15 mg/l ist die vorhandene Aufbereitungstechnologie jedoch nicht mehr ausreichend. Der wirtschaftliche Aufwand für die Ergänzung der vorhandenen Technologie wäre allerdings erheblich.

Mögliche Ursachen für den DOC-Anstieg

Die in der Literatur diskutierten Ursachen des teilweise stark erhöhten Austrags von Huminstoffen aus den Einzugsgebieten über die Zuflüsse in die Talsperren sind vielfältig und die dafür verantwortlichen Mechanismen noch nicht hinreichend erforscht. Als eine wichtige Ursache kann im Erzgebirge der Rückgang der ehemals erheblichen Schwefeldioxiddepositionen aus dem böhmischen Becken und anderen Revieren angenommen werden, aber auch die veränderte forstliche Bewirtschaftung der Einzugsgebiete, hydrologische Faktoren und klimatische Veränderungen spielen vermutlich eine wesentliche Rolle. Durch die Modernisierung von Großfeuerungsanlagen und durch Umrüstung auf andere Energieträger (Erdgas und Heizöl anstatt Braunkohle) bei Kleinfeuerungsanlagen nahm die SO_2-Emission an den sächsischen Messstationen um über eine Zehnerpotenz ab und liegt seit 1999 auf dem gleichen Niveau (Jahresmittelwerte zwischen 4 und 8 µg/m³) /3/. Der Rückgang der anthropogen verursachten Schwefeldepositionen machte sich auch im Einzugsgebiet und der Wasserbeschaffenheit der TS Carlsfeld bemerkbar. Die pH-Werte stiegen im Rohwasser von 4,2 im Jahr 1993 auf einen pH-Wert von 5,0 im Jahr 2009 (Jahresmittelwerte).

Neben dem Rückgang der Schwefeldepositionen werden als mögliche Ursachen in der Literatur hydrologische Einflussfaktoren und auch klimatische Veränderungen diskutiert. Der steigende pH-Wert im Oberboden führt zu einem Anstieg mikrobieller Bodenaktivität und Abbauprozessen, die durch verlängerte Vegetationsperioden und regionalen Temperaturanstieg begünstigt werden. In ihrer Häufigkeit zunehmende Starkregenereignisse führen schließlich zum Austrag, zur „Auswaschung“ des dabei gebildeten DOC /1/.

Keine der genannten Ursachen lässt eine Beeinflussung durch Bewirtschaftungsmaßnahmen zu. Angriffspunkte für eine Minimierung der Huminstoffeinträge wurden daher nur im Bereich der Bewirtschaftung des Einzugsgebietes und der Talsperre gesehen.

Grabenverbau contra Grabenräumung – Der Konflikt zwischen Naturschutz und Wasserwirtschaft

Die Daten des Beschaffenheitsmessnetzes der Landestalsperrenverwaltung als auch Untersuchungen von Grunewald et al. an Talsperren im Erzgebirge /1/ zeigen, dass es einen engen positiven Zusammenhang zwischen dem Flächenanteil organischer Nassstandorte in einem Einzugsgebiet und der Intensität der Huminstoffausträge gibt. Da das Potenzial für Huminstoffausträge aus organischen Nassstandorten sehr hoch ist, konzentrierte man sich bei der Suche nach Maßnahmen zur Verringerung auf diese Standorte.

Eine Möglichkeit, Einfluss auf den Austrag von Huminstoffen zu nehmen, wird seitens der Landestalsperrenverwaltung in der Wiederaufnahme der Pflege der einst durch den Forst angelegten Grabensysteme gesehen. Dahinter steht die Beobachtung, dass in den vorhandenen Gräben das Wasser klar und farblos abfließt. Dies stützte die Hypothese, dass eine Verringerung der Aufenthaltszeit des Wassers in den Moorkörpern durch die Wiederherstellung der inzwischen teils verfallenen und zugesetzten Gräben zu einer Minimierung der Huminstoffausträge aus den Böden führen könnte. Durch einen schnellen Abfluss kann die Kontaktzeit und die „Auswaschungsrate“ der Huminstoffe minimiert werden. Zur Überprüfung der Hypothese werden seit 2004 die organischen Summenparameter SAK_{254} und DOC an zwei nebeneinander liegenden und sich ähnelnden Grabensystemen im östlichen Teil des Einzugsgebietes untersucht, ein beräumtes Grabensystem und eines, welches unbehandelt bleibt. Signifikante Ergebnisse können jedoch erst nach Aufnahme einer mehrjährigen Messreihe erwartet werden.

Die Wirksamkeit der Grabenräumungen ist auf Seiten der Naturschützer stark umstritten. Ebenso umstritten sind auf Seiten der Wasserwirtschaft die Maßnahmen des Naturschutzes, die Moore im Einzugsgebiet zu revitalisieren. Dies erfolgt durch den Verbau der Gräben und hat einen Anstau und Rückhalt des Wassers im Moor zur Folge. Langfristig soll so die Fähigkeit wachsender Moorkörper, Wasser zu speichern und als Kohlenstoffsenke zu fungieren, wiederhergestellt werden. Nach wie vielen Jahren oder Jahrzehnten der Erfolg dieser Maßnahmen eintritt, ist jedoch ungewiss. Hinzu kommt, dass die Maßnahmen in den ersten Jahren nach ihrer Umsetzung zunächst zu einem erhöhten Austrag von Huminstoffen führen können. Dies ist im Einzugsgebiet der TS Carlsfeld, bei dem das aus der Talsperre abgegebene Rohwasser bereits jetzt extreme Konzentrationen an natürlichen organischen Inhaltsstoffen aufweist, besonders kritisch und für den Wasserversorger nicht hinnehmbar.

Um die dargestellten Konflikte zu lösen, wurde 2007 durch die zuständige Landesdirektion Chemnitz die Projektgruppe„TriWaMo“ (Trinkwasser und Moorschutz) ins Leben gerufen, deren Ziel es ist, auf Grundlage von Forschungsergebnissen und Erkenntnissen aus lokalen Untersuchungen Kompromisse auszuhandeln, die beiden Schutzgütern gerecht werden.

Minimierung der Huminstoffeinträge durch die Erweiterung der Bewirtschaftungsmöglichkeiten der Talsperre

Die Wirksamkeit der dargestellten Maßnahmen bei der Bewirtschaftung des Einzugsgebietes hat zum Einen noch hypothetischen Charakter und zum Anderen lässt sich durch diese Maßnahmen nicht die kurzfristig benötigte Verbesserung der Wasserqualität herstellen. Da die Situation bei der Wasseraufbereitung jedoch dringenden Handlungsbedarf aufwies, hat man sich an der Talsperre Carlsfeld in Abstimmung mit dem Wasserversorger und den verantwortlichen Behörden für eine technische Maßnahme zur Reduzierung der Huminstoffeinträge entschieden. Die Option, das Was-

serwerk und die Talsperre aus der Trinkwasserversorgung herauszunehmen wurde betrachtet, aber aufgrund mangelnder alternativer wirtschaftlicher Wasserversorgungsmöglichkeiten in der Region wieder verworfen. Hinzu kommt, dass die Talsperre eine Hochwasserschutzfunktion übernimmt und somit ohnehin bewirtschaftet und erhalten werden muss.

Die Installierung einer automatischen Messstation am Zulaufpegel der Wilzsch zur Talsperre Carlsfeld erfasst seit August 2008 den Parameter SAK_{254}. Anhand der Daten konnte der enge Zusammenhang und Verlauf zwischen Abfluss und Huminstoffeintrag belegt werden: Maximale Zuflüsse bringen auch die Hauptfracht der Huminstoffe. Das Herumleiten der maximalen Spitzen um die Talsperre mittels eines Bypasses war die vielversprechendste Lösung. Die Baumaßnahme wurde in 2010 am Hauptzulauf Wilzsch realisiert, da im dortigen Einzugsgebiet aufgrund der mächtigen Moorkörper mit dem höchsten Eintragspotenzial gerechnet werden muss.

Dazu wurde im Zulauf Wilzsch zur Talsperre zunächst ein Umgehungsgraben geschaffen, der den Zulauf im Normalbetrieb in die Talsperre führt. An einem Abschlagsbauwerk kann der Zulauf bei sehr hohen Huminstoffkonzentrationen in ein Becken mit ca. 44.000 m³ Fassungsvermögen abgeschlagen werden (s. Abb. 2). Dieses entleert sich über eine daran angeschlossene, am Grund der Talsperre verlegte Rohrleitung DN 300 in den Unterlauf der Talsperre, wozu die Rohrleitung durch die Staumauer geführt und an den Grundablass angeschlossen wird.

Für die Dimensionierung des Beckens wurde abgeschätzt, welche Entlastung in der Hauptsperre durch ein Herausleiten der maximalen Huminstofffrachten erreicht werden kann, ohne wassermengenseitig zu große Verluste zu verursachen. Dabei kann variiert werden, ab welchem SAK_{254}-Wert im Zulauf bereits abgeschlagen werden soll, so dass die Optimierung der Bewirtschaftung im laufenden Betrieb erfolgen wird.

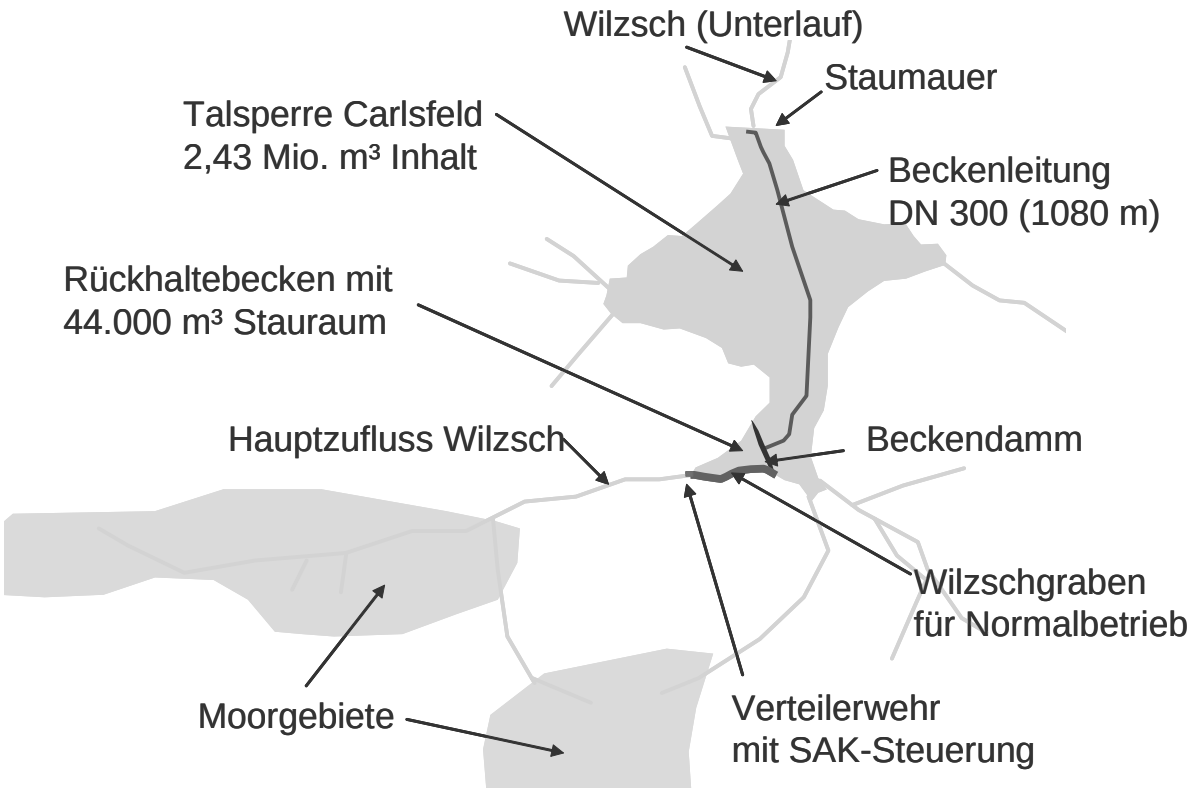


Abb. 2: Funktionsweise des Vorbeckens mit Bypass

Ausblick

Probleme mit sehr hohen Huminstoffkonzentrationen wie in der Talsperre Carlsfeld treten zunehmend auch an anderen Talsperren auf. Insbesondere der niederschlagsreiche August und September 2010 haben in fast allen sächsischen Talsperren zu einem überproportional starken Anstieg der Huminstoffkonzentrationen geführt.

Die in diesem Artikel für die Talsperre Carlsfeld propagierte Lösung mit Hilfe eines Bypasses kann jedoch nur eine Einzelfallvariante bleiben, deren Umsetzung der Dringlichkeit der Situation an der Talsperre und im Wasserwerk Carlsfeld geschuldet ist. Die Lösung ist mit 3,0 Mio. € sehr kostenintensiv und nicht an jeder Talsperre sinnvoll, zumal Talsperren als überjähriger Wasserspeicher dem Ausgleich des Wasserdargebotes dienen und der Abschlag von qualitativ schlechtem Wasser zur wassermengenseitigen Leistungsminimierung führt.

Bei der vorgestellten Problematik handelt es sich zudem nicht um ein „sächsisches Problem“. Stark zunehmende Huminstoffkonzentrationen werden auch durch andere Trinkwassertalsperrenbetreiber, z.B. an der Eckertalsperre im Harz oder der Dreilägerbachtalsperre in der Eifel beobachtet. In den Gremien der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (ATT) wird diese Thematik zurzeit ausführlich behandelt. Aber auch in den skandinavischen Ländern, Großbritannien und Kanada/USA werden durch veränderte atmosphärische Depositionen verursachte DOC-Anstiege beschrieben /4/.

Die zu der Thematik durchgeführten Forschungsvorhaben haben erste Ansätze und Hypothesen zum Verständnis der Prozesse geliefert. Dennoch wird aus Sicht der beteiligten Wasserversorgungsunternehmen und Talsperrenbetreiber dringend weiterer Forschungsbedarf gesehen. Insbesondere sind Aussagen zur zukünftigen qualitativen und quantitativen Entwicklung der Huminstoffeinträge nötig, damit man seitens der Wasserversorgung auf die Veränderung der Wasserqualität rechtzeitig reagieren kann.

Literatur

/1/ Grunewald K. und Mannsfeld K. (Hrsg.) (2005): Problematische Huminstoffeinträge in Oberflächengewässer im Erzgebirge. Beiträge zur Landschaftsforschung Band 2, Rhombos-Verlag, Berlin.

/2/ Grunewald K., Scheithauer J., Heiser A., Sudbrack R., Freier K., Andreae, H.: Einzugsgebiete mit gestörten Hochmooren und ihre Relevanz für Trinkwassertalsperren im Erzgebirge“ (2009): Wasser und Abfall 11, S. 49-54.

/3/ Landesamt für Umwelt und Geologie des Freistaates Sachsen (2010): Luftqualität in Sachsen, Jahresbericht 2009.

/4/ Monteith et al. (2007): Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. Nature, 450, 537-540.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Langzeitexperiment zum Einfluss von Chironomiden-Larven auf die Phosphor-Festlegung im Sediment

Sylvia Jordan[1], Christian Ebeling[1], Jörg Lewandowski[2] & Michael Hupfer[1]

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Arbeitsgruppe [1]Biogeochemie/[2]Abteilung Ökohydrologie, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, jordan@igb-berlin.de

Keywords: *Chironomus plumosus* – Bioirrigation – Phosphor

Einleitung

Die Larve der Zuckmücke *Chironomus plumosus* ist eine in eutrophen Gewässern häufig vertretene, ganzjährig zu findende Makrozoobenthosart. Sie lebt in bis zu 20 cm tiefen, U-förmigen Wohnröhren. Durch rhythmische Bewegungen werden die Röhren mit überstehendem Wasser durchströmt (Bioirrigation), so dass die Larven mit Nahrung und Sauerstoff versorgt werden. Die Sauerstoffzufuhr führt zur Oxidation der Wohnröhrenwandungen und damit zur Ausbildung von zusätzlichen Redoxgradienten zwischen Wasser und Sediment. Zudem wird der Transport von gelösten Stoffen zwischen Porenwasser und Wasserkörper verstärkt.

In der Literatur gibt es gegensätzliche Befunde, ob die Besiedlung mit Chironomiden-Larven den Phosphor (P)-Austausch zwischen Sediment und Wasser verstärkt oder vermindert (Lewandowski & Hupfer 2005). Die P-Bilanz eines Gewässers könnte beeinflusst werden, wenn die durch Chironomiden-Larven ausgelöste Oxidation von Eisenverbindungen zu einem längerfristigen Rückhalt von Phosphor führt.

Um den Einfluss der Anwesenheit und der Besiedlungsdichte von Chironomiden auf Retention von Phosphor im Sediment eines Sees zu untersuchen, wurde im Labor ein Langzeitversuch über drei Jahre durchgeführt.

Material und Methoden

Für das Langzeitexperiment wurden Sedimente aus 6 m Wassertiefe, Wasser und Chironomiden-Larven im vierten Entwicklungsstadium aus dem eutrophen Müggelsee (A= 7,2 km^2, z_{max}= 7,5 m) im Südosten Berlins verwendet.

Sechs Plexiglasröhren (Höhe 40 cm, Durchmesser 6 cm) wurden mit gesiebtem (≤ 1 mm) und homogenisiertem Sediment jeweils bis zur Hälfte befüllt und mit Seewasser überschichtet. Nach Zugabe der Chironomiden-Larven wurden die Säulen bei 10°C in Dunkelheit exponiert und das überstehende Wasser belüftet. Die Anzahl der zugegebenen Chironomiden wurde so gewählt, dass zwei Ansätze eine Besiedlungsdichte von 2.500 Ind./m^2 erreichen und zwei von 7.075 Ind./m^2. Zwei Röhren wurden als Kontrolle ohne Chironomiden angesetzt. Zu Beginn des Experiments wurde die P-Konzentration des überstehenden Wassers auf 4 mg P/L aufgestockt.

Im ersten Teil des Experiments wurde in der Regel dreimal wöchentlich der Gehalt des gelösten reaktiven Phosphors (SRP – soluble reactive phosphorus) des Überstandswassers photometrisch bestimmt und

aus der Differenz die P-Aufnahme durch das Sediment berechnet. Nach jeder SRP-Messung wurde durch Zugabe einer P-Stammlösung (aus $K_2HPO_2 * 3H_2O$) die SRP-Konzentration im Wasser wieder auf den Wert von 4 mg/L eingestellt. Nach fünf Monaten der P-Aufnahme durch das Sediment wurde dieser Teil des Versuchs beendet.

Im zweiten Teil des Experiments wurde der Wasserkörper über dem Sediment anaerob gehalten und die SRP-Zunahme im Wasserkörper gemessen. Nach weiteren 4 Monaten wurde das überstehende Wasser nach jeder SRP-Bestimmung durch Wasseraustausch auf einen P-Gehalt von 0,5 mg/L gesenkt, um die P-Freisetzung nicht durch zu starke P-Anreicherung im überstehenden Wasser zu limitieren. Die Beprobungen wurden in zeitlichen Abständen von einem Monat über die Dauer von 2,5 Jahren durchgeführt.

Die Bestimmung der P-Bindungsformen im Sediment wurde in einem Zusatzexperiment (aerobe Bedingungen) in Plexiglasröhren durchgeführt, in mit denen eine differenzierte Entnahme von oxidierten und reduzierten Sedimenten in der Umgebung der Röhren möglich war. Bis zum 86 Tag wurde das Überstandswasser dreimal in der Woche beprobt und SRP auf 4 mg/L P aufgestockt. Nach dieser Zeit wurden Proben (1) der oxidierten Sedimentoberfläche, (2) der oxidierten Röhrenwände und (3) der die Wohnröhren umgebenden anaeroben Sedimente mittels einer Spritze entnommen, gepoolt und die Bindungsformen nach einem sequentiellen Extraktionsverfahren nach Psenner et al. (1984), modifiziert nach Hupfer et. al (1995) bestimmt.

Ergebnisse

Hohe Besiedlungsdichten führten im eisenhaltigen Sediment des Müggelsees (Gesamteisengehalt: 55 mg/g TM) unter aeroben Bedingungen zu einer bis zu 5-fach erhöhten P-Aufnahme gegenüber unbesiedelten Sedimenten, da die Sediment-Wasser-Grenzfläche und das Volumen des oxidierten Sedimentes durch die Wohnröhren deutlich vergrößert wird. Die kumulative P-Aufnahme stieg mit der Besiedlungsdichte (Abb. 1).

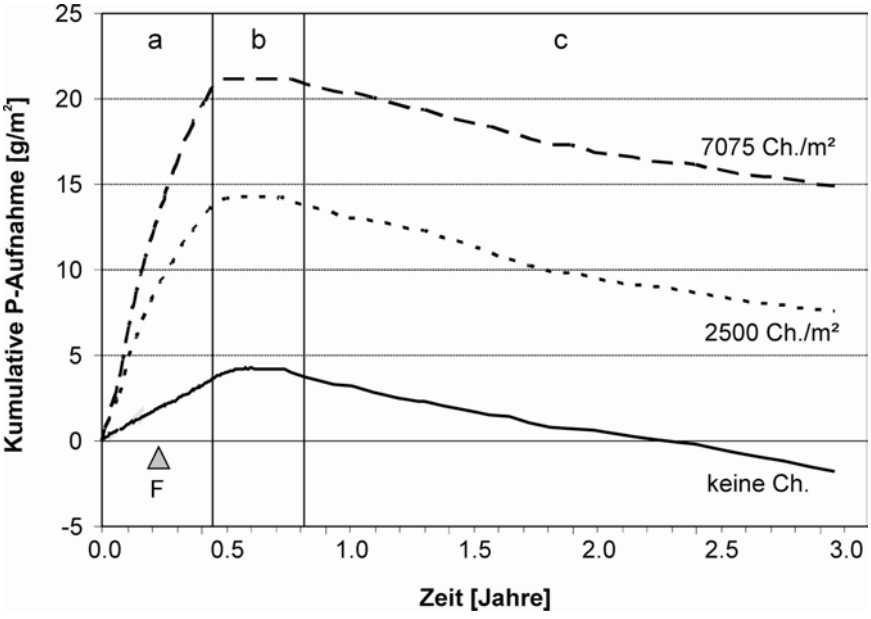


Abb. 1: P-Aufnahme im Sediment in Abhängigkeit der anfänglichen Besiedlung mit Chironomiden-Larven während der gesamten Versuchsdauer (Mittel aus 2 Ansätzen). Bis zum 165. Tag wurde nach jeder Beprobung eine SRP-Konzentration von 4 mg/L eingestellt (a), zwischen dem 165. und dem 300. Tag erfolgte weder eine P-Zugabe noch eine P-Entnahme (b), ab

dem 300. Tag wurde das Wasser auf 0,5 mg/L P verdünnt (c). Die P-Fraktionierung (F) fand nach drei Monaten statt.

Unabhängig von der zuvor aufgenommenen P-Menge wurde in allen Ansätzen ein ähnliches Ausmaß der nachfolgenden anaeroben P-Rücklösung registriert. Wahrscheinlich ist der durch Bioirrigation in tiefere Sedimentschichten transportierte Phosphor nicht an der Freisetzung beteiligt, sondern nur Phosphor aus den obersten Sedimentschichten. Abb. 2 zeigt die aufgenommene und abgegebene P-Menge im Vergleich.

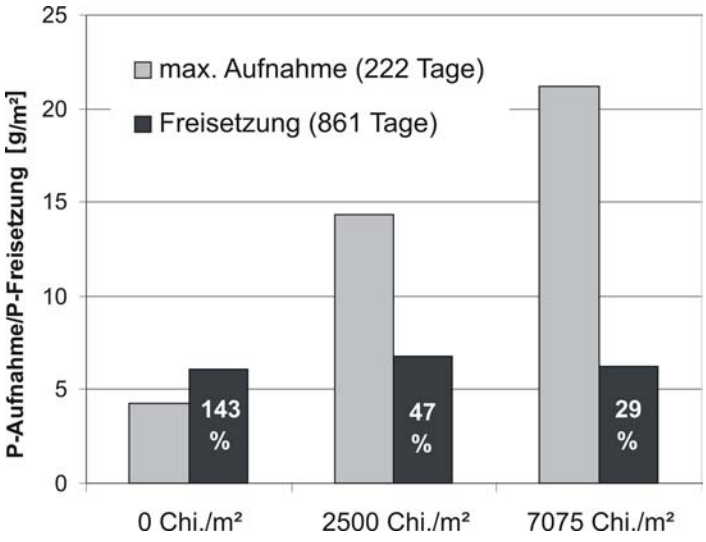


Abb. 2: Vergleich der Aufnahme und Abgabe von Phosphor durch das Sediment in Abhängigkeit der Besiedlungsdichte (vgl. Abb. 1). Die Prozentangaben beziehen sich auf den maximal aufgenommenen Phosphor

Im Sediment der Röhrenwandungen wurde mehr als doppelt soviel Phosphor gebunden wie im umliegenden anaeroben Sediment (Abb. 3). Die P-Bindung erfolgte vorwiegend als redoxsensitiv gebundener Phosphor an Fe- und Mn-Hydroxiden. Ein ähnliches Ausmaß der P-Bindung wird an der oxidierten Sedimentoberfläche erreicht. Die höheren Gehalte an reduktiv löslichen Eisen (BD-Fe) bestätigen, dass oxidierten Eisenformen bei der Festlegung des Phosphors eine entscheidende Rolle zukommt. Sichtbares Zeichen dieser Oxidation waren die gegenüber dem schwarz-braunen Sediment heller gefärbten Zonen entlang der Wohnröhren.

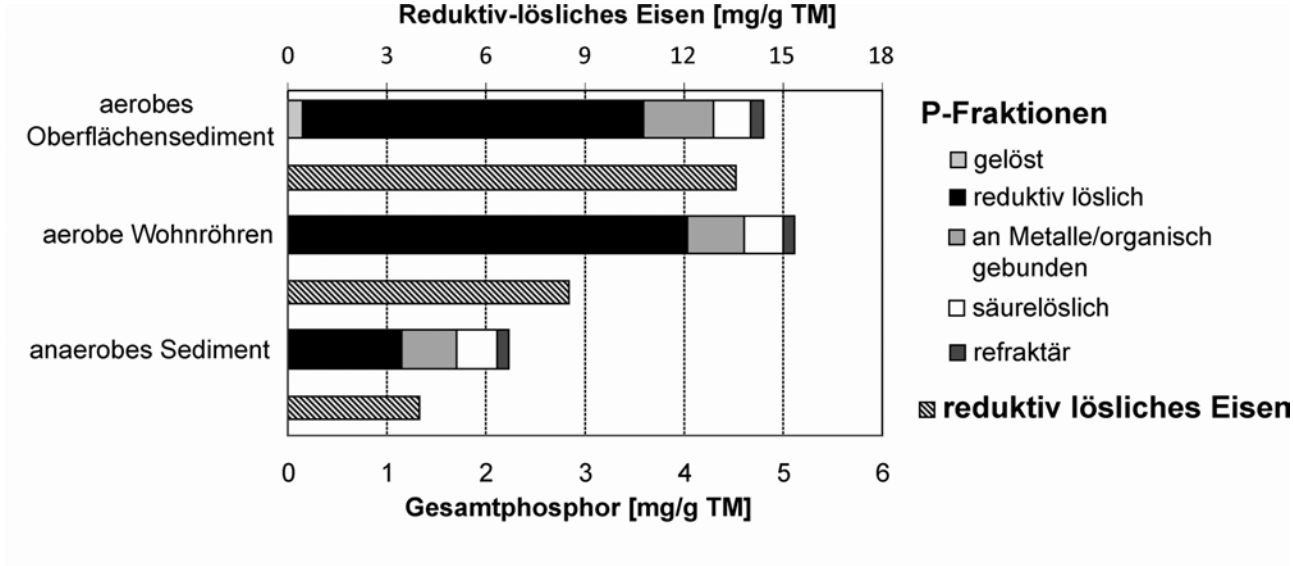


Abb. 3: Ergebnisse der Fraktionierung der P-Bindungsformen nach Psenner et al. (1984), modifiziert nach Hupfer et. al (1995).

Diskussion

Ob Chironimiden-Larven den Phosphor-Austausch zwischen Sediment und Wasser verstärken oder vermindern, hängt vermutlich in hohem Maße von der chemischen Zusammensetzung der Sedimente ab. Damit ließen sich gegensätzliche Befunde in der Literatur erklären (Übersicht in Lewandowski & Hupfer 2005). Das durchgeführte Experiment zeigt, dass bei einem eisenreichen Sediment die Festlegung von Phosphor gegenüber dem verstärkten Stofftransport zwischen dem Sediment und dem Wasser infolge der Bioirrigation dominiert. Die Wirkung ist besonders hoch, wenn bislang anaerobe Sedimente besiedelt werden. Die in den Sedimenten des Müggelsees registrierte maximale P-Aufnahme infolge der Besiedlung mit Chironomiden-Larven von über 20 g/m^2 (bei 7.075 $Chi./m^2$) würde einen erheblichen Einfluss auf die P-Bilanz des Sees haben. Da die tatsächliche Besiedlungsdichte von Chironomiden-Larven im Müggelsee mit etwa 800 $Chi./m^2$ (Roskosch 2011) deutlich niedriger liegt, wird von einer zusätzlichen P-Bindekapazität von 5 bis 10 g/m^2 ausgegangen. Das entspricht etwa dem Dreifachen der jährlichen externen P-Belastung des Müggelsees von 2,8 g/m^2 (Köhler et al. 2005). Der in dem Langzeitexperiment nachgewiesene Effekt der zusätzlichen P-Aufnahme könnte in restaurierten Seen eine positive Rückkopplung auslösen: Wenn sich infolge einer erfolgreichen Restaurierung die Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser verbessern, vergrößert sich der Lebensraum für Chironomiden-Larven und damit die P-Bindung im Sediment, was wiederum das angestrebte niedrige Trophieniveau stabilisiert.

Die P-Bindung an oxidierte Eisenverbindungen lässt erwarten, dass unter nachfolgenden reduktiven Bedingungen der gebundene Phosphor wieder mobilisiert wird. Das durchgeführte Langzeitexperiment zeigt allerdings, dass der zusätzlich aufgenommene Phosphor auch nach mehr als zwei Jahren nicht wieder an den Wasserkörper abgegeben wird. Die Ursachen für die langfristige Festlegung von Phosphor im Sediment sind noch nicht geklärt. Es gibt zwei mögliche Erklärungen: Bei Anwesenheit der Chironomiden-Larven wird Phosphor in den obersten 20 cm des Sedimentes aufgenommen. Wegen des langsamen diffusiven Transportes und wegen der geringen Konzentrationsgradienten erreichte der in größeren Sedimenttiefen remobilisierte Phosphor während der Dauer des Experimentes noch nicht wieder die Sediment-Wasser-Grenze. Eine zweite Möglichkeit der Erklärung ist, dass unter den reduktiven Bedingungen das oxidierte Eisen wegen des Fehlens von frischem organischem Material nur langsam oder teilweise wieder reduziert wird oder es zur Bildung schwerlöslicher Mineralphasen (z.B. Vivianit) kommt. Dafür spricht auch, dass bei Untersuchungen von Sedimentkernen aus dem Müggelsee in Tiefen von mehr als > 10 cm erhebliche Mengen von eisengebundenem Phosphor nachweisbar sind (Kozerski & Kleeberg 1998).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

In einem Langzeitexperiment über eine Dauer von fast drei Jahren wurde nachgewiesen, dass eisenreiche Sedimente bei Besiedlung mit Chironomiden-Larven zusätzlich Phosphor binden können. Die Bindung des Phosphors erfolgt in der Grenzzone zwischen Chironomiden-Röhre und Sediment infolge der Oxidation von Eisen. Das Ausmaß der P-Aufnahme steigt mit zunehmender Besiedlungsdichte der Chironomiden-Larven und kann die P-Bilanz eines Sees durch erhöhte P-Retention beeinflussen. Das Experiment zeigte, dass die zusätzliche P-Bindung unter nachfolgenden anaeroben Bedingungen ohne Chironomiden-Besiedlung lang anhaltend ist. Möglicherweise befördert die Bioirrigation den Transport und die Sauerstoffbedingungen in einer Weise, dass dauerhaft Phosphor aus dem Wasser entzogen wird. Die Aufklärung der Ursachen für die geringe Mobilisierbarkeit des aufgenommenen Phosphors unter nachfolgenden anaeroben Bedingungen bedarf weiterer Untersuchungen.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen des DFG-Projekts: Einflüsse von Makrozoobenthos auf Stofftransporte und biogeochemische Prozesse in Seesedimenten (DFG Le 1356/3-1/2). Christiane Herzog (IGB) ist für die Durchführung der P-Fraktionierung sehr zu danken.

Literatur

Hupfer, M., Gächter, R., Giovanoli, R. (1995): Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. Aquatic Sciences 57,4: 305-324.

Kozerski H.-P., & A. Kleeberg (1998): The sediments and benthic-pelagic exchange in the shallow Lake Müggelsee. Internat. Rev. Hydrobiol. 83: 77-112.

Lewandowski, J. , M. Hupfer (2005): Impact of macrozoobenthos on two-dimensional small-scale heterogeneity of pore water phosphorus concentrations in lake sediments: A laboratory study. Limnology & Oceanography 50, 4: 1106-1118.

Psenner, R., Pucsko, R., M. Sager (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. Arch. Hydrobiol./Suppl. 70,1: 111-155.

Roskosch, A., M. Hupfer, G. Nützmann, J. Lewandowski (2011): Measurement techniques for quantification of pumping activity of invertebrates in small burrows. Fundamental Appl. Limnol. 178: 89-110

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Wie effektiv wirkt eine einmalige oder kontinuierliche Eisen-Zufuhr im Phosphor-Haushalt von belüfteten Seen?

Andreas Kleeberg[1], Antje Köhler[2] & Michael Hupfer[3]

[1, 3] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, D-12587 Berlin, kleeberg@igb-berlin.de, hupfer@igb-berlin.de, [2] Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, Integrativer Umweltschutz Referat Wasserwirtschaft, Wasserrecht und Geologie, Brückenstr. 6, D-10179 Berlin, Antje.Koehler@senguv.berlin.de

Keywords: dimiktische Seen, hypolimnische Belüftung, Sediment, Seentherapie, Phosphor-Rücklösung

Einleitung

Mit der Belüftung eutrophierter Seen wird häufig das Ziel verfolgt, die Freisetzung von Phosphor (P) aus dem Sediment zu verhindern bzw. zu vermindern (z. B. Gächter & Müller 2003). Eine effiziente Steuerung des P-Haushaltes durch die Belüftung ist möglich, wenn die P-Versorgung des euphotischen Wasserkörpers zeitlich verzögert oder die dauerhafte P-Festlegung im Sediment erhöht wird. Wie viel Phosphor zeitweilig oder dauerhaft an der Sediment-Wasser-Kontaktzone zurückgehalten werden kann, hängt von der Mobilität des Eisens sowie der Eindringtiefe des Sauerstoffs oder Nitrats ab. In zwei belüfteten Berliner Seen wurde untersucht, wie effektiv der hypolimnische Sauerstoffeintrag auf die benthische bzw. pelagische P-Mobilität bei verschiedener externer Phosphor- und Eisenbelastung wirkt.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer

Der Tegeler See im Nordwesten und der Groß-Glienicker See im Südwesten Berlins sind dimiktische Seen (Tabelle 1). Beide Seen werden zeitweilig hypolimnisch belüftet. Im Tegeler See befinden sich 14 und im Groß-Glienicker See vier Belüfter. Die Sedimente beider Seen weisen einen hohen Fe-Gehalt auf. Der eutrophe Tegeler See erfährt eine kontinuierliche Fe-Zufuhr aus seinen Zuflüssen, insbesondere über die OWA-Tegel (Oberflächenwasser-Aufbereitungsanlage) und die Havel (Schauser & Chorus 2007). Im mesotrophen Groß-Glienicker See wurde im Winter 1992/1993 wegen seiner starken Eutrophierung eine Fällung mit Fe-Salzen ($FeCl_3$) durchgeführt, um den Phosphor aus dem Wasserkörper zu entfernen und im Sediment zurückzuhalten (Hupfer 2004). Darüber hinaus wurde seine externe P-Last deutlich verringert.

Beprobungen des Wasserkörpers zur Bestimmung der Effizienz der Belüftung

Im Jahresverlauf sowie vor und nach vorab festgelegten Belüftungszeiträumen im Frühjahr und Herbst 2008 und 2009 wurden Vertikalprofile des Gesamtphosphors (TP) beprobt, um den Einfluss der Belüftung unter *in situ* Bedingungen bestimmen zu können. Die Beprobung erfolgte an der

jeweils tiefsten Stelle des Sees (Tabelle 1) in unmittelbarer Nähe eines Belüfters. Diese und die vom Berliner Senat zur Verfügung gestellten TP-Profile wurden für eine P-Massebilanz verwendet.

Tab. 1: Charakteristika des Tegeler Sees und des Groß-Glienicker Sees in Berlin.

		Tegeler See	Groß-Glienicker See
Fläche	[km^2]	3,96	0,67
Umfang	[km]	15,19	5,24
Volumen des Sees	[Mio. m^3]	26,123	4,530
Volumen des Hypolimnion	[% See]	15,1	27,0
Maximaltiefe	[m]	16	11
Mittlere Tiefe	[m]	6,6	6,8
Wasseraufenthaltszeit		50 - 90 d	>7 a

Laborexperiment zur Bestimmung der potenziellen P-Bindungskapazität des Sedimentes

Aus beiden Seen wurden jeweils an der tiefsten Stelle im Herbst 2008 acht ungestörte Sedimentkerne entnommen. Davon wurden jeweils zwei im Klimaschrank in Dunkelheit wie folgt inkubiert: 10 °C und 16 °C mit Luftbegasung (aerob) sowie 10 °C und 16 °C mit N_2/CO_2 Begasung (anaerob). Im Wasser über dem Sediment wurde zum Beginn und nach jeder wöchentlichen Beprobung erneut die Konzentration des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) auf 2 mg l^{-1} eingestellt. Jeweils zum Beginn und zum Ende des Versuches wurden die P-Bindungsformen der oberen Sedimentschichten (0-0,5 und 0,5-1 cm) mit Hilfe einer sequenziellen P-Extraktion (Psenner et al. 1984, Hupfer 1995) ermittelt. Die P-Aufnahmekapazität der Sedimente wurde aus der Abnahme der SRP-Konzentration im überstehenden Wasser und der Zunahme des eisengebundenen P-Anteils separat bilanziert. Für die Bestimmung der TP-Konzentration wurden unfiltrierte Proben aufgeschlossen (H_2SO_4, H_2O_2, 150 °C, 10 h) und als SRP nach Filtration (0.45 µm) mit der Molybdänblau-Methode photometrisch gemessen (Zwirnmann et al. 1999).

Ergebnisse & Diskussion

Die Bilanz der kontinuierlichen Abnahme der SRP-Konzentration im überstehenden Wasser stimmt mit der Zunahme des eisengebundenen Phosphors im Oberflächensediment überein (Abb. 1). Unter aeroben Bedingungen wurde mehr Phosphors als unter anaeroben Bedingungen gebunden. Bei 16 °C unter aeroben Bedingungen wurde wiederum deutlich mehr Phosphor aufgenommen als bei 10 °C, was mit einer offensichtlich verbesserten Reaktionskinetik zu erklären ist. Unter anaeroben Bedingungen gab es keinen deutlichen Temperaturunterschied. Eine zusätzliche P-Aufnahme im Sediment ist vor allem dann möglich, wenn reduktive Horizonte und damit Fe-Verbindungen oxidiert werden.

Aus der Differenz der P-Aufnahme unter aeroben Bedingungen und anaeroben Bedingungen (Abb. 1), bezogen auf die Seefläche (Tabelle 1), wurde der variable, über die Belüftung steuerbare P-Pool berechnet. Dieser P-Anteil wird anderen Größen der P-Bilanz gegenübergestellt (Tabelle 2). Beim Tegeler See macht der, über die Belüftung steuerbare P-Anteil, nur einen vergleichsweise geringen Anteil am P-Import bzw. am P-Inhalt des Sees aus. Im Groß Glienicker See dagegen ist der Anteil des variablen P-Pools an beiden Vergleichsgrößen deutlich größer. So wird deutlich, dass im Tegeler See der P-Inhalt nur unwesentlich durch die Belüftung gesteuert und im Groß-Glienicker See dagegen deutlich beeinflusst werden kann.

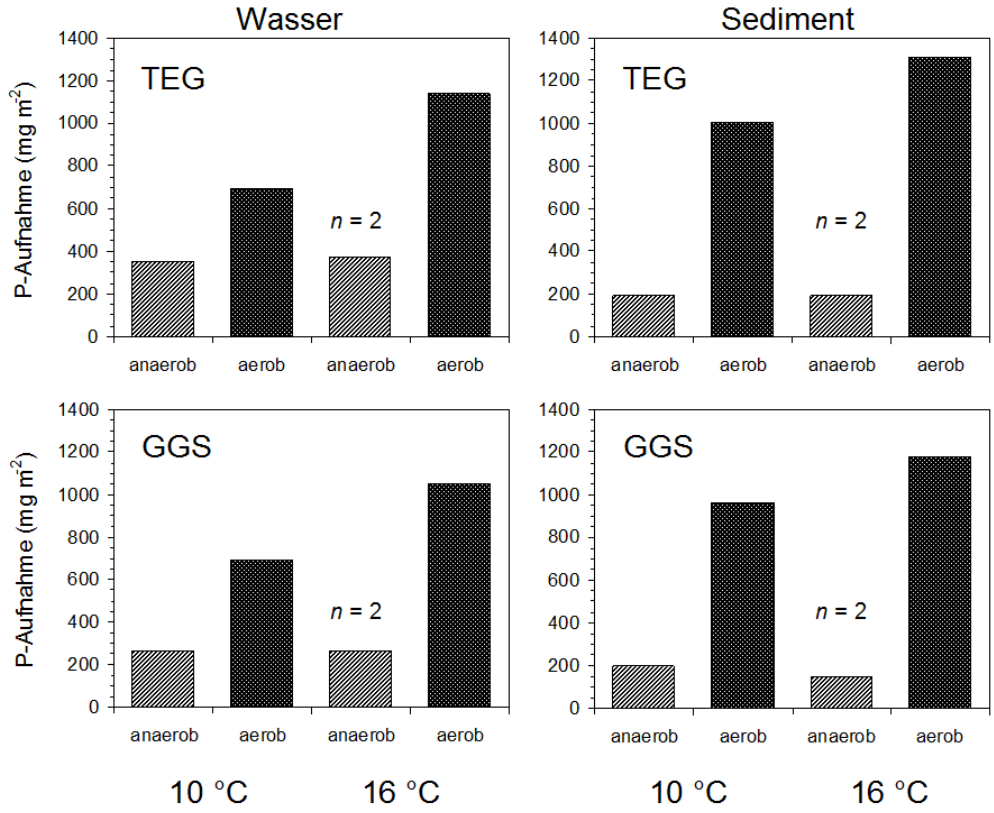


Abb. 1: P-Aufnahme ermittelt aus der Inkubation ungestörter Sedimentkerne nach Begasung mit O2 (aerob) und N2/CO2 (anaerob) bei 10 °C und 16 °C; oben: Tegeler See, unten: Groß-Glienicker See; links: bilanziert aus der Abnahme der SRP-Konzentration im Wasserkörper, rechts: bilanziert aus der Zunahme des eisengebundenen Phosphors in den obersten Sedimentschichten (0-0,5 und 0,5-1cm).

Tab. 2: Vergleich der über Belüftung steuerbaren P-Menge mit anderen P-Bilanzgrößen im Tegeler See (2002 bis 2009, *n* = 81 Beprobungen) und Groß-Glienicker See (2000 bis 2009, *n* = 33).

Größe der Massebilanz	Einheit	Tegeler See	Groß-Glienicker See
P-Import	(kg a^{-1})	165	88
epilimnischer P-Inhalt	(kg)	804	84
hypolimnischer P-Inhalt	(kg)	203	91
potenziell zusätzl. P-Bindekapazität	(kg)	1369	198
über die Belüftung steuerbarer,	(kg)	37	67
d. h. variabler P-Pool	(% P-Import)	18	74
	(% P-Inhalt*)	4	38

* Summe des epilimnischen und hypolimnischen P-Inhalts

Für beide Seen wird deutlich, dass die hypolimnische P-Akkumulation (Summe der Freisetzung von Phosphat aus dem sedimentierendem Material und dem Sediment) den P-Inhalt des Sees beeinflusst (Abb. 2). Beim Tegeler See kann die geringe Menge des im Hypolimnion akkumulierten Phosphors nicht die jahreszeitliche Variabilität des TP im Wasserkörper erklären. Mit oder ohne Belüftung befinden sich lediglich 20% des gesamten Phosphors im Hypolimnion, so dass die hypolimnische P-Dynamik nur einen geringen Einfluss auf die trophierelevante epilimnische TP-Konzentration

hat. Es wurde zudem keine oder nur eine schwache Synchronität zwischen hypolimnischer P-Anreicherung und mittleren TP im See festgestellt. Die Variabilität der mittleren TP-Konzentration wird weitgehend vom Havelzustrom (80 % der externen P-Last) bestimmt. Die kontinuierliche Fe-Zufuhr erfolgt in einem für eine effektive P-Bindung ungünstigen Verhältnis (Fe:P Verhältnis ~3). Zudem wird die Mobilität des Eisens durch seine sulfidische Festlegung eingeschränkt und es wird nur geringfügig an der Sedimentoberfläche angereichert (Fe:P Verhältnis <3).

Beim Groß-Glienicker See dagegen bestimmt der im Hypolimnion akkumulierte Phosphor den TP-Inhalt des Sees sehr deutlich. Im relativen Vergleich sind die prozentualen Anteile des hypolimnischen (46,1%) und epilimnischen P-Inhalts (53,9%) im Mittelwert gleich groß (Abb. 2). Unter der Annahme, dass der im Hypolimnion akkumulierte Phosphor mit dem Beginn der Vollzirkulation nicht mitgefällt wird, würde im Epilimnion (bzw. in der euphotischen Zone) ein Anstieg der TP-Konzentration von rund 30 µg l^{-1} auf knapp über 60 µg l^{-1} (2008 und 2009) eintreten.

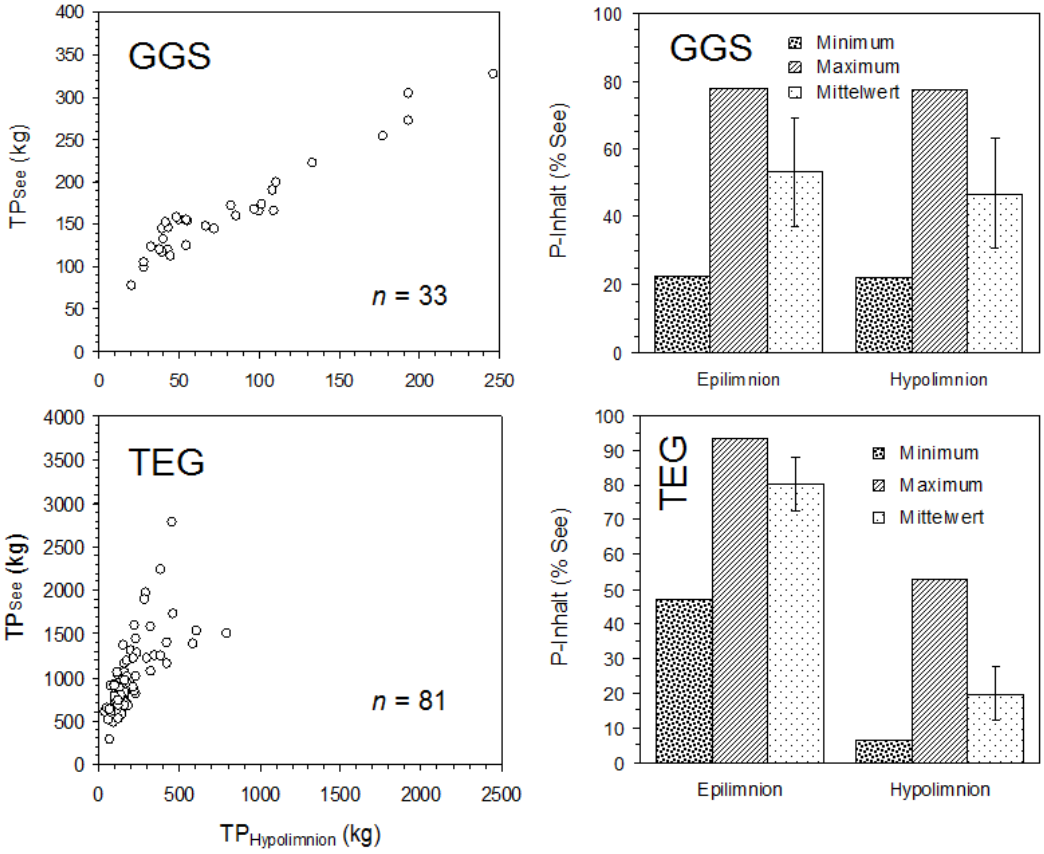


Abb. 2: Links: hypolimnischer TP-Inhalt im Verhältnis zum TP-Inhalt der untersuchten Seen. Rechts: prozentualer Anteil des epilimnischen und hypolimnischen TP-Inhalts am P-Inhalt des Sees. GGS – Groß-Glienicker See, TEG – Tegeler See.

Im Groß-Glienicker See wurde eine ausgeprägte Abhängigkeit der hypolimnischen P-Akkumulation von der Sauerstoffverfügbarkeit beobachtet (Kleeberg & Hupfer 2010). Unter anaeroben Bedingungen wurde Phosphor an den Wasserkörper abgegeben. Beim Zuschalten der Belüftung wurde Phosphor wieder mitgefällt. In der internen P-Bilanz war die P-Rücklösung aus dem Sediment bedeutend. Sie bestimmt die Variabilität des P-Inhaltes des Sees. Eine produktionssteigernde Wirkung ist bei fehlender Belüftung allerdings nicht zu erwarten, weil der freigesetzte Phosphor während der Schichtung nicht in das Epilimnion transportiert wird und weil der

unmittelbar nach der Vollzirkulation eingemischte Phosphor offenbar schnell und vollständig wieder mitgefällt wird. Mit der Belüftung wird der Kreislauf von reduktiver P-Freisetzung und nachfolgender Eisenoxidation näher an die Sedimentoberfläche verschoben. So basiert die hohe P-Bindefähigkeit des Sedimentes hauptsächlich auf der mehr als 15 Jahre zurückliegenden einmaligen Applikation von Eisen ($FeCl_3$, FeOOH), das sich zur Oberfläche verlagert (Fe:P Verhältnis ~10).

Schlussfolgerungen

Die *kontinuierliche Fe-Zufuhr* im Tegeler See reicht nicht aus, den P-Haushalt des Sees wirksam über die Belüftung zu steuern. Die Mobilität des Eisens ist wegen seiner sulfidischen Festlegung eingeschränkt und kann nur eingeschränkt an der Sedimentoberfläche angereichert werden. Die Massebilanz hat gezeigt, dass die durch Belüftung steuerbare P-Menge im Vergleich zum P-Import und -Inhalt gering ist, die epilimnische P-Dynamik in starkem Maße durch den Import beeinflusst wird und sich der größte Teil des Phosphors im Epilimnion befindet. Demzufolge hat die Belüftung nur einen geringen Einfluss auf die trophierelevante epilimnische P-Konzentration.

Die *einmalige Fe-Zufuhr* im Groß-Glienicker See stellt die hohe Bindefähigkeit des Sedimentes sicher, da sich Eisen kontinuierlich in Richtung Sedimentoberfläche verlagert. Daraus erklärt sich dessen fortbestehende Wirkung. Der P-Inhalt des Sees wird stark von der Belüftung beeinflusst. Die Massebilanz hat gezeigt, dass sich durchschnittlich die Hälfte des Phosphors im Hypolimnion befindet, die P-Rücklösung für die epilimnische P-Versorgung unbedeutend ist, da mit einsetzender Vollzirkulation der Phosphor durch das hypolimnisch akkumulierte Eisen ausgefällt wird.

Danksagung

Allen Personen die zum Gelingen vorliegender Arbeit direkt oder indirekt beigetragen haben, möchten wir herzlich danken. Sylvia Jordan, Matthias Tillack, Thomas Rossoll und Bernd Schütze halfen bei der Probenahme. Christiane Herzog, Sarah Schell, Dr. Elke Zwirnmann und Hans-Jürgen Exner (alle IGB Berlin) haben den Hauptanteil der chemischen Analytik erledigt. Uwe Heerwagen (AGO Hydroair GmbH) hat den termingerechten und technischen Betrieb der Belüfter im Groß-Glienicker See sichergestellt. Die Untersuchungen wurden durch den Berliner Senat unterstützt.

Literatur

Gächter, R. & B. Müller (2003): Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. Limnology and Oceanography 48: 929-933.

Hupfer, M. (1995): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In: Steinberg, C., H. Bernhardt & H. Klapper (eds.) Handbuch Angewandte Limnologie, Ecomed, Kap. IV-3.2: 1-22.

Hupfer, M. (2004): Bedeutung sedimentstratigraphischer Untersuchungen für die Seentherapie. Studia Quaternaria 121: 171-178.

Kleeberg, A., Hupfer, M. (2010): Einfluss hypolimnischer Belüftung auf die Austauschprozesse zwischen Sediment und Wasser (Tegeler See und Groß-Glienicker See). Im Auftrag der Berliner Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz. Abschlussbericht. 66 S.

Psenner, R., Pucsko, R. & M. Sager (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten - Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. Arch. Hydrobiol./Suppl. 70(1): 111- 155.

Schauser, I., Chorus, I. (2007): Assessment of internal and external lake restoration measures for two Berlin lakes. Lake and Reservoir Management 23: 366-376.

Zwirnmann, E., A. Krüger & J. Gelbrecht (1999): Analytik im zentralen Chemielabor. Jahresbericht des IGB (Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei) 9: 3-24.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Biodiversität des Phytoplanktons in europäischen Seen

Ute Mischke[1], Laurence Carvalho[2], Geoff Phillips[3], Caridad de Hoyos[4], Christophe Laplace-Treyture[5] & Anne Lyche Solheim[6]

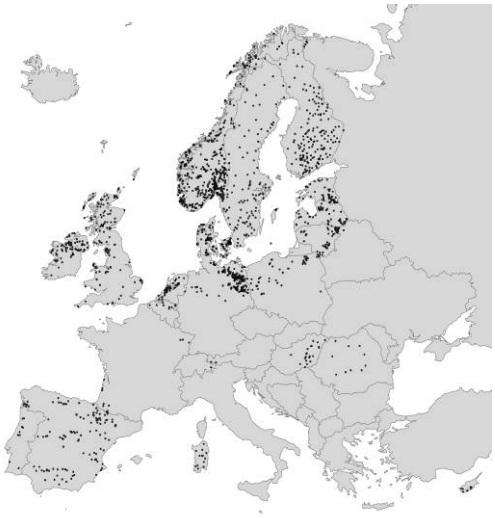
[1] IGB, D-12489 Berlin, Justus von Liebig Str. 7; mischke@igb-berlin.de, [2] CEH (UK), [3] Env. Agency (UK), [4] CEDEX (ES), [5] CEMAGREF (FR), [6] NIVA (NO)

Keywords: Phytoplankton; Biodiversität; Indikator; Eutrophierung; Europa

Einleitung

Im Rahmen des EU- Projektes WISER wurde eine europäische Datenbank des Phytoplanktons für mehr als 1700 Seen aufgebaut, die aus Skandinavien, Zentraleuropa und der Mittelmeerregion stammen und nach mittlerer Wassertiefe, Alkalinität und Trübung in so genannte IC-Typen unterteilt sind.. Ein Ziel ist es, allgemein gültige biologische Indikatorgrößen für die Eutrophierung und die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu finden. Während es für die Biomasse und teils für die taxonomische Zusammensetzung bereits abgestimmte Kenngrößen gibt (s. EU - European Union 2008 Commission Decision; Birk 2010), fehlt dies für die Erfassung von Algenblüten. In dieser Arbeit wird die Diversität (species richness, evenness) des Phytoplanktons als potentielle Kenngröße geprüft. Entlang des trophischen Gradienten sollte die evenness abnehmen (Longhi & Beisner 2010; Ott in Birk 2010 for Estonian lake method) und könnte in Kombination mit einem Schwellenwert für die Biomasse als Indikator für sommerliche Algenblüten genutzt werden.

Material und Methoden



Das Untersuchungsgebiet umfasst 1789 Seen aus allen Ökoregionen Europas (s. Abbildung 1) mit Ausnahme der Alpenregion, wurde von den einzelnen Länderinstituten in den Überwachungsprogrammen 2000 – 2009 erfasst und dem EU Projekt WISER unter anderem zur Entwicklung von biologischen Kenngrößen zur Verfügung gestellt. Zumeist wurde das Epilimnion beprobt und es erfolgte eine qualitative und quantitative Analyse nach der Utermöhl- Methode. Ausgeschlossen wurden Seen mit sommerlichen Gesamtphosphorkonzentrationen (**TP**) unterhalb von 0,1 und oberhalb von 1000 µg L^{-1}.

Abb. 1: Orte der Seen in der EU-WISER Datenbank.

Die biologischen Befunde wurden in Hinblick auf die Taxonomie mittels einer neu erstellten europäischen Taxaliste des Phytoplanktons harmonisiert (1789 Taxa). Dabei wurden keine cf-Arten, nomenklatorisch invalide Taxa, keine Einzelnachweise benthischer Arten (<5 Befunde) und Artengruppen zugelassen, sondern diese Zählgruppen zum

nächst höheren, taxonomischen Niveau (Gattung oder Ordnung) transferiert und differenzierte Befunde von Größenklassen auf Art oder Gattungsebene zusammengefasst. Eine detaillierte Beschreibung der Datenbasis WISER findet sich im WISER deliverable 3-1-1 (Phillips et al., 2010: Kapitel 2). Die Artenzahl und die Evenness wurden ermittelt für alle 5897 Proben aus dem Zeitraum Juli – September, für den die meisten Proben vorlagen und ein Sensitivitätstest der Mittelwerte in TP – Kategorien von Evenness zu TP in dieser Saison eine Abnahme der Evenness ergab.

Die erreichte Bestimmungs-/Untersuchungstiefe kann Einfluss auf den Wert des Diversitätsindices haben. Vergleichsweise wurde für alle Proben mit mehr als 20 Taxa auch die Evenness berechnet, wenn man nur die Biomasse-dominanten 20 Taxa einbezieht. Die Korrelation zwischen den beiden Berechnungsergebnissen (unter Einfluss aller erfassten Taxa oder nur der 20 häufigsten Taxa) war sehr hoch (r^2 = 0,9461). Deshalb wurde kein Ausschluss von Daten vorgenommen.

Ergebnisse und Diskussion

Artenzahl (Species richness)

Generell ist die durchschnittliche Anzahl an erfassten mit 34 Taxa je Probe hoch. Proben mit weniger als 10 quantitativ erfassten Taxa machen weniger als 3 % aus. Die Verteilung der Artenzahl zeigt entlang des Gradienten der TP – Konzentrationen eine glockenförmige Verteilung (s. Abbildung 2). Während in dem streng oligotrophen Bereich von unter 5µg L^{-1} TP nur wenige Arten leben können, nehmen die toleranten Arten im mittleren Bereich teils stark zu (> 40 Arten) bis durch die Selbstbeschattung und andere Extrembedingungen die Artenzahl bei Algenblüten und sehr hohen TP-Konzentrationen wieder abnimmt. Die Artenzahl erweist sich demnach als nicht linear korreliert und ungeeignet als Kenngröße für die Eutrophierung oder für die Identifikation von Algenblüten. Ähnlich verhält es sich für den Shannon Index (Ergebnis nicht gezeigt; s.a. Spatharisa et al. 2011).

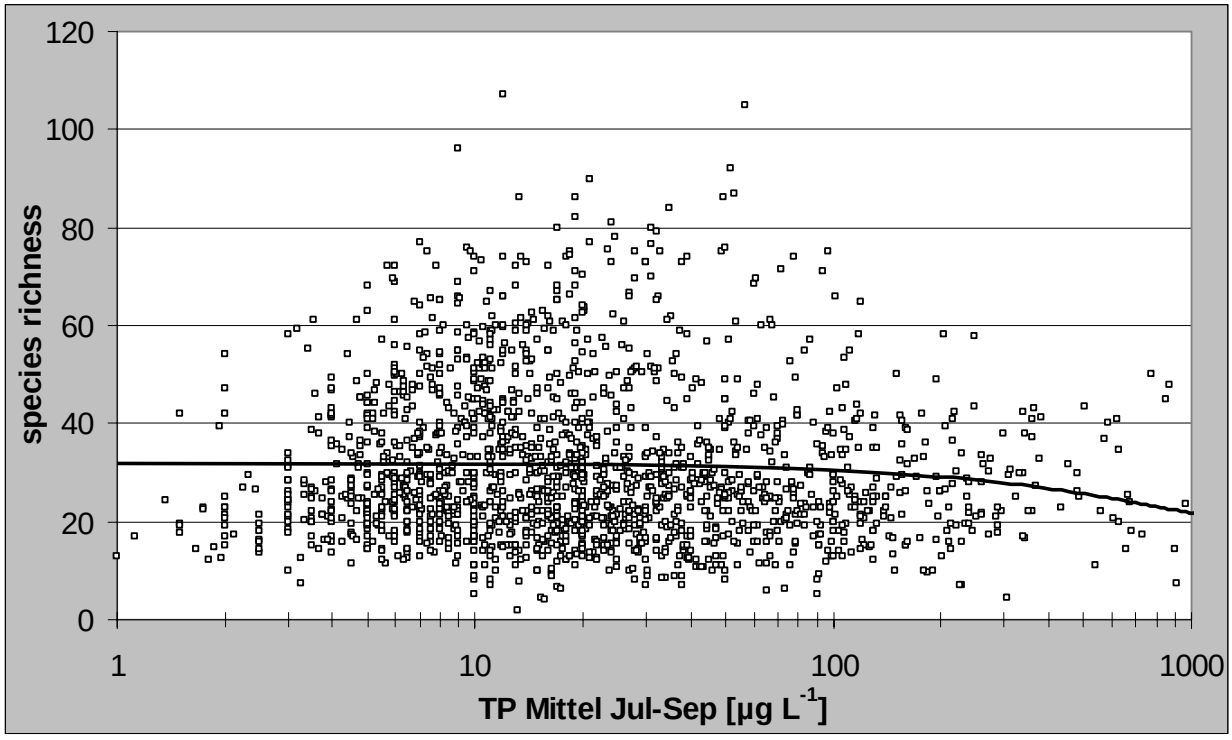


Abb. 2: Verteilung der Artenzahl (species richness) in 5896 Proben der Phytoplankton- 3.1 WISER-Datenbank

Evenness

Pilou´s Evenness Index (**J'**) setzt den Shannon Index (H) ins Verhältnis zu einer Artengemeinschaft mit einer optimal auf alle Arten gleichmäßig aufgeteilten Biomasseverteilung (Hmax). Im Falle von Algenblüten sinkt J'. In Tabelle 1 wird die Korrelation der in den Seen beobachteten J' im Verhältnis zu den sommerlichen TP- Werten statistisch dokumentiert. Während die Korrelation (Sperman) im vereinten Datensatz nicht signifikant ist (nicht dargestellt; s. Mischke et al. 2010), nahm J' in den seenreichsten europäischen Seentypen bei TP- Anstieg ab. Dies war am deutlichsten in flachen (3 – 15m) nordischen Tieflandseen mit geringer (L-N 1) oder mäßiger Alkalinität (L-N 8a) zu beobachten. Alle Seentypen mit einem signifikant abnehmenden Trend der Evenness zu TP sind in Tabelle 1 hervorgehoben (s. Sternchen in Spalte „Spearman corr"). Mit einem T-Test wurde für diese 9 Seengruppen geprüft, ob J' in deren Referenzseen (s. Poikane et al. 2010) signifikant höher liegt als in den anderen Seen (s. Tabelle 1), was nur für 4 Seentypen zutraf, da die Standardabweichung (SD) sehr hoch war.

Tab. 1: Korrelationsfaktoren von linearen Regressionen zwischen TP log und Evenness Index (J') in den verschiedenen Seentypen (N = Fallzahl pro Typ), Anzahl an Referenzseen und deren Mittelwerte und Standardabweichungen des J' (SD) und Ergebnis des Levene T-Tests auf Unterschiedlichkeit zwischen Referenzseen und den restlichen, teils eutrophierten Seen.

Europäische Seetypen	Merkmale der Seentypen (Details s. Poikane et al. 2010)	N	Spearman corr	N Referenzseen	Mittel und SD von J in Referenzseen	p = Levene T-test Ref zu Rest
L-EC1	Eastern Lowland; most shallow; high alkalinity	16		0		
L-CB1	Lowland; shallow; high alkalinity; retention time 1 - 10y	360	-0,300***	31	0,64 ±0,119	0,141
L-CB2	Lowland; very shallow; high alkalinity; retention time 0.1 - 1y	199	-0,247***	4	0,69 ±0,140	0,993
L-CB3	lowland; silicious; shallow; small; Lobbelia type)	24	0,090	9	0,54 ±0,106	0,311
L-M7	Med. Reservoirs, deep, large, siliceous, 'wet areas'	8	-0,143	0		
L-M8	Med. Reservoirs, deep, large, calcareous	29	-0,006	0		
L-N1	Lowland; shallow; moderate alkalinity; clear	66	-0,494***	18	0,70 ±0,071	0,070**
L-N2a	Northern Lowland, shallow, low alkalinity, clear)	101	-0,237**	58	0,71 ±0,058	0,000***
L-N2b	Northern Lowland, deep, low alkalinity, clear	98	-0,136	71	0,68 ±0,105	0,475
L-N3a	Northern Lowland, shallow, low alkalinity, meso-humic	132	-0,477***	58	0,65 ±0,149	0,680
L-N3b	Northern Lowland,	28	-0,367	8	0,61	0,153
L-N8a	Northern Lowland, shallow, moderate alkalinity, meso-humic)	58	-0,566***	13	0,70 ±0,082	0,216
L-N9	Northern Lowland,*XXXX	33	-0,232**	22	0,69 ±0,055	0,000***
L-NU	Northern Lowland, missing typology data	88	-0,483***	11	0,68 ±0,085	0,059
L-NX	Northern Lowland, lakes not covered by typology	238	-0,437***	111	0,66 ±0,113	0,000***

Durch Gruppierung der Seetypen (mit signifikanten Trend von J' zu TP) in den Ökoregionen (Beispiel s. Abb. 3) und durch Nutzung der mittleren J': a) in der Referenzseegruppe zur Bestimmung der sehr gut / gut Grenze, b) beim „tipping –point" von 25µg L^{-1} TP für die gut/mäßig Grenze, c) beim Sättigungs- TP- Wert von 200µg L^{-1}, bei dem sich keine weitere J' Abnahme zeigt, wurde ein Modell zur Vorhersage der ökologischen Qualitätsklasse aus J' vorgeschlagen (s. Tab. 2). Die Modellergebnisse waren für die Nordischen Seen plausibel im Verhältnis zu TP (Abb. 4) und im Verhältnis zu den gleichzeitig beobachteten Chlorophyll a-Konzentrationen. Hohe Chlorophyll a-Konzentrationen sind gepaart mit niedrigen J'- Werten unabhängig von der TP - Kategorie.

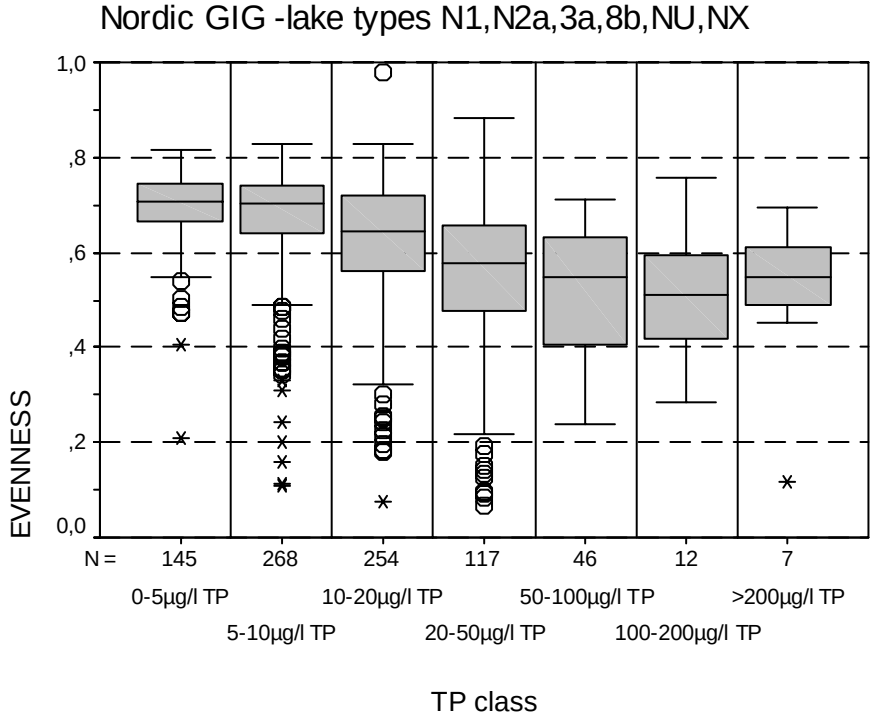


Abb. 3: Box-Plot - Verteilung von J' jeweils im aktuellsten Jahr der Erfassung in 848 Nordischen Seen in Kategorien der sommerlichen Gesamtphosphor-Konzentration (TP class). Die grau unterlegten Bereiche umfassen 50% aller Werte (25% Perzentil bis 75% Perzentil mit Median als Querlinie).

Tab. 2: Evenness (J') - basierte Modelle für nordische (N) und zentraleuropäische Seen (CB) zur Vorhersage der ökologischen Qualitätsklasse (normiert als EQR mit 0 - 0,2 = „schlecht"; 0,2 – 0,4 = „unbefriedigend"; 0,4 – 0,6 = „mäßig"; 0,6 – 0,8 = „gut"; 0,8 – 1 = „sehr gut") abgeleitet aus der Vorhersage der Gesamtphosphorkonzentration (TP) aus J'.

	Seentypen, die für ein nordisches (N-GIG) und Zentraleuropäisches (CB-GIG) –Modell testweise vereint wurden	N Seen	R^2 (J' zu TP)	TP prognostiziert aus J' **Qualitätsklasse (EQR) prognostiziert aus J'**
N-GIG Seen Modell	N1, N2a,N3a, N8a,N9, NU,NX	848	-0,436***	TPpredictCB = -12,821* J' + 9,0256 **EQR_CB = 6,8966*J' – 3,469**
CB-GIG Seen Modell	CB-1, CB-2	559	-0,261***	TPpredictN = -5,8824 * J' + 4,5706 **EQR_N = 2,7933*J' – 0,8804**

Entlang des TP – Gradienten nimmt die aus J' bestimmte Zustandsklasse (EQR) ab und könnte in Kombination mit einem Schwellenwert für die Biomasse als bewertender Indikator von sommerliche Algenblüten genutzt werden. Dieser Biomasse-Schwellenwert (critical bloom density = CBD) könnte beispielsweise als der 1,5 fache Wert der gut/mäßig- Grenze für die Chlorophyll a-Konzentration definiert werden, die für jeden Gewässertyp bereits europäisch abgestimmt wurden (s. decision tables in EU 2008). Für die Nordischen Seen liegt der Chlorophyll a-Grenzwert zwischen guten und mäßigen Zustand zwischen 6,75 und 12,75 µg L^{-1} je nach Seetyp, in Zentraleuropa für

kalkreiche, flache Seen (3-15m tief) bei 10 und für die Flachseen (<3m tief) bei 23µg L^{-1}. Erst oberhalb des CBD kann man von Algenblüten sprechen, während Situationen mit geringer Evenness (z.B. Dominanz durch *Dinobryon, Asterionella oder Ceratium*), aber kleiner Gesamtbiomasse, nicht bewertungsrelevant sein sollten.

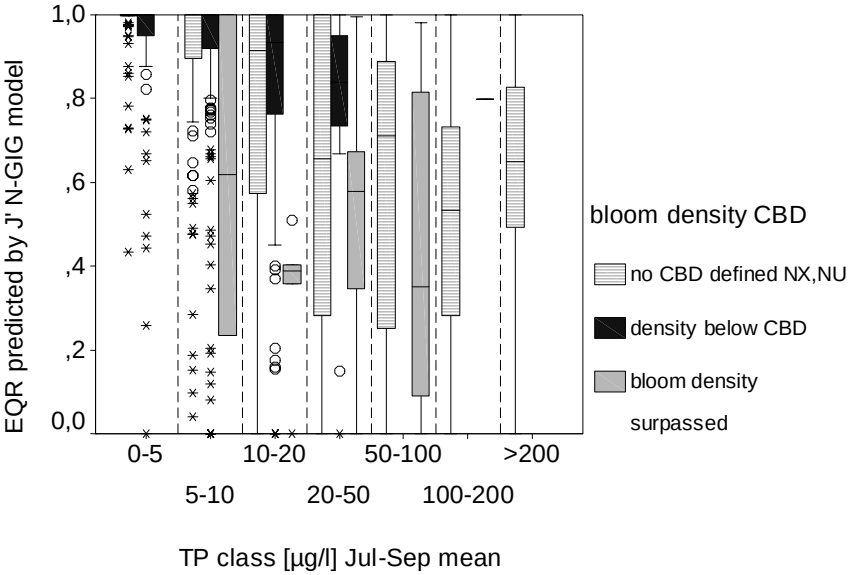


Abb. 4: Box-Plot – Vorhergesagte Zustandsklasse aus J' (Evenness) gruppiert in den TP – Kategorien und unterteilt nach Fällen unterhalb (blau) und oberhalb (grün) eines Biomasse - Schwellenwertes (CBD; Definition s. Text). Die quer gestreiften Balken repräsentieren Seen ohne Seetypzuordnung und ohne vereinbarte CBD.

Danksagung

Diese Arbeit ist ein Ergebnis des Projektes WISER (Water bodies in Europe: Integrative Systems to assess Ecological status and Recovery) gefördert durch die European Union im 7ten Rahmenprogramm, Thema 6 (Environment including Climate Change contract No. 226273), www.wiser.eu. Zusätzlich wurde die Arbeit durch das Länderfinanzierungsprogramm gefördert (LAWA O9.09). Dank an Birger Skjelbred und Jannicke Moe (Datenbank WP 3.1 EU WISER) und an Franziska Neumann für die Erstellung der Europa-Karte.

Literatur

Birk, S. (2010): Overview report of biological assessment methods used in national WFD monitoring programmes SECOND DRAFT. Methods for lakes- 18 March 2010 WISER Workpackage 2.2 – open assess data base on - http://www.wiser.eu

EU - European Union. 2008 Commission Decision of 30 October 2008 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise (notified under document number C(2008) 6016). Official Journal of the European Union 51(L332): 20-44.

Longhi M. L. & Beisner B. E. (2010): Patterns in taxonomic and functional diversity of lake phytoplankton. Freshwater Biology 55: 1349–1366.

Mischke, U.,Carvalho L., McDonald C., Skjelbred B., Lyche Solheim A., Phillips G., de Hoyos C., Borics G., Moe J and others (2010-08-31): WISER Deliverable D3.1-2: Report on phytoplankton bloom metrics. Draft. Final version on: http://www.wiser.eu

Phillips G., Morabito G., Carvalho L., Lyche Solheim A., Skjelbred B., Moe J., Andersen T., Mischke U., de Hoyos C., Borics G. and others (08.2010): WISER Deliverable D3.1-1: Report on phytoplankton composition metrics. Draft. Final version on. http://www.wiser.eu

Pielou, E.C., 1975. Ecological Diversity. Wiley InterScience, New York S: 1 - 165.

Poikane, S., Alves, M.H., Argillier, C., van den Berg, M., Buzzi, F., Hoehn, E., de Hoyos, C., Karottki, I., Laplace-Treyture, C., Solheim, A., Ortiz-Casas, J., Ott, I., Phillips, G., Pilke, A., Padua, J. Remec-Rekar, S., Riedmüller, U., Schaumburg, J., Serrano, M.L., Soszka, H., Tierney, D., Urbanic, G. & Wolfram, G. (2010): Defining Chlorophyll-a Reference Conditions in European Lakes. Environmental Management 45: 1286–1298.

Spatharisa S., Roelkeb D. L., Dimitrakopoulosd P. G. & Kokkorisa G. D. (2011): Analyzing the (mis)behavior of Shannon index in eutrophication studies using field and simulated phytoplankton assemblages. Ecological Indicators 11: 697–703.

Nährstofffällungen in Flachseen „Schmuddelkind“ oder Alternative ?

Eva-Maria Scharf [1], Stefan Sandrock [2] & Jürgen Mathes [3]

1,2 bioplan – Institut für angewandte Biologie und Landschaftsplanung, Strandstraße 30, 18211 Ostseebad Nienhagen, info@bioplan-online.de; 3 Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg Vorpommern, Paulshöher Weg 1, 19061 Schwerin, J.Mathes@mv-regierung.de

Keywords: Seesanierung, Flachseen, Nährstofffällung

Einleitung

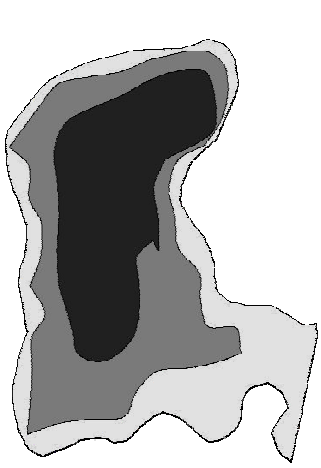
Weniger als 10% der Standgewässer Mecklenburg Vorpommerns weisen eine mittlere Tiefe > 5,00 m auf. Viele dieser Seen haben durch massive Eutrophierung ein Qualitätsproblem, sind gekennzeichnet durch z.T. mächtige, nährstoffreiche Sedimentschichten, Rücklösungsvorgänge aus den Sedimenten, Algenmassenentwicklungen und fehlenden Makrophytenbewuchs. Die naheliegende Restaurierung solcher Gewässer durch eine umfassende, konsequente Sedimententnahme ist wegen hoher Kosten und der verschärften Ansprüche des Bodenschutzgesetzes und Problemen mit der Flächenverfügbarkeit für Spülfelder und Verwertungsflächen fast immer unmöglich. Die Reduzierung des trophierelevanten Phosphors aus dem Freiwasser (Fällung) bzw. Unterbindung/Reduzierung der P-Rücklösung aus dem Sediment (Sedimentkonditionierung) mit Aluminiumsalzen ist eine preisgünstige und bereits häufig angewandte Alternative (Hupfer und Scharf 2002, Klapper 1992, Rönicke 1993, Stapel 1984 u.v.a.), die heutzutage als Stand der Technik bezeichnet werden kann. Allerdings wird sie für Flachseen noch immer mit Skepsis betrachtet, da ihr von vornherein fragliche Erfolgsaussichten, eine mangelnde Nachhaltigkeit und mögliche toxische Effekte auf die Biozönose unterstellt werden.

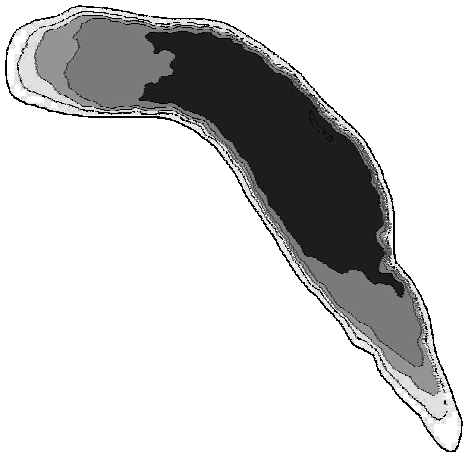
Im nachfolgenden Beitrag sollen die Erfahrungen von zwei Restaurierungsprojekten durch Nährstofffällung mit Aluminiumsalzen an zwei ausgesprochenen Flachseen in Mecklenburg Vorpommern vorgestellt werden. Beide Seen waren durch die gleiche „Leidensvorgeschichte“ gekennzeichnet. Jahrelange Belastungen durch kommunale Abwässer und Einträge aus der Landwirtschaft (intensive Ackernutzung im Einzugsgebiet, Gülle, Abwässer von Stallanlagen) hatten in den beiden ohnehin relativ kleinen und flachen Standgewässern (Referenzzustand eutroph e2) zu einer starken Eutrophierung mit allen bekannten Folgen wie Blaualgenmassenentwicklungen und besonders im Möllener See trotz der geringen Wassertiefe massiven Sauerstoffdefiziten in den Sommermonaten geführt. Beide Seen mussten bereits über Jahre nach LAWA (1998) als polytroph p2 eingestuft werden. Die Sichttiefen lagen fast ganzjährig zwischen 20 und 30 cm, Makrophyten fehlten nahezu gänzlich. Es kam zu Fischsterben und ein Badebetrieb, der zumindest am Schwandter See ein wichtiges Thema war, wurde unmöglich.

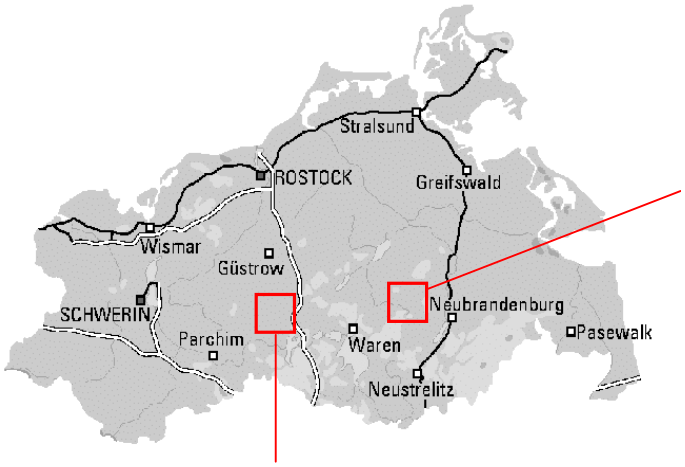
Der Schwandter See wurde im Jahr 2002 mit 33 t Aluminiumsulfat (12,8 g Al3+/m³), der Möllener See im Jahr 2006 mit 70 t Aluminiumsulfat (16,7 g Al3+/m³) behandelt. In beiden Fällen ist das Fällmittel als Granulat auf einer geschlossenen Eisdecke ausgebracht worden.

Material und Methoden

Die beiden Seen, deren Ausgangszustand und Entwicklung in der Folge einer Restaurierung mittels Nährstofffällung mit Aluminiumsalzen hier vorgestellt werden sollen, sind etwa gleich groß und liegen im Zentrum Mecklenburg Vorpommerns. Abb.1 zeigt ihre Lage und die wichtigsten Gewässerkenngrößen. In Tab.1 sind die für die Überwachung des Gewässerzustands verwendeten Methoden zusammengefasst.







Schwandter See:

mittl. Tiefe:	1,60 m
max. Tiefe:	2,60 m
Fläche:	18,6 ha
Seevolumen:	294.440 m³
Einzugsgebiet:	2,3 km²

Möllener See:
mittl. Tiefe: 2,00 m
max. Tiefe: 2,20 m
Fläche: 18,7 ha
Seevolumen: 374.000 m³
Einzugsgebiet: 1,5 km²

Abb. 1: Lage und Charakterisierung der Untersuchungsgewässer

Tab.1: Verwendete Untersuchungsmethoden zur Überwachung des Gewässerzustands

Parameter	Methode
gesamt-Phosphat-Phosphor	DIN 38405-D11-4,ISO 6878-1-1986
Chlorophyll a	DIN 38412-T16
gelöster Sauerstoff und SSIg	DIN 38408-G22 ,Datenlogger GRANT/YSI
pH	DIN 38404 Teil 5 , Datenlogger GRANT/YSI
Leitfähigkeit	DIN 38404 C8, Datenlogger
Sichttiefe	Secchi-Scheibe
Wassertemperatur	Datenlogger GRANT/YSI

Neben der Überwachung der Grundparameter, die eine Klassifizierung nach LAWA erlauben (vgl. Tab.1), sind Phyto- und Zooplankton sowie Makrozoobenthos und Makrophyten in das langjährige Monitoring einbezogen worden. Im Fall des Schwandter See liegen mittlerweile Daten aus 8 Jahren nach der Fällung vor, beim Möllner See sind es 5 Jahre.

Ergebnisse

In beiden Seen wurden nach dem Eisaufbruch und der einsetzenden Fällung sowie auch im weiteren Verlauf der Entwicklung der Seen keinerlei toxische Effekte wie z.B. Fischsterben beobachtet. Erwartungsgemäß kam es in beiden Fällen nach dem Absinken der Flocken zu einem spontanen Absinken des Gesamtphospatgehaltes im Freiwasser und einem deutlichen Anstieg der Sichttiefen. In beiden Seen wurde im ersten Jahr nach der Fällung der Referenzzustand erreicht. Die weitere Entwicklung der für die Charakterisierung der Trophie üblichen Parameter zeigen die Grafiken in den Abb.2 und 3.

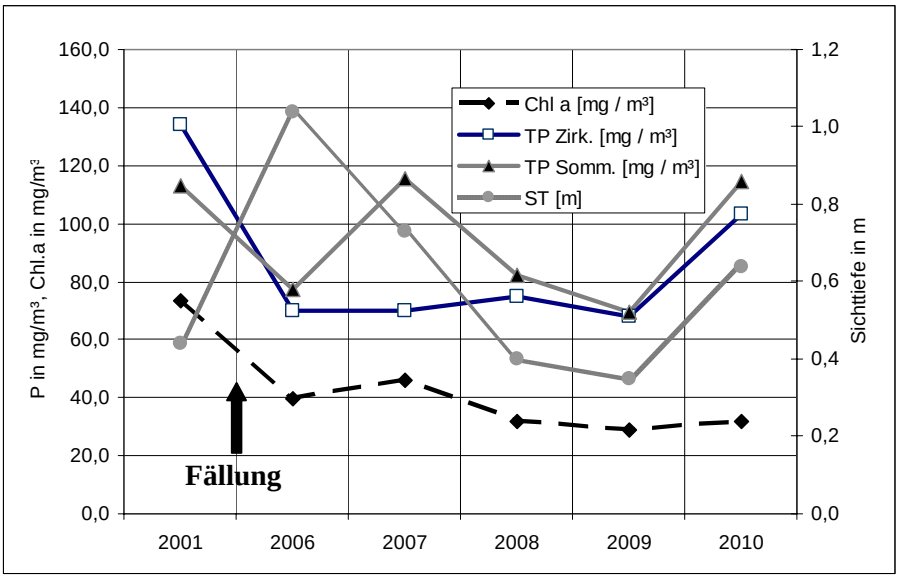


Abb.2: Entwicklung der Grundmessparameter nach der Fällung im Möllener See

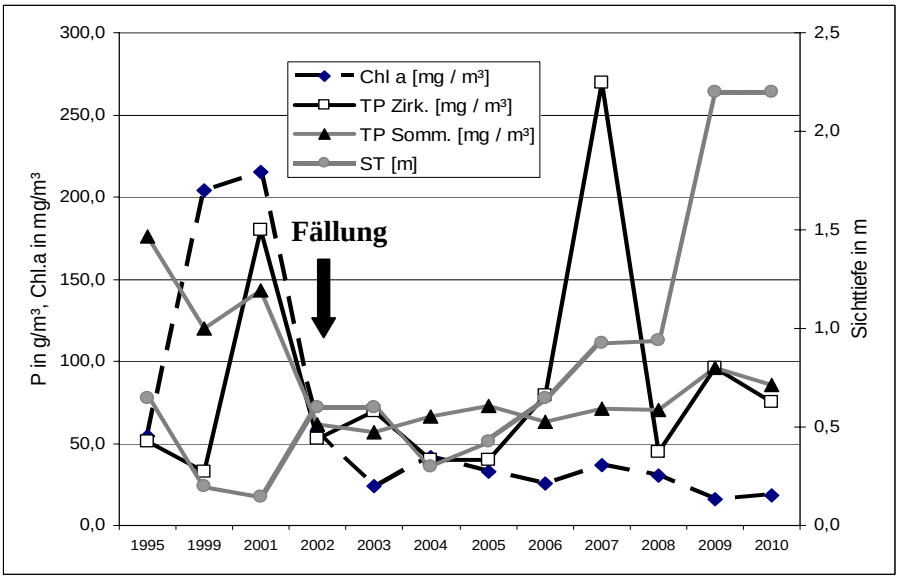


Abb.3: Entwicklung der Grundmessparameter nach der Fällung im Schwandter See

Der Schwandter See befand sich seit der Fällung für mehrere Jahre an der oberen Grenze oder knapp über seinem Referenzzustand (e2) und ist seit 3 Jahren jetzt makrophytendominiert, der Möllener See erreichte im ersten Jahr nach der Fällung spontan seinen Referenzzustand, hat sich seitdem aber auf einem Trophiestatus eingestellt, der eine Stufe besser ist als der Ausgangszustand vor der Restaurierung aber eine Stufe schlechter als sein Referenzzustand.

Wesentlich beeindruckender und stabiler sind allerdings in beiden Seen die Entwicklungen auf der biozönotischen Ebene, die wegen des begrenzten Raumes hier allerdings nicht erschöpfend dargestellt werden können. Es seinen deshalb hier nur die wichtigsten Ergebnisse stichpunktartig zusammengefasst.

Schwandter See

- Seit der Fällung traten keine Blaualgenmassenentwicklungen und keine Fischsterben mehr auf (Ausnahme Winter 2009/2010 mit extrem langer Eisbedeckung und sehr viel Schnee).
- Ganz allgemein kam es dauerhaft zu einem deutlichen Rückgang der Phytoplanktonbiomassen trotz nach wie vor recht hoher Phosphatgehalte im Wasserkörper.
- Anfänglich war eine schlagartige, dann zeitweise wieder verzögerte Zunahme der Makrophytenbesiedlung zu beobachten. Seit 2009 (8 Jahre nach der Fällung) ist das gesamte Gewässer mit Makrophyten bedeckt, es herrscht ganzjährig Grundsicht. Mit *Ceratophyllum demersum* und *Potamogeton crispus* haben sich allerdings ausschließlich Arten etabliert, die auch relativ hohe Nährstoffgehalte tolerieren können.
- Es kam zur Entwicklung einer reichhaltige Benthosgemeinschaft, einschließlich Großmuscheln, praktisch unmittelbar im Anschluss an die Fällung.
- Der Hechtbestand entwickelt sich seit der flächendeckenden Verbreitung der Makrophyten stark (positiver Effekt für das Zooplankton durch Reduzierung von Weißfisch)
- Der Effekt der Nährstofffällung ist mittlerweile seit 9 Jahren stabil, der Badebetrieb war nie mehr in Frage gestellt, die Maßnahme fand und findet eine sehr positive Resonanz bei der Bevölkerung.

Möllener See

- Seit der Fällung kam es nicht mehr zu Algenmassenentwicklungen, vor allem wurde keine Blaualgendominanz mehr festgestellt, auftreibende Blaualgenplaques sind seit 2007 nicht mehr zu beobachten.
- Es ist zu einer deutlichen Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse am Gewässergrund gekommen (früher im Sommer am Grund sauerstofffrei).
- Mit einer lag-Phase von 3 Jahren (2008) wurde im Möllner See eine erfreuliche Makrophytenentwicklung beobachtet. Es werden mittlerweile unter anderem diverse Characeenarten gefunden, die untere Verbreitungsgrenze liegt bei 1,60 m.
- In der Folge der verbesserten Sauerstoffverhältnisse am Grund kam es zu einer deutlichen Verbesserung der Benthosgemeinschaft sowohl bezüglich der Abundanzen als auch der Artenzahlen. In den letzten beiden Jahren ist das häufige Vorkommen lebender Großmuscheln auffällig.
- Die Phosphatgehalte sind nach wie vor relativ hoch, allerdings im Mittel geringer als vor der Fällung
- Die früher sehr hohen P-Austragsraten aus dem Sediment wurden durch die Sedimentkonditionierung mit Aluminiumsalz (deshalb wurde im Möllener See mit einem relativ hohen Überschuss gearbeitet) deutlich reduziert.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die vorgestellten Beispiele zeigen deutlich, dass Nährstofffällungen/Sedimentkonditionierungen mit Aluminiumsalzen - selbstverständlich unter Berücksichtigung aller auch für tiefere Seen zu beachtenden Vorsichtsmaßnahmen und Regeln (Vorversuche, Beachtung der Pufferkapazität, Schutz empfindlicher Bereiche und Organismen etc.) - durchaus eine akzeptable Therapie auch für ausgesprochene Flachseen sind. Der Effekt ist dann nachhaltig, wenn es dem Gewässer durch die mit der Fällung ausgelöste „Starthilfe“ gelingt, sich selbst zu stabilisieren und keine neuen Belastungen auftreten. Der Erfolg (stabiler verbesserter Zustand) tritt allerdings häufig erst nach mehreren Jahren ein, er äußert sich primär meist nicht in dauerhaft stark abgesenkten Phosphatkonzentrationen sondern vor allem in Verbesserungen der biologischen Qualitätskomponenten (Phytoplankton, Makrophyten, Benthos), was mit Blick auf den ökologischen Zustand des Gewässers und damit auch für die Erfüllung der Forderungen der EU-WRRL von besonderer Bedeutung ist. Mittlerweile wurden in Mecklenburg Vorpommern weitere Flachsee durchaus mit Erfolg mit einer Nährstofffällung behandelt. Es wird weiter aufmerksam verfolgt wie sich die Gewässer langfristig weiterentwickeln.

Danksagung

An dieser Stelle ist uns wichtig, deutlich zu machen, dass die vorliegende Zusammenstellung von langfristigen Erfahrungsberichten nur möglich wurde, weil das Umweltministerium MV und die staatlichen Ämter für Umwelt und Natur sich nicht nur für fundierte Voruntersuchungen und die Sanierung der zahlreichen Standgewässer unseres Bundeslandes sondern auch für die wissenschaftliche Begleitung und das anschließende langfristige Monitoring einsetzen und Mittel zur Verfügung stellen. Hierfür sei im Namen aller Fachkollegen ausdrücklich gedankt.

Literatur

BIOPLAN (2001) Limnologisches Gutachten in Vorbereitung einer Sanierung/Restaurierung des Möllner See, Gutachten im Auftrag des STAUN Rostock, unveröffentlicht

BIOPLAN (2006 -2010) Erfolgskontrollen zur Sanierung/Restaurierung des Möllner See, Gutachten im Auftrag des STAUN Rostock, unveröffentlicht

BIOPLAN (2009 – 2010) Untersuchungen von ausgewählten Seen in MV, im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg Vorpommern, unveröffentlicht

BIOPLAN (2007 – 2010) Untersuchungen von Makrophyten und Makrozoobenthos in ausgewählten Seen in MV, im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg Vorpommern, unveröffentlicht

HUPFER, M. und B.W.SCHARF (2002) Seentherapie: Interne Maßnahmen zur Verringerung der Phosphatkonzentration. In Handbuch angewandte Limnologie, Hrsg. Steinber, Calmano, Klapper, Wilken, Verlag ecomed

KLAPPER, H. (1992) Eutrophierung und Gewässerschutz - Wasserbewirtschaftung und Schutz und Sanierung von Binnengewässern, Gustav Fischer Verlag Jena Stuttgart.

MLUV MVP (2007-2010) Untersuchungsergbnisse von Standgewässern in Mecklenburg Vorpommern, Datenbestand des Seenrefereats des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg Vorpommern

RÖNICKE, H. (1993) Chemische Behandlung von Sediment und Wasser,DVWK Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. mit Landesgruppe Nordost 45. Seminar.

STAPEL, A.G. (1984)Seesanierung in der Bundesrepublik Deutschland, Umwelt 4/84,

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Untersuchungen des Phytoplanktons zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie in 77 Seen Nordbrandenburgs in den Jahren 2007 bis 2009

Lothar Täuscher[*)], *Ines Wiehle*[*)], *Ilka Schönfelder*[**)] *& Heike Henker*[*)]

*) Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Straße 2e, 14554 Seddiner See, e-mail: lothar.taeuscher@iag-gmbh.info; ines.wiehle@iag-gmbh.info; heike.henker@iag-gmbh.info **) Büro für Diatomeenanalyse, Prof.-Zeller-Straße 2, 15355 Neuenhagen, e-mail: ilka.schoenfelder@t-online.de

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

Abstract:

Phytoplankton investigations for the characterisation of the ecological status according to European Water Framework Directive in 77 lakes in the north region of the federal state Brandenburg between 2007 and 2009

Phytoplankton as biological quality component is important for he monitoring of lakes according to European Water Framework Directive. Between 2007 and 2009 planktic microalgae of 77 lakes (greater than 50 ha) in the north region of the federal state Brandenburg (Germany) were qualitatively and quantitatively investigated for the characterisation of the ecological status. According to the Phyto-See-Index (PSI) with Di Prof have 27 lakes a good or high ecological status (= 35,1 %), two lakes (= 2,6 %) a good to moderate ecological status, 26 lakes (= 33,8 %) a moderate ecological status, 18 lakes (= 23,3 %) a poor ecological status, two lakes (= 2,6 %) a poor to bad ecological status and two lakes (= 2,6 %) a bad ecological status. The reference waters in the federal state Brandenburg are ecological high (Lake Parsteiner See, Lake Peetschsee, Lake Twernsee, Lake Wummsee), ecological good (Lake Kastavensee, Lake Kölpinsee, Lake Platkowsee, Lake Stechlinsee, Lake Tietzensee) or ecological moderate (Lake Felchowsee, Lake Nehmitzsee). The lakes of the European intercalibration process Lake Grimnitzsee and Lake Wittwesee have a moderate or good ecological status. The Lake Gülper See is bad in the ecological status.

Einleitung

Die qualitative und quantitative Charakterisierung des Phytoplanktons ist neben dem Phytobenthos, den Makrophyten, den benthischen Wirbellosen (Makrozoobenthos) und den Fischen nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) ein wichtiges Kriterium der biologischen Qualitätskomponenten in Seen, in Flüssen, in Übergangsgewässern und in Küstengewässern. Mit Hilfe des Phytoplanktons kann der ökologische Zustand von Gewässern sehr gut charakterisiert werden. Dabei ist für die Wasserqualität und die Gewässernutzung neben der Phytoplankton-Biomasse insbesondere die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons von besonderem Interesse, da viele Belastungen in hohem Maße artspezifisch wirken. Deshalb sind nach der Europäischen

Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) die Zusammensetzung und die Häufigkeit des Phytoplanktons, die Häufigkeit und die Ausprägung von „Planktonblüten“ und die dadurch bewirkten Sichttiefen im Hinblick auf eine Abweichung vom natürlichen bzw. naturnahen Zustand auch in Seen zu bewerten. In den Jahren 2007 bis 2009 wurde von 77 Seen in Nordbrandenburg die Phytoplankton-Besiedlung qualitativ und quantitativ erfasst, um den ökologischen Zustand der Gewässer mit einer Wasserfläche > 50 ha nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie anhand dieser biologischen Qualitätskomponente zu charakterisieren. Mit den vorliegenden Ergebnissen soll ein Beitrag im Sinne eines Langzeit-Monitoring dieser biologischen Komponente geleistet werden.

Untersuchungsgebiet, Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Umfangreiche Angaben zu den 77 untersuchten Seen im Norden des Landes Brandenburg (geographische Lage, Seefläche, maximale Wassertiefe, Schichtung, LAWA-Seen-Typ, physikalisch-chemische Parameter, Trophie-Index nach LAWA 1999) sind in MUGV (2010) und Täuscher et al. (2008, 2009, 2010) zu finden.

Material und Methoden

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

Ergebnisse

Von 77 Seen in Nordbrandenburg wurde in den Jahren 2007 bis 2009 die Phytoplankton-Besiedlung qualitativ und quantitativ untersucht (eine ausführliche Einzelbeschreibung für jeden See ist in den Berichten von Täuscher et al. 2008, 2009, 2010 enthalten), um den ökologischen Zustand der Gewässer mit einer Wasserfläche > 50 ha nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie anhand dieser biologischen Qualitätskomponente zu charakterisieren (s. Tabelle 1). Die ökologischen Einstufungen nach dem Phyto-See-Index (PSI) mit Berücksichtigung des Di Prof ergaben, dass bei 27 Seen (= 35,1 %) eine gute oder sehr gute ökologische Einstufung aufgrund der Phytoplankton-Besiedlung mit der Phyto-See-Index-Bestimmung berechnet werden konnte. Diese Gewässer erreichen damit das Qualitätsziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Zwei Seen (= 2,6 %) wurden als ökologisch gut bis mäßig, 26 Seen (= 33,8 %) als ökologisch mäßig, 18 Seen (= 23,3 %) als ökologisch unbefriedigend, zwei Seen (= 2,6 %) als ökologisch unbefriedigend bis schlecht und zwei (= 2,6 %) Seen als ökologisch schlecht bewertet. Nach den Phytoplankton-Untersuchungen und Phyto-See-Berechnungen wurden die Referenzgewässer im Land Brandenburg (s. Schönfelder 2005) **Felchowsee** als ökologisch mäßig, **Kastavensee** als ökologisch gut, **Kölpinsee** als ökologisch gut, **Lübbesee** als ökologisch gut, **Nehmitzsee** als ökologisch mäßig, **Parsteiner See** als ökologisch sehr gut (ungesichert), **Peetschsee** als ökologisch sehr gut (ungesichert), **Platkowsee** als ökologisch gut, **Stechlinsee** als ökologisch gut, **Großer Tietzensee** als ökologisch gut, **Twernsee** als ökologisch sehr gut, **Wummsee** als ökologisch sehr gut bzw. die Seen für den europäischen Interkalibrationsprozess (s. Schönfelder 2005) **Grimnitzsee** als ökologisch mäßig, **Gülper See** als ökologisch schlecht und der **Wittwesee** als ökologisch gut eingestuft.

Diskussion und Ausblick

Neben der Bestimmung des Phyto-See-Indexes (PSI) mit Berücksichtigung des Di Prof sind zur ökologischen Einstufung und Bewertung der Seen noch folgende Kriterien zur umfassenden Charakterisierung der Seen zu berücksichtigen:

Phytoplankton-Indikatorarten für einen sehr guten und guten ökologischen Zustand

Das sind nach den vorliegenden Untersuchungen und nach den Ergebnissen von Täuscher (2005) folgende Taxa: *Anabaena lemmermannii = Dolichospermum lemmermannii, Aphanothece clathrata, Botrichia chodatii, Closterium aciculare, Gymnodinium helveticum, Quadrigula pfitzeri, Snowella lacustris, Willea vilhelmii.*

Tabelle 1: Ökologische Bewertung von nordbrandenburgischen Seen mittels Phytoplankton (nach dem Phyto-See-Index mit Berücksichtigung des Di Prof) **fett =** Referenzgewässer im Land Brandenburg

ökologische Bewertung	ökologische Bewertung	ökologische Bewertung	ökologische Bewertung	ökologische Bewertung
1 = sehr gut	**2 = gut**	**3 = mäßig**	**4 = unbefriedigend**	**5 = schlecht**
Küstrinsee; **Parsteiner See**; **Peetschsee**; Roofensee; **Twernsee**; **Wummsee**	Bukowsee; Döllnsee, Gr.; Dranser See; *(Grumsinsee)*; Haussee bei Hardenbeck; **Kastavensee**; **Kölpinsee**; Liepnitzsee; **Lübbesee**; Oberpfuhl; **Platkowsee**; Polsensee; Prüßnicksee, Gr.; *(Serwester See)* **Stechlinsee**; Sternhagener See; **Tietzensee, Gr.**; Tornowsee; Unteruckersee; Vordersee bei Obersdorf; Werbellinsee; Wesensee; **Wittwesee**	Baalsee; Beutelsee; **Felchowsee**; Grienericksee; **Grimnitzsee**; *(Grumsinsee)*; Gudelacksee; Kalksee bei Binenwalde; Kuhzer See; Lehnitzsee; Lychensee; Mahlgastsee; Moderfitzsee; **Nehmitzsee**, Nord; Netzowsee; Oberückersee; Plagesee; Prüßnicksee, Kl.; Rahmer See; Röblinsee; Röddelinsee; *(Serwester See)*; Trebowsee; Üdersee; Wolletzsee; Wurlsee; Zenssee; Zootzensee	Blankenburger See; Dollgowsee; Fährsee; Gehronsee; Möllensee bei Krangen; *(Mündesee)*; Rheinsberger See; Ruppiner See; Schlabornsee; Schwedtsee; *(See w Vehlefanz)*; Stolpsee; Templiner See bei Templin; Tetzensee; Untersee mit Klempowsee; Wandlitzer See; Warthesee; Wutzsee; Zechliner See; Zermützelsee	**Gülper See**; *(Mündesee)*; *(See w Vehlefanz)*; Vielitzsee;
6 = 7,8 %	**21 = 27,3 %**	**26 = 33,8 %**	**18 = 23,3 %**	**2 = 2,6 %**

<u>Anmerkung:</u>

Grumsinsee wurde nach verschiedenen Seen-Typen (11.1 und 11.2) bestimmt!!! → ökologische Bewertung 2-3

Serwester See wurde nach verschiedenen Seen-Typen (11.1 und 11.2) bestimmt!!! → ökologische Bewertung 2-3

2 = 2,6 %

Mündesee wurde nach verschiedenen Seen-Typen (11.1 und 11.2) bestimmt!!! → ökologische Bewertung 4-5

See w Vehlefanz wurde nach verschiedenen Seen-Typen (14 und 11.2) bestimmt!!! → ökologische Bewertung 4-5

2 = 2,6 %

Phytoplankton-Störzeiger für Belastungen und naturferne Zustände

Als Störzeiger sind die neophytischen Cyanobakterien/Blaualgen Aphanizomenon aphanizomenoides (= Sphaerospermopsis aphanizomenoides, = Anabaena aphanizomenoides) (Fundort: hochpolytropher Gehronsee), Aphanizomenon issatschenkoi = Cuspidothrix issatschenkoi, Cylindrospermopsis raciborskii und weitere trichale Cyanobakterien/Blaualgen (Aphanizomenon gracile, Limnothrix redekei, Planktothrix agardhii, Pseudanabaena limnetica), die massive Vegetationsfärbungen (Planktothricetum agardhii Budde 1930 emend. Täuscher 1980 corr. 1995) bilden, zu werten (s. auch Täuscher 1998, 2005).

Vergleich der Trophie-Index-Berechnungen (LAWA 1999) mit der ökologischen Einstufung nach dem Phyto-See-Index mit Berücksichtigung des Di Prof

In einer umfangreichen Dokumentation und Diskussion wird auf diesen wichtigen Sachverhalt in

Täuscher et al. (2008, 2009, 2010) verwiesen. Dabei gibt es gute Übereinstimmungen zwischen den Bewertungen der Seen nach diesen Kriterien, aber auch schwer erklärbare Unterschiede. Deshalb müssen die ökologischen Einstufungen kritisch betrachtet werden. Auch Mischke et al. (2009) stellten solche Vergleiche an und kamen zu dem Ergebnis, dass der Phyto-See-Index (PSI) häufig strenger als die LAWA-Bewertung ist.

Vergleich mit Altdaten (umfangreiche Zusammenstellung bibliographischer Angaben s. Täuscher 2009a) und Abgleich mit Ergebnissen der ökologischen Einstufung aufgrund anderer biologischer Komponenten (benthische Diatomeen, Makrophyten, Makrozoobenthos, Fische) nach WRRL (2000)

Auch das Phytobenthos ohne Diatomeen (= „übriges Phytobenthos“), das für die Seen-Bewertung nach WRRL (2000) in Deutschland aus unerklärlichen Gründen leider bisher nicht berücksichtigt wurde (s. Täuscher 2008), eignet sich für eine ökologische Einstufung sehr gut. So konnten bei den vorliegenden Untersuchungen auch Indikator-Taxa für sehr gute bis gute ökologische Verhältnisse als „Nebenprodukt“ bei den Probenahmen beobachtet bzw. aus Literaturangaben den untersuchten Seen zugeordnet werden (Werbellinsee: *Nostoc pruniforme*; Kölpinsee: *Nostoc caeruleum*; Sternhagener See: *Gloeotrichia pisum*). Dagegen sind starke Bewüchse von benthischen fädigen „Grünalgen“ (= Xanthophyceae/Tribophyceae und/oder Chlorophyta sensu lato [Chlorophyceae/Ulvophyceae/Zygnemophyceae]) auf Makrophyten und auf anderen Substraten bzw. als pleustische Watten-Bildungen als Warnsignal einer (lokalen) Nährstoffbelastung in Klarwasserseen zu werten (Täuscher 2008, 2009b). Auch Cyanobakterien/Blaualgen-„Krötenhäute“ (mit *Oscillatoria limosa* als bestimmende Art) indizieren starke naturferne Beeinflussungen der Gewässer.

Nach LUA (2009) wurden im Zeitraum 2006 bis 2008 von 188 Seen der insgesamt 222 Gewässer mit einer Wasserfläche größer als 50 ha im Land Brandenburg (BB) eine ökologische Einstufung vorgenommen (s. Tabelle 2). Dabei zeigt sich beim Vergleich, dass besonders die Seen im Norden dieses Bundeslandes (NBB) mit sehr guten (1,5 % in BB versus 7,8 % in NBB) und guten (16,5 % in BB versus 27,3 % in NBB) ökologischen Bewertungen mittels Phytoplankton eine große Rolle spielen (vgl. Tabelle 1).

Tabelle 2: Ökologische Bewertung von 188 Seen im Land Brandenburg 2006-2008(nach LUA 2009)

ökologische Bewertung	ökologische Bewertung	ökologische Bewertung	ökologische Bewertung	ökologische Bewertung
1 = sehr gut	**2 = gut**	**3 = mäßig**	**4 = unbefriedigend**	**5 = schlecht**
3 = 1,5 %	**31 = 16,5 %**	**103 = 55 %**	**37 = 20 %**	**14 = 7 %**

Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz (2007, 2008) bzw. des Landesumweltamtes Brandenburg (2009) durchgeführt. Besonders danken wir Dipl.-Biol. Lutz Höhne (LUA Brandenburg) für die gute Zusammenarbeit (die umfangreichen Berichte von Täuscher et al. 2008, 2009, 2010 können auch bei ihm angefordert werden).

Literatur

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

LUA (Landesumweltamt Brandenburg) (ed.) (2009): Zustand der Oberflächengewässer: Ökologischer Zustand der Seen. – Umweltdaten Brandenburg 2008/09. - Potsdam: 52.

Mischke, U. & B. Nixdorf (eds.) (2008): Gewässerreport (Nr. 10): Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - BTUC-AR 2/2008: 1-263. www.tu-cottbus.de/fakultaet4/de/gewaesserschutz/downloads/aktuelle-reihe.html

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

MUGV (Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg) (2010): Gewässerschutz und Wasserwirtschaft – Wasserrahmenrichtlinie - Steckbriefe: Seen der EG-Wasserrahmenrichtlinie.- Potsdam. http://www.mugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb2.c.546917.de

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

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

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

Täuscher, L. (2005): Beitrag zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Seen des Landes Brandenburg zur Erstbewertung nach EU-WRRL – Teil III: Qualitative und quantitative Untersuchungen des Phytoplanktons und ökologische Bewertungen. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2004 (Potsdam): 49-54.

Täuscher, L. (2008): Phytobenthos ohne Diatomeen als biologische Komponente zur Bestimmung des ökologischen Zustandes von nordostdeutschen Seen - ein Literaturbericht und Diskussionsbeitrag. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2007 (Münster): 115-120.

Täuscher, L. (2009a): Historische und aktuelle Untersuchungen der Algen-Besiedlung im Land Brandenburg (Deutschland) - ein bibliographischer Überblick als Grundlage für Checklisten und Rote Listen der Algen. - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 22: 87-123. http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/RMB.htm#22

Täuscher, L. (2009b): 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., I. Schönfelder, I. Wiehle , H. Henker & T. Kabus (2008): Monitoring von Phytoplankton und chemischen Parametern zur Indikation des ökologischen Zustandes in ausgewählten Seen Nordbrandenburgs im Jahr 2007. - Bericht Institut für angewandte Gewässerökologie im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Seddin: 109 S. + Anhang.

Täuscher, L., I. Wiehle, I. Schönfelder & H. Henker (2009): Monitoring von Phytoplankton und che-mischen Parametern zur Indikation des ökologischen Zustandes in ausgewählten Seen Nordbrandenburgs im Jahr 2008 - Bericht Institut für angewandte Gewässerökologie im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Seddin: 88 S. + Anhang.

Täuscher, L., I. Wiehle, K. Kalies, I. Schönfelder, H. Henker & H. Kümmel (2010): Biologisches und chemisches Monitoring zur Indikation des ökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie in 42 Seen im Land Brandenburg im Jahr 2009 – Los 1 -. - Bericht Institut für angewandte Gewässerökologie im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg, Seddin: 75 S. + Anhang.

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.

TAGEBAURESTSEEN UND ACID MINE DRAINAGE

ILMBERGER, J. & CH. VON ROHDEN: Untersuchung der Grundwasserankopplung eines meromiktischen Bergbausees mithilfe von konservativen Tracern

LEßMANN, D., K. JENEMANN & B. NIXDORF: Ansatz zur Bewertung saurer Bergbauseen anhand des Phytoplanktons gemäß den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie

METZLER, PH., B. BOEHRER & W. AESCHBACH-HERTIG: Gas supersaturation in meromictic mining lake Vollert Süd, Sachsen-Anhalt

RÖNICKE, H., M. SCHULTZE & J. TITTEL: Einfluss der Neutralisierung des Tagebaues Bockwitz auf seine Planktonstruktur

SCHMIDT, S., K.-H. POKRANDT, C. NITSCHE & I. CARMIENKE: Limnologische Prognosen als Werkzeug zur Herstellung von Tagebauseen und Ableitung von Therapiemaßnahmen am Beispiel des Leipziger Neuseenlandes

ULRICH, K.-U., I. GUDERITZ, L. PAUL & C. NITSCHE: Meromixie im Tagebausee – eine „sichere“ Senke für Acidität?

ULRICH, K.-U., I. GUDERITZ, U. MENZEL, B. HEINRICH, L. WEBER, K.-H. POKRANDT, K. HÄFNER & C. NITSCHE: Quantifizierung und Prognose der Säurefreisetzung aus dem Sediment eines Tagebausees (Zwenkauer See) mittels Labor- und Feldversuch

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Untersuchung der Grundwasserankopplung eines meromiktischen Bergbausees mithilfe von konservativen Tracern

Johann Ilmberger[1] *& Christoph von Rohden*[1]

[1] Institut für Umweltphysik, Universität Heidelberg, INF 229, 69120 Heidelberg

Keywords: Meromixis, Grundwasserankopplung, Tracer

Einleitung

Meromiktische Seen sind Seen, bei denen die winterliche Mischung nicht bis zum Seegrund reicht (Boehrer and Schultze, 2008). Es verbleibt das Monimolimnion, ein mit Ionen angereicherter anoxischer Bodenwasserkörper, der nur einen geringen Austausch mit dem Seewasser aufweist. Die Kenntnis über eine Grundwasseranbindung ist essentiell für das Verständnis der geochemischen Reaktionen im Monimolimnion, die möglicherweise für den Fortbestand der Meromixis eine entscheidende Rolle spielen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden an einem Bergbausee (Moritzteich, 51°35’20” N, 14°34’30” E) in der Lausitz durchgeführt. Der Moritzteich hat eine Fläche von 16.57 ha, ein Wasservolumen von $1.26*10^6$ m^3 und erreicht eine maximale Tiefe von 17.4 m. Die Trennschicht zwischen dem Hypolimnion und dem Monimolimnion, die Chemokline, liegt in einer Tiefe von etwa 10 m. Das Volumen des Monimolimnion beträgt etwa 20 % des Seevolumens und die Chemoklinenfläche etwa 37 % der Seefläche. Ein Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit in der Chemokline von ~1.0 auf 1.5 mS/cm (κ_{20}) zeigt den Anstieg der Ionenkonzentration. Die damit verbundene Erhöhung der Dichte ist ausreichend, um der winterlichen Mischung zu widerstehen und den See permanent meromiktisch zu halten.

Im Jahre 1959 wurde die Wasserhaltung eingestellt, und der See entstand durch Grundwasserzustrom. Ende der 70er Jahre erreichte er seinen endgültigen Wasserstand.

Der See liegt im Muskauer Faltenbogen, einer mehrfach überformten komplexen geologischen Formation (Kupetz and Kessler, 1997). In der Gegend wurde nicht nur im Tagebau sondern auch in Stollen (Tiefbau) Braunkohle abgebaut. Wegen der komplexen Struktur der Grundwasserleiter und deren zusätzlicher Störung durch den Bergbau ist es nicht möglich, Messungen aus umliegenden Grundwassermessstellen zur Bestimmung des Grundwasseraustauschs heranzuziehen. Die Betrachtungen stützen sich deshalb ausschließlich auf Messungen im See (siehe unten).

Messungen

Als konservative Tracer wurden die stabilen Isotope $\delta^{18}O$ und $\delta^{2}H$ sowie das anthropogene Spurengas SF_6 eingesetzt. Die Wasserprobenahme erfolgte gleichzeitig mit derselben Ausrüstung an der tiefsten Stelle des Moritzteichs an vier Terminen: 31. Mai, 26. Juni, 6. Sept. und 11. Okt. 2006.

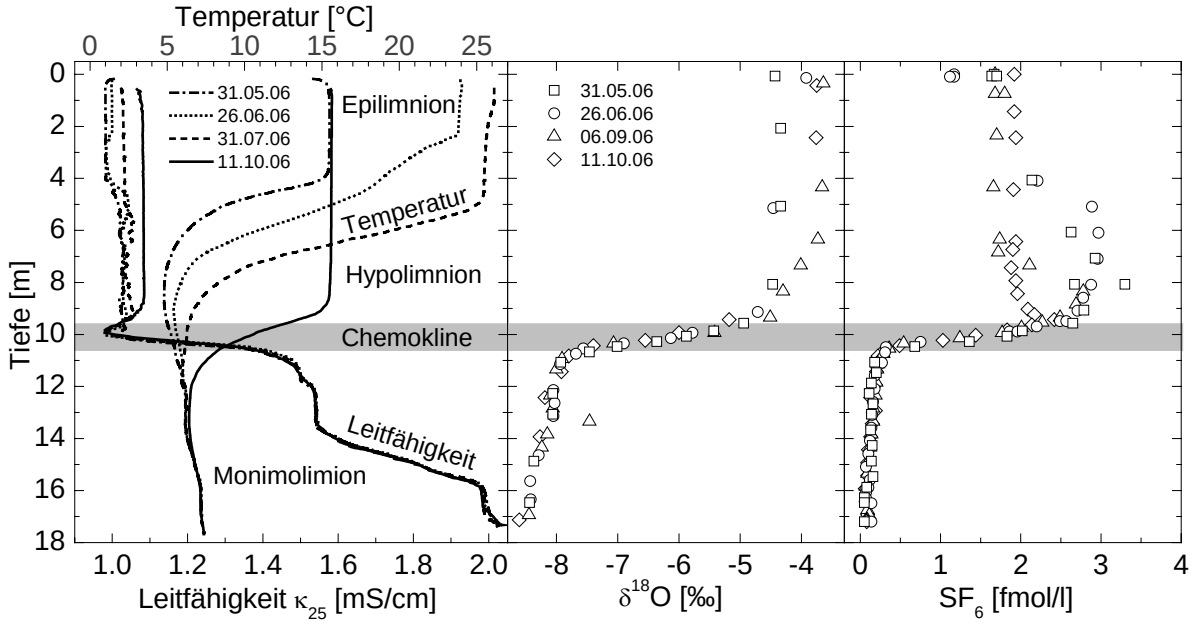


Abb. 1: Profile von Temperatur und elektr. Leitfähigkeit (A) , stabile Isotope (B) und SF_6 (C) an der tiefsten Stelle im Moritzteich.

Abbildung 1 zeigt die Messungen von Temperatur und elektrischer Leitfähigkeit sowie die Spurenstoffe in der Wassersäule. Im Rahmen der Messgenauigkeit sind die Werte für die Tracer und Leitfähigkeit unterhalb der Chemokline über das Halbjahr konstant geblieben.

Die Messung der stabilen Isotope erfolgte massenspektrometrisch (Thermo Finnigan Delta S) im Isotopenlabor des UFZ (Halle) mit einem Fehler von 0.1 ‰ für ^{18}O und 0.8 ‰ für ^{2}H.

Die Wasserproben zur SF_6-Messung wurden in spezielle Glasflaschen mit ‚headspace' auf dem See abgefüllt (von Rohden and Ilmberger 2001) und die Konzentration gaschromatographisch (Shimadzu GC-8AIE) in Heidelberg (IUP) bestimmt. Der Fehler der Messung beträgt bis zu 2 % für Konzentrationen von mehr als 0.5 fmol/l und mehr als 8 % für Konzentrationen kleiner 0.1 fmol/l.

Auswertung

Um einen etwaigen Grundwasserzustrom in der Wassersäule (in diesem Fall innerhalb des Monimolimnions) zu berechnen, genügt es nicht, einen einzigen konservativen Tracer zu betrachten, da die an einem Punkt in der Wassersäule vorliegende Konzentration das Resultat aus Vertikaltransport und Zumischung aus einem eventuell vorliegenden Grundwasserzutritt ist, und somit nur der kombinierte Effekt erschlossen werden kann. Mithilfe eines zweiten Tracers kann unter bestimmten Voraussetzungen der Effekt des Vertikaltransports eliminiert und somit der Grundwasserzustrom lokalisiert und bei Kenntnis bestimmter Randbedingungen quantifiziert werden.

Die Einschränkungen und Randbedingungen ergeben sich aus den zugrunde liegenden Gleichungen: den Massenbilanzen der Tracer und dem 1. Fick'schen Gesetz zur Beschreibung des vertikalen Transports. Desweiteren wird Stationarität der Tracerflüsse am Seegrund und über die Chemokline sowie des (eventuellen) Zustroms in der Wassersäule angenommen.

Die Umformungen der Gleichungen ergeben, dass sich im Diagramm der beiden gegeneinander aufgetragenen Tracer zwingend eine Gerade ergibt, falls in der Wassersäule **kein** Grundwasser zutritt, beziehungsweise die Signatur des Grundwassers einer binären Mischung der Konzentrationen der Ränder (oben und unten) entspricht. D.h. aber, dass ein Grundwasserzustrom vorhanden sein muss, falls sich kein linearer Zusammenhang ergibt.

Ergebnisse und Diskussion

Lokalisierung des Grundwasseraustauschs

In Abbildung 2 sind die Konzentrationen der beiden konservativen Tracer ^{18}O (in ‰) und SF_6 (in fmol/l) gegeneinander aufgetragen. Es ist offensichtlich, dass sich **kein** linearer Zusammenhang über den ganzen Tiefenbereich ergibt. Näherungsweise erhält man zwei Geraden. Die obere Gerade repräsentiert die Chemokline und die untere das Monimolimnion unterhalb einer Tiefe von etwa 13 m. Der Übergang hat eine Dicke von ~2.2 m und ist der Bereich, in dem Grundwasser zutreten muss.

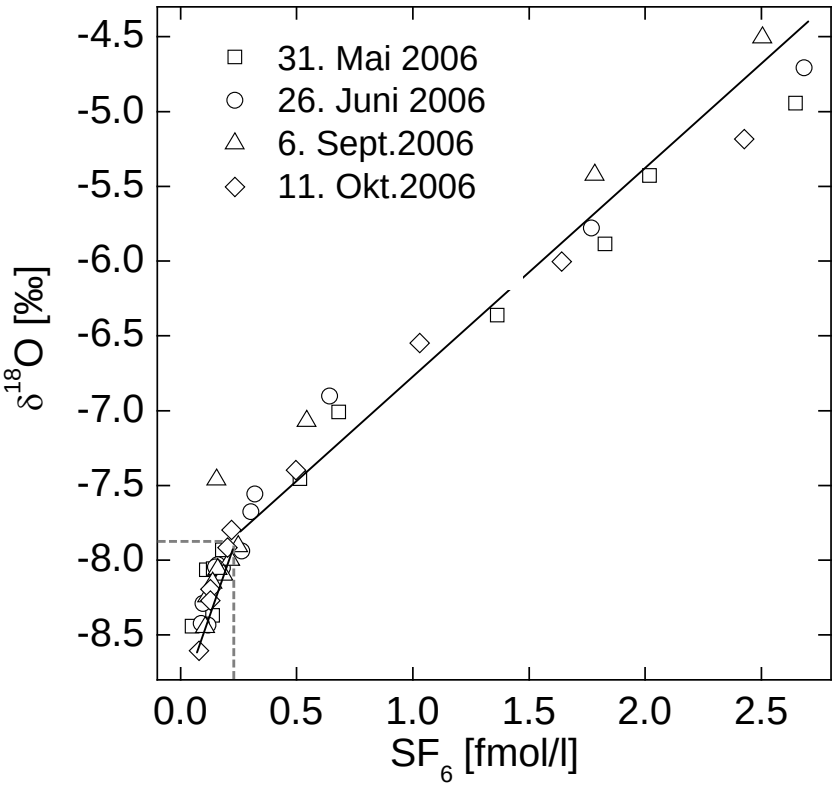


Abb. 2: Vergleich der ^{18}O- und SF_6-Tracer-Konzentrationen. Der durch die obere Gerade angedeutete Bereich entspricht der Chemokline, die unteren Werte repräsentieren das Monimolimnion.

Quantifizierung des Grundwasseraustauschs

Für eine Quantifizierung des Grundwasseraustauschs benötigt man die Steigungen der Geraden aus Abbildung 2, zudem muss der vertikale Fluss der Tracer an einer Stelle in der Wassersäule bekannt sein. Als erste Nährung nehmen wir molekular-diffusiven Fluss über die Chemokline an, was zu einer unteren Abschätzung für den Zustrom führt.

Des Weiteren sind für eine Berechnung des Zustroms die Tracer-Konzentrationen des zuströmenden Grundwassers notwendig. Im Falle des Moritzteichs sind diese wegen der gestörten Grundwasserleiter nicht bekannt. Deshalb werden zwei Szenarien vorgestellt mit unterschiedlichen Annahmen für die SF_6-Konzentrationen: $c_{SF6} = 0$ fmol/l, also SF_6-freies Grundwasser im Anstrom als Minimalwert und $c_{SF6} = 0.2$ fmol/l als ‚mittleren' Wert. Dieser Wert bedeutet eine Beimischung von ca. 20 Jahre altem Grundwasser oder (eher) ~10 % Beimengung von Wasser, das im Gleichgewicht mit der heutigen Atmosphäre steht.

Die damit berechneten Grundwasseraustauschraten sind 19 m^3/d oder 6 % pro Jahr bei SF_6-freiem Grundwasser und 57 m^3/d oder 19 % pro Jahr im zweiten Szenario, jeweils für die betroffene 2.2 m dicke Wasserschicht.

Durch die Annahmen über die SF_6-Konzentrationen werden die $\delta^{18}O$-Werte festgelegt: Für das erste Szenario ergibt sich ein relativ hoher Wert von −8.5‰, bei etwa −9.3‰ im regionalen Grundwasser (Knöller and Strauch, 2002). Im zweiten Szenario erhält man mit −8.1‰ zwar einen noch höheren Wert, aber dieser kann durch eine Beimengung von durch Verdunstung beeinflusstem Wasser eher erklärt werden.

Quantifizierung einer Ionensenke

In Abbildung 3 sind die normalisierten Konzentrationen für die stabilen Isotope und die Leitfähigkeit gegen SF_6 aufgetragen. Die stabilen Isotope zeigen das gleiche Verhalten wie in Abbildung 2, d.h. die beiden näherungsweise linearen Abschnitte in der Chemokline und im unteren Monimolimnion, während die Leitfähigkeit am oberen Ende der Chemokline zunächst konstant (entspricht ca. 15 cm) ist und erst anschließend abfällt. Das bedeutet, dass sich am oberen Rand der Chemokline eine Ionensenke befindet. (Vermutlich wird dort gelöstes Eisen oxidiert und sedimentiert als Eisenhydroxid.)

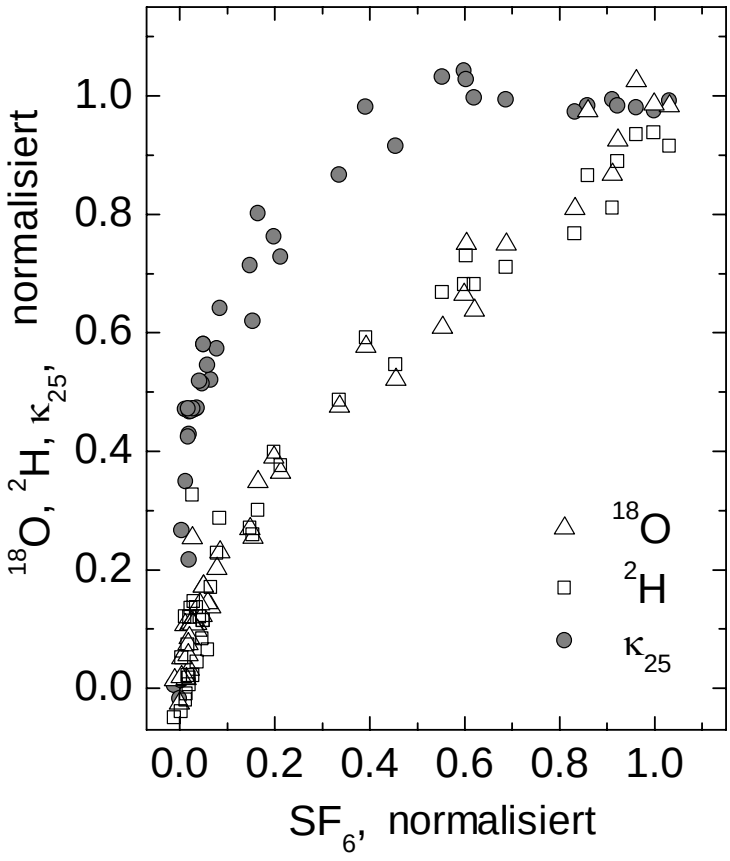


Abb. 3: Normalisierte Leitfähigkeit und stabile Isotope gegen die normalisierte SF_6-Konzentration.

Die Normalisierung erfolgte so, dass sich an der Oberkante der Chemokline für alle Größen 1 und am Seegrund 0 ergibt.

Normalisierung mit der Beziehung: $c_{norm} = (c - c_{unten})/(c_{oben} - c_{unten})$, mit den Werten:

Tracer	c_o	c_u
SF_6 [fmol/L]	2.90	0.08
$\delta^{18}O$ [‰]	-4.4	-8.5
$\delta^{2}H$ [‰]	-40	-65
κ_{25} [mS/cm]	1.02	2.00

Durch Anwendung der um einen Quell/Senken-Term erweiterten Gleichungen auf die nicht-konservative elektrische Leitfähigkeit kann die ‚Leitfähigkeitssenke' auf 24 µS/cm pro Jahr quantifiziert werden.

Zusammenfassung

Mithilfe von konservativen Tracern kann anhand der Änderung der Steigung in einem Tracer-Tracer-Diagramm die Tiefenlage eines Grundwasserzutritts bestimmt werden. Im Moritzteich zeigt sich, dass direkt unterhalb der Chemokline in einer 2.2 m dicken Schicht Grundwasser zutritt.

Unter bestimmten Voraussetzungen kann aus den Tracermessungen der Grundwasseraustausch auch quantifiziert werden. Die Voraussetzungen sind: Stationarität, Kenntnis eines der Tracerflüsse in einer Tiefe und die Tracerkonzentrationen im anströmenden Grundwasser. Falls die Grundwasserkonzentrationen nicht bekannt sind, wie im hier untersuchten Moritzteich, kann mit Szenarien der Grundwasseraustausch eingegrenzt werden.

Die zusätzliche Auftragung eines nicht-konservativen Tracers gegen einen konservativen im Tracer-Tracer-Diagramm lässt die Lage einer Quelle/Senke erkennen. So konnte im Beispiel des Moritzteichs am oberen Rand der Chemokline eine Ionensenke identifiziert werden und mithilfe der Steigungen quantifiziert werden.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen eines durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft geförderten Forschungsprojekts durchgeführt.

Wir möchten uns bei Anne Seebach (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Isotopenhydrologie) für das Überlassen der Daten zu den stabilen Isotopen und bei Uwe Kiwel (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Seenforschung) für die Unterstützung im Feld bedanken.

Literatur

Boehrer, B. and M. Schultze, 2008. Stratification of lakes. Rev. Geophys. 46: RG2005, doi:10.1029/2006RG000210.

Knöller, K. and G. Strauch, 2002. The application of stable isotopes for assessing the hydrological, sulfur, and iron balances of acidic mining lake ML 111 (Lusatia, Germany) as a basis for biotechnological remediation. Water Air Soil Pollut.: Focus 2(3): 3-14, DOI:10.1023/A:1019939309659.

Kupetz, M. and J. Kessler, 1997. Eismächtigkeitsabschätzung für den "Muskauer Gletscher". Freiberger Forschungsheft, **C** 470: 53-64.

von Rohden, C. and J. Ilmberger, 2001. Tracer experiment with sulfur hexafluoride to quantify the vertical transport in a meromictic pit lake. Aquat. Sci. 63: 417–431.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Ansatz zur Bewertung saurer Bergbauseen anhand des Phytoplanktons gemäß den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Dieter Leßmann[1], Kerstin Jenemann[2] & Brigitte Nixdorf[1]

1 Lehrstuhl Gewässerschutz, BTU Cottbus, Postfach 101344, 03013 Cottbus; E-Mail: lessmann@tu-cottbus.de; nixdorf@tu-cottbus.de, 2 Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Referat 43, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden; E-Mail: kerstin.jenemann@smul.sachsen.de

Keywords: Tagebausee, ökologisches Potential, Phytoplankton, EU-Wasserrahmenrichtlinie

Einleitung

Unter den Bergbauseen, die aus dem Braunkohleabbau hervorgegangen sind, gibt es zahlreiche Seen, die langfristig stabile pH-Werte im sauren Bereich aufweisen. Die zuständigen Umweltbehörden stehen mit der Umsetzung der der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) vor der Aufgabe, auch diese künstlich entstandenen Gewässer zu bewerten, um einen möglichen Handlungsbedarf zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit aufzeigen zu können. Während die Einbeziehung pH-neutraler Bergbauseen in das PhytoSee-Bewertungsverfahren (Mischke et al. 2009, Hoehn et al. 2009) bereits in die wasserwirtschaftliche Praxis implementiert werden konnte, gibt es für saure Seen bisher noch keine Bewertungsansätze.

Im Rahmen einer Studie wurde untersucht, ob sich anhand biozönotischer Kennwerte der Phytoplanktonzönose das höchste ökologische Potential saurer Bergbauseen beschreiben lässt und in Ableitung hiervon Degradationsstufen festlegen lassen. Dabei konnte ein Ansatz erarbeiten werden, der eine Festlegung des höchsten ökologischen Potentials im Sinne der WRRL für langfristig stabil saure Seen und ihre ökologische Bewertung ermöglicht.

Material und Methoden

Es gibt vor allem in der Lausitz zahlreiche Bergbauseen, die saure pH-Werte aufweisen und deren Daten für die Studie herangezogen werden konnten. Bei mehreren dieser Seen liegen die pH-Werte bereits seit Jahrzehnten weitestgehend ohne Schwankungen stabil im sauren pH-Bereich.

Die Datenanalysen basieren auf morphometrischen, hydrologischen, physikalischen, chemischen und biologischen Daten aus 17 Seen, für die insgesamt Daten aus 29 „Seenjahren“ von den zuständigen Landesbehörden und der LMBV zur Verfügung gestellt wurden. Teilweise wurde auf eigene Messungen zurückgegriffen. Bis auf einen Kiessee sind alle Seen durch den Abbau von Braunkohle entstanden. Die Braunkohle-Tagebauseen verteilen sich auf das Lausitzer Revier (10 Seen), das hessische Braunkohlerevier um Borken (1 See) und das Oberpfälzer Revier bei Schwandorf (5 Seen). Sechs Seen sind dem Typ 7 nach Mathes et al. (2002) zuzuordnen, elf Seen dem Typ 13.

Die Festlegung des höchsten ökologischen Potentials von künstlichen Wasserkörpern wie Bergbauseen hat gemäß der WRRL soweit wie möglich durch den Vergleich biologischer Qualitätskomponenten mit den am besten vergleichbaren natürlichen Wasserkörpern zu erfolgen. Während für pH-neutrale Bergbauseen zahlreiche natürliche Gewässer als Referenzgewässer zur Verfügung stehen, gibt es für saure Bergbauseen keine natürlichen Gewässer, die als Referenz das höchste ökologische Potential vorgeben könnten. In diesem Fall eröffnet die WRRL die Möglichkeit, dass zur Bewertung des ökologischen Zustands und zur Definition des höchsten ökologischen Potentials Daten von annähernd vergleichbaren künstlichen Wasserkörpern herangezogen werden (s. „Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern“, CIS-Arbeitsgruppe 2.2 und „Toolbox on identification and designation of artificial and heavily modified water bodies“, CIS Working Group 2.2 on Heavily Modified Water Bodies). Für saure Tagebauseen kann daher der Referenzzustand nur durch Expertenurteil anhand der bestmöglichen biologischen Werte im Vergleich der sauren Seen untereinander ermittelt werden. Entsprechend wurde untersucht, ob weitgehend pH-unabhängig im Bereich pH 3 – 5 die biozönotischen Kennwerte Biodiversität und Biomasse für eine Bewertung geeignet sind und welche bestmöglichen Werte erreicht werden. Hieraus wurden dann Bewertungsgrenzen interpoliert.

Grundzüge des Bewertungsverfahrens

Saure Bergbauseen weisen in ihrem Referenzzustand Phytoplankton-Biozönosen auf, die relativ artenarm sind, wobei die Artenzahl mit ansteigenden pH-Werten zunimmt (Lessmann et al. 2000). Die Biomasse der einzelnen Arten kann sich im Jahresmittel auch in diesen Seen relativ gleichmäßig auf die vorkommenden Arten verteilen, was ein wichtiges Qualitätskriterium darstellt. Dabei zeigten die Beispiele einiger Seen, dass die Artenzahl (zumindest bei pH-Werten über 3) ausreichend hoch sein kann, so dass die Qualitätskomponente Diversitätsindex (verwendet wird der Shannon-Index H*s*), in den sowohl die Zahl der vorkommenden Arten als auch die Gleichverteilung der Arten auf die Gesamtbiomasse einfließen, in Seen mit einem pH-Wert um 3 keine deutlich niedrigeren Werten aufwies als in Seen, deren pH-Wert höher lag. Die Evenness (E*s*) stellt ein zusätzliches Kriterium dar. Hohe Werte sind eine Bestätigung dafür, dass sich die vorkommenden Arten relativ gleichmäßig auf die Gesamtbiomasse verteilen. Störungen, z.B. in Form anthropogener Belastungen, führen zu Degradationen der biozönotischen Strukturen. Biodiversität und Phytoplankton-Biomasse kommen daher als primäre Bewertungskriterien grundsätzlich in Frage.

Die Biovolumen-Grenzwerte des Phyto-See-Index (PSI) (Mischke et al. 2009, Hoehn et al. 2009) erwiesen sich als gut geeignet, insbesondere Eutrophierungsdegradationen anzuzeigen, da auch saure Seen deutlich mit einer Erhöhung der Biomasse reagieren, sobald die Nährstoffkonzentrationen ansteigen (Woelfl et al. 2000, Lessmann et al. 2003, Beulker et al. 2004). Eine Differenzierung zwischen schwach und stark sauren pH-Bereichen war nicht notwendig, da sich die Biomasse (ausgedrückt als Biovolumen und Chlorophyll a-Jahresmittel sowie -Maximum) wie der Shannon-Index ausreichend unabhängig von der Säurebelastung ausbildet.

Eine schlechte Korrelation zwischen Phytoplankton-Biovolumen und Chlorophyll a-Konzentrationen konnte auf einen höheren Anteil mixotropher Organismen zurückgeführt werden und musste zu der Empfehlung führen, auf die Chlorophyll a-Konzentrationen nur zusätzlich orientierend zurückzugreifen, insbesondere wenn keine Daten zum Phytoplankton vorliegen. Mittlere und maximale Chlorophyll a-Konzentration können insofern nur als „Hilfsgrößen“ angesehen werden.

Aus der Datenauswertung ergab sich zwar keine Notwendigkeit, bei den Biovolumen-Grenzwerten zwischen den Seetypen 7 und 13 eine Differenzierung vorzunehmen, es wird aber vorgeschlagen,

auch bei sauren Bergbauseen auf die sich aus den statistischen Auswertungen hervorgegangenen Grenzwerte zwischen den Bewertungsklassen für pH-neutrale Seen im PSI auch für saure Bergbauseen zurückzugreifen und die auf Mathes et al. (2002) zurückgehende Seetypisierung im Grundsatz auch für saure Seen beizubehalten.

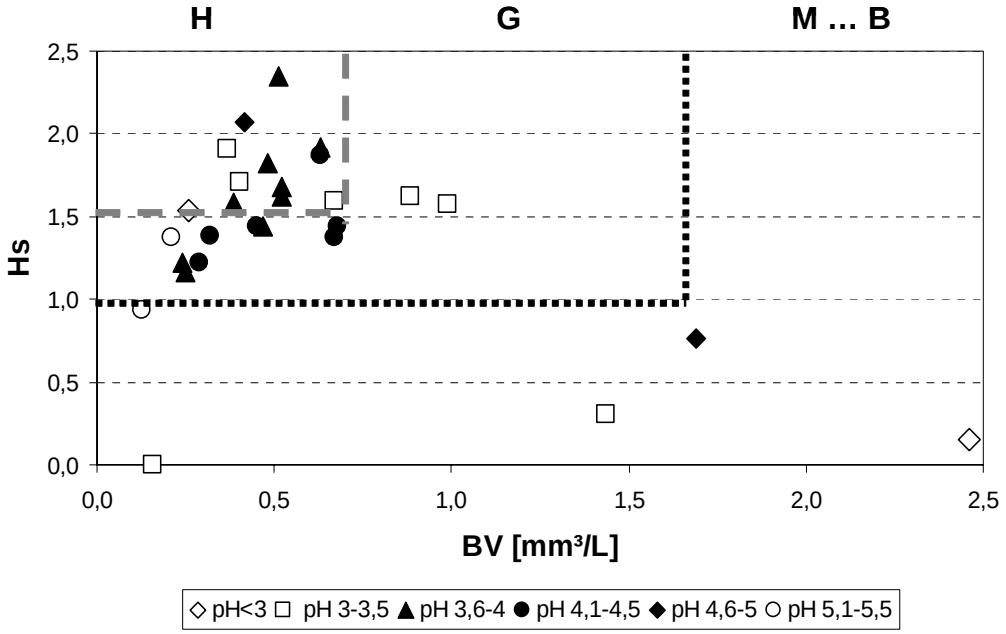


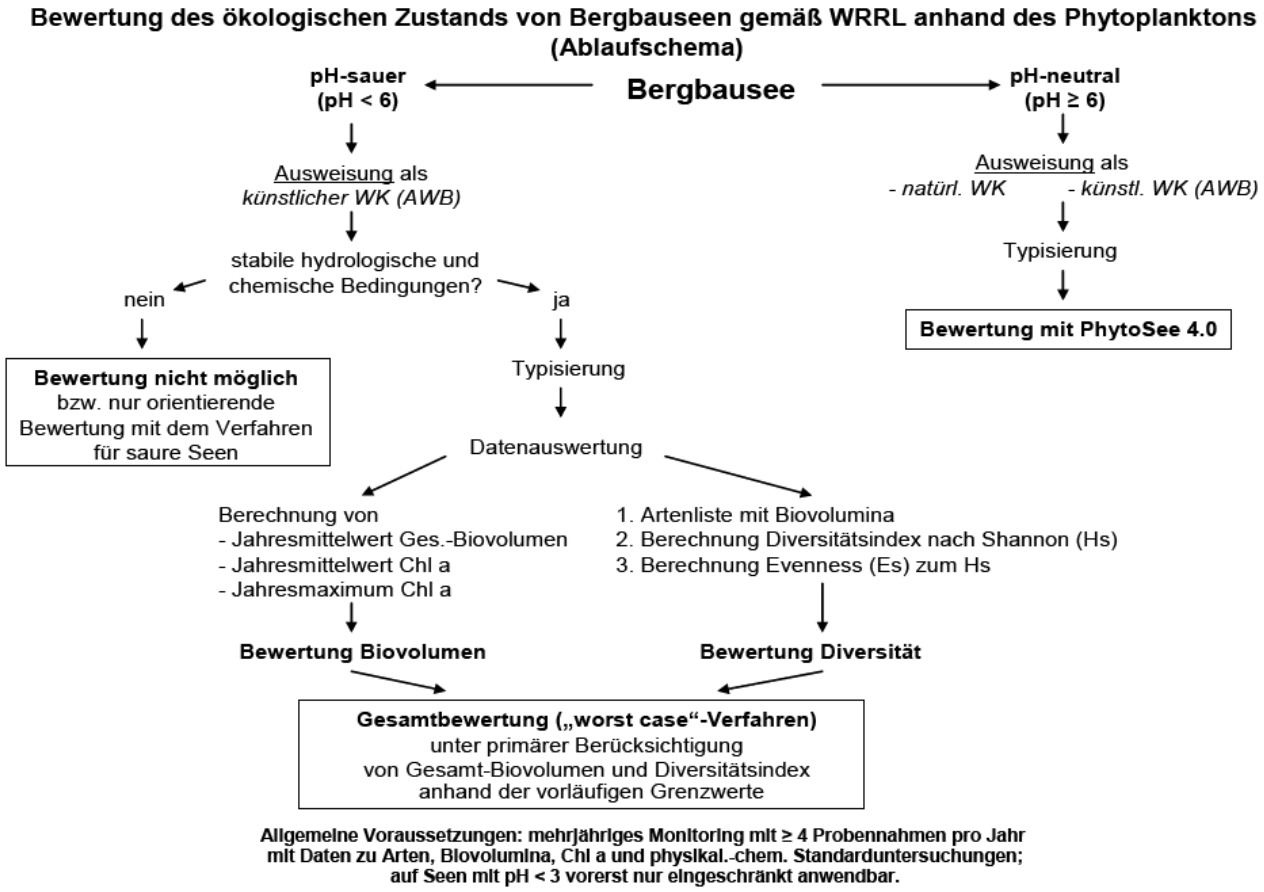
Abb. 1: Jahresmittelwerte der Seen im Datensatz für den Shannon-Index (H*s*) und das Phytoplankton-Biovolumen (BV) differenziert nach pH-Bereichen mit Abgrenzung des höchsten ökologischen Potentials (High) vom guten (Good) und mäßigen bis schlechten (Moderate … Bad) Potential für Seetyp 13.

Tab. 1: Grenzwerte für die Bewertung saurer Bergbauseen nach EU-WRRL anhand verschiedener Kennwerte der Phytoplanktonzönose.

Bewertungsgrenze	**Biovolumen-Jahresmittel [mm³/L]**	***Chl a – Jahresmittel [µg/L]***	***Chl a – Maximum [µg/L]***	**Shannon-Index Hs**	***Evenness Es***
		„Hilfsgrößen“			„Hilfsgröße“
Seetyp 7					
sehr gut / gut	0,95	*3,2*	*8,6*	1,5	*0,6*
gut / mäßig	1,89	*7,7*	*18,7*	1,0	*0,4*
mäßig/unbefried.	3,76	*18,8*	*41*	0,5	*0,2*
unbefried./schlecht	7,49	*45,7*	*89*	0,06	*0,02*
Seetyp 13					
sehr gut / gut	0,7	*4,8*	*9*	1,5	*0,6*
gut / mäßig	1,7	*8,6*	*16*	1,0	*0,4*
mäßig/unbefried.	3,8	*15,3*	*28*	0,5	*0,2*
unbefried./schlecht	8,0	*27,3*	*50*	0,06	*0,02*

Die Seen mit den besten Diversitäts- und Biovolumenwerten wurden entsprechend als Referenzgewässer eingestuft (Abb. 1). Hiervon abgeleitet und auf der Basis der sonstigen Wasserqualitätsparameter wurde der Grenzwert für den Übergang von gut zu mäßig festgelegt. Aus diesen beiden Grenzwerten konnten über eine logarithmische Funktion die Schnittpunkte der Kurve mit den aus dem PSI-Verfahren vorliegenden Biovolumen-Grenzwerten ermittelt werden, um Grenzwerte für den Diversitätsindex zu erhalten (Tab. 1).

Damit ist eine Grundlage gegeben, nahezu alle Bergbauseen, die langfristig stabile pH-Werte aufweisen und keinen Belastungen durch Sanierungsarbeiten unterliegen, einer Bewertung nach den Anforderungen der EU-WRRL unterziehen zu können. Die Vorgehensweise bei der Bewertung verdeutlicht das folgende Ablaufschema:



Die vorgestellte Studie steht in voller Länge über die Webseiten des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie zur Verfügung (www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/download/BTU_Abschlussbericht_oekPotsaureBBSeen.pdf).

Danksagung

Die Studie wurde im Auftrag des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie mit fachlicher Unterstützung durch den Expertenkreis Seen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser erstellt. Die Autoren danken insbesondere Dr. Schaumburg (Bayerisches Landesamt für Umwelt), Herrn Schönfelder (Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg), Herrn Gründel (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie), Dr. Benthaus und Dr. Totsche (Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft) für die Bereitstellung von Daten und zahlreiche Hinweise.

Literatur

Beulker, C., Deneke, R., Nixdorf, B., Wollmann, K., Leßmann, D., Kamjunke, N. (2004): Trophische Interaktionen in einem sauren Tagebausee (Plessa 117). – Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2003, Bd. II: 737-742.

Hoehn, E., Riedmüller, U., Eckert, B., Leßmann, D., Nixdorf, B. (2009): Ökologische Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Mittelgebirgsseen anhand der biologischen Komponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie – Bewertungsmodul für Mittelgebirgsseen und Verfahrensanpassungen für Baggerseen, pH-neutrale Bergbauseen, Talsperren und Sondertypen im Tiefland. – Abschlussbericht zum LAWA-Projekt O 3.06, Freiburg/Cottbus.

Lessmann, D., Nixdorf, B. (2000): Acidification control of phytoplankton diversity, spatial distribution and trophy in mining lakes. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 2208-2211.

Lessmann, D., Fyson, A., Nixdorf, B. (2003): Experimental eutrophication of a shallow acidic mining lake and effects on the phytoplankton. Hydrobiologia 506: 753-758.

Mathes, J., Plambeck, G., Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. – BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 5/2002: 15-24.

Mischke, U., Böhmer, J., Riedmüller, U. (2009): Software PhytoSee Version 4.0. Auswertungssoftware zur Berechnung des Phyto-See-Index (PSI) nach Mischke et al. (2009) und Hoehn et al. (2009) für die Bewertung von natürlichen Seen, AWB und HMWB gemäß der EG-Wasserrahmenrichtlinie. IGB Berlin.

Woelfl, S., Tittel, J., Zippel, B., Kringel, R. (2000): Occurrence of an algal mass development in an acidic (pH 2.5), iron and aluminium-rich coal mining pond. – Acta hydrochim. hydrobiol. 28: 305-309.

WRRL (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. – Amtblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1 vom 22.12.2000.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Gas supersaturation in meromictic mining lake Vollert Süd, Sachsen-Anhalt

Philipp Metzler12, Bertram Boehrer1 & Werner Aeschbach-Hertig2

1 Helmholtz-Centre for Environmental Research – UFZ, Department of Lake Research, Magdeburg, 2 University of Heidelberg, Department of Physics and Astronomy, Contact: Bertram.Boehrer@ufz.de

Keywords: meromixis, gas accumulation, physical limnology, ebullition

Introduction

Gases can accumulate in the monimolimnion of meromictic lakes over long time periods. The gas is delivered by decomposition of organic material mostly in the zone of the recent sediment. Extreme cases of oversaturated deep lake waters are Lake Nyos and Lake Monoun in Cameroon, which became infamous, when the abrupt ebullition of dissolved gases killed humans and animals living in the neighbourhood of the lakes. Still today the triggering mechanism for the abrupt degassing is not known. Also in temperate climates, meromictic lakes can acquire a high load of gases in the monimolimnion [1].

Vollert Süd is a meromictic mining lake in the very southeast of Sachsen-Anhalt, near the settlement of Trebnitz. With a maximum length of 600 m and a width of 300 m, it covers an area of about 0.14 km^2. The maximum depth is about 28 m.

Between 1950 and 1970 about two million m^3 of highly phenolic water were introduced into the lake [2], which was used for storing brown coal coking waste. Concentrations of the toxic phenol exceeded the allowed ceiling concentrations of drinking water by a factor of more than 10^6 [3]. Due to the high phenol concentrations the toxicity of the water constrained the self cleaning process of the lake with the help of microorganisms.

However it lasted until the reunion of Germany that appropriate actions were taken to protect the resident population and the environment from serious possible health risks. In 1998, measures were implemented to remove phenol derivates from the water column and foster the self healing process of Vollert Süd. Ferric iron chloride was introduced into the lake water to form larger clusters of organic molecules [4]. Organic material was removed from the waters near the surface. The better water quality was easily verified by better optical properties and a strong reduction of the unpleasant odor of the lake waters especially on warm days. The increased microorganism activity led to a further phenol reduction in the water column. This process is still in progress.

Today, due to the decomposition of organic matter by organisms mainly of material on the lake bed, large amounts of gas in the deep water zone and the sedíment are set free. In the deep water zone, high concentrations of dissolved gases with total gas pressures even beyond atmospheric pressure can be found. Degassing events can be observed on the surface as located groups of ascending gas bubbles.

This investigation aimed at quantifying the amount of gas that is discharged from the lake. In addition, the spatial and temporal variation of the degassing was investigated. The composition of the gas arriving in the upper water body has been investigated for the components methane and carbon dioxide.

Measurement methods

In order to capture the upcoming gas, a collector tube was constructed for this special purpose. The tube was anchored with a conical umbrella underneath, which guided rising bubbles of a larger area into the collector tube. The experimental setup was kept under water by a weight and stabilized with a buoy attached to the top of the tube (see fig. 1). Over time, gas bubbles entered the tube and degassing events contributed to the volume of gas in the tube cumulatively. To record the amount against time, loggers were measuring the pressure inside the tube at high temporal resolution. Additional gas volume pushed the water table inside the collector tube in the downward direction, and hence increased the pressure at the logger mounted at the upper end of the tube.

To recognize changing air pressure, changes in the water level or further sinking of the anchor into the soft sediment, a second pressure logger was attached to the outside of the tube. The difference between out- and inside pressure now recorded the increasing gas volume inside the tube properly over time. For an impression on the local variability, four sets of gas collectors were installed in the lake. Each exposition period covered about 20 days. Finally, the collected gas volume was analysed by a gas-phase chromatograph for the constituents CH_4 and CO_2. Syringes were filled with gas directly from the tube.

The collected gas volume was determined with the change of the difference between outside pressure p_{out} and inside pressure p_{in} at two different times t_1 and t_2. Hydrostatic pressure is calculated from

$$p = \rho\, g\, z$$

Hence the pressure difference $\Delta p\,(t_1) = p_2\,(t_1) - p_1\,(t_1)$ corresponds with a water level inside the tube

$$z\,(t_1) = \Delta p\,(t_1)/\,(\rho\, g\,)$$

Let t_1 be the start of the measurement and t_2 the end, so that the resulting air column inside the tube has a height of:

$$\Delta z = z\,(t_2) - z\,(t_1) = (\Delta p\,(t_2) - \Delta p\,(t_1))\,/\,(\rho\, g\,)$$

The collected gas volume is now calculated with the following equation:

$$V(\Delta z) = \int A_{tube}(z)(\Delta\rho(t_2) - \Delta\rho(t_1))/(g\rho)dz + V_{dead}$$

$A_{tube}(z)$ is the cross section of the steel tube, which excludes the area filled by the logger at respective depth. V_{dead} is the volume above the pressure sensor which hence cannot be recorded. Under normal pressure conditions, this corresponds to a volume of:

$$V_{norm}(\Delta z) = \frac{p_{in}}{1.01325\,\mathrm{bar}} V(\Delta z)$$

The approach itself was tested in a preliminary experiment in a swimming pool by releasing a known gas volume below the gas collector and using the evaluation procedure. The accuracy in all cases was better than 5% of the released volume.

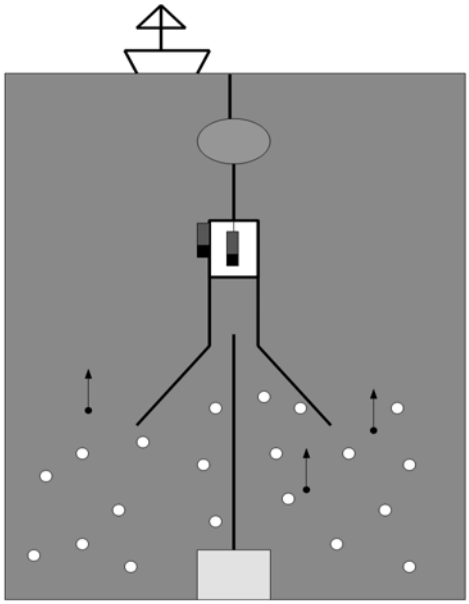


Fig. 1: Sketch of the experimental setup: buoy, steel tube with inside and outside loggers (red/black), conical umbrella and weight (yellow) for anchoring

Results

Calculated volume against time confirmed that gas was collected over the exposure period. The volume increased monotonously over time. Supporting the visual impression at the surface, discharge is not continuous, but the gas volume shows discontinuous jumps (see Fig. 2). Concurring with falling air pressure, the biggest jump of collected gas volume could be recorded.

After calculating the gas flux out of the lake for the umbrella area of $A_{um} = \pi r_{um}^2 = 2.54\ m^2$ with respect to the duration of the measurement the result was extrapolated to the effective area $A_{eff} = 0.12\ km^2$ of the whole lake.

In total, there have been four usable measurement values for the gas flux (table 1).

Tab. 1: Collected gas volume of the umbrellas

Date	Collector Nr.	Measuring duration [d]	Total gas flux [l/h]
10.06.10	1	21	78.9
01.07.10	1	21	10
01.07.10	2	21	121.6
01.07.10	3	6	1268.9

Average result with statistical error: 369,4 l/h ± 520,9 l/h

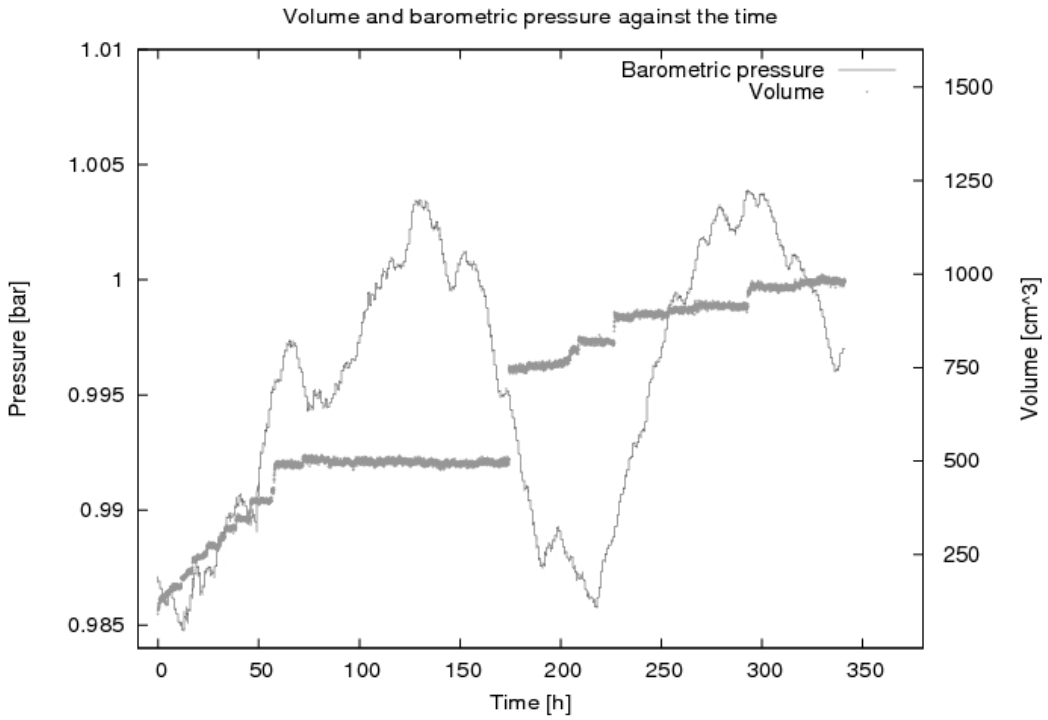


Fig. 2: Gas volume of collector Nr.2 at inside pressure (green) and air pressure (red) against the time, starting on 10.06.2010 at 15:06

The composition of the collected gas was determined by direct chromatographic analysis for methane and carbon dioxide: an average percentage of 71.3% ± 14.1% of CH_4 and 0.59% ± 0.19% for CO_2 was found from the samples.

Discussion and Conclusion

Considering the average value of the gas flux out of the lake, one notices that the error is bigger than the measured value itself. The big error arises from the large differences between separate collector tubes (systematic errors of the experimental setup are much smaller). This corresponds to the large variability in space and time, which we also observed from the data. More precise results for the gas flux would be connected with greatly increased effort and costs.

Concerning the composition of the upcoming gas, the result confirmed the expectation of methane being the main component. However, the composition retrieved from the gassamples may not exactly reflect the composition of the released bubbles from the sediment, as stripping especially of CO2 can take place on the way through the monimolimnion.

Acknowledgements

We thank Karsten Rahn, Uwe Kiwel, Dr. Santiago Moreira, Christiane Schulz and all the other people from the Environmental Research Center for their help and the great working atmosphere, and especially Martin Wieprecht for the measurements on the gas chomatograph.

References

[1] B. Boehrer, M. Schulte. Schichtung von Seen. Handbuch angewandte Limnologie. Wiley VCH-Verlag, 2009,
[2] Kerstin Viering. Leben in der Altlast. Berliner Zeitung/Wissenschaft, 17.09.2004, [4] Ulrich Stottmeister. Altlastsanierung mit Huminstoffen. Biologie in unserer Zeit, 2002,
[3] Unbekannter Author. EG-Sicherheitsdatenblatt. Phenol. Stand 21.06.05,
[4] Ulrich Stottmeister, Erika Weißbrodt, Jörg Tittel. Natürliche Selbstreinigung - Von der Altlast zum See, VCH Verlag Weinheim, 2008

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Einfluss der Neutralisierung des Tagebaues Bockwitz auf seine Planktonstruktur

Helmut Rönicke, Martin Schultze & Jörg Tittel

Helmholtz Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Department Seenforschung Magdeburg, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, E-Mail: helmut.roenicke@ufz.de, martin.schultze@ufz.de, joerg.tittel@ufz.de

Keywords: Saurer Tagebausee, Sodaapplikation, Neutralisierung, pH-Entwicklung, Planktondynamik

Einführung

Der Tagebausee Bockwitz südlich von Leipzig entstand durch den Eigenaufgang des Grundwassers und durch den Zufluss aus Niederschlägen ab Mai 1993. Heute besitzt er nach vollständiger Füllung eine Fläche von ca. 168 ha, ein Volumen von 18,7 Mio. m^3 und eine maximale Tiefe von 19 m. Er ist durch sehr geringe Phosphorkonzentrationen gekennzeichnet (SRP < 0,002 mg/L; TP <0,006 mg/L). Der nördliche Bereich dient der Freizeit- und Erholungsnutzung, der südlichen Bereich dem Natur- und Landschaftsschutz. Der ursprünglich stark saure See (pH-Wert 2,7; Fe_{ges} 55 mg/L; Al 19 mg/L; Neumann et al. 2007) wurde mittels Soda von 2004 bis 2008 durch die Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft (LMBV) neutralisiert. Das Artenspektrum sowohl des Phyto- als auch des Zooplanktons war unter sauren Gewässerverhältnissen gering. Die mit der Sodaapplikation einhergehende Neutralisierung des Wasserkörpers führte zu Veränderungen in der Planktonstruktur (Rönicke et al. 2010).

Sodaaplikation

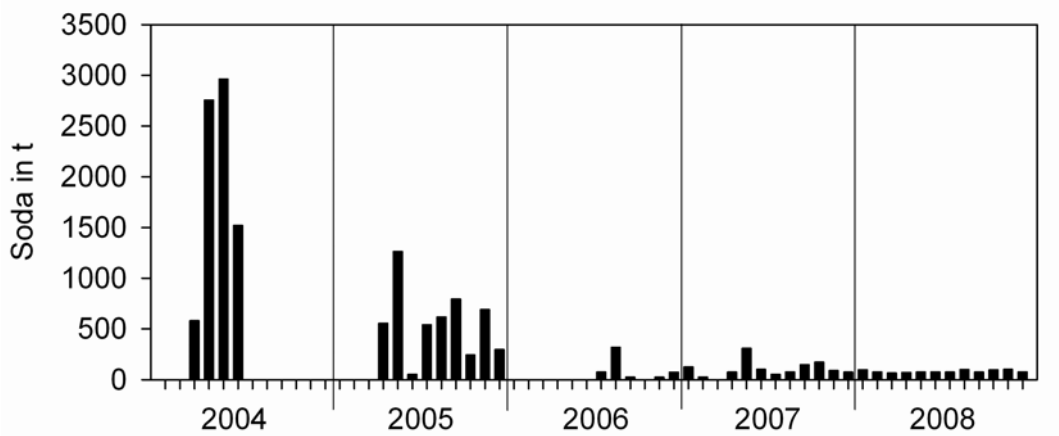


Abb. 1: Eingebrachte Sodamengen für den Tagebausee Bockwitz, 2004 bis 2008

Der Eintrag von Soda (Na_2CO_3) erfolgte ab März 2004 bis Ende 2008 über Tanklastzüge und einer mobilen Druckrohrleitung auf die Oberfläche des Tagebausees. Insgesamt wurden im Untersu-

chungszeitraum 15.598 Tonnen Soda ausgebracht, wobei über 80 % der Gesamtmenge in den ersten zwei Jahren appliziert wurde (Abb. 1). Voraussichtlich muss auch in Zukunft immer wieder Soda in den See eingebracht werden, da aus südlich vorgelagerten Seen und aus dem Grundwasser nach wie vor saures Wasser zuströmt.

Entwicklung des pH-Wertes, Ks- und Kb-Werte

Der Verlauf der pH-Werte, die in 1 m und 16 m gemessen wurden, zeigt einen beinahe kontinuierlichen Anstieg seit Ende 2004 (Abb. 2). Ende 2007 wurden neutrale Gewässerverhältnisse erreicht. 2008 war das erste Jahr, in dem die pH- Profile durchweg nahe dem Neutralpunkt lagen. Die Unterschiede zwischen den Messterminen lagen deutlich über der Messgenauigkeit. Sie wurden einerseits durch die Einbringung von Soda und andererseits durch den Zufluss weiterer saurer Wässer verursacht. So wie der pH belegen auch die Untersuchungsergebnisse für den Ks- und Kb-Wert den 2008 erreichten Neutralisationsstand. Der Kb–Wert ging von 7,6 mmol/L im März 2004 auf 0,05-0,8 mmol/L im Laufe des Jahres 2008 zurück. Der Ks-Wert lag bis Ende 2007 unter 0,1 mmol/L und in 2008 zwischen 0,1 mmol/L und 0,8 mmol/L.

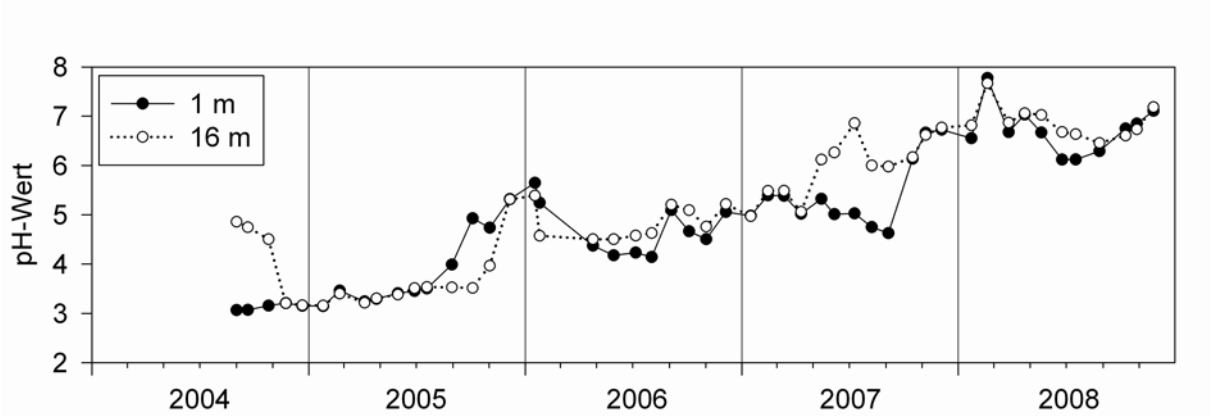


Abb. 2: Ergebnisse der pH-Messungen im Freiwasser von 2004 bis 2008

Planktondynamik

Unter sauren Gewässerbedingungen dominierten Chlorophyceen und Chrysophyceen der Gattungen *Chlamydomonas* und *Ochromonas* im Phytoplankton, was auch für viele andere saure Bergbauseen beschrieben wurden (Lessmann et al., 2000; Karmjunke et al., 2004). In den Jahren 2005 und 2006 wurden nur 3 bis 4 Phytoflagellaten erfasst. Die Phytoplanktonbiomassen lagen in der Regel auf einem sehr niedrigen Niveau unter 0,5 mg/L. Nur im Winter 2004/05 wurden 2,1 mg/L errechnet (Abb. 3).

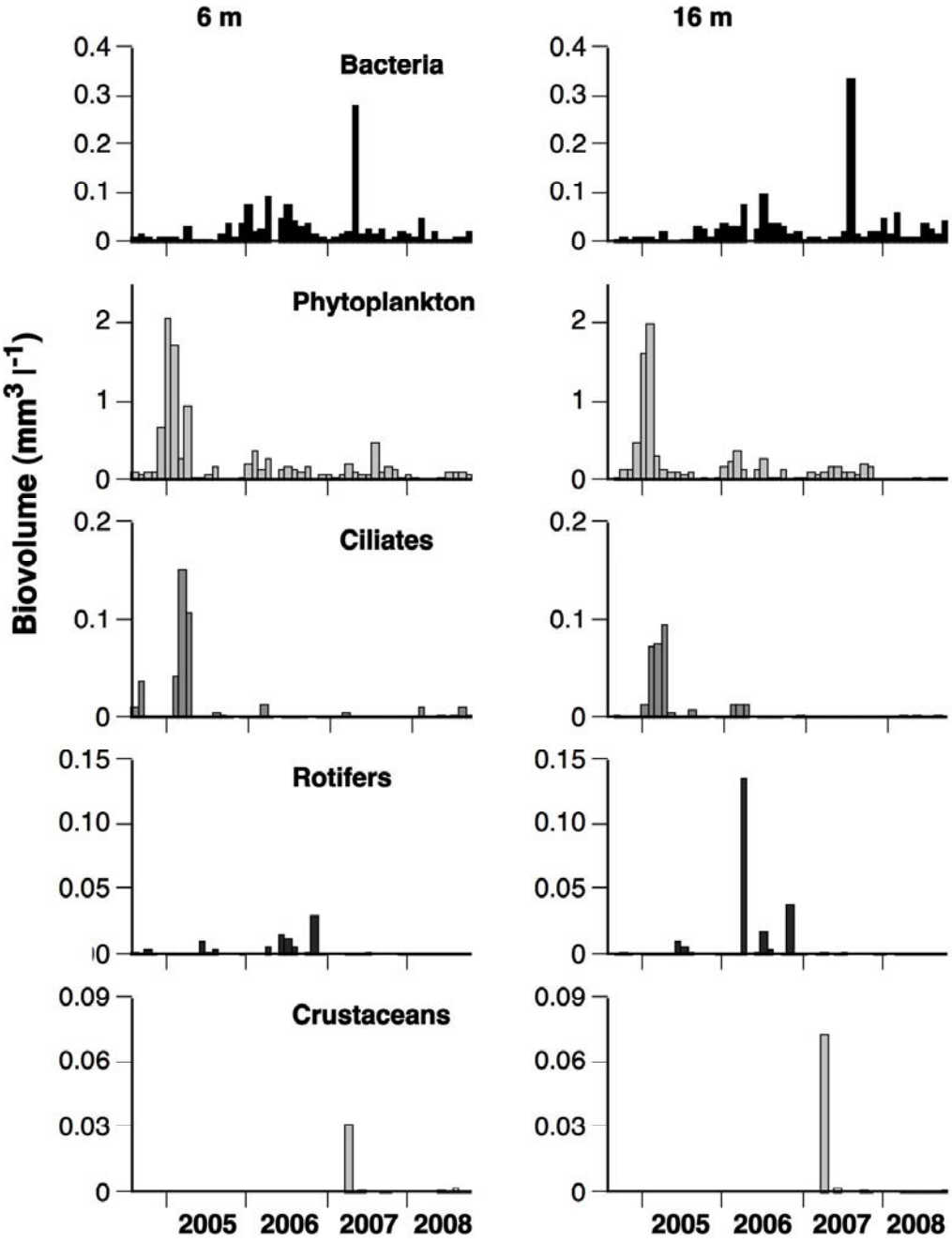


Abb. 3: Biovolumina der Bakterien, des Phytoplanktons und von verschiedenen Gruppen des Zooplanktons im Tagebau Bockwitz von Herbst 2004 bis Ende 2008

Im Zuge der fortschreitenden Neutralisierung des Wasserkörpers erfolgte eine deutliche Zunahme der Artenvielfalt. Es wurden Vertreter der Chrysophyceen (*Chrysococcus*, *Ochromonas)*, der Dinophyceen (*Peridinium*), der Bacillariophyceen (*Nitzschia*, *Eunotia*, *Pinnularia*, *Diatoma*, *Navicula*), der Chlorophyceen (*Scourfieldia*, *Monoraphidium*, *Chlamydomonas*, *Cardiomonas*), der Euglenophyceen (*Trachelomonas*) und der Cryptophyceen (*Cryptomonas*, *Rhodomonas*) angetroffen. Die Zunahme der Artenzahl wurde vor allem bei Vertretern der Bacillariophyceen und Chlorophyceen beobachtet. So konnten erstmalig 2008 verschiedene *Monoraphidium*-Arten sowie *Choricystis* und *Didymocystis* ermittelt werden. Bacillariophyceen, die in den Vorjahren nur sporadisch beobachtet wurden, traten mit Vertretern der Gattungen *Nitzschia*, *Fragilaria*, *Pinnularia*, *Navicula* und *Euno-*

tia häufig in Erscheinung. *Chlamydomonas* und *Ochromonas* wurden 2008 in ihrer Dominanz abgelöst. Darüber hinaus wurden erstmalig Ende 2007 koloniebildende Cyanobakterien im Plankton erfasst. Dieser Trend setzte sich im Untersuchungsjahr 2008 fort. In allen Phytoplanktonproben waren Cyanobakterien präsent (*Pseudanabaena*, *Limnothrix*, *Myxobactron* und *Geitlerinema*). Dies steht in guter Übereinstimmung mit den Befunden von Brock (1973), der auf ein Fehlen der Cyanobakterien bei einem pH-Wert <6 verweist.

Bakterien, autotrophes Picoplankton, Protozoen, Rotatorien, Crustaceen

Die Zellzahlen und Biovolumina der Bakterien waren 2008 gering und lagen auf dem Niveau der vorangegangenen Jahre (Abb. 3). Sie sind Ausdruck der oligotrophen Bedingungen im Tagebausee Bockwitz und nicht die Konsequenz ungewöhnlicher hydrochemischer Bedingungen. Autotrophes Picoplankton (kleine einzellige Cyanobakterien und eukaryotische Algen mit einer Zellgröße von maximal 2 µm) wurde in den Untersuchungsjahren nicht ermittelt. Es ist Bestandteil einer „normalen“ Planktongemeinschaft. Autotrophes Picoplankton ist am wenigsten tolerant gegenüber hohen Protonen-Konzentrationen.

Wie in den vorangegangenen Jahren wurden auch 2008 nur geringe Zellzahlen und Biomassen von Ciliaten (*Hypotrichida*) ermittelt, was als Hinweis auf die nährstoffarmen Bedingungen im Tagebau Bockwitz verstanden werden kann. *Heliozoen* wurden nicht gefunden.. Ebenso wurden nur wenige Individuen der Rotatorien ermittelt, was durch die geringe Biomasse der potentiellen Futterorganismen (Bakterien, Algen, Ciliaten) erklärbar ist. Vertreter waren Arten bzw. Gattungen, die auch in sauren Seen auftreten (*Brachionus urceolaris*, *Cephalodella*) als auch solche, die an neutrale pH-Verhältnisse gebunden sind (*Keratella quadrata*, *K. cochlearis*, *Kellicottia longispina*, *Polyarthra sp*.).

Crustaceen wurden im Jahr 2007 erstmalig gefunden (*Chydorus*, *Bosmina*, *Cyclops*). Im Jahr 2008 dagegen konnten nur Entwicklungsstadien von cyclopoiden Copepoden erfasst werden. Der erwartete Trend einer zunehmenden Besiedlung durch eine artenreichere Crustaceen-Gemeinschaft trat nicht ein.

Zusammenfassung und Ausblick

Die Neutralisation des Tagebausees Bockwitz war nicht mit höheren Biomassen der Planktonorganismen verbunden. Nur die Artenzahl stieg an. Am Ende des Untersuchungszeitraumes waren die meisten Komponenten des Planktons natürlicher circumneutraler Seen vorhanden. Nach Erreichen eines neutralen Wasserkörpers traten erstmalig Cyanobakterien im Plankton auf. Rotatorien und Crustaceen waren am Ende des Untersuchungszeitraumes noch unterrepräsentiert. Wenn sich die wasserchemischen Bedingungen stabilisieren, ist damit zu rechnen, dass sich das Plankton den Gemeinschaften natürlicher Seen weiter angleicht. Allerdings zeigten die erheblichen Schwankungen in den Ks-Werten von 2008, dass das Seewasser nach wie vor sehr schwach gepuffert ist. Eine weitere Stabilisierung der Lebensbedingungen für die Planktonorganismen erfordert daher eine Steigerung der Säurepufferkapazität.

Danksagung

Das dieser Veröffentlichung zugrunde liegende Vorhaben wurde durch die LMBV gefördert. Außerdem stellten die LMBV und das Boden- und Grundwasserlabor Dresden zusätzliche Daten zur Verfügung. Unser besonderer Dank gilt Uwe Kiwel, Michael Herzog und Karsten Rahn für ihre Hilfe bei den Feldarbeiten. Doretta Mätzold, Erika Ruschak und Yvonne Rosenlöcher unterstützten uns bei der Planktonauswertung. Herzlich gedankt sei auch Dr. Michael Opitz (IDUS, Ottendorf-Okrilla), der einen Teil der Phytoplanktonanalysen durchführte.

Literatur

Brock, T.D. (1973): Lower pH limit for the existence of blue-green algae:evolutionary and ecological implications. Science 179, 480-483.

Kamjunke, N., Gaedke, U., Tittel, J., Bell, E. M., Weithoff, G. 2004. Strong vertical differences in plankton composition of an extremely acidic lake. Arch. Hydrobiol. 161, 289-306.

Lessmann, D., Fyson, A., Nixdorf, B., 2000. Phytoplankton of extremly acidic mining lakes of Lusatia (Germany) with pH <3. Hydrobiologia 433, 123-128.

Neumann, V., Nitsche, C., Tienz, B.-S., Pokrandt, K.-H., 2007. Erstmalige Neutralisation eines großen Tagebausees durch In-Lake-Verfahren – Erste Erfahrungen zu Beginn der Nachsorgephase. In: Wissenschaftliche Mitteilungen 35/2007. Institut für Geologie der TU Bergakademie Freiberg, Freiberg, pp. 117-124.

Rönicke, H., Schultze, M., Neumann, V., Nitsche, C., Tittel, J. (2010): Changes of the plankton community composition during chemical neutralisation of the Bockwitz pit lake. Limnologica, 40, 191-198.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Limnologische Prognosen als Werkzeug zur Herstellung von Tagebauseen und Ableitung von Therapiemaßnahmen am Beispiel des Leipziger Neuseenlandes

Sylke Schmidt[1], Karl-Heinz Pokrandt[2], Claus Nitsche[3] & Ingrid Carmienke[1]

1. Landesdirektion Leipzig, Postfach 101364, 04013 Leipzig, sylke.schmidt@ldl.sachsen.de, ingrid.carmienke@ldl.sachsen.de, 2. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft mbH, Sanierungsbereich Mitteldeutschland, Walter-Köhn-Str. 2, 04356 Leipzig, KH.Pokrandt@lmbv.de, 3. Boden- und Grundwasserlabor Dresden GmbH Dresden, Tiergartenstr. 48, 01219 Dresden, cnitsche@bgd-gmbh.de

Keywords: Tagebauseen, Aciditätsprognose, Trophieprognose, Therapiemaßnahmen, Leipziger Neuseenland

Zielstellung limnologischer Prognosen für junge Tagebauseen im Leipziger Neuseenland

Nördlich und südlich von Leipzig entstand und entsteht eine Vielzahl von Tagebauseen infolge der Sanierung von stillgelegten Braunkohletagebauen. Ziel des Beitrages ist die Vorstellung ausgewählter Gewässer, die sich in unterschiedlichen Phasen der Herstellung befinden. Während südlich von Leipzig der Zwenkauer See aktuell geflutet wird und neutralisiert werden muss, ist der fertig geflutete Bockwitzer See in der Nachsorgephase der Neutralisierung. Besonderheit beim Werbeliner See (nördlich von Leipzig) ist die Flutung mit Flusswasser.

Schwerpunkte der vorgelegten Arbeit sind die Entwicklung der Acidität und der Trophie sowie Therapiemaßnahmen zur Sicherung einer ausleitfähigen Wasserbeschaffenheit. Den dazu notwendigen rechtlichen Rahmen geben bergrechtliche Betriebspläne und wasserrechtliche Planfeststellungsbeschlüsse für die einzelnen Tagebaubereiche. Aus fachlicher Sicht sind dabei belastbare Prognosen zur Mengenbilanz der Zu- und Abflüsse sowie zu Aciditäts- und Trophieentwicklung während der Flutung und für den stationären Endzustand erforderlich. Dazu werden verschiedene Modelle eingesetzt. Im Ergebnis sollen die Tagebauseen nutzungskonform hergestellt und in einen nachsorgefreien, sich selbst regulierenden Wasserhaushalt integriert werden.

Problemadäquate Auswahl limnologischer Modelle

Die Auswahl des geeigneten Modells hängt von der konkreten Fragestellung, den verfügbaren Eingangsparametern und der erforderlichen Prognosesicherheit ab. Bereits für die Modellkalibrierung wird für den einzelnen See eine Vielzahl belastbarer Daten benötigt. Dazu gehören z. B. Angaben zur Seemorphometrie, zu Menge und Beschaffenheit des Flutungswassers (einschließlich Grundwasser), regionale meteorologische Daten und Jahresgänge der Seewasserbeschaffenheit. Für Aciditätsprognosen sind zusätzlich Angaben zu allen relevanten Aciditätseintragsquellen über Grundwasser, Böschungserosion/-elution und Sedimente erforderlich. Unverzichtbar für

Trophieprognosen sind Angaben zu den maßgeblichen Nährstoffeintragspfaden wie einbindende Fließgewässer, Sedimente sowie aktuelle und künftige Seenutzungen.

Im Bergbaufolgegebiet um Leipzig haben sich die hydrogeologischen Großraummodelle HGM Nord und Süd auf Basis des dreidimensionalen Grundwasser-Strömungsmodells PCGEOFIM für Aussagen zur Grundwasserstandsentwicklung und die Berechnung limnologischer Bilanzen bewährt. Für Seen mit mehreren Teilbereichen (z. B. Zwenkauer See) ist der Einsatz von Stofftransportmodellen wie ELCOM 3D sinnvoll. Weiterhin sind für Prognosen zur Gewässerbeschaffenheit Modelle mit einer Kopplung zwischen Grund- und Seewasser (z. B. MODGLUE) zweckmäßig. Für Trophieprognosen steht aktuell kein speziell für Tagebauseen mit ihren oft hohen Eisen- und Sulfatgehalten entwickeltes Modell zur Verfügung, weshalb auf Modelle wie das von VOLLENWEIDER zurückgegriffen werden muss. Im Folgenden werden am Beispiel des Zwenkauer, Bockwitzer und Werbeliner Sees ausgewählte Ergebnisse der limnologischen Modellierungen dargestellt. Tabelle 1 enthält wesentliche Kenndaten der drei Seen.

Tab. 1: Gewässerspezifische Kenngrößen Zwenkauer, Bockwitzer und Werbeliner See

Kenngröße/ Einheit	Zwenkauer See		Bockwitzer See	Werbeliner See	
	Istzustand	Endzustand	Istzustand = Endzustand	Istzustand	Endzustand
Wasserspiegel/ m NHN	95,3	113,5	146,0	97,7	98,0
Volumen/ Mio m^3	46,7	176,1	18,4	42,1	46,1
Fläche / km^2	3,79	9,63	1,68	4,41	4,52
mittl. Tiefe/ m	12,3	18,3	11,0	9,6	10,2
max. Tiefe/ m	30,5	50,0	19,0	36,8	38,0
Aufenthaltszeit/ Jahre	2,2	12	11	11	7
Mixis	dimiktisch, Teilbereiche meromiktisch	dimiktisch, Teilbereiche meromiktisch ?	dimiktisch	dimiktisch	dimiktisch
pH-Status	stark sauer	neutral	neutral	neutral	neutral
Trophiegrad	oligotroph	oligotroph	oligotroph	oligotroph	oligo- bis mesotroph

Quellen: LMBV (2009), BGD (2009), BGD (2010 a)

Aciditätsprognose am Beispiel des Zwenkauer Sees

Der Zwenkauer See weist gegenwärtig pH-Werte < 3 auf. Mit Flutungsende im Jahr 2014 muss mindestens ein pH-Wert > 6 erreicht sein, um Nachnutzungen und Überschusswasser aufnehmende Fließgewässer nicht zu gefährden. Die Aciditäts- und Alkalitätseinträge wurden mit dem Pro-

grammsystem MODGLUE berechnet und sind für den Zeitraum bis Flutungsende für die bevorzugte Flutungsvariante (F 2) in Abb. 1 dargestellt. Der Aciditätseintrag durch Sedimentaustausch wurde durch Feld- und Laborversuche sowie mittels Modellierung (HYDRUS) von ursprünglich 80 – 1000 Mio mol (BGD 2005; Rührkesselmodell) mol auf ca. 115 Mio mol (BGD 2010 a) präzisiert.

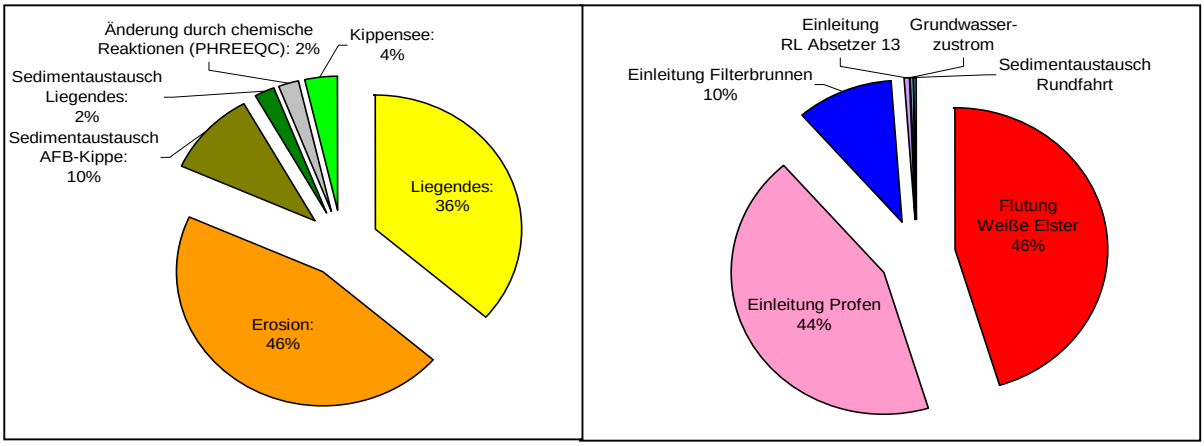


Abb. 1: Aciditätseinträge (s. links, 917 Mio mol) und Alkalinitätseinträge (s. rechts, 567 Mio mol) in den Zwenkauer See, Flutungsvariante F2 (Quelle: BGD 2010 a)

In Kombination der Modellierungsergebnisse von MODGLUE, ELCOM und HYDRUS wurde der Bedarf an Neutralisationsmittel (Kalkmilch) für die Flutungsphase mit max. 585 Mio mol prognostiziert, was gegenüber den Ergebnissen von 2005 zu einer deutlichen Kostenreduzierung führte. Die Neutralisation soll durch die Konditionierung des Flutungswassers aus dem Aktivbergbau Profen, den Einsatz eines Sanierungsschiffes und Einleitung von Wasser aus der Weißen Elster erfolgen.

Modelltechnische Begleitung einer Neutralisationsmaßnahme am Beispiel des Bockwitzer Sees

Der Bockwitzer See wies vor der Neutralisierung pH-Werte um 2,7 sowie hohe Eisen- und Aluminiumgehalte auf. Die Flutung erfolgte durch Grundwassereigenaufgang. Der Bockwitzer See nimmt einen Großteil des im Tagebaubereich aus mehreren kleineren Gewässern erwirtschafteten Überschusswassers auf. Dazu gehört auch das stark saure Gewässer Südkippe.

Da der Seewasserspiegel im Bockwitzer See bis zu 1,5 m über den geplanten Endwasserstand angestiegen war, musste aus geotechnischen Gründen eine Wasserspiegelabsenkung erfolgen. Zum Schutz der unterliegenden Fließgewässer Mordgrundbach und Saubach wurde eine In-Lake-Neutralisation mit Soda durchgeführt. Abbildung 2 zeigt deren Verlauf. Seit Ende 2007 liegen die pH-Werte über 6. Infolge der Wasserspiegelabsenkung und weiterer vorher nicht bekannter Aciditätseinträge musste zur Kompensation der Nachversauerung weiter Soda zugegeben werden. Gegenüber dem ursprünglichen Sodabedarf von 10.000 t wurden bis Ende 2009 16.300 t eingebracht.

Durch die modelltechnische Begleitung der Nachsorgephase konnten die einzelnen Aciditätsquellen detaillierter quantifiziert werden (BGD 2010 b). Als Hauptaciditätsquelle mit einem Eintrag von 19 - 21 kmol/d wurde die bisher unterschätzte Sickerwasserneubildung im Bereich versauerter, unbewachsener Böschungen und das durchströmende Grundwasser identifiziert. Zweitgrößter Eintragspfad ist mit 5,5 - 6 kmol/d die Elution aus der Südkippe. Dagegen sind die Böschungserosion und Einträge durch Oberflächenabfluss vernachlässigbar.

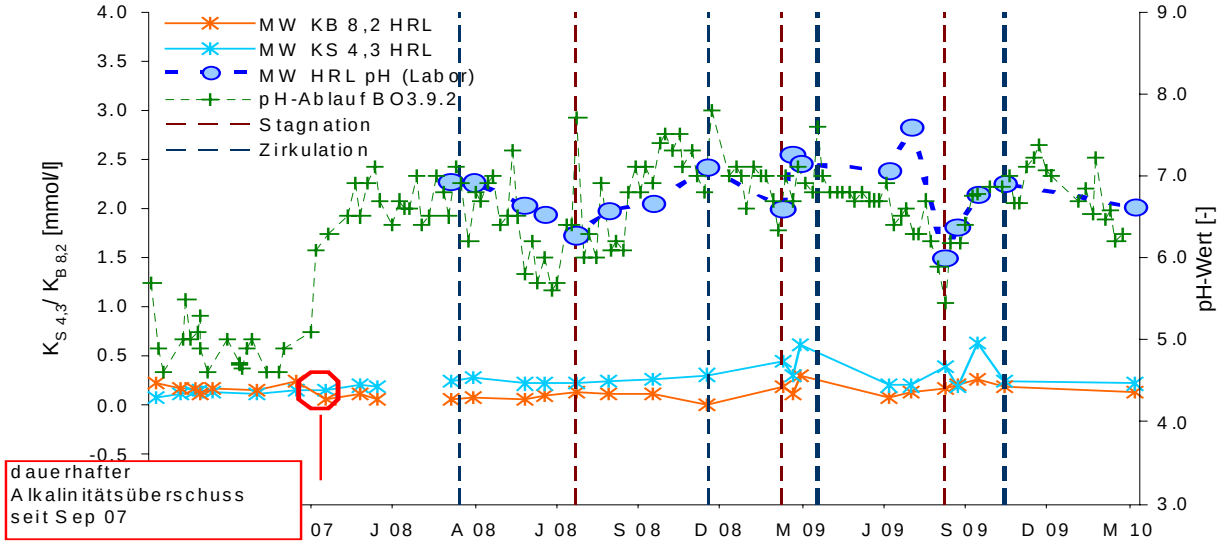


Abb. 2: Verlauf der Neutralisation des Bockwitzer Sees vom Beginn der Sodadosierung März 2004 bis Frühjahr 2010 (Quelle: BGD 2010 b)

Trophieprognose am Beispiel des Werbeliner Sees

Der Werbeliner See wurde von 1998 bis 2003 mit insgesamt 42,6 Mio m³ Wasser aus der Neuen Luppe geflutet. Im Zeitraum von 2004 bis 2009 erfolgte eine diskontinuierliche Stützwasserzufuhr von insgesamt 4,2 Mio m³ Flusswasser. Die Entnahmestelle für das Flutungswasser befindet sich ca. 7 km unterhalb der Abwassereinleitung aus der Kläranlage Leipzig-Rosental, die bei MNQ ca. die Hälfte des Abflusses der Neuen Luppe bildet.

Das Stützwasser enthielt 2007/2008 im Mittel folgende Nährstoffkonzentrationen: 0,156 mg/l P_{ges}, 0,062 o-PO_4, 0,23 mg/l NH_4-N, 6 mg/l NO_3-N. Im Hauptflutungszeitraum 1999-2003 war der NH_4-N-Gehalt mit 2,04 mg/l deutlich höher (BGD 2009). Abbildung 3 zeigt anhand der über die Seewassersäule gemittelten Nährstoffkonzentrationsganglinien das hohe Selbstreinigungspotenzial des Werbeliner Sees. Phosphor wurde vollständig eliminiert und trotz Sauerstoffmangel im Hypolimnion nicht aus dem Sediment freigesetzt. Aufgrund des Sauerstoffdefizits wurde Nitrat als Sauerstoffdonator mikrobiell genutzt, wie der Rückgang der Nitratkonzentrationen von 6,99 mg/l auf 0,2 mg/l ohne Anstieg des Ammoniumgehalts zeigt.

Mit dem VOLLENWEIDER-Modell wurde unter nachträglicher Berücksichtigung des 30fachen Eisenüberschusses (ansteigender Grundwasserzustrom) und der Calcitfällung trotz der Nährstoffbelastung des Flutungs- / Stützwassers langfristig eine oligo- bis mesotrophe Seewasserbeschaffenheit prognostiziert (BGD 2009).

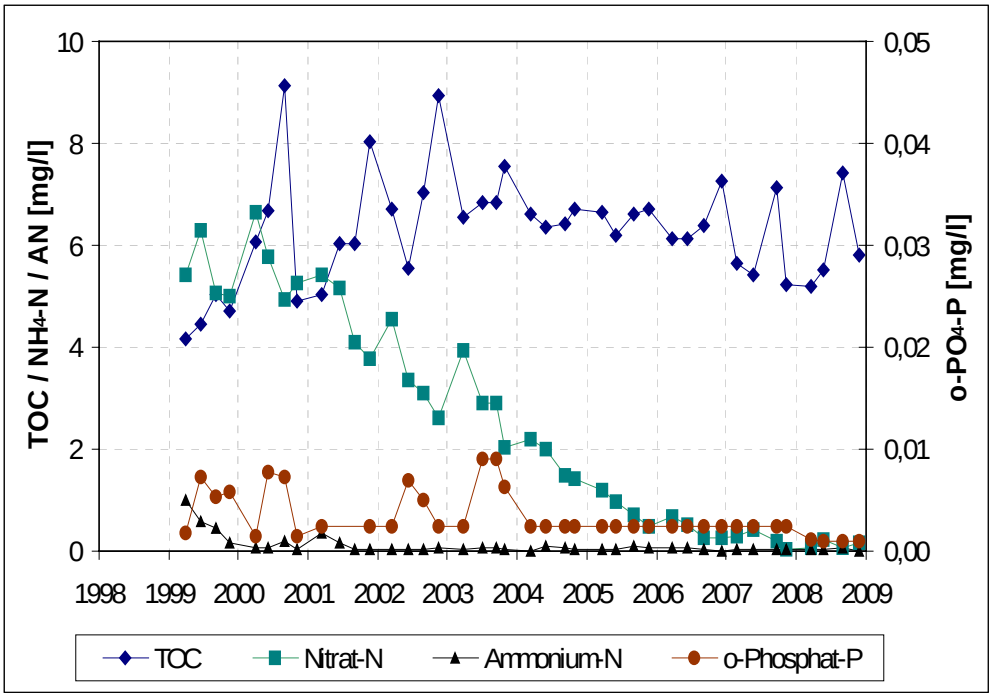


Abb. 3: Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen im Werbeliner See (1999-2009), gemittelt über die gesamte Wassersäule (Quelle: BGD 2009)

Fazit

Der Einsatz geeigneter Modelle hat sich für die Analyse des Ist-Zustands, für Prognosen zur Beschaffenheitsentwicklung von Tagebauseen und die Ableitung geeigneter Therapiemaßnahmen in der Praxis bewährt. Erforderlich ist die Entwicklung eines Trophiemodells, das die für viele Tagebauseen charakteristischen hohen Eisen- und Sulfatgehalte berücksichtigt. Voraussetzung für eine hohe Prognosesicherheit sind belastbare Prozessparameter, die im Labor- und Feldbereich zu ermitteln sind und die Kalibrierung der Modelle auf einer qualifizierten Datenbasis. Dies erfordert ein detailliertes Prozessverständnis sowie langjährige repräsentative Monitoringdaten zu Menge und Beschaffenheit von Grund-, Flutungs- und Seewasser. Der mit limnologischen Prognosen verbundene Aufwand wird durch die langfristige Sicherung einer bergbaufolge- und nutzungskonformen Seewasserbeschaffenheit gerechtfertigt.

Literatur

BGD (2005): Limnologisches Prognosegutachten für das Tagebaurestloch Zwenkau. BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden i.A. LMBV, 31.03.2005

BGD (2009): Limnologisches Gutachten für die Seen in den Tagebauterritorien Breitenfeld und Delitzsch-Südwest. BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden i.A. LMBV, 31.03.2009

BGD (2010 a): Limnologisches Prognosegutachten für den zukünftigen Zwenkauer See. BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden i.A. LMBV, 30.07.2010

BGD (2010 b): Begleitendes Monitoring zur Neutralisation im Bockwitzer See, 1.-13. Zwischenbericht. BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden i.A. LMBV , 2004-2010

LMBV (2009): Montanhydrologisches Monitoring 2009 (Jahresberichte für die Seen in den Tagebaubereichen Zwenkau, Borna-Ost / Bockwitz und Delitzsch-Südwest / Breitenfeld).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Meromixie im Tagebausee – eine „sichere“ Senke für Acidität?

Kai-Uwe Ulrich[1], Ina Guderitz[1], Lothar Paul[2] & Claus Nitsche[1]

1 BGD Boden- und Grundwasserlabor Dresden GmbH, ein Unternehmen der GICON-Gruppe, kulrich@bgd-gmbh.de;
2 TU Dresden, Ökologische Station Neunzehnhain, 09514 Lengefeld

Keywords: Säurepotenzial, crenogene Meromixie, Schichtungsstabilität, Tagebausee,

Einleitung

Ist die meromiktische Schichtung im Teilbecken eines Tagebausees hinreichend stabil, so dass ohne Gefährdung der Nutzungsziele auf eine chemische Konditionierung des monimolimnischen Wasserkörpers verzichtet werden kann? Diese für die Sanierungsplanung entscheidende Frage wird am Beispiel des Störmthaler Sees im Südraum Leipzigs erörtert.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Mit der Flutung des ehemaligen Braunkohletagebaus Espenhain (40 km²) entstanden der Markkleeberger und der Störmthaler See. Letzterer ist durch folgende Kenndaten charakterisiert (Dez. 2009 und nach Abschluss der Flutung, in Klammern): Wasserspiegel +112,5 (+117) m NHN, Volumen 127 (157) Mio m³, Maximaltiefe 47 (52) m. In dem durch einen Schüttdamm (Dammkrone +81 m NHN) vom Hauptbecken getrennten Teilbecken „Grabenbunker“ tritt seit 2002 eine crenogene Meromixie auf, ausgelöst durch den Zustrom salzreichen tertiären Grundwassers. Dies zeigen die Tiefenprofile der Wassertemperatur (T), die im Winter im Monimolimnion höher war als im Mixolimnion, sowie die höhere elektrische Leitfähigkeit (κ_{25}) und das Fehlen von Sauerstoff im Monimolimnion (Abb. 1; vgl. auch Boehrer & Schultze 2008). Hinzu kommen die chemischen Gradienten mit höherer Nettoacidität und höheren Konzentrationen von gelöstem Eisen, Sulfat und anderen Stoffen, die auf Pyritoxidation als Folge des Bergbaus hinweisen. Das Trübungsprofil zeigt ein lokales Maximum an der Oberkante der Chemokline, wo noch ausreichend Sauerstoff zur Oxidation von Fe^{2+} zur Verfügung steht. Oxidiertes Eisen bildet Kolloide, die nur langsam agglomerieren und absinken. Etwa 2 m über Grund des 10-11 m mächtigen Monimolimnions steigt die Trübung rapide an und signalisiert eine schwebende Suspension oxidierten Eisens.

Aciditätspotenzial im Grabenbunker

Die potenzielle Acidität im Monimolimnion des Grabenbunkers (960000 m³) wurde auf $2 \cdot 10^7$ mol geschätzt. Sie setzt sich zusammen aus der mittleren Acidität im Wasser ($K_{B8.2}$ = 15 mol/m³) und der in der Eisensuspension gespeicherten Acidität ($K_{B8.2}$ = 280 mmol/kg TS; bei einem geschätzten Schlammvolumen von 150000 m³ mit Trockendichte von 0,14 kg/dm³ resultieren ca. $6 \cdot 10^6$ mol Acidität). Zur Konditionierung des monimolimnischen Wasservolumens wurden Investitionskosten in Höhe von 2,4 Mio € veranschlagt. Hinzu kämen jährliche Betriebskosten.

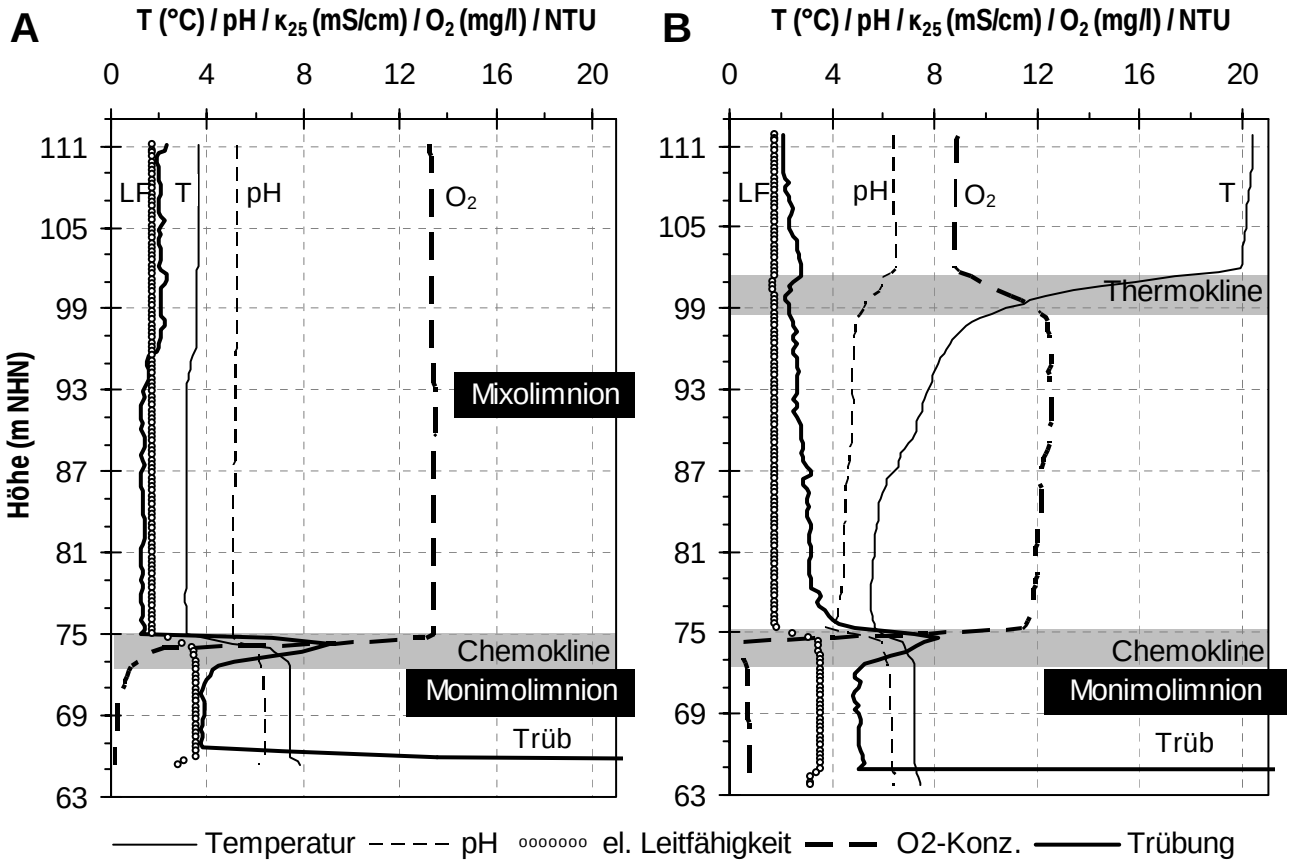


Abb. 1: Tiefenprofile im Teilbecken Grabenbunker im (A) Winter (16.03.09) und (B) Sommer (01.09.09) zeigen die meromiktische Schichtung und den Trübungshorizont über Grund.

Berechung der Schichtungsstabilität

Nach Schmidt (1915) ist die thermische Stabilität U (in Nm oder J) die (vom Wind) zu leistende Arbeit, die notwendig wäre, um einen thermisch geschichteten See vollständig zu durchmischen, ohne dass sich dabei der Wärmeinhalt (die mittlere Temperatur des Wasserkörpers) ändert. Wird die Tiefe z [m] nach unten positiv abgetragen, so gilt:

$$U = g \int_{z=0}^{z=z_{max}} A_z (z_{VZ} - z)(\rho_{VZ} - \rho_z) dz = g \int_{z=0}^{z=z_{max}} A_z \rho_z (z - z_{VZ}) dz \qquad \text{(Gl. 1)}$$

g (m/s²)	Fallbeschleunigung	ρ_z (kg/m³)	Dichte des Wassers in der Tiefe z
z_{max}	maximale Tiefe	z_{vz} (m)	Tiefe des Schwerpunktes bei Vollzirkulation
A_z (m²)	Fläche	ρ_{vz} (kg/m³)	einheitliche Dichte des Wassers bei Vollzirkulation

Da reines Wasser bei Normaldruck seine größte Dichte bei 4°C hat, liegt der Schwerpunkt eines thermisch geschichteten Wasserkörpers tiefer als der Schwerpunkt des voll durchmischten. Die Stabilität U ist somit identisch mit der Arbeit, die erforderlich wäre, um die Masse m (kg) des gesamten Wasserkörpers von der Tiefe z_{st} des Schwerpunktes bei Schichtung auf z_{vz} zu heben:

$$U = g * m (z_{st} - z_{vz}) \qquad \text{(Gl. 2)}$$

Um thermische Stabilitäten verschiedener Gewässer zu vergleichen, wird U in Relation zur Oberfläche A_0 gesetzt. Die spezifische Stabilität U_0 (Nm/m²) dient als Maß für die Energie pro Quadratmeter Seeoberfläche, die für eine vollständige Umwälzung der Wassersäule aufzubringen wäre.

Neben der Temperatur beeinflussen auch der Salzgehalt und der hydrostatische Druck die Dichte des Wassers (Chen & Millero, 1986). Für die Stabilitätsberechnung des meromiktischen Wasserkörpers im Grabenbunker wurden hypsografische Flächen- und Volumenwerte mit 0,5 m Tiefenauflösung sowie die mittels Multiparameter-Drucksonde gemessene Tiefenprofile T(z) und $\kappa_{25}(z)$ von mehreren Probenahmen im Zeitraum 2002 bis 2009 bei ansteigendem Wasserspiegel verwendet; die Wassertiefe wurde in absolute Geländehöhe (m NHN) umgerechnet. Die Salinität S(z) (mg/kg; Gl. 3) wurde für $Ca(HCO_3)_2$-haltiges Wasser linear approximiert (Giovanoli & Lambert 1985, Aeschbach-Hertig 2005/06), wobei $\kappa_{20}(z) = f * \kappa_{25}(z)$ mit $f = 0{,}896$ (Tab. 3 in DIN EN 27888 (C8)):

$$S(z) = \eta * \kappa_{20}(z) \quad \text{mit } \eta = 0{,}871 \qquad \text{(Gl. 3)}$$

Ergebnisse und Diskussion

Spezifische Stabilität

Die Schichtungsstabilität eines meromiktischen Sees ist bei einer Mixolimnion-Temperatur von 4°C am niedrigsten. Deshalb werden in Tabelle 1 die Werte zum Ende der winterlichen Zirkulationsphasen verglichen. Die Schichtungsstabilität hat sich mit dem flutungsbedingten Anstieg des Wasserspiegels in den 6 Jahren seit 2003 ungefähr vervierfacht und beträgt 2009 annähernd 400 Nm/m². Da warmes Wasser leichter ist als kaltes, erhöht sich die Stabilität im Sommer, weil sich der Schwerpunkt der Wassersäule tiefer in das Monimolimnion verlagert. Im Sommer 2008 war die Stabilität im Grabenbunker mit ca. 1800 Nm/m² etwa 4,5-mal höher als in der darauffolgenden Zirkulationsperiode (Messdatum 16.03.2009).

Tab. 1: Spezifische Stabilität des meromiktischen Wasserkörpers im Bereich Grabenbunker während der Frühjahrszirkulation des Mixolimnions in den Jahren 2003 bis 2009 (links) sowie während der Sommerstagnation im Jahr 2008 (rechts).

Datum	spez. Stabilität (Nm/m²)	Datum	spez. Stabilität (Nm/m²)
10.04.03	99	24.06.08	1752
31.03.04	133	10.09.08	1809
13.04.05	213		
11.04.06	241		
12.03.07	323		
04.03.08	319		
16.03.09	393		

Einflussfaktor Wind

Sind die berechneten Stabilitäten groß genug, um auch bei Sturmereignissen eine Vermischung des Monimolimnions mit dem Mixolimnion auszuschließen? Ein Vergleich mit der dimiktischen, bis 45 m tiefen Talsperre Saidenbach (mittleres Erzgebirge) zeigt, dass für die frühe und späte Schichtungsperiode Mitte Mai und Ende September spezifische Stabilitäten von 200 Nm/m² typisch sind.

In keinem Jahr seit 1975 (Beginn der systematischen Untersuchungen) wurde der Wasserkörper in der Talsperre Saidenbach durch Stürme in diesen Jahreszeiten voll durchmischt.

Auch im Teilbecken Grabenbunker haben extreme Sturmereignisse (z.B. Kyrill am 18./19.01.2007 mit Spitzenwindgeschwindigkeit von 31 m/s (112 km/h)) zu keiner Verschiebung der Chemokline oder zur Vermischung des Monimolimnions mit dem übrigen Wasserkörper geführt. Wie die Klimadaten der nächstgelegenen Wetterstation zeigen (Abb. 2), traten in allen Jahren seit 1991 Spitzenwindgeschwindigkeiten von mindestens 24 m/s bis maximal 34 m/s (86 bis 122 km/h) auf. Auch die Mittelwerte und Streuung der Tagesmaxima der Windgeschwindigkeiten unterscheiden sich kaum von Jahr zu Jahr.

Obgleich starke Stürme im Winter am wahrscheinlichsten sind, also in der Periode wenn die Stabilität des Wasserkörpers im Grabenbunker am geringsten ist, legen die angeführten Beobachtungen die Schlussfolgerung nahe, dass Sturmereignisse in der Region Leipzig nicht die Energie mit sich bringen, die zur Vollumwälzung des Grabenbunkers erforderlich wäre. Da mit der weiteren Flutung des Störmthaler Sees (zunehmende Tiefe) sich auch die Stabilität im Grabenbunker weiter vergrößert, wird die Gefahr der windbedingten Einmischung des Monimolimnions in den übrigen See mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen.

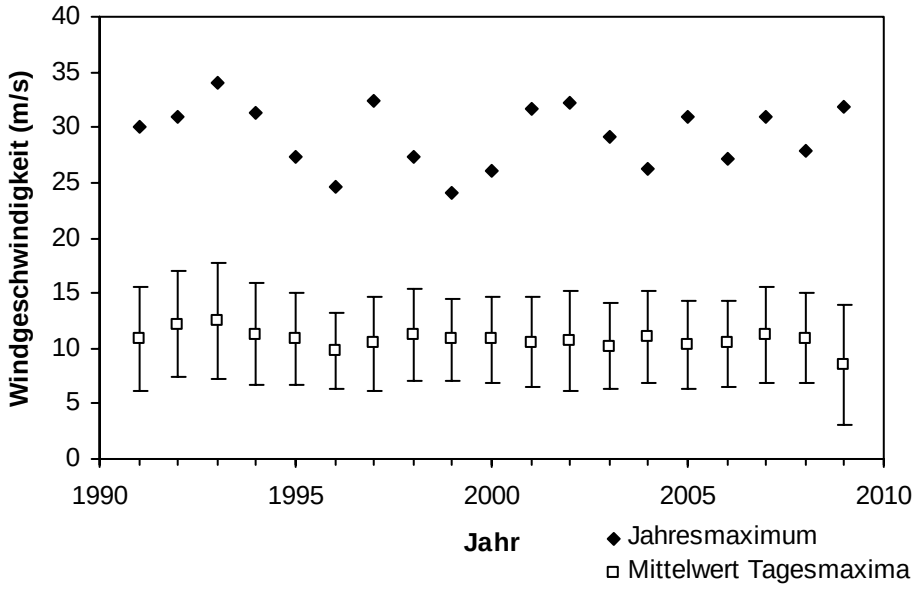


Abb. 2: Spitzenwindgeschwindigkeiten an der Wetterstation Leipzig-Schkeuditz für die Jahre 1991-2009. Dargestellt sind die Jahresmaxima und die Jahresmittelwerte für die gemessenen Tagesmaxima mit einfacher Standardabweichung. (Daten: Deutscher Wetterdienst, online unter www.dwd.de).

Einflussfaktor Grundwasserzustrom

Die Stabilität der meromiktischen Schichtung könnte auch durch einen Rückgang des Salzgehaltes im tertiären Grundwasser oder durch starke Erhöhung des GW-Zustroms gefährdet werden. Gegenwärtig dominieren GW-Zuflüsse aus dem südlichen Bilanzbereich des Grundwasserleiters (GWL) 2.7 (Abb. 3). Der Prognose zufolge nimmt dieser Zustrom in den Jahren 2009-2012 auf ca. 0,45 m^3/min ab und bleibt dann annähernd konstant. Die Zuflüsse aus den anderen Bilanzbereichen nehmen nach 2010 kontinuierlich zu und erreichen ca. 2018 annähernd das stationäre Niveau. Lediglich der geringe Zustrom aus dem südlichen Kippenbereich KiS nimmt auch weiterhin kontinuierlich zu. Die GW-Beschaffenheit sämtlicher Messstellen ist durch eine sehr hohe Mineralisierung

sowie hohe Eisen- und Sulfatkonzentrationen charakterisiert. Drei Messstellen weisen einen sauren pH-Wert auf. Die Konzentration des im GWL 2.7 gelösten Eisens zeigt seit Beobachtungsbeginn einen abnehmenden Trend ohne wesentliche Auswirkung auf den hohen Salzgehalt des Wassers.

Auch auf der Basis eines Säulenversuches (BGD 2010) lässt sich in Bezug auf die weitere Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit schlussfolgern, dass sich die Abnahme der bergbaulich stark beeinflussten Konzentrationen über mindestens 20-30 Jahre erstrecken wird. Im Zusammenhang mit der leicht zunehmenden Grundwassermenge (s.o.) ist deshalb zu erwarten, dass die Stofffrachten, die über diesen Weg das Monimolimnion des Teilbeckens Grabenbunker speisen, noch mehrere Jahrzehnte wirksam bleiben und sich somit die Stabilität der Schichtung nicht verringern wird.

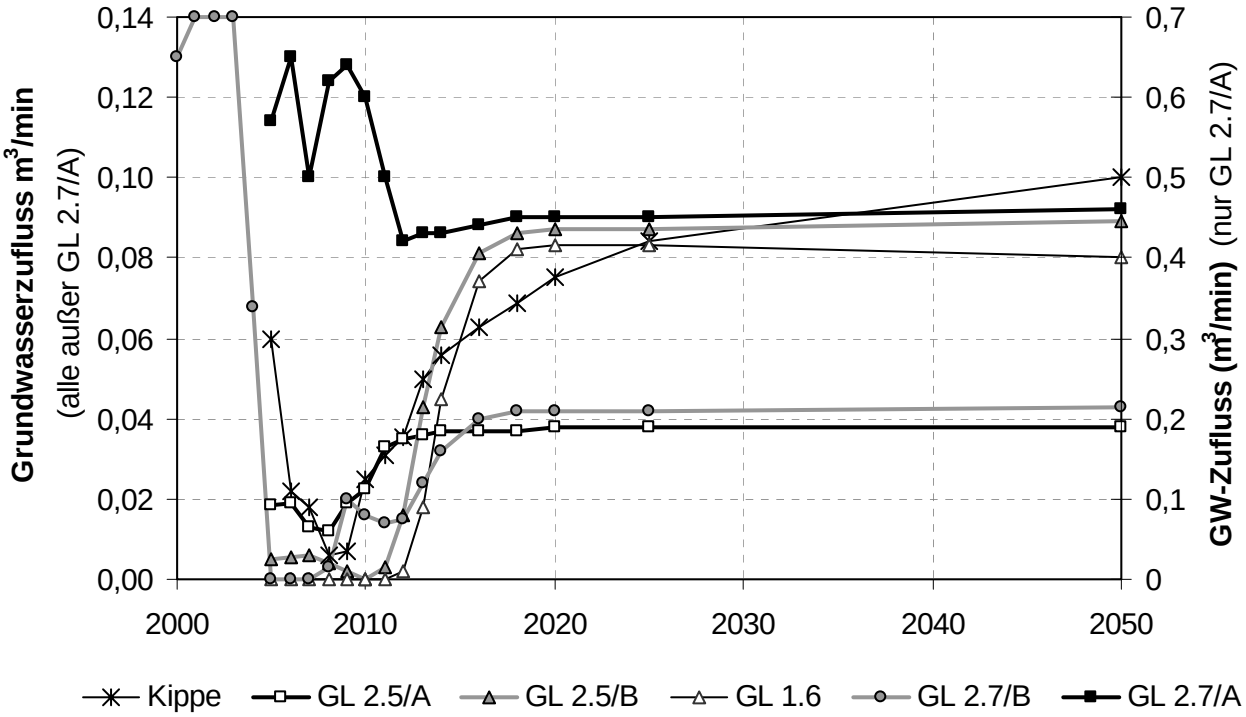


Abb. 3: In der Prognose des Grundwasserzustroms zum Teilbecken Grabenbunker dominiert der tertiäre Grundwasserleiter 2.7/A, andere Zuflüsse sind bedeutungslos (Jahresmittelwerte aus IBGW 2007).

Schlussfolgerung

Zusammenfassend wird auf der Grundlage der limnophysikalischen Einschätzung und der Analyse der Grundwasserverhältnisse im Zuflussbereich eingeschätzt, dass die meromiktische Schichtung im Seebecken Grabenbunker über mehrere Jahrzehnte stabil bleiben wird und somit die im Monimolimnion gespeicherten Stoffmengen (v.a. Acidität und Eisen) nicht für den Gesamtsee wirksam werden. Die Untersuchung hat dazu beigetragen, erhebliche Mittel für die Sanierung einzusparen.

Danksagung

Wir danken der LMBV für die Beauftragung und finanzielle Unterstützung dieser Untersuchung.

Literatur

Aeschbach-Hertig, W. (2005/06): Physik aquatischer Systeme I, Physikalische Eigenschaften des Wassers.

BGD (2010): Limnologisches Prognosegutachten für den Störmthaler und den Markkleeberger See, AG: LMBV. BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden, März 2010.

Boehrer B., Schultze, M. (2008): Stratification of lakes. Reviews of Geophysics 46, RG2005, 1-27.

Chen, C.T.A., Millero, F.J. (1986): Precise thermodynamic properties for natural waters covering only the limnological range. Limnol. Oceanogr. 31, 657-662.

Giovanoli F., Lambert A. (1985) Die Einschichtung der Rhône im Genfersee, Schweiz. Z. Hydrol. 47(2), 159-178.

IBGW (2007): Erarbeitung von limnologischen Bilanzen für das Tagebauterritorium Espenhain, Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH Leipzig, 07.12.2007.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Quantifizierung und Prognose der Säurefreisetzung aus dem Sediment eines Tagebausees (Zwenkauer See) mittels Labor- und Feldversuch

Kai-Uwe Ulrich[1], Ina Guderitz[1], Ulrike Menzel[1], Ben Heinrich[1], Lutz Weber[2], Karl-Heinz Pokrandt[2], Klaus Häfner[3] & Claus Nitsche[1]

1 BGD Boden- und Grundwasserlabor Dresden GmbH, ein Unternehmen der GICON-Gruppe, kulrich@bgd-gmbh.de;
2 Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft (LMBV) mbH, Walter-Köhn-Str. 2, 04356 Leipzig;
3 Landesdirektion Leipzig, Postfach 10 13 64, 04013 Leipzig

Keywords: Acidität, Alkalinität, Säurefreisetzung, Innenkippe, Tagebausee, Beschaffenheitsprognose

Einleitung

Dieser Beitrag zeigt am Beispiel des Tagebausees Zwenkau, wie durch die Verknüpfung von Experimenten im Feld und Labor physikochemische Prozesse erkannt und maßgebliche Parameter für die Modellbeschreibung ermittelt werden können, um die Prognosesicherheit für die zukünftige Beschaffenheit des Seewassers zu verbessern.

Im Tagebau Zwenkau wurden von 1924 bis 1999 $5{,}7 \cdot 10^8$ t Braunkohle gefördert und die dreifache Menge Abraum bewegt. Nach jahrzehntelanger Entwässerung des Tagebaus und der angrenzenden Grundwasserleiter ($6 \cdot 10^6$ m³/a) findet seit 2006 die Flutung der gesicherten Hohlform durch Grundwassereigenaufgang und Sümpfungswasser aus dem Tagebau Profen statt. Unterstützt durch die Weiße Elster soll die Flutung etwa 2013/14 abgeschlossen sein. Der Zwenkauer See wird mit 176 Mio m³ Wasservolumen, ca. 10 km² Wasserfläche und einer Maximaltiefe von 50 m der größte See im Südraum Leipzigs sein und direkte Anbindung an den Cospudener See haben. Geplant sind eine Hochwasserschutzfunktion für die Stadt Leipzig sowie intensive Freizeitnutzung durch Wassersport, Schiffs- und Bootsverkehr, Badebetrieb und touristische Einrichtungen am Ufer.

Im Konflikt mit dem Nutzungskonzept und der zukünftigen Ausleitung des Überschusswassers über den Floßgraben in die Pleiße steht die Wasserbeschaffenheit, die im Wesentlichen durch Einträge aus den pyrithaltigen Uferböschungen und dem Abraum der Innenkippe, die eine große Geländeoberfläche von 4,66 km² einnimmt, geprägt sein wird. Der Säureeintrag in den See wurde in einer ersten Prognose mit $8 \cdot 10^7$ bis $2 \cdot 10^9$ mol_c beziffert, was eine hohe Unsicherheit von Faktor 25 bedeutet (BGD 2005). Für die zeitliche und wirtschaftliche Planung der Entlassung des Sees aus dem Bergrecht waren folgende Fragen von Interesse: Wie groß ist der Vorrat an eluierbarer Säure, der chemisch neutralisiert werden muss; wie hoch ist die jährliche Säurefreisetzung; wie lange halten die Freisetzungsprozesse an und welche Folgekosten entstehen dadurch in der Nachsorgephase?

Um Antworten auf diese Fragen zu präzisieren, wurde im Auftrag der LMBV unterstützt durch die LDL auf der Innenkippe ein fast einjähriger Feldversuch mit begleitenden Laborversuchen initiiert (BGD 2009). Ziel war die Ermittlung des Säureinventars der Innenkippe und der Säurefreisetzungsrate in Verbindung mit einer Prozessidentifikation zur modellgestützten Präzisierung der Wasserbeschaffenheitsprognose für den Zwenkauer See während seiner Flutungs- und Nachsorgephase.

Material und Methoden

Feldversuch Innenkippe Zwenkau

Da die hydraulische Durchlässigkeit des verkippten Abraumes meist gering ist, konnten sich auf der Innenkippe zahlreiche regenwassergespeiste Seen bilden, die durch Kontakt mit dem Substrat versauerten (pH<3). Basierend auf einer Substratkartierung der gesamten Innenkippe wurde ein Kippensee mit 790 m³ Inhalt ausgewählt, dessen Substrate im Einzugsgebiet und am Seegrund eine ähnliche mittlere Nettoacidität (531±339 mol/m³ OS) und Heterogenität aufwiesen wie die Innenkippe selbst (544±445 mol/m³ OS). Das Wasser des Kippensees wurde initial mit 2,5 t Soda neutralisiert. Anschließend wurde Soda nachdosiert (insgesamt 9 Mal in 10 Monaten), sobald durch freigesetzte Säure ein pH-Wert <3,5 auftrat. Anhand regelmäßiger Wasserstandsmessungen, Wasser- und Substratanalysen sowie der kontinuierlichen Erfassung von Klimadaten wurde mit Hilfe einer Wasser- und Stoffmengenbilanz die Säurefreisetzung aus dem Seegrund für 17 Bilanzzeiträume berechnet. Vor und mehrmals nach der Initialneutralisation wurde das Seebodensubstrat schichtenweise analysiert (u.a. Wassergehalt, Porosität, Na-Konzentration im Porenwasser, Nettoacidität).

Laborversuch

Vor der Neutralisation des Kippensees wurde Bodensubstrat entnommen, im Labor homogenisiert, auf drei Säulen verteilt, mit saurem Kippenseewasser überschichtet und anschließend mit NaOH neutralisiert. Ziel war, verschiedene Prozesse des Stoffaustauschs an der Wasser-Sediment-Grenze unter kontrollierten Bedingungen zu simulieren ohne Fremdeinwirkung durch externe Zuflüsse oder Böschungserosion (Bodensubstrat als einzige Säurequelle). In den Wasserkörper der Säulen 1 und 2 zyklisch eintauchende Verdrängungskörper förderten die Diffusion an der Phasengrenze, wobei in Säule 1 durch eine am Boden verbundene wassergefüllte Ausgleichssäule zusätzlich Konvektion simuliert wurde. In Säule 3 verstärkte ein Rührwerk die Diffusion und bewirkte die Resuspension der Eisenhydroxidflocken, die sich nach Neutralisation des Wasserkörpers gebildet und in den anderen beiden Säulen als 12 cm mächtige lockere Schicht abgesetzt hatten. Analog zum Feldversuch wurde der Wasserkörper in den Säulen neutralisiert, sobald durch die freigesetzte Säure ein pH-Wert <3,5 auftrat, und die Säurefreisetzungsrate für Zeitintervalle zwischen zwei Probenahmen bilanziert.

Modellierung

Unter der Voraussetzung, dass die chemischen Prozesse der Säuregenerierung wie Pyritoxidation, Hydrolyse von Eisen und Aluminium und Ionenaustausch am Substrat schneller sind als der physikalische Stofftransport im porösen Medium, kann die Säurefreisetzungsrate in erster Näherung mit Hilfe der Fick'schen Diffusionsgesetze berechnet werden. Dazu wurde ein physikalisches Stofftransportmodell eingesetzt, wobei unbekannte Modellparameter durch Anpassung des Ergebnisses an die gemessene Abnahme des Säureinventars im Substrat kalibriert wurden. Das Modell liefert die vom Konzentrationsgradienten und der Zeit abhängige Säurefreisetzungsrate an der Grenzfläche Substrat – Seewasser (r_{ACY}). Um die effektive Säurefreisetzung (ACY_{eff}) auf der gesamten Innenkippe während der Flutungsphase zu berechnen, muss r_{ACY} mit der Zeitfunktion der sukzessiv überfluteten Innenkippenoberfläche ($A_{O\,Sed}$) verknüpft werden (Gl. 1).

$$ACY_{eff}\left(r_{ACY}(t), A_{O\,Sed}(t)\right) = \int_{t_0}^{t_i}\left(A_{O\,Sed} \cdot r_{ACY}\right) dt \qquad \text{(Gleichung 1)}$$

Ergebnisse

Im Feldversuch resultierte für den erfassten Zeitraum von 264 Tagen (17 Bilanzzeiträume von 6 bis 35 Tagen) eine zeitgewichtete mittlere Säurefreisetzungsrate von 43±27 $mmol_c\,m^{-2}\,d^{-1}$ mit maximalen Raten bis 100 $mmol_c\,m^{-2}\,d^{-1}$. Über die 10-monatige Beobachtungszeit nahm das Aciditätsinventar in der obersten 10 cm-Schicht des Kippensubstrats um bis zu 25% ab (Abb. 1). Einhundert Tage nach Initialneutralisation des Kippensees wurde auch in 10-20 cm Tiefe des Kippensubstrats ein Rückgang der Acidität gemessen, welcher nach 303 Tagen bereits 14% ausmachte. Korreliert mit dem Verlust von Acidität zeigte sich das sukzessive Eindringen des gelösten Natriums in größere Substrattiefen (Abb. 1). Diese Korrelation deutet auf Ionenaustausch als den maßgeblichen Prozess der Säuremobilisierung hin.

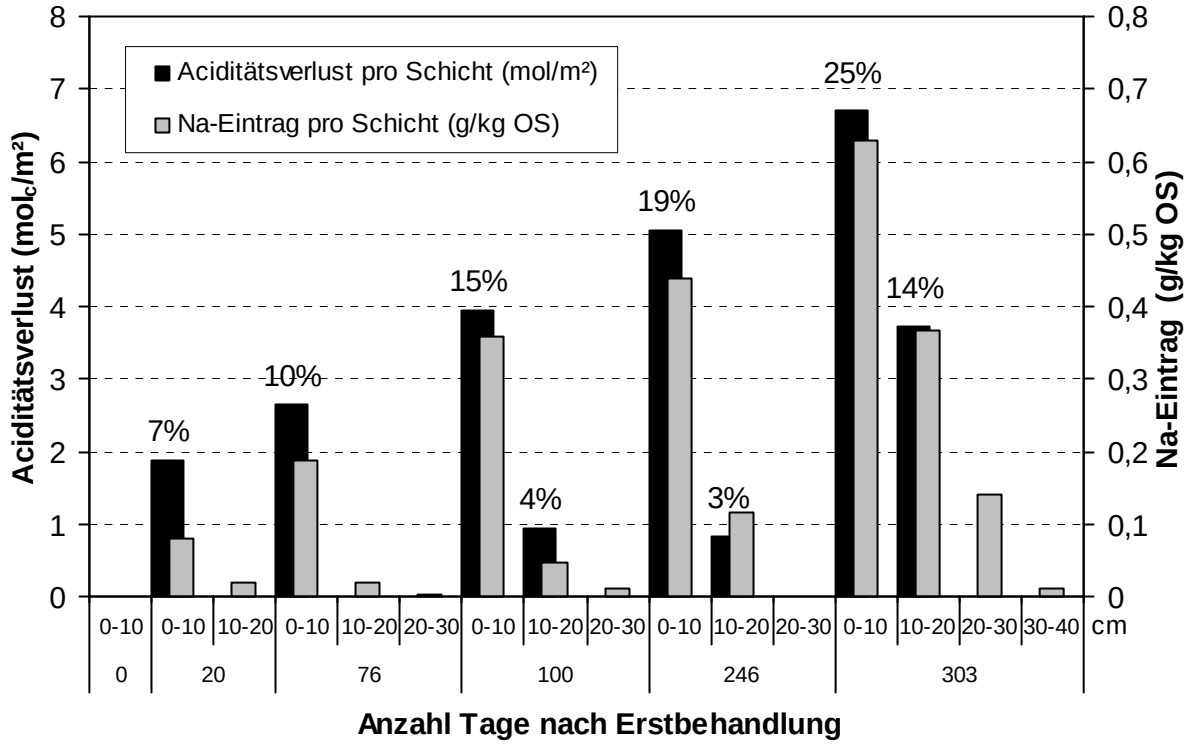


Abb. 1: Der Verlust von Acidität im schichtenweise beprobten Kippensediment als Funktion der Zeit nach Sodabehandlung des Kippensees (schwarze Säulen, linke Ordinate) **korreliert mit der Zunahme des Natrium-Gehaltes** (graue Säulen, rechte Ordinate) in der obersten 0-10 cm Schicht und dem Eindringen des Natriums in größere Sedimenttiefe.

In den drei Säulen des Laborversuchs wurde über den Zeitraum von 250 Tagen eine sehr ähnliche Säuremenge neutralisiert. Nach Abzug der initial im Wasserkörper vorhandenen Acidität ergaben sich für die Substrate der drei Säulen Säurefreisetzungsraten von 39,1; 33,5 und 38,8 $mmol_c\,m^{-2}\,d^{-1}$. Aus der guten Übereinstimmung dieser drei Raten untereinander und im Vergleich mit der Rate aus dem Feldversuch (43±27 $mmol_c\,m^{-2}\,d^{-1}$) ist abzuleiten, dass der dominante Prozess der Säurefreisetzung die molekulare Diffusion ist, angetrieben durch Ionenaustausch im Substrat und steile Konzentrationsgradienten zum Wasserkörper. Konvektion ist hier aufgrund geringer hydraulischer Leitfähigkeit vernachlässigbar. Zudem zeigen die Versuche, dass die 12 cm mächtige Eisenhydroxidauflage die Säurefreisetzung anfänglich für 4 bis 6 Wochen, jedoch nicht dauerhaft unterdrückte.

Mit Hilfe des physikalischen Stofftransportmodells konnte die zeitabhängige Säurefreisetzungsrate an der Wasser-Substrat-Grenze bei bekannter Nettoacidität im Wasserkörper und im Kippensubstrat

berechnet werden (Abb. 2A, Inset). Die Abbildung 2A zeigt außerdem, wie über einen Zeitraum von 55 Jahren das Aciditätsinventar in Abhängigkeit der Substrattiefe abnimmt. Ausgehend von 380 mol/m³ TS sind nach 5 Jahren in 10 cm Tiefe nur noch 120 mol/m³ TS, nach 16 Jahren in 50 cm Tiefe etwa 300 mol/m³ TS vorhanden. Nach 44 Jahren reicht der diffusive Säuretransport bis in 1,5 m Tiefe. Ob dieser für den See noch relevant ist, zeigt die Diskussion (s.u.).

Die Lösung der Integralgleichung (Gl. 1) zeigt, dass die mittlere tägliche Säurefreisetzung aus der Innenkippe bis zum Flutungsende auf einen Maximalwert von 62 kmol d^{-1} steigt, da sich die vom Wasser bedeckte Kippenfläche vergrößert. Anschließend sinkt die Freisetzungsrate exponentiell, weil sich der Konzentrationsgradient an der Wasser-Substrat-Grenze rasch verkleinert (Abb. 2B). Die weiterhin positive Säurefreisetzungsrate bewirkt, dass die kumulierte Säurefracht auch nach der Flutung weiter ansteigt. Werden bis Flutungsende 2013/14 insgesamt $9{,}2 \cdot 10^7$ mol_c aus der Innenkippe freigesetzt, kommen bis zum Jahr 2035 nochmals Säureäquivalente von ca. $2 \cdot 10^8$ mol_c hinzu.

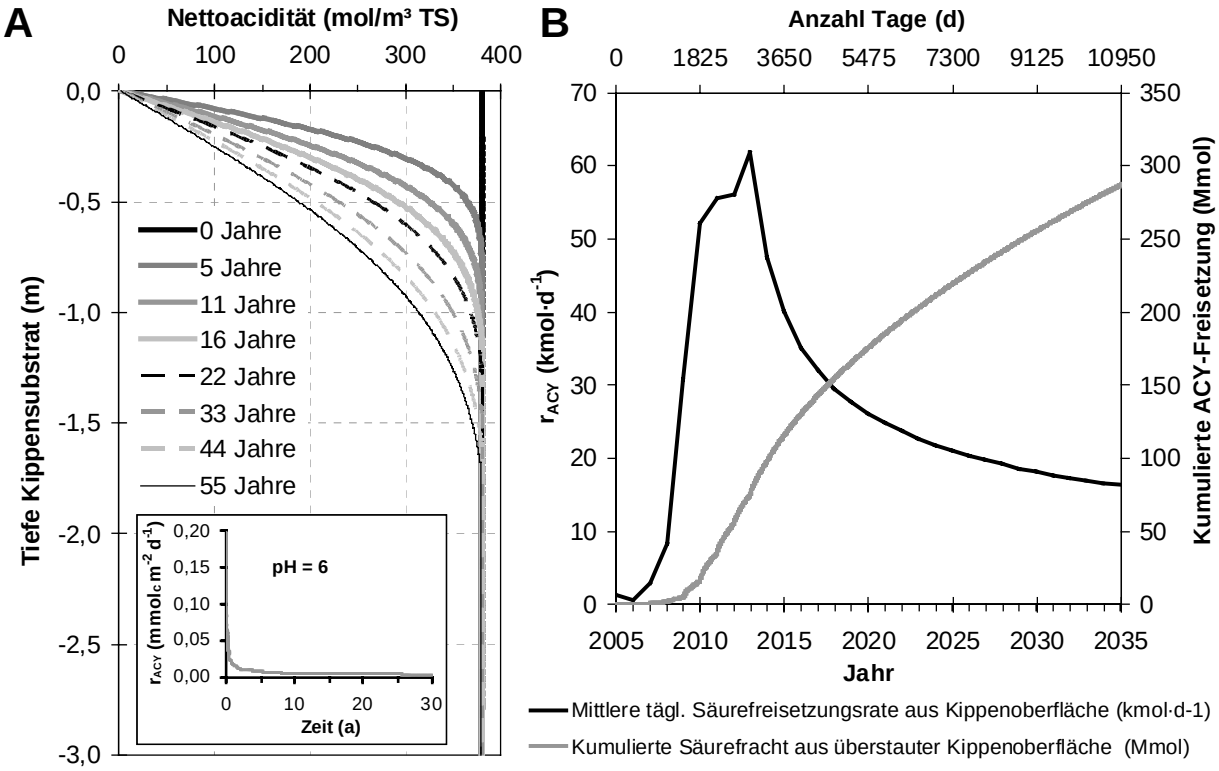


Abb. 2: A) Zeitliche Entwicklung der Nettoacidität im Kippensubstrat als Funktion seiner Tiefe. Inset: Zeitabhängigkeit der Säurefreisetzungsrate an der Wasser-Substrat-Grenze. **B) Zeitverlauf der mittleren täglichen Säurefreisetzungsrate aus der überstauten Innenkippe sowie der kumulierten Säurefracht.**

Diskussion

In welcher Relation stehen die für die Innenkippe prognostizierten Säureeinträge zu den Gesamteinträgen von Acidität und Alkalinität in den Zwenkauer See bis zum Flutungsende und darüber hinaus? Diesbezügliche Zahlen wurden in einem aktuellen limnologischen Prognosegutachten erarbeitet (BGD 2010). Für die favorisierte Flutungsvariante ergibt sich im modellierten Zeitraum von 07/2008 bis zum erwarteten Flutungsende 05/2013 ein Gesamteintrag von $9{,}2 \cdot 10^8$ mol_c Acidität, wovon die Fracht aus dem Substrat der Innenkippe nur 10% ausmacht. Bedeutendere Säurequellen sind Erosion durch Wellenschlag und Niederschläge (45%) und das saure Seewasser des Lie-

genden (37%), aber auch die vorhandenen Kippenseen (4%), das Sediment des Liegenden (2%) und zuströmendes Grundwasser (2%) erreichen zusammen einen Anteil in ähnlicher Höhe. Dem gegenüber steht ein Gesamteintrag von $5{,}7 \cdot 10^8$ mol_c Alkalinität hauptsächlich mit dem Flutungswasser (davon 46% Weiße Elster, 44% Profener Sümpfungswasser, 10% Filterbrunnen). In der Gesamtbilanz verbleibt im betrachteten Zeitraum ein Aciditätsüberschuss von $3{,}5 \cdot 10^8$ mol_c, der chemisch zu neutralisieren ist.

Wenn der See seinen Endwasserstand erreicht hat, entfallen die Säureeinträge durch Erosion, aber auch die Alkalinitätseinträge mit dem Flutungswasser. Es dominieren Säureeinträge aus dem Seeboden/-sediment (~75%) und durch Sickerwasser (Nachversauerung der Böschungen, ~25%). Während das Sickerwasser bis 2030 vorübergehend höhere Säureeinträge und erst nach 2060 wieder Nettoalkalinität liefert, klingt die Säurefreisetzung aus dem Seeboden nur langsam ab (Tab. 1). Da sich insgesamt der Zustrom alkalinitätsliefernder Grundwässer verstärkt, wird erwartet, dass das Alkalinitätsdefizit ab dem Jahr 2031 bis 2050 auf Null zurück geht. Dies bedeutet, dass etwa bis zum Jahr 2050 ein Säureüberschuss von $4{,}5 \cdot 10^8$ mol_c im Rahmen der Nachsorge neutralisiert werden müsste. Das ist etwa ein Viertel der ursprünglich geschätzten Maximalmenge (BGD 2005). Für zukünftige Prognosen ist zu ermitteln, ob und wie sich hinzukommende Ablagerungen allochthonen Materials auf den Säureaustrag auswirken.

Tab. 1: Prognose der Aciditätseinträge durch Sickerwasser (nachversauernde Böschungen) und Freisetzung aus der Seeboden, sowie berechnetes Alkalinitätsdefizit im gesamten Zwenkauer See nach dessen Flutung.

Zeitraum	**Eintrag Nettoacidität (Mio mol)**		**Alkalinität (Mio mol)**
(Jahre)	Sickerwasser	Seeboden/-sediment	Zwenkauer Seewasser
2014-2020	42	160	-165
2021-2030	64	120	-165
2031-2040	48	90	-105
2041-2050	20	60-80	-15
2051-2060	3	50-70	±0
2014-2060	177	480-520	-450

Schlussfolgerungen

Durch Koppelung von Feld- und Laborversuchen unter Einbeziehung einer komplexen hydrochemischen Prognose (BGD 2009, 2010) gelang es, den technischen Aufwand für Neutralisationsmaßnahmen in der Flutungs- und Nachsorgephase eines Tagebausees zu quantifizieren und damit eine Planungsgrundlage für den Bergbausanierer zu liefern. Es wurde eine Methodik zur Prozessidentifikation und Parameterermittlung entwickelt und erfolgreich zur modellgestützten Quantifizierung des Stofftransports aus dem Innenkippensubstrat angewendet. Unter kontrollierten Laborbedingungen wurden ähnliche Säurefreisetzungsraten wie im Feldversuch erzielt. Der maßgebliche Prozess der Säurefreisetzung aus Zwenkauer Kippensubstrat ist molekulare Diffusion nach Ionenaustausch.

Literatur

BGD (2005): Limnologisches Prognosegutachten für das Tagebaurestloch Zwenkau, AG: LMBV. BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden.

BGD (2009): Planung und Durchführung eines Feldversuches zur Ermittlung des eluierbaren Aciditätspotenzials der Innenkippe im Tagebau Zwenkau. Abschlussbericht 02.09.09, AG: LMBV. BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden.

BGD (2010): Limnologisches Prognosegutachten für den Zwenkauer See. Endbericht 30.07.10, AG: LMBV. BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden.

ÖKOSYSTEMEFFEKTE SUBMERSER MAKROPHYTEN & FADENALGEN

ECKERT, N., U. RAEDER & A. MELZER: In situ-Messungen zur Lichtanpassung von Süßwasser-Makrophyten mittels PAM-Fluorometrie

WIESER, S., N. ECKERT, U. RAEDER & A. MELZER: Physiologische Anpassung von Elodea canadensis in Abhängigkeit von Licht und Temperatur

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

In situ-Messungen zur Lichtanpassung von Süßwasser-Makrophyten mittels PAM-Fluorometrie

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

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

Keywords: Makrophyten; PAM-Fluorometrie; PS II Quantenausbeute

Einleitung

Die PAM-Fluorometrie (***p**ulse **a**mplitude **m**odulated fluorometry*) ermöglicht kontinuierliche nicht-invasive Messungen zum physiologischen Zustand photoautotropher Organismen an ihren natürlichen Wuchsstandorten. In der vorliegenden Studie werden erstmals Messergebnisse zur Chlorophyll-Fluoreszenz submerser Makrophyten unter Freilandbedingungen in oberbayerischen Seen vorgestellt. Während die Methode bereits seit den 1990er Jahren im marinen Bereich an Seegräsern eingesetzt wird (vgl. Ralph et al. 1998, Beer et al. 1998, Beer & Björk 2000), sind *in situ*-Messungen in limnischen Ökosystemen bis heute wenig dokumentiert (aber: Hawes et al. 2003 an *Isoetes*). Dies ist nur teilweise auf die erschwerte Zugänglichkeit der Lebensräume zurückzuführen, die den Einsatz von Tauchern erforderlich macht. Vergleichende Betrachtungen beispielsweise zur Lichtanpassung werden oftmals dadurch erschwert, dass zugleich weitere Faktoren, unter anderem die Temperatur im Tiefengradient eines Sees variieren (zum Einfluss von Temperatur und Licht auf *Elodea canadensis* siehe Wieser et al. in diesem Band). Im hier vorgestellten experimentellen Design wird dies dadurch vermieden, dass unterschiedliche Lichtklimata am selben Standort über spezielle Beschattungsrahmen geschaffen werden, wodurch sich die natürliche Lichtexposition der Pflanzen relativ zueinander verschiebt. Ziel der Untersuchung war, mithilfe der Fluoreszenzmethode physiologische Toleranzen hinsichtlich des Lichts und Möglichkeiten der Adaption bei unterschiedlichen Makrophytenspezies aufzuzeigen und damit zum besseren Verständnis von Wachstum und Verbreitung wichtiger Pflanzenarten in oberbayerischen Seen beizutragen. Erste Ergebnisse der umfangreichen Messreihen an *Potamogeton friesii*, *Elodea nuttallii* und *Chara tomentosa* werden nachfolgend präsentiert. Ergänzt werden diese durch die exemplarische Aufzeichnung eines Tagesgangs der Quantenausbeute und Elektronentransportrate, welcher die Sensibilität der Fluoreszenzparameter verdeutlichen soll.

Material und Methoden

Für den Beschattungsversuch wurden homogene Makrophytenbestände am Westufer des Starnberger Sees bei Feldafing (11°18'0,30"E 47°56'6,48"N) sowie in einem Kleinstsee („Lustsee“) der sich südlich anschließenden Osterseenkette (11°17'38,19"E 47°48'33,18"N) ausgewählt. Die Versuchspflanze *Potamogeton friesii* Rupr. wuchs im Starnberger See in einer Wassertiefe von 4,5 m bei durchschnittlich 22° C, der Neophyt *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John in 6,0 m Tiefe bei 18° C. Im Lustsee wurden Bestände der Makroalge *Chara tomentosa* Linné (3,0 m Tiefe, ca. 16° C) ausgewählt. Entsprechend der Wassertiefe und der Trübstoffe sowie je nach Witterung und Tageszeit unterschied sich das Lichtklima an den Versuchsstandorten (ca. 40-240 µmol m^{-2} s^{-1} PPFD). Auf je

drei Versuchsflächen à 1 m² innerhalb eines Bestandes wurde das natürliche Licht über spezielle Beschattungsrahmen um 90% (Stufe „L1“), 70% („L2“) bzw. 40% („L3“) gegenüber einem unbeschatteten Kontrollbestand („L4“) reduziert. Die Beschattungsrahmen bestanden aus je zwei Edelstahlringen (Ø 1,13 m), die einen Zylinder der Höhe 1,2 m bildeten und abhängig von der gewünschten Lichtreduktion seitlich sowie an der Deckfläche mit unterschiedlichen Sorten schwarzer Gaze bespannt wurden. Die verwendete Gaze wurde zuvor mit einem Unterwasser-Spektroradiometer (RAMSES, Fa. TriOS, Oldenburg) auf Wellenlängenneutralität geprüft. Die Rahmen wurden in einer Höhe von 1,5 m zentral über den Versuchsflächen aufgehängt, sodass der lotrechte und seitliche Lichteinfall auf die Makrophytenbestände in Abhängigkeit der Dichte der Gaze partiell abgeschirmt wurde. Die Adaptionsphase dauerte 4-9 Wochen, die Rahmen wurden dabei alle 1-2 Wochen gewechselt und gereinigt.

Fluoreszenzmessungen wurden von Forschungstauchern mithilfe eines Unterwasser-Fluorometers (DIVING-PAM, Fa. Walz, Effeltrich) durchgeführt. Jede Messung umfasste die Bestimmung der potentiellen und effektiven Quantenausbeute (Φ_{PSII} bzw. Φ_{eff}) nach Genty et al. (1989) sowie die Ableitung von relativen Elektronentransportraten (rETR) nach Applikation von acht ansteigenden Lichtintensitätsstufen (à 20 sec.) über die interne Halogenlampe des PAM-Fluorometers (sog. RLC-Messung, vgl. Beer et al. 1998). Die rETR-Werte sind das Multiplikationsprodukt aus der photosynthetischen Photonenflussdichte (PPFD in µmol m^{-2} s^{-1}) an der Blattoberfläche und der zugehörigen Quantenausbeute. Der verwendete PAR-Sensor des DIVING-PAM wurden gegen einen Standard-Quantensensor (LI-COR Li-192) kalibriert. Ausgehend von Wiederholungsmessungen an fünf Pflanzen je Bedingung wurden Kurvenanpassungen (nach Webb et al. 1974, verändert bzw. Hawes et al. 2003) gerechnet und hieraus die Parameter $rETR_{max}$ und E_k’ (Lichtsättigungswert bzgl. des Yields) abgeleitet.

Die Statistische Auswertung erfolgte als Varianzanalyse mit dem Programm STATISTICA 8 (StatSoft Inc., USA). Das Signifikanzniveau wird mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $p \leq 0{,}05$ definiert.

Ergebnisse und Diskussion

Beschattungsversuche

Die Steigerung der angebotenen Photonenflussdichte führt bei den Spezies *Potamogeton*, *Elodea* und *Chara* jeweils zu einer raschen Reduktion in der Lichtnutzungseffizienz (Abb. 1a-c). Die Yield-Werte sinken im selben Maß, als die verfügbare Lichtenergie überschüssig wird, d.h. vom Photosyntheseapparat der Pflanzen nicht verwerten werden kann. Dies lässt sich auf sog. nicht-photochemische Löschprozesse zurückführen, welche das System vor photoxidativen Schäden schützen (vgl. Schreiber et al. 1986). Die an reduzierte Lichtbedingungen adaptierten Pflanzen (L1-L3) zeigen dabei einen umso steileren Abfall im Yield gegenüber der unbeschatteten Kontrollfläche (L4). Offenbar ist der Photosyntheseapparat dieser Individuen nicht zum gleichen Grad in der Lage, höhere Lichtintensitäten effizient zu nutzen. Es hat eine Lichtanpassung stattgefunden. Die Yield-Werte von *Chara tomentosa* verhalten sich über die Lichtstufen L2-L4 nahezu identisch. Einzig die am stärksten beschatteten Pflanzen (L1) zeigen reduzierte Quantenausbeuten. Der Lichtsättigungswert E_k‘ von *Potamogeton friesii* hat sich ausgehend von 90 µmol m^{-2} s^{-1} PPFD im Kontrollbestand auf 21 µmol m^{-2} s^{-1} PPFD in der stärksten Beschattungsstufe reduziert, derjenige von *Elodea nuttallii* sank in derselben Größenordnung von 36 auf 8 µmol m^{-2} s^{-1} PPFD (Tab. 1). Diese Beobachtungen lassen sich beispielsweise auf eine Reduktion der für die Photosynthese erforderlichen Einheiten der Elektronentransportkette zurückführen. Vergleichsweise gering fällt die Veränderung der E_k‘-Werte bei *Chara tomentosa* aus. Die $Yield_{max}$-Werte hingegen differenzieren hier deutlich. Die

maximale Effizienz des unbeschatteten Bestands liegt zugleich mit 63% deutlich niedriger als in allen Vergleichsgruppen.

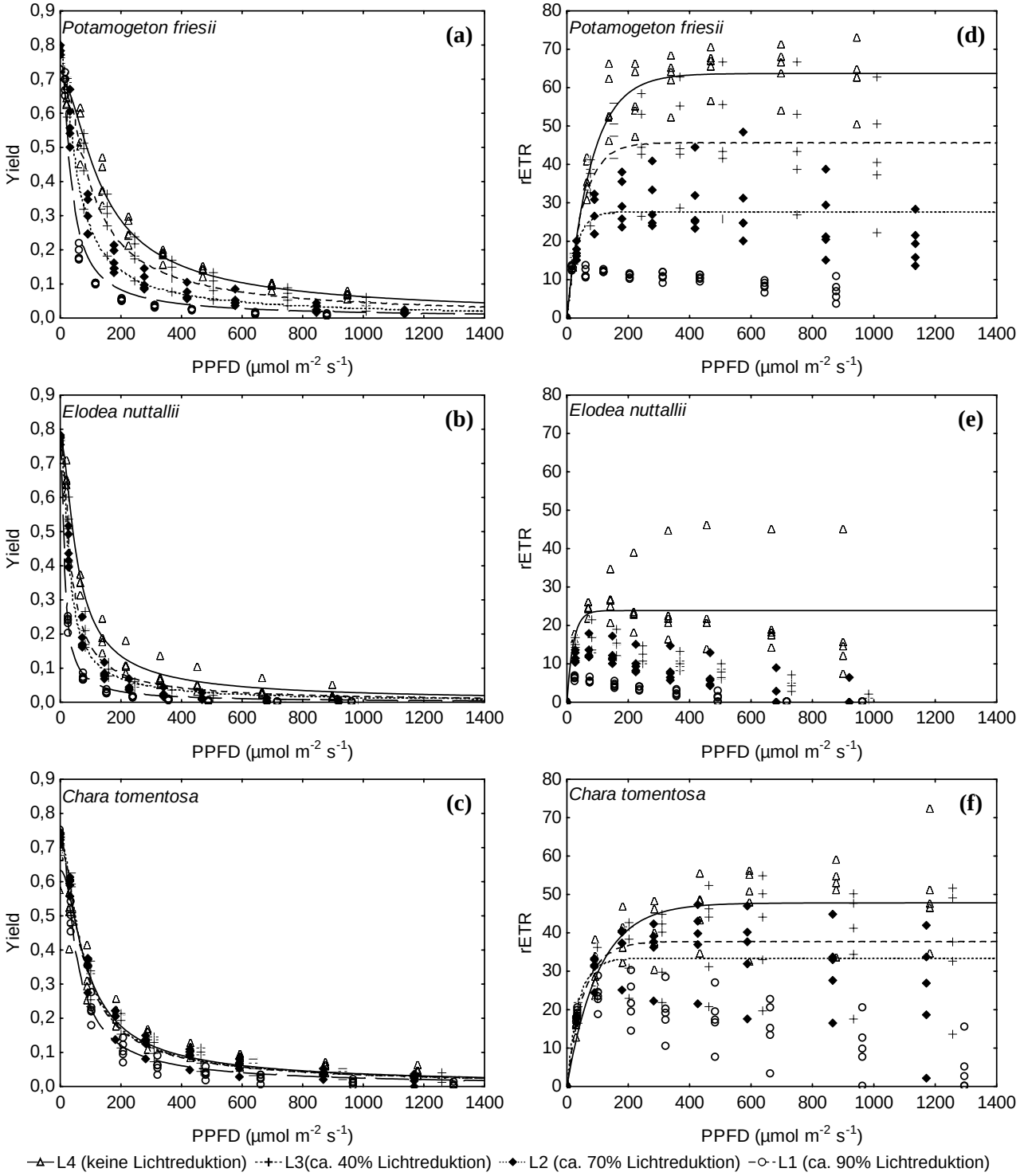


Abb. 1: Auftragung der Quantenausbeuten (a-c) bzw. relativen Elektronentransportraten (d-f) gegen die verfügbare Photonenflussdichte, differenziert nach den Lichtadaptionsstufen (L1-L4).

In der Auftragung gegen die verfügbare Photonenflussdichte beschreiben die relativen Elektronentransportraten Sättigungsfunktionen (Abb. 1d-f). Der unterschiedliche Kurvenverlauf bei Pflanzen unterschiedlicher Beschattungsstufen verdeutlicht die erzielte Lichtadaption. Das Verhalten starklichtadaptierter Pflanzen (L4) kann gut anhand einer Exponentialfunktion (siehe Regressionskurven) beschrieben werden. Im Falle von *Potamogeton friesii* liegt die maximal erreichte rETR der

Kontrollgruppe L4 mit 64 ± 1 Einheiten signifikant höher als in Lichtstufe L3 (46 ± 2) und L2 (28 ± 1). Die Anfangssteigung der Kurve („Lichtaffinität“ α) ist nicht differenziert. Berechnungen für die niedrigste Lichtintensitätsstufe L1 waren nicht möglich, da das gewählte Regressionsmodell hier nicht den Messwerten entsprach, die ausgehend von einem Maximalwert bei 19 µmol m^{-2} s^{-1} PPFD mit Steigerung der Lichtintensität stark abfielen. Die rETR-Werte von *Elodea nuttallii* sind über die vier Lichtstufen ebenfalls deutlich differenziert, wenngleich sie in der gewählten Auftragung näher beieinander liegen. Für den Kontrollbestand wurde ein $rETR_{max}$-Wert von 24 ± 2 Einheiten ermittelt, mit Zunahme des Beschattungsgrads wurden noch niedrigere rETR-Werte gemessen. Eine Abstufung der Elektronentransportraten in den unterschiedlichen Beschattungsstufen von *Chara tomentosa* ist weniger augenfällig. Die Messwerte der Lichtstufen L2 und L3 weisen eine hohe Streuung auf, während diejenigen der Stufen L1 und L4 klar voneinander getrennt werden.

Auf einen direkten Vergleich der relativen Elektronentransportraten unterschiedlicher Spezies wird an dieser Stelle verzichtet, da dieser aufgrund der unterschiedlichen Voraussetzungen nicht sinnvoll erscheint. Dennoch scheinen artspezifische Unterschiede in der Lichtanpassung zu bestehen.

Tab. 1: Ergebnisse der Regressionsanalysen differenziert nach den Lichtadaptionsstufen (L1-L4). Dargestellt werden berechnete Werte zur maximalen Quantenausbeute, zur Lichtsättigung (E_k‘) sowie Bestimmtheitsmaße und Irrtumswahrscheinlichkeiten.

	Potamogeton friesii				***Elodea nuttallii***				***Chara tomentosa***			
	$Yield_{max}$	**E_k'**	**R^2**	**p**	**$Yield_{max}$**	**E_k'**	**R^2**	**p**	**$Yield_{max}$**	**E_k'**	**R^2**	**p**
L1	0,81 ± 0,02	21 ± 1	0,98	< 0,0001	0,76 ± 0,01	8 ± 0	1,00	< 0,0001	0,74 ± 0,01	33 ± 1	0,99	< 0,0001
L2	0,77 ± 0,01	36 ± 2	0,98	< 0,0001	0,78 ± 0,01	18 ± 1	0,99	< 0,0001	0,72 ± 0,01	49 ± 2	0,99	< 0,0001
L3	0,74 ± 0,02	62 ± 4	0,97	< 0,0001	0,77 ± 0,01	22 ± 1	0,98	< 0,0001	0,71 ± 0,01	48 ± 2	0,98	< 0,0001
L4	0,70 ± 0,01	90 ± 4	0,98	< 0,0001	0,77 ± 0,01	36 ± 1	0,99	< 0,0001	0,63 ± 0,02	58 ± 4	0,96	< 0,0001
Σ	0,75 ± 0,02	44 ± 2	0,91	< 0,0001	0,77 ± 0,01	20 ± 1	0,93	< 0,0001	0,70 ± 0,01	45 ± 1	0,97	< 0,0001

Tagesgangmessung

Das Ergebnis einer Tagesgangmessung an *Chara tomentosa* am Standort Lustsee ist in Abbildung 2 wiedergegeben. Hieraus geht der gegensätzliche Verlauf von Lichtangebot (PPFD) und Lichtausbeute (Yield) deutlich hervor: Der Anstieg der Lichtintensität im Verlauf des Vormittags auf ca. 260 µmol m^{-2} s^{-1} PPFD führt zu einer mittäglichen Depression der Quantenausbeute, die dabei auf weniger als 10% abfällt. Dieser Abfall ist deutlich stärker, als er für Flachwasserstandorte von *Lamprothamnium papulosum* bei deutlich höherer Lichtintensität berichtet wurde (Küster et al. 2000). Kurze

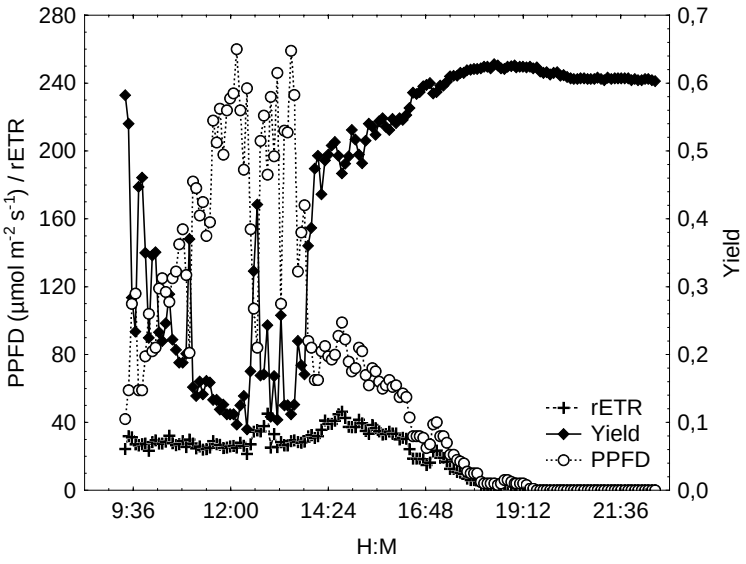


Abb. 2: Tagesverlauf der Lichteinstrahlung (PPFD), Quantenausbeute (Yield) und relativen Elektronentransportrate (rETR) am Beispiel *Chara tomentosa*.

Verdunklungsphasen, im vorliegenden Fall hervorgerufen durch die Bewölkung, ermöglichen hingegen eine rasche Erholung der Yield-Werte.

Im gezeigten Beispiel wird der Maximalwert der relativen Elektronentransportrate mit ca. 46 Einheiten in den Nachmittagsstunden erreicht, wenn noch ausreichend Licht zur Verfügung steht, die Yield-Werte jedoch bereits wieder ansteigen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Mit den dargestellten Ergebnissen konnte die Sensibilität der Fluoreszenzparameter und die Anwendbarkeit der PAM-Methode auf limnische Ökosysteme nachgewiesen werden. Die Quantenausbeuten sind jeweils negativ mit der verfügbaren Lichtintensität korreliert. Durch den gewählten experimentellen Ansatz konnte die Lichtanpassung der Süßwasserspezies *Potamogeton friesii*, *Elodea nuttallii* und *Chara tomentosa* untersucht werden. Diese kommt einerseits im Lichtsättigungswert (E_k‘), andererseits im Ausmaß der Yield-Reduktion bei ansteigender Beleuchtungsintensität zum Ausdruck. Die Maximalwerte der rETR als Indikator der photosynthetische Kapazität geben ebenfalls die Lichtanpassung wider. Allerdings müssen hier geeignete Regressionsmodelle entwickelt werden, die den Verlauf der Elektronentransportrate akkurat abbilden.

Danksagung

Die Autoren danken herzlich den Forschungstauchern, Mitarbeitern und Studenten an der Limnologischen Station Iffeldorf, die durch ihren unermüdlichen Einsatz unsere Arbeit ermöglichen. Ein ganz besonderes Dankeschön an Frau Dipl. Biol. Karin Kronseder für die Unterstützung bei den Freilandarbeiten. Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Doktorarbeit in Kooperation mit dem Forschungsverbund FORKAST.

Literatur

Beer, S., Vilenkin, B., Weil, A., Veste, M., Susel, L., Eshel, A. (1998): Measuring photosynthetic rates in seagrasses by pulse amplitude modulated (PAM) fluorometry. Mar. Ecol. Prog. Ser. 174: 293-300.

Beer, S., Björk, M. (2000): Measuring rates of photosynthesis of two tropical seagrasses by pulse amplitude modulated (PAM) fluorometry. Aquatic Botany 66: 69-76.

Genty, B., Briantais, J.-M., Baker, N.R. (1989): The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence. Biochimica et Biophysica Acta 990: 87-92.

Hawes, I., Sutherland, D., Hanelt, D. (2003): The use of pulse amplitude modulated fluorometry to determine fine-scale temporal and spatial variation of in situ photosynthetic activity within an *Isoetes*-dominated canopy. Aquatic Botany 77: 1-15.

Küster, A., Schaible, R., Schubert, H. (2000): Light acclimation of the charophyte *Lamprothamnium papulosum*. Aquatic Botany 68: 205-216.

Ralph, J.P., Gademann, R., Dennison, W.C. (1998): In situ seagrass photosynthesis measured using a submersible, pulse-amplitude modulated fluorometer. Marine Biology 132: 367-373.

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

Webb, W.L., Newton, M., Starr, D. (1974): Carbon Dioxide Exchange of *Alnus rubra* – A Mathematical Model. Oecologia 17: 281-291.

Wieser S., Eckert, N., Raeder, U., Melzer, A. (2011): Physiologische Anpassung von *Elodea canadensis* in Abhängigkeit von Licht und Temperatur. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2010 (Bayreuth): in diesem Band.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Physiologische Anpassung von *Elodea canadensis* in Abhängigkeit von Licht und Temperatur

Sarah Wieser [1], Nicolas Eckert [1], Uta Raeder [1] & Arnulf Melzer [1]

[1] Limnologische Station der TU München, Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf, sarahnathaly.wieser@mytum.de

Keywords: Makrophyten; PAM-Fluorometrie; PS II Quantenausbeute

Einleitung

Fluoreszenzmessungen werden in der terrestrischen Ökophysiologie zur Indikation der physiologischen Antworten von Pflanzen auf verschiedenste Umwelteinflüsse (u.a. Temperatur, Lichtintensität, Salzgehalt, Nährstoffkonzentration, Toxine) bereits seit mehreren Jahrzehnten intensiv genutzt. In limnischen und marinen Ökosystemen gibt es auf diesem Gebiet hingegen ein Forschungsdefizit. Die Fluoreszenzmethode beruht auf schnellen, nicht invasiven und somit wiederholbaren Messungen. *E. canadensis* ist eine Halblichtpflanze, die mäßig warme Gewässer bevorzugt. Diese physiologischen Eigenschaften lassen darauf schließen, dass sich auch das Verbreitungsgebiet und die Bestände von *E. canadensis* mit der globalen Erwärmung ausdehnen werden. Ziel der Untersuchung war, die Sensitivität verschiedener Fluoreszenzparameter gegenüber unterschiedlichen Licht- und Temperatureinflüssen zu prüfen. Durch eine Gegenüberstellung der Fluoreszenz- und Pigmentanalysedaten sollte die Lichtakklimatisierung nachgewiesen werden.

Material und Methoden

Die Fluoreszenzmessungen wurden mit dem Diving-PAM Underwater Fluorometer (Walz, Deutschland) durchgeführt. Sie erfolgten im verdunkelten Klimaraum in der dritten bzw. vierten Woche der Akklimatisierung. An fünf Versuchspflanzen je Licht- und Temperaturkombination (Temperaturstufen 15 °C, 20 °C, 25 °C und Lichtstufen 39 ± 5 µmol m^{-2} s^{-1}, 84 ± 11 µmol m^{-2} s^{-1}, 141 ± 18 µmol m^{-2} s^{-1} und 184 ± 22 µmol m^{-2} s^{-1} PPFD) wurde der Dark Yield (Φ_{PSII}) bestimmt sowie sog. „rapid light curves“ (RLC) erstellt, die die kurzfristigen Sättigungseigenschaften des Elektronentransports widergeben. Dabei wurde die aktinische Lichtintensität in acht aufeinanderfolgenden Stufen gesteigert. Nach Applikation jeder Lichtstufe (t = 30 Sek.) erfolgte jeweils eine Messung der effektiven Quantenausbeute (Φ_{eff}).

Zu Versuchende wurde je Pflanze eine quantitative photometrische Pigmentanalyse nach Lichtenthaler (1987) durchgeführt. Dabei wurden die Konzentrationen von Chlorophyll a, Chlorophyll b sowie der Carotinoide errechnet. Eine Unterscheidung einzelner Carotinoide ist mit dieser Methode nicht möglich.

Die Auswertung erfolgte als mehrfaktorielle ANOVA mit HSD *post-hoc*-Test für normalverteilte Variablen bzw. dem nicht-parametrischen Kruskal-Wallis H-Test mit STATISTICA (StatSoft, USA). Fluoreszenzparameter wurden winkeltransformiert. Das Signifikanzniveau liegt bei $p<0,05$.

Ergebnisse und Diskussion

Fluoreszenzmessungen mit Diving-PAM

Die maximale effektive Quantenausbeute ist ein Indikator für die tatsächliche umgewandelte Energie im photochemischen Prozess (Genty et al. 1989, Ralph & Gademann 2005). Pflanzen innerhalb der 20 °C- und 25 °C-Temperaturstufen zeigten einen leichten, nicht signifikanten Abfall ihrer photosynthetischen Leistung mit zunehmender Akklimatisierungslichtintensität (Abb. 1a). Pflanzen, innerhalb der 15 °C-Temperaturstufe zeigten ein konträres Verhalten. Ihre maximale Quantenausbeute stieg mit zunehmender Lichtintensität an. Hier hat möglicherweise noch keine Lichtanpassung stattgefunden. Die Höhe des Parameters stieg über alle Lichtstufen mit der Temperatur an.

Abbildung 1b zeigt einen Anstieg der maximalen Elektronentransportrate (ETR_{max}) mit Zunahme der akklimatisierten PPFD für die Temperaturstufen 20 °C (nicht signifikant) sowie 25 °C. Die ETR_{max} der Temperaturstufe 15 °C ist nicht differenziert. Die erhöhte ETR_{max} bei stärkeren Lichtintensitäten lässt auf eine Kapazitätssteigerung des Photosyntheseapparats schließen. Dies wird durch eine höhere Konzentration an Einheiten der Elektronentransportkette erreicht (Anderson et al. 1995, Rühle & Wild 1985). Hierdurch kann das zusätzliche Lichtangebot effizienter genutzt werden.

Zum Schutz vor photooxidativen Schäden wird NPQ_{max} bei höheren Lichtintensitäten hochreguliert. Im Gegensatz dazu werden alle photochemischen Prozesse im Photosystem II bei einer Adaptation an Starklicht herunterreguliert. Unsere Ergebnisse zeigen diese Lichtadaptation für alle drei Temperaturstufen (Abb. 1c). Die NPQ_{max}-Werte der höchsten und niedrigsten Lichtstufen werden jeweils signifikant gegeneinander abgetrennt.

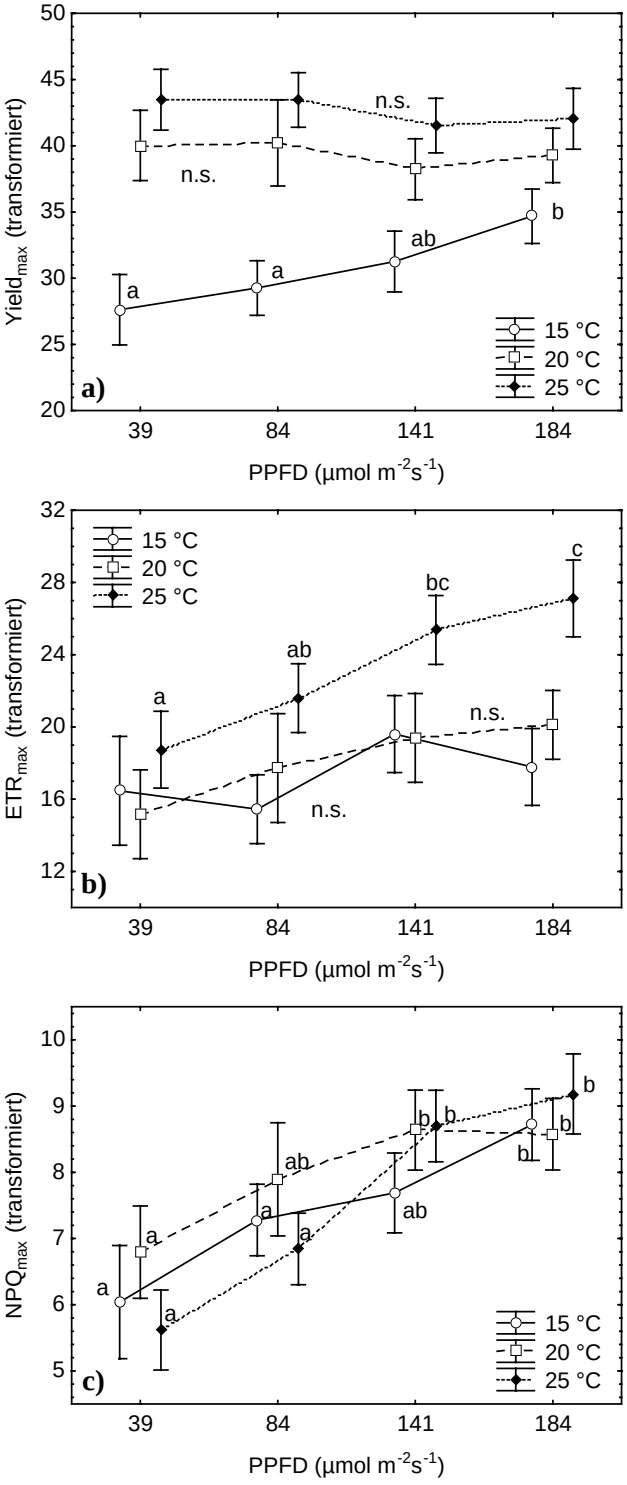


Abb. 1: Maxima der effektiven Quantenausbeute (a), der Elektronentransportrate (b) und des nichtphotochemischen Löschens (c) je Licht- und Temperaturstufe. Darstellung von Mittelwert und 95% Konfidenzintervall (vertikale Balken). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede, n.s. nicht signifikante Unterschiede.

Photometrische Pigmentanalysen

Die Pigmentzusammensetzung ist quantitativ und qualitativ von der Lichtintensität (Abb. 2) und der Temperatur abhängig. Die Steigerung der Pigmentkonzentration mit zunehmender Temperatur (nicht dargestellt) lässt sich auf die schnellere Biosynthese der Pigmente bei höheren Temperaturen zurückführen (Reaktionsgeschwindigkeit-Temperatur-Regel).

Die signifikant höhere Gesamtpigmentmenge bei schwächerem Licht (Abb. 2a) kommt hauptsächlich durch die Zunahme an Chlorophyll b im Photosystem II zustande, da diese Pflanzen größere Antennenkomplexe (LHC II) besitzen (Lichtenthaler & Babani 2004) und somit auch mehr Chlorophyll b, welches nur im LHC II vorkommt. Anhand unserer Ergebnisse ließen sich zwei Gruppen statistisch signifikant voneinander unterscheiden.

Auch das Verhältnis von Chlorophyll a zu Chlorophyll b ist ein Indikator für die Lichtakklimatisierung des Photosyntheseapparates (Lichtenthaler & Buschmann 2001). Starklichtadaptierte Pflanzen besitzen eine höhere Photosynthesekapazität aufgrund einer höheren Anzahl an Komponenten der Elektronentransportrate. Auf der molekularen Ebene besitzen sie weniger Chlorophyll a- und Chlorophyll b-Moleküle des LHC II; dies führt insgesamt zu einem höheren Chlorophyll a/b-Verhältnis (Abb. 2b) (Lichtenthaler et al. 2007, Sarijeva et al. 2007). Das Verhältnis von Photosystem I zu Photosystem II hat sich zugunsten des Photosystems II verschoben.

Das Chlorophyll/Carotinoid-Verhältnis verdeutlicht die Lichtakklimatisierung (Abb. 2c). Die schwächste Lichtstufe grenzt sich statistisch signifikant von den anderen drei Lichtstufen ab.

Die Verringerung im Chlorophyll/Carotinoid-Verhältnis bei höheren Lichtintensitäten wurde durch eine relative Chlorophyllabnahme hervorgerufen. Sehr niedrige Werte deuten auch auf Alterungsprozesse, Stress bzw. Schädigungen am Photosyntheseapparat hin (Lichtenthaler & Buschmann 2001).

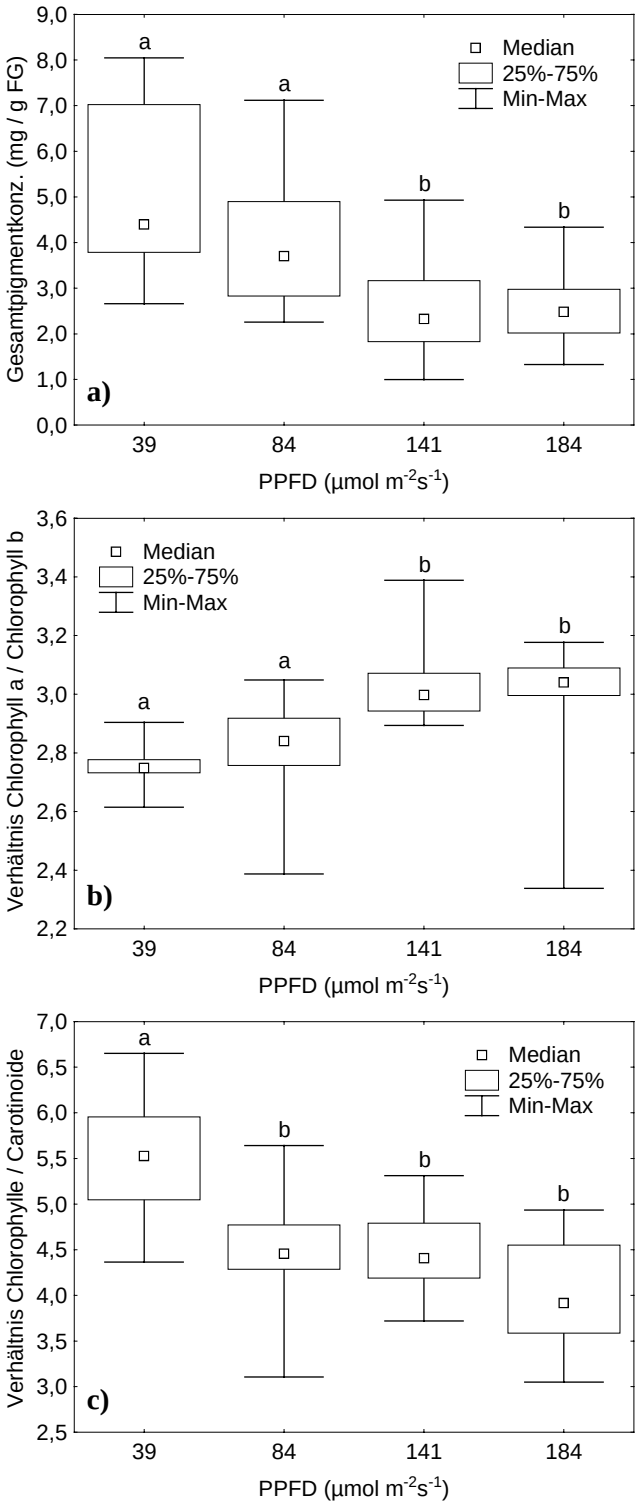


Abb. 2: (a) Pigmentkonzentration (Chlorophylle + Carotinoide), (b) Verhältnis von Chlorophyll a zu Chlorophyll b und (c) Verhältnis der Chlorophylle zu den Carotinoiden je Lichtadaptionsstufe (PPFD 39-184). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Wie unsere Ergebnisse zeigen, reagieren die Fluoreszenzparameter sensibel gegenüber Veränderungen des Lichtklimas einerseits und der Temperatur andererseits. Mit der Temperatur stieg die maximale Photosystem II Quantenausbeute (Φ_{PSII}) sowie die effektive Lichtnutzung (Φ_e) von *Elodea canadensis* an. Die lichtinduzierte Akklimatisierung der Versuchspflanzen ließ sich in der Steigerung der Elektronentransportrate (ETR_{max}) und im erhöhten nichtphotochemischen Löschen (NPQ_{max}) nachweisen. Bei den starklichtadaptierten Pflanzen wurde einerseits durch Kapazitätssteigerung der Photosysteme das erhöhte Lichtangebot nutzbar gemacht, andererseits durch Anpassung der Pigmentzusammensetzung ein leistungsfähigeres System zum Schutz vor photooxidativen Schäden etabliert.

Wenngleich mit dem PAM-Messverfahren Photosyntheseraten nicht unmittelbar bestimmt werden können, ermöglicht die Methode eine gezielte Untersuchung des physiologischen Zustands von Süßwasser-Makrophyten im Labor sowie an ihren natürlichen Wuchsstandorten (siehe hierzu Eckert et al. in diesem Band).

Danksagung

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

Literatur

Anderson, J., Chow, W., Park, Y. (1995): The grand design of photosynthesis: acclimation of the photosynthetic apparatus to environmental cues. Photosynthesis Research 46: 129-139.

Genty, B., Briantais, J., Baker, N. (1989): The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence. Biochim Biophys Acta 990: 87-92.

Eckert, N., Raeder, U., Melzer, A. (2011): *In situ*-Messungen zur Lichtanpassung von Süßwasser-Makrophyten mittels PAM-Fluorometrie. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2010 (Bayreuth): in diesem Band.

Lichtenthaler, H. (1987): Chlorophylls and carotenoids: pigments of photosynthetic biomembranes. Methods Enzymol 148: 350-382.

Lichtenthaler, H., Buschmann, C. (2001): Chlorophylls and carotenoids: measurement and characterization by UV-VIS spectroscopy. Current Protocols in Food Analytical Chemistry: 431-438.

Lichtenthaler, H., Babani, F. (2004): Light adaptation and senescence of the photosynthetic apparatus. Changes in pigment composition, chlorophyll fluorescence parameters and photosynthetic activity. Chlorophyll a Fluorescence: 713-736.

Lichtenthaler, H., Ac, A., Marek, M., Kalina, J., Urban, O. (2007): Differences in pigment composition, photosynthetic rates and chlorophyll fluorescence images of sun and shade leaves of four tree species. Plant Physiology and Biochemistry 45: 577-588.

Ralph, P., Gademann, R. (2005): Rapid light curves: A powerful tool to assess photosynthetic activity. Aquatic Botany 82: 222-237.

Rühle, W., Wild, A. (1985): Die Anpassung des Photosyntheseapparates höherer Pflanzen an die Lichtbedingungen. Naturwissenschaften 72: 10-16.

Sarijeva, G., Knapp, M., Lichtenthaler, H. (2007): Differences in photosynthetic activity, chlorophyll and carotenoid levels, and in chlorophyll fluorescence parameters in green sun and shade leaves of Ginkgo and Fagus. Journal of plant physiology 164: 950-955.

CHEMISCHE ÖKOLOGIE: WECHSELBEZIEHUNGEN ZWISCHEN SÜßWASSERORGANISMEN

BASEN, T., R. GERGS & D. MARTIN-CREUZBURG: Benthisch-pelagische Kopplung durch die invasive Süßwassermuschel Corbicula fluminea

DIETER, D., E. M. GARCÍA-ROGER, M. M. SÁNCHEZ-MONTOYA, R. GÓMEZ, J. M. GÓMEZ4, F. SANGIORGIO, D. VON SCHILLER, J. GELBRECHT & K. TOCKNER: Effekte periodischen Austrocknens auf die Zersetzung von Laub in temporären Bächen

FEHSE, C.: Der Einfluss einer Entfichtungsmaßnahme auf die Makroinvertebratenfauna im Quellbereich eines Mittelgebirgsbachs im Nationalpark Eifel

FLECKENSTEIN, K., T. BASEN & D. MARTIN-CREUZBURG: Wachstum der invasiven Süßwassermuschel Corbicula fluminea im Bodensee: Einfluss von Temperatur und Futterqualität

GROSS, E. M.: Alles anders unter Wasser? Chemische Ökologie im Vergleich

HERBST, CH., B. BAIER, T. TOLASCH & J. L. M. STEIDLE: Nachweis von Sexualpheromonen bei der Schwimmkäferart Rhantus suturalis (MacLeay 1825) (Dytiscidae)

Benthisch-pelagische Kopplung durch die invasive Süßwassermuschel *Corbicula fluminea*

Timo Basen[1], René Gergs[1,2] & Dominik Martin-Creuzburg[1]

1 Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainaustrasse 252, 78464 Konstanz, timo.basen@uni-konstanz.de, Dominik.Martin-Creuzburg@uni-konstanz.de, 2, Institute for Environmental Sciences, University of Koblenz-Landau, Fortstrasse 7, 76829 Landau, Germany, gergs@uni-landau.de

Keywords: *Corbicula fluminea*, Futterqualität, benthisch pelagische Kopplung, Gammariden, essentielle Lipide

Einleitung

Die asiatische Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* wurde 2003 erstmals im Bodensee beobachtet und breitet sich seitdem im Litoral des Sees aus (Werner & Mörtl 2004). Ihr Einfluss auf das benthische Nahrungsnetz wurde bereits in einigen Studien untersucht (Werner & Rothhaupt 2006, Werner & Rothhaupt 2007, 2008), wobei Muscheln oftmals als Koppler des pelagischen und benthischen Nahrungsnetzes diskutiert werden (Vaughn & Hakenkamp 2001).

Gammariden des Bodensees profitierten von der Einwanderung von Muscheln (*Dreissena polymorpha* in den 60er Jahren, *C. fluminea* 2003) nicht nur dadurch, dass die Muschelschalen ein Refugium bieten. Darüber hinaus lagern sich durch Filtration des Wasserkörpers organisches Material ab, wodurch ein erhöhter Eintrag von Kohlenstoff in das benthische Nahrungsnetz erfolgt, in dem auch die Gammariden involviert sind (Gergs & Rothhaupt 2006, 2008, Gergs et al. 2009)

In standardisierten Versuchen wurde ein Cyanobakterium (*Synechococcus elongatus*) an *C. fluminea* verfüttert. Die verdauten (Faeces) und unverdauten (Pseudofaeces) Nahrungsbestandteile, die sich in ihrer biochemischen Zusammensetzung durch den Muschelverdau verändern können (Gergs et al. 2009), dienten als Futter für juvenile Gammariden (*Gammarus roeselii*). Das Wachstum und die Überlebensrate der Tiere wurde dokumentiert und die Rolle der Nahrungszusammensetzung und Nahrungsverfügbarkeit für die Gammariden erfasst.

Material und Methoden

Als Futter für die Muscheln wurden semikontinuierliche Kulturen des Cyanobakteriums *Synechocuccus elongatus* verwendet.

In einem Durchflusssystem wurde filtriertes Seewasser (<1 µm) mit den Futterorganismus in 2 verschiedenen Konzentrationen (zusätzliche 0,2/1 mg C l^{-1}) angereichert. Die Muscheln filtrierten das Wasser und lagerten organisches Material in Form von Faeces (niedrige Futterkonzentration im Wasser) oder unverdauten Pseudofaeces (hohe Futterkonzentration) auf dem Boden der Wannen ab. Die absedimentierten Partikel wurden *ad libitum* an juvenile Gammariden *(Gammarus roeselii,* ~ 3

mm Körperlänge) über 7 Wochen verfüttert. Der Längenzuwachs der Tiere wurde wöchentlich dokumentiert, dreimal wöchentlich das Überleben der Tiere geprüft.

Die Fettsäurezusammensetzung (Fettsäuren, Sterole) der Futtersuspensionen wurde gaschromatographisch untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Muscheln können durch ihre hohen Filtrationsraten enorme Mengen an Wasser filtrieren und die darin enthaltenen Partikel durch ihre Kiemen zurückhalten. Durch Cilienströme ist *C. fluminea* in der Lage diese Partikel zu ihrem Mund zu transportieren und zu ingestieren. Ist die Futterkonzentration in der Wassersäule zu hoch, kann die Muschel die zurückgehaltenen Partikel auch unverdaut wieder ausscheiden. Diese Partikel werden als Pseudofaeces bezeichnet, sind von Paketcharakter und können sich von verdauten Partikeln in ihrer biochemischen Zusammensetzung unterscheiden, wie z.B. Gergs et. al (2009) für *D. polymorpha* nachweisen konnte.

In den Fütterungsversuchen führte das einzellige Cyanobakterium *Synechococcus elongatus* als Futter bei *G. roeselii* nur zu einer geringen Längenzunahme und nach 4 Wochen waren sämtliche Individuen gestorben. Die schlechte Verwertbarkeit des Futters für die Gammariden lag bei den hier verwendeten Organismen wohl auch an der Form der Partikel. Partikel von geringer Größe (<5 µm, *Synechococcus*) konnten nicht so gut ingestiert werden wie *Synechococcus*-Biodepositionsmaterial, welches durch den Muschelmucus zu sichtbaren Paketen geformt wurde. Mit dem „unverdauten" Pseudofaeces-Cyanobakterienfutter konnten die Gammariden länger überleben (Einzelindividuen bis zu 6 Wochen). Die besten Wachstums- und Überlebensraten wurden jedoch mit Faeces-Biodepositionsmaterial erreicht. Nur auf diesem Futteransatz war es knapp 80 % der Gammariden möglich die gesamte Versuchsdauer von 7 Wochen zu überleben.

Um einen Einfluss von Lipiden auf das Wachstum von *G. roeselii* untersuchen zu können, wurden Fettsäure- und Sterolanalysen der verschiedenen Biodepositionsmaterialen durchgeführt. Cyanobakterien als Prokaryoten enthalten weder langkettige PUFAs (> C18) noch Sterole, da jedoch Gammariden wie auch Daphnien nicht in der Lage sind diese Lipide *de novo* zu synthetisieren, müssen diese über die Nahrung aufgenommen werden. Somit könnte durch die Ernährung mit Cyanobakterien eine Limitierung des Wachstums durch das Fehlen dieser essentiellen Lipide auftreten

Die Verbesserung der Futterqualität der Suspensionen von geringer Futterqualität bei unverdautem zu erhöhter Qualität bei verdautem Biodepositionsmaterial scheint mit der Verfügbarkeit von Sterolen einherzugehen. PUFAs allein können die Unterschiede in der Futterqualität nicht erklären, da sich z.B. die Fettsäurezusammensetzung von verdautem und unverdautem Matrerial von *S. elongatus* nicht merklich unterscheiden. Daher ist zu vermuten, dass die in erhöhtem Maße eingelagerten Sterole im Biodepositionsmaterial hier das Wachstum und Überleben der Gammariden ermöglicht haben. Diese Sterole können zum einen in geringen Mengen im Seewasser enthalten gewesen sein und durch die hohe Filtrationsleistung der Muscheln in den Futterpaketen aufkonzentriert worden sein, oder sie waren muschelbürtig und wurden durch die Darmpassage der Muscheln dem Biodepositionsmaterial beigefügt. Über die Herkunft der Sterole kann zu diesem Zeitpunkt nur gemutmaßt werden.

Bei Daphnien ist die schlechte Futterqualität von Cyanobakterien bedingt durch einen Mangel an Sterolen (Martin-Creuzburg et al .2008), so könnte man hier einen ähnlichen Effekt der Limitierung des Wachstums und des Überlebens von *G. roeselii* erwarten. In aquatischen Systemen treten oftmals Cyanobakterienblüten auf und erhöhen so den Eintrag von organischem allochthonen Kohlen-

stoff in das benthische Nahrungsnetz, jedoch konnte keine Verbesserung der Wachstumsbedingungen für benthische Taxa beobachtet werden (Nascimento et al. 2008, Nascimento et al. 2009).

Zusammenfassung

Die hier dargestellten Ergebnisse zeigen auf, dass prokaryotische Nahrungsquellen eher von geringer Futterqualität für benthische Detritivore wie Gammariden sein können, jedoch Muscheln in ihrer Funktion als Koppler des pelagischen und benthischen Lebensraums durchaus in der Lage sind, die Futterverfügbarkeit und -zusammensetzung des benthischen Nahrungsnetzes zu beeinflussen.

Literatur

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

Gergs, R., Rothhaupt, K. O. 2006. Quantification and characterisation of biodeposition of the zebramussel (Dreissena polymorpha): A field study and a laboratory approach. Bulletin of the North American Benthological Society:340.

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

Martin-Creuzburg, D., Von Elert, E., Hoffmann, K.H. (2008): Nutritional constraints at the cyanobacteria–Daphnia magna interface: The role of sterols. Limnol. Oceanogr., 53(2) (2008) 456–468

Nascimento, F. J. A., A. M. L. Karlson, R. Elmgren. 2008. Settling blooms of filamentous cyanobacteria as food for meiofauna assemblages. Limnology And Oceanography 53:2636-2643.

Nascimento, F. J. A., A. M. L. Karlson, J. Naslund, E. Gorokhova. 2009. Settling cyanobacterial blooms do not improve growth conditions for soft bottom meiofauna. Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology 368:138-146.

Vaughn, C. C., C. C. Hakenkamp. 2001. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. Freshwater Biology 46:1431-1446.

Werner, S., Mörtl, M. (2004): Erstnachweis der Flusskörbchenmuschel Corbicula fluminea im Bodensee. Lauterbornia 49 (2004)

Werner, S., Rothhaupt, K. O. 2006. Does the invasive clam Corbicula affect benthic macroinvertebrates? NABS Annual meeting.

Werner, S., Rothhaupt, K. O. 2007. Effects of the invasive bivalve Corbicula fluminea on settling juveniles and other benthic taxa. Journal Of The North American Benthological Society 26:673-680.

Werner, S., Rothhaupt, K. O. 2008. Effects off the invasive Asian clam Corbicula fluminea on benthic macroinvertebrate taxa in laboratory experiments. Fundamental And Applied Limnology 173:145-152.

Effekte periodischen Austrocknens auf die Zersetzung von Laub in temporären Bächen

Daniela Dieter1, Eduardo M. García-Roger2, María M. Sánchez-Montoya3, Rosa Gómez3, Juanita Mora Gómez4, Franca Sangiorgio5, Daniel von Schiller1, Jörg Gelbrecht1 & Klement Tockner1

1 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, Daniela.Dieter@igb-berlin.de, 2 University of Valencia, Cavanilles Interuniversity Institute for Biodiversity and Evolutionary Biology, Polígon de la Coma, s/n. Edifici d'Instituts d'Investigació, 46980 Paterna, Spain, 3 University of Murcia, Department of Ecology and Hydrology, Campus de Espinardo, 30100 Murcia, Spain, 4 University of Girona, Department of Environmental Sciences, Campus de Montilivi, 17071 Girona, Spain, 5 University of Salento, DiSTeBA, Centro Ecotekne, Via per Monteroni, 73100 Lecce, Italy

Keywords: Präkonditionierung, UV-Strahlung, anoxische Pfützen, mediterrane Bäche, Ergosterol, Kohlenstoffdynamik

Einleitung

Klimawandel und intensivierte Wassernutzung werden dazu beitragen, dass Häufigkeit und Dauer von Trockenperioden dramatisch zunehmen. Dadurch verstärkt sich das Phänomen periodischen Austrocknens sogenannter temporärer Fließgewässer, wie sie für den mediterranen Raum typisch sind. Zeitweiliges Austrocknen von Bächen wird zunehmend auch in Zentraleuropa beobachtet und entwickelt sich zu einem globalen Phänomen (Larned et al. 2010).

Während der Austrocknung von Flüssen kommt es zur Fragmentierung und Bildung eines Mosaiks verschiedener Habitate. Riffle-Abschnitte fallen meist zuerst trocken, während in Poolabschnitten noch vorübergehend isolierte Pfützen zurückbleiben (Stanley et al. 1997). In diesen Pfützen akkumulieren meist aquatische Organismen, Detritus sowie Nährstoffe und die Bedingungen werden rau durch steigende Temperaturen, Sauerstoffzehrung und Versauerung (Lake 2003).

Der Eintrag von Laub aus Galeriewäldern stellt eine wichtige Energiequelle vor allem in bewaldeten Oberläufen dar (Vannote et al. 1980). Überschneidet sich der Laubfall in temporären Bächen jedoch mit der Trockenperiode, akkumulieren die Blätter in den Pfützen oder bleiben auf dem trockenen Bachbett liegen, wo sie durch das reduzierte Kronendach verstärkt der Sonnenstrahlung ausgesetzt sind. Daher werden die Blätter zunächst präkonditioniert, bevor sie nach Wiederherstellung des Fließens von aquatischen Organismen zersetzt werden. Austrocknung des Laubs und Photodegradation durch Sonnenstrahlung auf dem trockenen Bachbett sowie fermentative Prozesse in anoxisch-sauren Pfützen könnten die chemische Zusammensetzung des Laubs verändern und damit die Verwertbarkeit des Materials für Zersetzergemeinschaften beeinflussen (Küsel und Drake 1996, Henry et al. 2008).

Ziel unserer Studie war es zu untersuchen, ob die Präkonditionierung von Laub in anoxisch-sauren Pfützen oder durch Sonneneinstrahlung die chemische Zusammensetzung der Blätter derart verändert, dass sie von aquatischen Pilzen und Makroevertebraten schlechter verwertet und damit lang-

samer abgebaut werden. Wir vermuteten, dass die Ausprägung dieser Effekte vom Nährstoffgehalt und den Umweltbedingungen des fließenden Gewässers abhängen.

Dafür wurden Blätter im Labor mittels UV-VIS Bestrahlung und unter anoxisch-sauren Bedingungen präkonditioniert und anschließend ihre Abbaurate und die assoziierte Zersetzergemeinschaft in fünf fließenden temporären Bächen untersucht.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiete

Die Abbauexperimente wurden in vier mediterranen (Fuirosos, Vallcebre, Taibilla und Candelaro) und einem gemäßigten temporären Bach (Demnitzer Mühlenfließ) durchgeführt (Tabelle 1).

Tab. 1: Physiko-chemische Eigenschaften von fünf temporären Bächen während der Laubabbaustudie (Mittel ± 1Stabw, n = 12 je Bach, nb: nicht bestimmt, DOC: gelöster organischer Kohlenstoff, SRP: gelöster molybdat-reaktiver Phosphor).

Parameter	**C**andelaro	**D**emnitzer	**F**uirosos	**T**aibilla	**V**allcebre
Wassertemperatur (°C)[a]	12,0 ± 1,7	3,9 ± 3,2	11,8 ± 5,3	11,5 ± 1,4	5,6 ± 1,5
Fließgeschwindigkeit (cm s^{-1})	40 ± 0	20 ± 09	22 ± 16	35 ± 20	13 ± 29
Wassertiefe (cm)	17 ± 2	33 ± 10	nb	20 ± 5	29 ± 6
Leitfähigkeit (µS cm^{-1})	997 ± 49	903 ± 32	158 ± 23	759 ± 16	1554 ± 106
pH	7,0 ± 0,4	8,2 ± 0,1	7,6 ± 0,1	8,6 ± 0,2	7,3 ± 0,9
O_2 (mg l^{-1})	10,9 ± 1,2	11,2 ± 1,3	11,2 ± 1,3	9,2 ± 1,5	12,7 ± 3,6
DOC (mg C l^{-1})	5,0 ± 1,0	13,5 ± 0,8	4,2 ± 1,1	4,0 ± 1,2	4,3 ± 1,0
NO_3^- (mg N l^{-1})	7,0 ± 0,7	9,4 ± 1,7	0,6 ± 0,5	1,2 ± 0,1	0,4 ± 0,3
SRP (µg P l^{-1})	<5	47 ± 3	8 ± 4	29 ± 1	41 ± 16

[a] Mittelwert aus stündlichen Messungen

Präkonditionierung der Blätter

Fallende Blätter der Zitterpappel (*Populus tremula* L.) wurden mit Netzen aufgefangen, die alle 2-3 Tage abgesammelt wurden. Die Blätter wurden luftgetrocknet und in Pappkartons gelagert.

Zur Simulation der Pfützen wurden 500 g Blätter in einer Wassertonne unter anoxischen (< 0,1 mg L^{-1} gelöster O_2) und sauren (pH ~ 5,0) Bedingungen bei Zimmertemperatur (20 °C) für 21 Tage inkubiert und anschließend mit einem Ventilator luftgetrocknet. Es wurden 180 L künstliches Seewasser (Fischer et al. 2006) und 1 L Seewasser als Inokulum verwendet. Ein zweiter Satz Blätter wurde parallel dazu für 12 Stunden täglich mittels UV- und Tageslicht- Leuchtstoffröhren bestrahlt (Cosmedico Arimed B6, Osram Biolux 965). Ein Kontrollsatz wurde parallel dazu trocken, im Dunkeln gelagert.

Je 4 Teilproben der bestrahlten und der Kontrollblätter wurden für 24 Stunden in künstliches Seewasser getaucht, um erste Auslaugungs-Verluste zu bestimmen, da die Blätter in der Wassertonne schon während der Präkonditionierung in der Tonne ausgelaugt wurden.

Feldstudie

Je 4,0 g Trockenmasse präkonditionierter Blätter wurden in grob- (8 mm Maschenweite) und feinmaschigen (0,5 mm) Netzen verschlossen, diese an einen Eisenstab gebunden und an vier Stellen (Replikate) im Bach installiert. Die Laubbeutel wurden nach 10 und 45 Tagen beprobt.

In Labor wurden die Blätter mit Leitungswasser gespült, anschließend wurden mittels Korkbohrer (11 mm Durchmesser) je ein Scheibchen von fünf Blättern aus jedem Netz ausgestanzt und in einen Aluminiumtiegel gegeben. Tiegel und Blätter wurden bei 40 °C getrocknet (Trockenmasse) und die Tiegel anschließend bei 450 °C verglüht (Bestimmung der Asche-freien Trockenmasse AFDM). Makroevertebrate (> 500 µm) aus den grobmaschigen Netzen wurden in 70% Ethanol konserviert und später gezählt, identifiziert und Ernährungstypen zugeordnet (Schmidt-Kloiber et al. 2006). Ein zweiter Satz von fünf Blattscheibchen aus den feinmaschigen Netzen diente zur Analyse von Ergosterol als Surrogat für die Pilzbiomasse (Gessner 2005).

Ergebnisse und Diskussion

Nach 10 Tagen waren sowohl die Besiedlung durch aquatische Zersetzer als auch der Verlust an Blattmasse minimal, sodass nur Ergebnisse von der zweiten Beprobung dargestellt werden. Der Verlust an Laubmasse war sehr unterschiedlich in den verschiedenen Bächen und korrelierte hauptsächlich mit dem Sauerstoffgehalt und der DOC-Konzentration (Spearman Rangkorrelation, $\rho_{O2} = 0{,}37$, $P < 0{,}001$, $\rho_{DOC} = 0{,}30$, $P < 0{,}01$). In den feinmaschigen Netzen verblieb ~ 13% mehr Material als in den grobmaschigen Netzen (Abbildung 1). Im Vallcebre nahm die Masse sogar zu, vermutlich durch Aufwuchs oder Sedimentation von feinem organischen Material. Des Weiteren verblieb in den feinen Netzen mehr Masse von den bestrahlten und anoxisch inkubierten Blättern als von den Kontrollblättern (Wilcoxon Vorzeichentest, $V_{bestr} = 657{,}5$, $V_{anox} = 680{,}5$, $P < 0{,}001$ für beide, n = 40), d.h. der Abbau der präkonditionierten Blätter war gehemmt. Dieser Effekt war für alle Bäche gleichsam zu beobachten und scheint damit unabhängig von den physiko-chemischen Bedingungen im Gewässer. Es scheint, dass sich das Laubsubstrat durch die Präkonditionierung qualitativ verschlechtert hat, sodass es langsamer abgebaut wird. Eine starke Auslaugung von Nährstoffen und einfachen organischen Substanzen in der Wassertonne oder nach der Bestrahlung

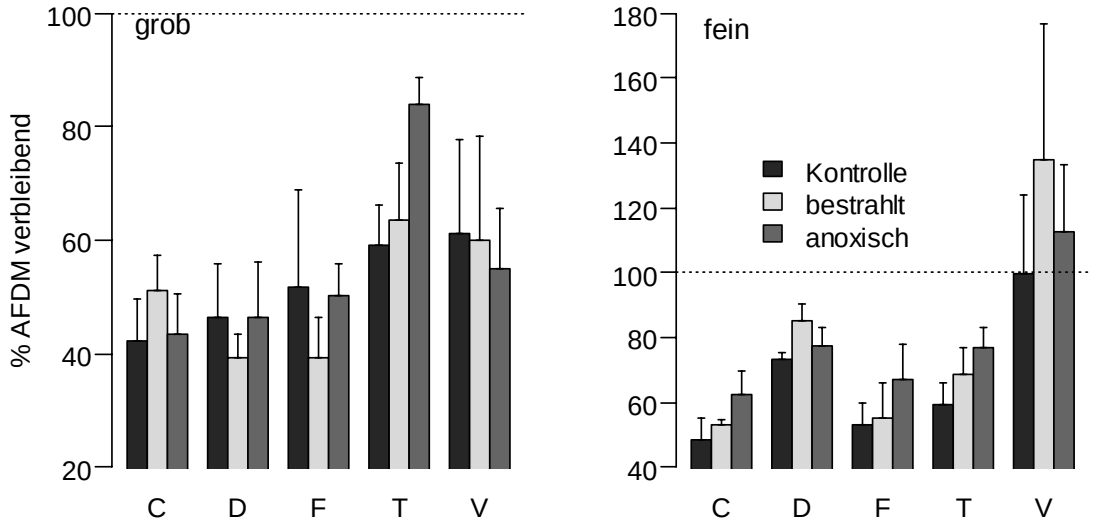


Abb. 1: Anteil verbleibender Asche-freier Trockenmasse (AFDM) von präkonditionierten Blättern in grob- und feinmaschigen Laubnetzen nach ca. 45 d in fünf temporären Bächen (C = Candelaro, D = Demnitzer M., F = Fuirosos, T = Taibilla, V = Vallcebre, Mittel ± 1Stabw, n = 4).

mit UV-VIS Licht könnte den Anteil schwer verwertbarer Substanzen (z.B. Lignin) im Blatt prozentual erhöht haben (Gessner et al. 1999). In den grobmaschigen Netzen verwischten diese Effekte jedoch, was darauf hinweist, dass hauptsächlich die mikrobiellen Zersetzer von der Präkonditionierung des Laubs beeinflusst wurden. Dennoch waren in den groben Netzen mit anoxisch präkonditionierten Blättern weniger Sammler und weniger Evertebrate insgesamt zu finden als in denen mit bestrahlten Blättern (Wilcoxon Vorzeichentest, $V_{Ever} = 340$, $V_{Samm} = 320{,}5$, $P < 0{,}05$ für beide, n = 32).

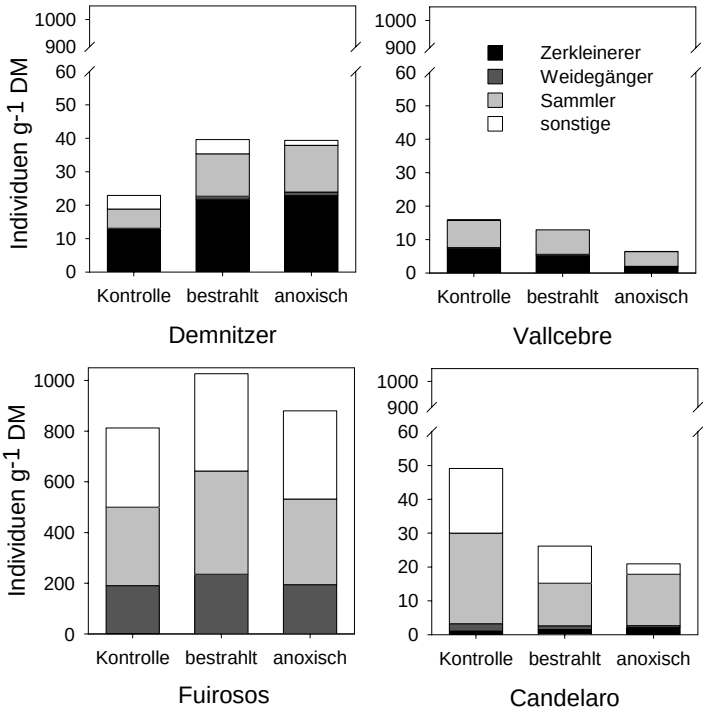


Abb. 2: Individuenabundanz von Makroevertebraten pro g Trockenmasse (DM) von präkonditionierten Blättern in Laubnetzen nach 45 d in vier temporären Bächen (Daten aus Taibilla lagen noch nicht vor).

Bedeutender war jedoch, dass die Zusammensetzung der Evertebratengemeinschaft sehr spezifisch für die Bäche war (Abbildung 2, Kruskal Wallis Test, $\chi^2 = 50{,}96$, $P < 0{,}001$, n = 95). Zerkleinerer dominierten nur im gemäßigten Demnitzer (bis zu 50 Individuen g^{-1} DM), während in den mediterranen Bächen Sammler dominierten, was häufig für temporäre Bäche beobachtet wurde (Lake 2003).

Der Gehalt an Ergosterol nach 45 Tagen betrug durchschnittlich 165 ± 77 µg g^{-1} AFDM, wobei auch hier die Werte zwischen den Bächen stark variierten (Abbildung 3, Kruskal Wallis Test,

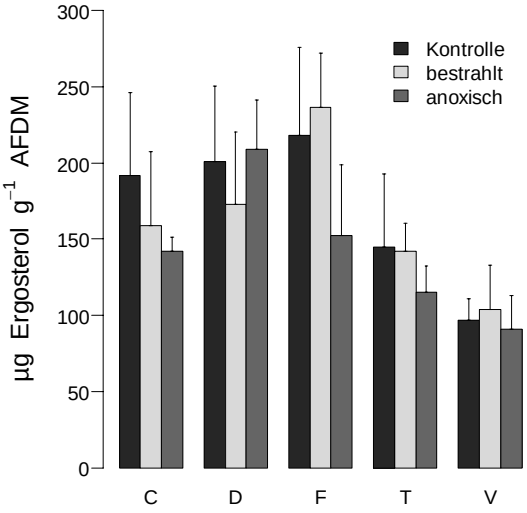


Abb. 3: Ergosterolgehalt je g asche-freier Trockenmasse (AFDM) als Surrogat für Pilzbiomasse in präkonditionierten Blättern nach 45 d in fünf temporären Bächen (C = Candelaro, D = Demnitzer M., F = Fuirosos, T = Taibilla, V = Vallcebre, Mittel ± 1Stabw, n = 4).

χ^2 = 31,78, P < 0,001, n = 60). Die Konzentration in zuvor anoxisch präkonditionierten Blättern war 22 bzw. 33 µg g^{-1} AFDM niedriger als in Kontrollblättern bzw. bestrahlten Blättern (Wilcoxon Vorzeichentest, V_{Kontr} = 160, V_{bestr} = 167, P < 0,01 für beide, n = 40). Für bestrahlte Blätter gab es keinen signifikanten Trend im Ergosterolgehalt.

Die Differenz der Ergosterolwerte zwischen anoxisch präkonditionierten Blättern und Kontrollblättern korrelierte negativ mit den jeweiligen Differenzen verbleibender Laubmasse (Spearman Rangkorrelation, ρ = -0,59, P < 0,001, n = 40), d.h. je geringer die Pilzbiomasse umso geringer auch die Abbaurate. Es ist hierbei jedoch zu berücksichtigen, dass der Gehalt an Ergosterol in Pilzen variabel ist und niedrige Werte auch auf eine andere Pilzart oder einen anderen physiologischen Zustand hindeuten können (Salmanowicz und Nylund 1988).

Schlussfolgerung

Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass eine Präkonditionierung von Laubblättern während der Trockenphase die Besiedlung des Substrats durch Pilze und Makroevertebrate hemmt und somit die Abbaurate im fließenden Bach verringert. In Bächen, die künftig eine Trockenperiode aufweisen, kann dies den Kohlenstoffhaushalt beeinflussen, hin zu einer Verlangsamung der Abbaurate organischen Materials und hin zu einer Verminderung der Qualität des stromabwärts transportierten Materials.

Danksagung

Wir danken ganz herzlich den Mitarbeitern der Chemielabore der Institutspartner und Angela Krüger für die Ergosterol-Messungen. Die Daten wurden im Rahmen der Doktorarbeit von Daniela Dieter erhoben und durch das EU-Projekt MIRAGE (FP7 ENV 2007 1, www.mirage-project.eu) finanziert. D. von Schiller wurde durch ein DAAD-„laCaixa“ Stipendium gefördert.

Literatur

Fischer, H., Mille-Lindblom, C., Zwirnmann, E. & Tranvik, L. (2006): Contribution of fungi and bacteria to the formation of dissolved organic carbon from decaying common reed (*Phragmites australis*). Archiv für Hydrobiologie 166, 79-97.

Gessner, M.O. (2005) Ergosterol as a measure of fungal biomass. In: Graça, M., Bärlocher, F. & Gessner, M. (Eds.) Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide, Springer, 189-195.

Gessner, M.O., Chauvet, E. & Dobson, M. (1999): A perspective on leaf litter breakdown in streams. Oikos 85, 377-384.

Henry, H.A.L., Brizgys, K. & Field, C.B. (2008): Litter decomposition in a California annual grassland: Interactions between photodegradation and litter layer thickness. Ecosystems 11, 545-554.

Küsel, K. & Drake, H. (1996): Anaerobic capacities of leaf litter. Applied and Environmental Microbiology 62, 4216-4219.

Lake, P. (2003): Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. Freshwater Biology 48, 1161-1172.

Larned, S.T., Datry, T., Arscott, D.B. & Tockner, K. (2010): Emerging concepts in temporary river ecology. Freshwater Biology 55, 717-738.

Salmanowicz, B. & Nylund, J. (1988) High-Performance Liquid-Chromatography Determination of Ergosterol as a Measure of Ectomycorrhiza Infection in Scots Pine. European Journal of Forest Pathology 18, 291-298.

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

Stanley, E., Fisher, S. & Grimm, N. (1997): Ecosystem expansion and contraction in streams Bioscience. Amer Inst Biological Sci 47, 427-435.

Vannote, R., Minshall, G., Cummins, K., Sedell, J. & Cushing, C. (1980): The River Continuum Concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37, 130-137.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Der Einfluss einer Entfichtungsmaßnahme auf die Makroinvertebratenfauna im Quellbereich eines Mittelgebirgsbachs im Nationalpark Eifel

Catherine Fehse

Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz (INRES), Abt. Tierökologie, Melbweg 42, 53127 Bonn, http://www.tieroekologie.uni-bonn.de, mail: c.fehse@buschdorf.de

Keywords: macroinvertebrate structure, timber harvest, feeding types, helocrene spring

Einleitung:

Die Umwandlung des Nadelwaldbestandes zu einem standortgerechten Laubwald ist das erklärte Ziel im Nationalpark Eifel. Dieses Vorhaben ist mit einer großflächigen Abholzung von Fichten verbunden. Eine dieser Entfichtungsmaßnahmen wurde im silikatisch geprägten Sickerquellbereich und entlang des Ufers des Püngelbachs im Nationalpark Eifel von Ende 2007 bis zum Frühsommer 2008 durchgeführt (Abb.1 und 2).



Abb. 1: Quellabfluss vor der Entfichtung (2007), Blickrichtung bachabwärts



Abb. 2: Quellabfluss nach der Entfichtung (2009), Blickrichtung bachabwärts

Im Rahmen eines dreijährigen Monitorings, wurden die Auswirkungen dieser Entfichtungsmaßnahme auf den Quellabfluss in den Jahren 2007, 2008 und 2009 untersucht.

Bei der untersuchten Probestelle handelt es sich um einen etwa 40 m langen Teil des Quellabflusses, der ganzjährig Wasser führt. Die Quelle entspringt auf einer Höhe von etwa 580 m ü NN in einem fichtenfreien Bereich eines Muldentals und fließt dann durch uferbegleitendes Fichtengehölz (s. Abbildung 3).

Der grundwassergeprägte Quellabfluss war bis zum Beginn des Monitorings als arten- und individuenarm einzustufen. Abbildung 4 zeigt die Probestelle im fichtenfreien Aspekt.

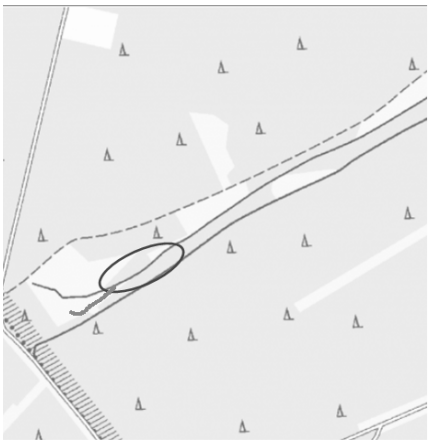


Abb. 3: Probestelle DGK (1:5000) im Jahr 2007



Abb. 4: Probestelle fichtenfrei im Jahr 2009

Material und Methoden

An der Probestelle fanden die Makrozoobenthosaufsammlungen in den Jahren 2007, 2008 und 2009 drei Mal jährlich jeweils im Frühling im Sommer und im Herbst/Winter statt. Für die Probennahmen wurden dem Quellabfluss Substratproben aller vorkommenden Habitate entnommen, mit 95-prozentigem Ethanol übergossen und im Labor unter der Stereolupe **vollständig** aussortiert.

Moosproben wurden insofern gesondert behandelt, als sie nicht dem Gewässer entnommen, sondern nur mitsamt den Steinen, auf denen sie wuchsen ausgespült wurden. Das Spülwasser wurde gesiebt und die zurückgehaltenen Tiere gelangten in die Laborsortierung .

Alle Tiere wurden soweit wie möglich bestimmt (s. Bestimmungsliteratur) und nach Habitaten getrennt in 70-prozentigem Ethanol aufbewahrt.

Grundlage für die Einstufung in die ökologische Typisierung der gesammelten Tiere ist die einschlägige Literatur des Bayrischen Wasserwirtschaftsamtes (1996) sowie das Programm „Asterics“, (2010).

Der Betrieb einer Emergenzfalle in 2008 sorgte für die Absicherung der Larvenbestimmung semiaquatischer Tiergruppen. Die Emergenzfalle war 2009 nicht mehr in Betrieb, wurde aber nicht abgebaut, um abbaubedingte Stoffeinträge zu vermeiden.

Ein Quellbach des Nebentals, in denen keine waldbaulichen Maßnahmen stattfanden, wurde zu Kontrollzwecken in den Jahren 2007 bis 2009 ebenfalls untersucht. Damit konnte sichergestellt werden, dass die beobachteten Veränderungen am Püngelbach ursächlich mit der Waldrodung im Zusammenhang stehen.

Chemische und physikalische Parameter wurden im Jahr 2007 regelmäßig, in den Jahren 2008 und 2009 sporadisch gemessen.

Ergebnisse:

Chemisch-physikalische Parameter:

Die chemisch-physikalischen Messwerte unterschieden sich im gesamten Beprobungszeitraum nur jahres- oder tageszeitlich und waren - bedingt durch den Grundwassereinfluss - vor allem von geringen Temperaturschwankungen, niedrigen pH-Werten (5,5 -6,8), geringer Leitfähigkeit (50 µS/cm), niedriger Gesamthärte (1° DH) und unauffälligen Konzentrationen der Stickstoff- und Phosphatverbindungen geprägt.

Sohlsubstrate:

Ab 2008 war ein vermehrter Stoffeintrag im Bachbett zu beobachten und damit eine Änderung der Habitatstrukturen. Der Anteil an Feinsediment und grobpartkulärem organischen Material nahm zu. Die grobkiesigen Bereiche waren durchsetzt mit Feinsediment. Größere Steine zeitweise mit Sediment überzogen.

Gleichzeitig mit dieser Entwicklung zeigte sich eine Veränderung des Makrophytenbestandes. Das Moos *Scapania undulata* als reines Wassermoos, das auf Steinen wächst, verschwand im Laufe des Jahres 2009. Gespräche mit Fachleuten bestätigten, dass die Gattung *Sapania* empfindlich gegen Feinsedimenteintrag ist.

Individuendichte und taxonomische Gruppen:

Die Individuendichte erhöhte sich nach der Entfichtung deutlich. Die Individuenzahlen stiegen bei gleichbleibender Beprobungsmanier im Jahr 2009 im Vergleich zu 2007 auf mehr als das Vierfache. Gleichzeitig stieg die Anzahl der taxonomischen Gruppen (s. Tabelle 1). Bei der im Jahr 2009 hinzugekommenen Tierordnung handelt es sich um *Ephemeroptera* der Gattung *Baetis.*
Baetis sp. kommt in sauren Quellbereichen eher selten vor. Es konnten keine reifen Larvenstadien gefunden werden. Dadurch war keine sichere Artbestimmung möglich. Auch in den Emergenzfallen waren in den untersuchten Quellbereichen keine Eintagsfliegen erfasst worden.
Neu auftauchende Familien stammten vor allem aus den Ordnungen der *Coleoptera* und *Diptera.*
Die Familien wurden zum Beispiel von vereinzelt auftretenden Gattungen der *Hydraenidae* und *Limoniidae* vertreten

Tab. 1: Individuenzahl und taxonomische Gruppen im Beprobungszeitraum

	2007	**2008 (entfichtet)**	**2009 (entfichtet)**
Individuenzahl	616	1376	2603
Ordnungen	9	9	10
Familien	20	22	24
Taxa	28	37	41

Dominante Ernährungstypen:

Die Einstufung aller Taxa in ihre Ernährungstypen zeigt, dass vor allem der prozentuale Anteil der Sedimentfresser (vor allem vertreten durch Oligochaeta und Chironomidae) auf das Dreifache ansteigt, der Anteil der Prädatoren (vor allem vertreten durch die Planarie Polycelis felina) hingegen halbiert wird. Der Anteil der Weidegänger (u.a. vertreten durch Bithynella sp. sowie Apatania fimbriata oder Lithax niger) bleibt gleich (s. Tabelle 2).

Tab. 2: Verschiebung der dominanten Ernährungstypen

2007	**2008 (entfichtet)**	**2009 (entfichtet)**
Weidegänger (20%)	Weidegänger (20%)	Weidegänger (20%)
Prädatoren 30 %	Prädatoren (30%)	Prädatoren 15%
Sedimentfresser (10%)	Sedimentfresser (10%)	Sedimentfresser (30%)

Zonierungsverhältnisse:

Bildet man für jedes Beprobungjahr den Quotienten zwischen der Summe der prozentualen Anteile der in das Krenal, Hypokrenal und Epirhithral eingestuften Tiere und der Summe der prozentualen Anteile der in alle anderen Regionen eingestuften Tiere, so sinkt der Wert des Quotienten von 4 (2007) über 2,9 (2008) auf 0,8 (2009) ab (s. Tabelle 3).

Tab. 3: Zonierungsverhältnisse in den Jahren 2007 bis 2009

Jahr	2007	2008	2009
Zonierungs-verhältnis	4,1	2,9	0,8

Diskussion:

Die Ergebnisse dieser Untersuchung überraschen zunächst nicht, da der vermehrte Stoffeintrag auch eine breitere Nahrungsgrundlage für eine größere Anzahl von Individuen bildet. Insbesondere der vermehrte Eintrag von Feinsediment erklärt die Erhöhung der Individuen-Zahl der Sediment fressenden Chironomiden und Oligochaeten.
Ähnliche Untersuchungen in Amerika, zum Beispiel bei Diane S. et al. (1986) sowie die Forschungsarbeit von Janel L. et al. (2007) verzeichnen gleichermaßen erhöhte Individuen- und Taxazahlen in Gewässern, an deren Ufern Rodungsarbeiten durchgeführt wurden.
Andererseits überrascht das Ausmaß sowohl der Verschiebung der dominanten Ernährungstypen als auch die Änderung des Zonierungsverhältnisses, wenn man bedenkt, dass die abiotischen Bedingungen wie physikalisch-chemische Parameter sowie klimatische Gegebenheiten ihren Jahresgang nicht ändern. Das vermehrte Nahrungsangebot wird vor allem von den Ubiquisten genutzt, während die Vermehrung der quelltypischen Organismen absolut gesehen zwar stattfindet, aber bezogen auf die gesamte Individuen- Zahl prozentual abnimmt.

Zusammenfassung der Ergebnisse:

- Die Entfichtung führt zu vermehrtem Stoffeintrag und damit zu einer höheren Variabilität der Habitatabitatstrukturen
- Die Individuen-Zahlen, die Anzahl taxonomischer Gruppen und die Artenzahl nehmen nach der Entfichtung zu.
- Es findet ein Wechsel der dominanten Ernährungstypen statt.
- Die Einstufung der Taxa nach biozönotischen Regionen verschiebt sich zunehmend zu unteren Bachregionen hin.

Danksagung:

Das Monitoring wurde im Rahmen meiner noch laufenden Dissertationsarbeit durchgeführt. Für die freundliche Kooperationsbereitschaft sowohl vom Nationalpark Eifel als auch vom Forschungszentrum Jülich möchte ich mich an dieser Stelle herzlich bedanken.

Gleichzeitig gilt mein Dank den Mitarbeitern im Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz sowie Prof. Dr. N. Wilbert, Zoologisches Institut der Universität Bonn, und Prof.Dr. T. Zumbroich, Geographisches Institut der Universität Bonn, die mit wertvollen Hinweisen meine Arbeit unterstützen.

Frau Dipl. Biol. Brigitta Eiseler stand mir freundlicherweise vor allem zu Beginn des Monitorings bei der Determination der Makroinvertebraten zur Seite.

Literaturverzeichnis (gekürzt)

Asterics (2010): http://www.fliessgewaesserbewertung.de/news/news.php?id=23

Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna

Diane S. et.al. (1986): Effects of forest clearcutting in New England on stream macroinvertebrates and periphyton. Environmental Management , Volume 10, Number 5, Springer New York

Janel L. et al. (2007): Influence of clearcut logging, flow duration, and season on emergent aquatic insects in headwater streams of the Central Oregon Coast Range. Journal of the North American Benthological Society 26(4):620-632. doi: 10.1899/06-104.1

Bestimmungsliteratur (Auswahl)

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen),Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 2/88.

BRINKHURST, R.O. (1971): A guide for the identification of British aquatic Oligochaeta, Second Edition, revised 1971, Freshwater Biological Assosiation, Scientific Publication No.22.

EISELER, B. (2005): Bildbestimmungsschlüssel für die Eintagsfliegenlarven der deutschen Mittelgebirge und des Tieflandes. Lauterbornia, 53:1-112.

KLAUSNITZER, B. (1996): Käfer im und am Wasser Die Neue Brehm-Bücherei, 2. überarb. Aufl., Westarp-Wiss., Magdeburg, Spektrum akad. Verl., Heidelberg.

MAUCH et.al. (2007) Skript zur Dipterenfortbildung der DGL

WARINGER, J. & W. GRAF (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluss der angrenzenden Gebiete, Facultas Universitätsverlag, Wien.

MAUCH et.al. (2007) Skript zur Dipterenfortbildung der DGL

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Wachstum der invasiven Süßwassermuschel Corbicula fluminea im Bodensee: Einfluss von Temperatur und Futterqualität

Katja Fleckenstein[1], Timo Basen[1] & Dominik Martin-Creuzburg[1]

[1] Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainaustrasse 252, 78464 Konstanz, fleckenstein.katja@web.de, timo.basen@uni-konstanz.de, Dominik.Martin-Creuzburg@uni-konstanz.de

Keywords: *Corbicula fluminea*, Wachstum, Temperatur, Futterqualität

Einleitung

Invasive Muscheln, wie die aus dem pontokaspischen Raum stammende Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha)* können die Struktur heimischer benthischer Lebensgemeinschaften in ihrem neuen Habitat dramatisch verändern, wie die erfolgreiche Invasion von *D. polymorpha* im Bodensee in den 1960ern gezeigt hat (Mörtl & Rothhaupt 2003). Eine weitere invasive Muschelart, die 2003 erstmals im Bodensee nachgewiesen wurde, ist die ursprünglich aus Südostasien stammende grobgerippte Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* die sich seitdem auf Weichsubstrat im Litoral des Sees ausbreitet (Werner & Mörtl 2004). Die Population von *C. fluminea* im Bodensee ist durch langsames Wachstum und einer daraus resultierenden reduzierten Maximalgröße und nur einer Reproduktionsperiode im Jahr charakterisiert (Werner 2008).

Eine Herausforderung der Invasionsbiologie ist es die Mechanismen besser zu verstehen, die den Erfolg invasiver Arten in sich verändernden Umweltbedingungen einschränken bzw. unterstützen. Die Temperatur ist ein wichtiger abiotischer Faktor, der einen großen Einfluss auf das Überleben und das Wachstum von Organismen haben kann. Für *C. fluminea* wurden Letaltemperaturen von ≤ 2 °C und $> 36 – 38$ °C (Britton & Morton 1979, Werner & Rothhaupt 2008) ermittelt. Auch Wassertemperaturen von 3 °C über einen längeren Zeitraum können zu einem Massensterben von *C. fluminea* führen (Werner & Rotthaupt 2008). Wachstum und Entwicklung von *C. fluminea* beginnt ab etwa 10 °C Wassertemperatur (Karatayev et al. 2005). Im Zusammenhang mit der Klimawandeldebatte wird diskutiert, ob steigende Temperaturen den Reproduktionserfolg von *C. fluminea* im Bodensee steigern und die Wintermortalität reduzieren können (Werner 2008).

Neben abiotischen Faktoren, wie der Temperatur, kann das Überleben und das Wachstum und damit der Erfolg der Ausbreitung von der Nahrungsverfügbarkeit und der Futterqualität beeinflusst werden. Die Futterqualität des Phytoplanktons hängt von der Morphologie, der Toxizität (Lampert 1987), aber auch von der mineralischen (Sterner et al. 1993) und biochemischen Zusammensetzung ab (Brett & Müller-Navarra 1997, Kainz et al. 2004, Martin-Creuzburg & Von Elert 2004). Muscheln sind als benthische Filtrierer in hohem Maße abhängig vom Nahrungsangebot im Freiwasser. Somit bestimmen jahreszeitliche Variationen in der Zusammensetzung und Verfügbarkeit des Phytoplanktons die individuelle Wachstumsleistung. Der Bedarf an essentiellen Lipiden ist für Süßwassermuscheln bisher kaum untersucht worden. Erst in letzter Zeit wurde die Bedeutung bestimmter

PUFAs, im Besonderen Eicosapentaensäure (EPA) und Docosahexaensäure (DHA), im Lebenszyklus von *D. polymorpha* untersucht und nachgewiesen (Wacker & Von Elert 2002, 2003, 2004).

Ziel dieser Arbeit war es zu untersuchen, welche Faktoren das Wachstum von *C. fluminea* im Bodensee beeinflussen, mit besonderem Augenmerk auf den Einfluss der Temperatur und der Futterqualität. Ergebnisse dieser Studie sollen helfen, die Ausbreitungsmuster von *C. fluminea* besser zu verstehen.

Material und Methoden

Um den Einfluss des Futterangebots und der Temperatur auf das Wachstum von *C. fluminea* im Bodensee besser zu verstehen, wurde im Rahmen von Freilandexperimenten das individuelle Wachstum über das Jahr 2010 hinweg untersucht. Jeweils im Winter, Frühjahr und Sommer 2010 wurden Muscheln für die Dauer von 50 Tagen in Kisten in 5 verschiedenen Tiefenstufen im Bodensee ausgebracht. Hierbei wurden die Temperatur sowie die Futterquantität und -qualität des Sestons in verschiedenen Tiefenstufen dokumentiert und Wachstumsraten der Muscheln bestimmt. Begleitet wurden die Freilandstudien von standardisierten Laborversuchen mit einer im Labor kultivierten Mikroalge (*Nannochloropsis limnetica*) als Futterquelle bei Temperaturen von 4 - 25 °C.

Ergebnisse und Diskussion

Die Verfügbarkeit sowie die Qualität der Nahrung für die im Bodensee ausgebrachten Muscheln waren saisonalen Schwankungen unterworfen. Im Winter waren die Muscheln niedrigen Temperaturen (< 5 °C) bei gleichzeitig geringer Futtermenge ausgesetzt, was zu einer hohen Mortalitätsrate der Versuchsmuscheln geführt hat und kein Wachstum ermöglichte. Die beste Futterqualität des Sestons wurde im untersuchten Zeitraum von Januar bis August 2010 im Frühjahr gefunden, wobei die Temperaturen noch relativ niedrig waren und die Muscheln kaum gewachsen sind. Im Sommer-Versuch hingegen waren die Futtermenge und die Wassertemperatur sowie die Wachstumsraten am höchsten. Eine durch Futterlimitierung bedingte Mortalität im Sommer wurde nicht festgestellt.

Analysen ergaben, dass das Wachstum von *C. fluminea* im Bodensee hauptsächlich durch die Wassertemperatur bestimmt wird. Dies wurde auch in den Laborversuchen bestätigt. Da Wachstum und Entwicklung von *C. fluminea* erst ab einer Temperatur von etwa 10 °C stattfindet, stehen der Population im Bodensee nur 7 Monate für Fortpflanzung und Wachstum zur Verfügung, wobei sich dies räumlich auf eine durch die Temperatur begrenzte Tiefe von maximal 25 m beschränkt.

Aufgrund vieler miteinander korrelierender Faktoren konnten in den Freilandexperimenten neben dem größten Einfluss der Temperatur keine weiteren eindeutigen Einflussfaktoren bestimmt werden, die das Wachstum von *C. fluminea* im Bodensee bedingen. Jedoch wird aufgrund von Literaturhinweisen und in dieser Arbeit festgestellten Indizien vermutet, dass *C. fluminea* im Bodensee zumindest zeitweise durch die Futtermenge limitiert ist. Der unter Laborbedingungen ermittelte Einfluss der Futterqualität auf die Wachstumsraten von *C. fluminea* (Basen et al. 2011, submitted), konnte in den durchgeführten Freilandversuchen im Bodensee nicht gezeigt werden.

Es wird diskutiert, dass der Klimawandel die erfolgreiche Einwanderung von Neozoen begünstigen kann (Morgan et al. 2003, Stachowicz et al. 2002). Da niedrige Temperaturen und lange kalte Winter sowie eine geringe Nahrungsverfügbarkeit zu einer erhöhten Mortalität von *C. fluminea* führen, könnte *C. fluminea* von milderen Wintertemperaturen und dadurch reduzierten Mortalitätsraten profitieren. Zudem könnte eine früher einsetzende thermische Schichtung des Bodensees im Früh-

jahr die Wachstumsperiode von *C. fluminea* verlängern und damit die weitere Ausbreitung unterstützen.

Danksagung

Die vorgestellten Ergebnisse sind Bestandteil der Diplomarbeit des Erstautors an der Fakultät für Biologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. Durchgeführt wurde die Arbeit am Limnologischen Institut der Universität Konstanz. Besonderen Dank gilt Timo Basen und Dominik Martin-Creuzburg für die Betreuung und Unterstützung sowie Prof. Karl-Otto Rothhaupt für die Begutachtung der Diplomarbeit. Herzliches Dankeschön an alle Mitarbeiter des Limnologischen Instituts Konstanz, die an dieser Arbeit mitgewirkt haben.

Literatur

Basen, T., Martin-Creuzburg, D., Rothhaupt, K.-O. (2011): Role of essential lipids in determining food quality for the invasive freshwater bivalve *Corbicula fluminea*. submitted.

Brett, M. T., Müller-Navarra, D. (1997): The role of highly unsaturated fatty acids in aquatic foodweb processes. Freshw. Biol. 38:483-499.

Britton, J. C., Morton, B. (1979): Corbicula in North America: the evidence reviewed and evaluated. In J. C. Britton, J. S. Mattice, C. E. Murphy & L. W. Newland (eds), *Proc*. 1st Int. Corbicula Symp. Texas Christian Univ. Res. Foundation, Fort Worth, TX: 249-287.

Kainz, M., Arts, M. T., Mazumder, A. (2004): Essential fatty acids in the planktonic food web and their ecological role for higher trophic levels. *Limnol. Oceanogr.* 49:1784-1793.

Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., Padilla, D. K. (2005): Contrasting distribution and impacts of two freshwater exotic suspension feeders, *Dreissena polymorpha* and *Corbicula fluminea*. R. F. D. a. S. Olenin, editor. The Comparative Roles of Suspension-Feeders in Ecosystems. Springer Netherlands. 239-262.

Lampert, W. (1987): Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 21:483 - 490.

Martin-Creuzburg, D., Von Elert, E. (2004): Impact of 10 dietary sterols on growth and reproduction of *Daphnia galeata*. Journal of Chemical Ecology 30:483-500.

Morgan, D. E., Keser, M., Swenarton, J. T., Foertch, J. F. (2003): Population dynamics of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea* (Müller) in the Lower Connecticut River: Establishing a foothold in New England. Journal of Shellfish Research 22:193-203.

Mörtl, M., Rothhaupt, K.-O. (2003): Effects of adult *Dreissena polymorpha* on settling juveniles and associated macroinvertebrates. Int. Rev. Hydrobiol. 88:561-569.

Stachowicz, J. J., Terwin, J. R., Whitlatch, R. B., Osman, R. W. (2002): Linking climate change and biological invasions: Ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. Proceedings of the National Academy of Sciences USA 99:15497-15500.

Sterner, R. W., Hagemeier, D. D., Smith, W. L. (1993): Phytoplankton nutrient limitation and food quality for *Daphnia*. Limnol. Oceanogr. 38:857-871

Werner, S., Mörtl, M. (2004): Erstnachweis der Fluss-Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* im Bodensee. Lauterbornia 49*:* 93-97.

Werner, S. (2008): Effects of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* on the littoral communities of Lake Constance. Mathematische-Naturwissenschaftliche Sektion, Fachbereich Biologie, Universität Konstanz. Dissertation.

Werner, S., Rothhaupt, K.-O. (2008): Mass mortality of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* induced by a severe low-water event and associated low water temperatures. Hydrobiologica 613: 143-150.

Wacker, A., Von Elert, E. (2002): Strong influences of larval diet history on subsequent post-settlement growth in the freshwater mollusc *Dreissena polymorpha*. Proc. R. Soc. Lond. Ser. B-Biol. Sci. 269:2113-2119.

Wacker, A., Von Elert, E. (2003): Food quality controls reproduction of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). Oecologia 135:332-338.

Wacker, A., Von Elert, E. (2004): Food quality controls egg quality of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*: The role of fatty acids. Limnol. Oceanogr. 49:1794-1801.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Alles anders unter Wasser? Chemische Ökologie im Vergleich

Elisabeth M. Gross[1]

[1] Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78457 Konstanz. Elisabeth.Gross@uni-konstanz.de

Keywords: Allelopathie, Kairomon, Lockstoff, Multitrophische Interaktion

Einleitung

Chemische Ökologie befasst sich mit der allelochemischen Interaktion zwischen Organismen und der durch Sekundärmetabolite beeinflussten Reaktion von Organismen auf ihre abiotische Umwelt. Klassische Beispiele aus dem Bereich der Limnologie umfassen Studien zum „Fischfaktor“ oder „Daphnienfaktor“, welche die Reaktion von Daphnien bzw. Algen auf von Fischen bzw. Daphnien abgegebene Infochemikalien untersuchen. Weniger bekannt ist, dass es auch unter Wasser viele weitere Beispiele allelochemischer Interaktionen gibt, die vergleichbar zu entsprechenden Wechselwirkungen im terrestrischen Bereich sind. Dieser Artikel beruht auf meinem Plenarvortrag auf der DGL-Tagung in Bayreuth, in dem ich die verschiedenen Aspekte der chemischen Ökologie in beiden Biomen vergleichend dargestellt und mögliche künftige Forschungsrichtungen aufgezeigt habe.

Die Entstehung der Forschungsrichtung „Aquatische Chemische Ökologie“

Ohne die gemeinsame Initiative von Winfried Lampert und Friedrich Jüttner, die Ende der 1980er Jahre einen erfolgreichen Antrag zur „Analyse der chemischen Interaktionen in Lebensgemeinschaften des Süßwassers: Biochemische Charakterisierung Stoffwechsel-aktiver und morphogenetisch wirksamer gelöster Substanzen“ bei der VW-Stiftung eingereicht hatten, wäre die aquatische chemische Ökologie heute nicht so verbreitet in Deutschland. Viele der im Folgenden dargestellten Beispiele haben ihren Ursprung in diesem am damaligen Max-Planck Institut für Limnologie in Plön angesiedelten Projekt, und wurden später an verschiedenen Orten weitergeführt.

Die terrestrische chemische Ökologie wurde Beginn der 1970er als eigenständige Forschungsrichtung etabliert, und später folgte die Gründung der „International Society of Chemical Ecology“ (www.isce.org) als Fachgesellschaft. Dies soll nicht darüber hinwegtäuschen, dass es schon sehr viel früher in der terrestrischen und aquatischen Ökologie Studien zur allelochemischen Wechselwirkung zwischen Organismen gegeben hat. Das besondere Charakteristikum der chemischen Ökologie ist ihre starke Interaktion zwischen verschiedenen Bereichen der Chemie (Analytik, Strukturaufklärung, (Bio-)Synthese aktiver Verbindungen) und Biologie (z.B. Ökologie, Physiologie, Entomologie, Botanik, Zoologie). Die erfolgreichsten Beispiele chemischer Ökologie lassen sich fast immer auf die gute Zusammenarbeit von Forschenden aus Biologie und Chemie zurückführen.

Aquatische chemische Ökologie

Beispiele aus der aquatischen chemischen Ökologie finden sich in Interaktionen innerhalb und zwischen allen wesentlichen Organismengruppen im Wasser: Zooplankton, Phytoplankton, bentische Algen und Cyanobakterien, Makroinvertebrate, Makrophyten und Fische. Die Wechselwirkungen gehen auf sogenannte „Infochemikalien", flüchtige niedermolekulare Verbindungen, oder allgemein „Allelochemikalien", von ‚allelo' [gr.] wechselseitig/ gegenseitig, zurück, die z.B. pflanzliche und tierische Sekundärmetabolite umfassen. Demzufolge werden entsprechende organismische Wechselwirkungen aus dem Bereich der Chemischen Ökologie auch ‚allelochemische Interaktionen' genannt. Die beteiligten Allelochemikalien wirken als Räubervermeidungs-Kairomone (Bsp. Fisch- und *Chaoborus*-Faktor), Foraging Kairomone (Bsp. VOCs in Algen als Attraktantien für weidende Schnecken), Fraßhemmstoffe (Bsp. Senfölglykoside in Wasserkresse), allelopathisch aktiven Sekundärmetaboliten (Bsp. Fischerellin im benthischen Cyanobakterium *Fischerella*, Tellimagrandin II in der Makrophyte *Myriophyllum spicatum*), oder auch autotoxisch wirksamen Substanzen.

Räuber-Beute Steuerung durch Infochemikalien

‚Top-down' und ‚bottom up' Prozesse sind wesentliche Steuerungsmechanismen sowohl in aquatischen als auch terrestrischen Lebensgemeinschaften. Daher ist es nur naheliegend, dass man frühzeitig auch die Bedeutung von Infochemikalien (Allelochemikalien) in trophischen Wechselwirkungen erkannte. Die rechtzeitige Wahrnehmung einer Gefahr durch Räuber oder Herbivoren kann das Überleben und damit die Fitness der Beuteorganismen signifikant erhöhen.

Das klassische Beispiel aus der Limnologie ist der „Fischfaktor", bislang immer noch nicht in ihrer chemischen Struktur aufgeklärter Substanz(en), welche diverse Reaktionen im Verhalten, der Lebenszyklusstrategie oder auch der Morphologie von Daphnien hervorrufen. Umfangreiche Untersuchungen insbesondere durch Eric von Elert zeigen, dass es sich bei dem Fischfaktor um eine oder mehrere niedermolekulare, amphiphile Substanz(en) (Molekulargewicht < 500 Dalton) mit evtl. Amino- oder Hydroxygruppe(n) handelt, die Temperatur~, pH und Protease-stabil ist, aber durch Bakterien abgebaut werden kann (von Elert & Loose 1996). Das hochgehandelte Trimethylamin (Boriss et al. 1999) ist aber definitiv nicht die gesuchte Infochemikalie (von Elert & Pohnert 2000).

Infochemikalien signalisieren der Beute auch die Art des Angreifers. So reagieren Daphnien mit spezifischen, auf den Angreifer ausgerichteten Reaktionen auf eine Reihe weiterer Räubervermeidungs-Kairomone von z.B. *Chaoborus*, *Notonecta* und anderen invertebraten Prädatoren. Für die Beute gilt es dabei, ein adaptives Verhalten bei Anwesenheit mehrerer Kairomone zu zeigen. Zum Teil wirken die Kairomone auf unterschiedlichen zeitlichen (Saisonalität) und räumlichen Ebenen. Das Verhalten der Beute unterscheidet sich abhängig davon, ob Hunger und die damit verbundene Futtersuche zu einer veränderten Reaktion unter Abwägung der Risiken führt. Ein spannendes, noch nicht ausreichend untersuchtes Feld ist die Anpassung der Beute an Räuber-spezifische Infochemikalien von Neozoa (Lass & Spaak 2003), z.B. die jetzt im Bodensee und Rhein weit verbreiteten Mysiden.

Auch in Algen findet sich eine Reaktion auf Infochemikalien von Herbivoren. Das bekannteste Beispiel umfasst den sog. „Daphnienfaktor", der die Koloniebildung bei *Scenedesmus* hervorruft. Auch hier ist die Struktur noch nicht aufgeklärt, und es liegen nur vorläufige chemische Charakterisierungen vor (von Elert & Franck 1999). Experimentelle Probleme, z.B. fehlender adäquater Lösungsmittelkontrollen, lassen Zweifel daran, ob es sich wirklich um die von Yasumoto

et al. (2005) postulierten aliphatische Sulfate isoliert aus *Daphnia pulex* handelt. Weitere Beispiele der allelochemischen Wechselwirkung zwischen Herbivoren und Phytoplankton sind z.B. die phototaktische Reaktion von *Chlamydomonas* auf Daphnien- und Fisch-Kairomone (Latta et al. 2009).

Allelopathie

Allelopathie bezeichnet nach Molisch (1937) die biochemische Wechselwirkung zwischen Pflanzen und zwischen Pflanzen und Mikroorganismen (inkl. Cyanobakterien, Eubakterien, Pilze). Dabei handelt es sich um die lokale Wirkung ausgeschiedener Hemmstoffe (in Einzelfällen auch von fördernden Substanzen) auf konkurrierende Primärproduzenten. Sowohl im terrestrischen als auch aquatischen Bereich finden sich viele Beispiele allelopathischer Wechselwirkungen, wobei aber in vielen Fällen die genaue chemische Struktur der aktiven Verbindungen nicht aufgeklärt werden konnte. Im Wasser stellt sich die Frage, wie weit allelopathische Substanzen wirken können, und ob die großen Abstände zwischen z.B. Phytoplanktern überhaupt Allelopathie ermöglichen kann (Lewis 1986). Aus diesem Grund ist es wohl auch nicht verwunderlich, dass die meisten gut belegten Beispiele aquatischer Allelopathie sich auf benthische Primärproduzenten, insbesondere Cyanobakterien und Makrophyten, beziehen.

In benthischen Cyanobakterien ist die Produktion lipophiler, niedermolekularer Inhibitoren der Photosynthese konkurrierender Primärproduzenten weit verbreitet. Beispiele umfassen die Fischerelline aus *Fischerella* spp. und Cyanobakterin aus *Scytonema hoffmanii* (Pignatello et al. 1983; Gross et al. 1991; Smith & Doan 1999). Die Produktion dieser natürlichen Herbizide macht für benthische Cyanobakterien in der Konkurrenz um Ressourcen, insbesondere Raum und Licht, Sinn.

Submerse Makrophyten unterliegen ähnlichen Konkurrenzbedingungen, insbesondere mit Epiphyten und Phytoplankton. Auch wenn die Produktion und Ausscheidung von allelopathisch aktiven Verbindungen sogar als Faktor der Stabilisierung des Makrophyten-dominierenden Zustands gegenüber der Phytoplanktondominanz in eutrophen Flachseen diskutiert wird (Scheffer et al. 1993), fehlen eindeutige Belege für die Wirksamkeit der Allelopathie *in situ*, auch wenn viele Indizien dafür sprechen; für eine detaillierte Diskussion der Situation siehe Gross et al. (2007) oder Hilt & Gross (2008).

Charophyten sind wünschenswerte submerse Makrophyten in Seen, aber häufig beeinträchtigt durch Phytoplankton oder hochwachsende Makrophyten. In einigen Arten wurden allelopathisch aktive zyklische Schwefelverbindungen, Dithian und Trithian, gefunden (Anthoni et al. 1980; Wium-Andersen et al. 1982), allerdings sind diese Verbindungen sehr instabil, und auch freigesetzter Schwefel wirkt sich hemmend auf die Photosynthese z.B. von Diatomeen aus. Schwefel bzw. labile Schwefelverbindungen werden auch als allelopathisch aktive Verbindungen bei *Ceratophyllum demersum* diskutiert (Wium-Andersen et al. 1983). Ein Tannin, genauer das Ellagitannin Tellimagrandin II isoliert aus *Myriophyllum spicatum*, ist allelopathisch aktiv gegen Cyanobakterien und eukaryotische Algen indem es z.B. deren alkalische Phosphatase oder Photosystem II inhibiert (Gross et al. 1996; Leu et al. 2002). In den neophytischen Wasserpest-Arten *Elodea canadensis* und *E. nuttallii* haben wir allelopathisch aktive Substanzen gefunden, deren genaue Strukturaufklärung noch aussteht; es scheinen aber auch hier phenolische Verbindungen beteiligt (Erhard & Gross 2006). Eine spannende Frage, auch angesichts der Forschung im terrestrischen Bereich (s. z.B. die Diskussion um die Wirkung von durch die Wurzeln abgegebenes Catechin durch *Centaurea* auf Pflanzen im invasiven *vs.* heimischen Gebiet (Bais et al. 2003; Blair et al. 2006) ist, ob neophytische Pflanzen stärker allelopathisch aktiv in ihrem neuen Habitat sind.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass Allelopathie häufig ist bei benthischen Cyanobakterien, welche lipophile aktive Verbindungen, v.a. Alkaloide, Polyketide, aber auch chlorhaltige, meist sehr stabile Verbindungen produzieren. Ebenfalls produzieren viele dominante submerse Makrophyten phenolische oder Schwefel-haltige allelopathisch aktive, oft labile, Verbindungen mittlerer Polarität. Ob diese chemischen Charakteristika den entsprechenden Habitaten angepasst sind, bleibt zu zeigen.

Chemische Faktoren der Nahrungs- und Habitatswahl

In terrestrischen und aquatischen Habitaten gibt es für Herbivoren wichtige chemische Signale, welche sie zu geeignetem Futter bzw. Lebensräumen hinführen. Allgemein kann man zwischen Duftstoffen, welche olfaktorisch über eine bestimmte Distanz hinweg wahrgenommen werden, und Beiß-/Kontaktfaktoren, welche erst bei Konsumption oder direktem Kontakt detektiert werden, unterscheiden.

In allen Kreuzblütern sind Senfölglykoside wichtige Fraßhemmstoffe gegen Generalisten, während Spezialisten, wie z.B. Kohlweißling (*Pieris* spp.) diese Stoffe für ihre eigenen Zwecke nutzen und z.T. sogar sequestrieren. Auch die semiaquatische Wasserkresse *Rorippa nasturtium-aquaticum* (syn. *Nasturtium officinale*) besitzt diese Hemmstoffe, die erst bei Verwundung durch das Zusammenbringen des im Cytosol befindlichen Enzyms Myrosinase mit den in der Vakuole befindlichen Glucosinolaten zur Freisetzung der toxischen Senföle und Nitrile führen (Newman et al. 1996). Diese Substanzen bieten der Wasserkresse hinreichenden Fraßschutz gegen die Generalisten Gammaride, Schnecken oder Trichopterenlarven.

Auch die in *Myriophyllum* spp. in hohen Konzentrationen vorkommende Tannine haben eine negative Wirkung auf verschiedene Herbivoren, z.B. den Wasserzünsler *Acentria ephemerella* (Choi et al. 2002; Walenciak et al. 2002) oder Schnecken (Li et al. 2004; Qiu & Kwong 2009; Wong et al. 2010). Es ist allerdings sehr aufwändig, vergleichbar der Isolierung und chemischen Identifizierung von allelopathisch aktiven Verbindungen, die verantwortlichen Substanzen eindeutig zu bestimmen. Dazu benötigt es reproduzierbare Biotestsysteme, um Extrakte und über Festphasenextraktion oder HPLC gewonnene Fraktionen und Einzelsubstanzen auf ihre Aktivität zu prüfen (Kubanek et al. 2001; Prusak et al. 2005). Leider gibt es nur wenige aussagekräftige Fraß-Biotests im aquatischen Bereich, wie z.B. solche mit einer Agar-basierten künstlichen Diät für Gammariden und Krebse. Auf ähnliche Weise wurde die differenzierte Wirkung verschiedener Substanzen aus der bekannten Aquarienpflanze *Micranthemum umbrosium* gegenüber Krebsen und Grasskarpfen bestimmt (Parker et al. 2006).

Allgemein kommen verschiedene Faktoren zusammen, die die Futterwahl von Herbivoren in einer hierarchischen Weise (Lodge et al. 1998) beeinflussen: Ist das Futter strukturell erschließbar? Besitzt es Fraßhemmstoffe? Ist es nährstoffreich und besitzt es wichtige essentielle Stoffe (z.B. Fettsäuren, Sterole, Aminosäuren, Vitamine)? Dazu kommt, dass bestimmte pflanzliche Sekundärmetabolite in niedrigen Konzentrationen evtl. sogar positive Wirkung für die Herbivoren haben, und die Konsumption unterschiedlicher Pflanzen (oder Algen, Cyanobakterien) evtl. sogar einen bekömmlichen Diät-Mix darstellen. Solche Aspekte der „Pharmecology“ (ein Begriff abgeleitet aus Pharmakologie und Ökologie) der umfassenden Betrachtung des „Nährwertes“ von Futter, werden seit einiger Zeit für terrestrische Herbivoren postuliert (Forbey & Foley 2009). Auch im aquatischen Bereich wäre es gut, wenn die z.T. kontrovers gehandelten bestimmenden Faktoren der Futterqualität, wie z.B. bei Cyanobakterien Toxine/Hemmstoffe (Schwarzenberger et al. 2009), essentielle Lipide (Martin-Creuzburg et al. 2009) und Stöchiometrie, insbes. das molare C:N und C:P-

Verhältnis (Elser et al. 2011), integrativ betrachtet und in die Gesamtbewertung der Nahrungsqualität und ihrer Auswirkung auf Fitnessparameter wie Wachstum, Reproduktion und Mortalität, mit einbezogen würden.

Neben der Futterqualität ist es für viele Insekten wichtig, geeignete Eiablageplätze zu finden, die das Überleben und damit die Fitness der Nachkommen positiv beeinflussen. Dazu nutzen adulte Weibchen sogenannte Ovipositionssignale, von den Pflanzen abgegebene flüchtige oder Oberflächen-assoziierte Signalstoffe, die das Erkennen geeigneter Wirtspflanzen ermöglichen (Scheirs & De Bruyn 2002; Wu & Baldwin 2009). Die maternale Wahl bestimmt damit die optimale Entwicklungsmöglichkeit des Nachwuchses. Die Selektion und Präferenz der in Nordamerika invasiven *Myriophyllum spicatum* gegenüber dem dort heimischen *M. sibiricum* durch den Rüsselkäfer *Euhrychiopsis lecontei* durch höhere Konzentrationen von Glycerol und Uracil wurde in Y-Röhren Versuchen nachgewiesen (Marko et al. 2005). Interessanterweise locken Exsudate von Wurzeln aquatischer Pflanzen, die Polyole, Pyrimidine und Nucleoside enthalten, u.a. Stechmücken zur Eiablage an (Serandour et al. 2008).

Terrestrische Pflanzen produzieren sogenannte „Green Leaf Volatiles“ (GLV), bestehend aus kurzkettigen (C6-C8) Alkoholen, Aldehyden oder Ketonen, welche ein charakteristisches „Duftbukett“ der Blätter ausmachen. Fraßfeinde führen zu Änderungen dieser Duftnote, so dass dadurch Räuber oder Parasiten der Herbivoren angelockt werden können (Arimura et al. 2009). Interessanterweise sind diese Duftsignale nicht nur innerartlich sondern z.T. auch zwischenartlich „verständlich“, so dass man mit gewissem Recht von „sprechenden Pflanzen“ reden kann, die sich gegenseitig vor der Gefahr durch Fraßfeinde warnen. Auch aquatische Pflanzen und Algen produzieren solche VOCs (volatile organic compounds; Gross, unpubl., Fink 2007). Allerdings wissen wir hier nur wenig über deren Funktion in trophischen Interaktionen. Diverse Lipoxygenaseprodukte von Grünalgen sind attraktiv für weidende Schnecken (Fink et al. 2006). Auch Cyanobakterien produzieren oft charakteristische Duftstoffe, z.B. Geosmin oder Methylisoborneol (Juttner & Watson 2007). Viele der cyanobakteriellen VOCs besitzen eine ökologische Funktion, z.B. als Lock- und Schreckstoffe für Invertebrate (Hoeckelmann et al. 2004). Diese Substanzen können aber auch zu beträchtlichen Geruchsbelästigungen führen, wenn der entsprechende Wasserkörper zur Trinkwassergewinnung genutzt wird (Baudin et al. 2006).

Bakterielle Interferenz

Immer stärker wird sowohl in der terrestrischen als auch der aquatischen chemischen Ökologie klar, dass allelochemische Interaktionen zwischen Eukaryoten auch meist durch Bakterien beeinflusst werden. Bakterien sind ubiquitär, im Wasser, auf Oberflächen, im Speichel und Verdauungstrakt von Tieren. Bakterien können an der Modifikation und dem Abbau von Allelochemikalien beteiligt sein. Das Phänomen des *Quorum sensing* beschreibt die Dichteabhängige Kommunikation in bakteriellen Biofilmen. Die verantwortlichen Signalsubstanzen werden entweder durch die Bakterien selbst, z.T. aber auch durch ihre Wirte, z.B. die Rotalge *Delisea pulchra* (Steinberg & de Nys 2002; Hay 2009) produziert. Bakterien können in der Wechselwirkung bis hin zur Symbiose mit Eukaryoten zur Bildung von Abwehrstoffen beitragen.

Im terrestrischen Bereich sind Bakterien z.B. an der Aktivierung von Allelochemikalien (wie z.B. der Freisetzung von Juglon beim Walnussbaum; Einhellig 2001), oder an der Produktion bestimmter, sich im Speichel von herbivoren Larven befindlichen Infochemikalien für die betroffene Pflanze (Spiteller et al. 2000) beteiligt. In unserer Gruppe haben wir mit *Myriophyllum spicatum* assoziierte Bakterien isoliert, die in der Lage sind, die allelochemisch aktiven Polyphenole abzu-

bauen (Mueller et al. 2007). Inwieweit diese Bakterien dazu in der Lage sind, die allelopathische oder Fraß-hemmende Wirkung der Tannine zu beeinflussen, ist Gegenstand unserer Forschung (Gross & Sütfeld 1994; Gross et al. 2008)

Und? Alles anders unter Wasser?

Chemische Signale und allelochemische Wirkstoffe sind ubiquitär an Land und im Wasser verbreitet. Sie bieten Zusatzinformationen für Organismen, beeinflussen z.B. deren Verhalten oder Entscheidungen im Lebenszyklus. Einige Studien deuten darauf hin, dass aquatische Allelochemikalien (meist) stärker hydrophil/polar sind, allerdings sind bisher zu wenige Strukturen aufgeklärt, um dieses Statement wirklich zu untermauern. Die Rolle von Mikroorganismen in der Modifizierung bzw. Vermittlung allelochemischer Effekte wurde bisher meist unterschätzt.

Um in der terrestrischen und aquatischen Ökologie „patterns & processes“ – Muster und Prozesse zu verstehen, müssen wir auf verschiedenen Ebenen Untersuchungen durchführen. Bezogen auf die Analyse allelochemischer Wechselwirkungen sind dies: a) Molekulare Ebene: Strukturaufklärung der Wirksubstanzen, Aufklärung der Biosynthese, Identifizierung von Transportern und Rezeptoren auf zellulärem Level. b) Ebene der Individuen & Populationen: Untersuchung der Kosten der Produktion von Allelochemikalien, Einfluss auf Fitness der Zielorganismen, geno- und phenotypische Plastizität der Reaktion. c) Ebene der Lebensgemeinschaften & Ökosysteme: Einfluss auf trophische Interaktionen, Sukzession & Zusammensetzung sowie multitrophische Effekte.

Danksagung

Ich danke allen, die an der Entstehung der in unserer Gruppe durchgeführten Studien beteiligt waren, insbesondere meiner Mitarbeiterin Claudia Feldbaum, sowie allen Kollegen, die Daten und graphisches Material für diesen Vortrag beigesteuert haben, insbesondere hier Patrick Fink, Universität zu Köln.

Literatur

Anthoni, U., C. Christophersen, J. Ogard Madsen, S. Wium-Andersen & N. Jacobsen (1980). Biologically active sulphur compounds from the green alga *Chara globularis*. Phytochemistry 19: 1228-1229.

Arimura, G.-i., K. Matsui & J. Takabayashi (2009). Chemical and molecular ecology of herbivore-induced plant volatiles: Proximate factors and their ultimate functions. Plant and Cell Physiology 50: 911-923.

Bais, H. P., R. Vepachedu, S. Gilroy, R. M. Callaway & J. M. Vivanco (2003). Allelopathy and exotic plant invasion: From molecules and genes to species interactions. Science 301: 1377-1380.

Baudin, I., O. Cagnard, J. J. Grandguillaume & Z. Do-Quang (2006). Algae and associated toxins & metabolites: methodology for risk assessment and risk management. Water Practice & Technology 1.

Blair, A. C., S. J. Nissen, G. R. Brunk & R. A. Hufbauer (2006). A lack of evidence for an ecological role of the putative allelochemical (±)-catechin in spotted knapweed invasion success Journal of Chemical Ecology 32: 2327-2331.

Boriss, H., M. Boersma & K. H. Wiltshire (1999). Trimethylamine induces migration of waterfleas. Nature 398: 382.

Choi, C., C. Bareiss, O. Walenciak & E. M. Gross (2002). Impact of polyphenols on the growth of the aquatic herbivore *Acentria ephemerella* (Lepidoptera: Pyralidae). Journal of Chemical Ecology 28: 2223-2235.

Einhellig, F. A. (2001). The physiology of allelochemical action: Clues and views. First European OECD Allelopathy Symposium - Physiological Aspects of Allelopathy, Vigo (Spain).

Elser, J. J., C. Acquisti & S. Kumar (2011). Stoichiogenomics: the evolutionary ecology of macromolecular elemental composition. Trends in Ecology & Evolution 26: 38-44.

Erhard, D. & E. M. Gross (2006). Allelopathic activity of *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* against epiphytes and phytoplankton. Aquatic Botany 85: 203-211.
Fink, P. (2007). Ecological functions of volatile organic compounds in aquatic systems. Marine and Freshwater Behaviour and Physiology 40: 155-168.
Fink, P., E. von Elert & F. Jüttner (2006). Volatile foraging kairomones in the littoral zone: Attraction of an herbivorous freshwater gastropod to algal odors. Journal of Chemical Ecology V32: 1867-1881.
Forbey, J. S. & W. J. Foley (2009). PharmEcology: A pharmacological approach to understanding plant-herbivore interactions: an introduction to the symposium. Integrative and Comparative Biology 49: 267-273.
Gross, E. M., A. Brune & O. Walenciak (2008). Gut pH, redox conditions and oxygen levels in an aquatic caterpillar: Potential effects on the fate of ingested tannins. Journal of Insect Physiology 54: 462–471.
Gross, E. M., S. Hilt, P. Lombardo & G. Mulderij (2007). Searching for allelopathic effects of submerged macrophytes - state of the art and open questions. Hydrobiologia 584: 77–88.
Gross, E. M., H. Meyer & G. Schilling (1996). Release and ecological impact of algicidal hydrolysable polyphenols in *Myriophyllum spicatum*. Phytochemistry 41: 133-138.
Gross, E. M. & R. Sütfeld (1994). Polyphenols with algicidal activity in the submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. Acta Horticulturae 381: 710-716.
Gross, E. M., C. P. Wolk & F. Jüttner (1991). Fischerellin, a new allelochemical from the freshwater cyanobacterium *Fischerella muscicola*. Journal of Phycology 27: 686-692.
Hay, M. E. (2009). Marine Chemical Ecology: Chemical Signals and Cues Structure Marine Populations, Communities, and Ecosystems. Annual Review of Marine Science 1: 193-212.
Hilt, S. & E. M. Gross (2008). Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow lakes? Basic and Applied Ecology 9: 422-432.
Hoeckelmann, C., T. Moens & F. Juettner (2004). Odor compounds from cyanobacterial biofilms acting as attractants and repellents for free-living nematodes. Limnology & Oceanography 49: 1809-1819.
Juttner, F. & S. B. Watson (2007). Biochemical and ecological control of geosmin and 2-methylisoborneol in source waters. Applied and Environmental Microbiology 73: 4395-4406.
Kubanek, J., M. E. Hay, P. J. Brown, N. Lindquist & W. Fenical (2001). Lignoid chemical defenses in the freshwater macrophyte *Saururus cernuus*. Chemoecology 11: 1-8.
Lass, S. & P. Spaak (2003). Chemically induced anti-predator defences in plankton: a review. Hydrobiologia 491: 221-239.
Latta, L. C., R. P. O'Donnell & M. E. Pfrender (2009). Vertical distribution of *Chlamydomonas* changes in response to grazer and predator kairomones. Oikos 118: 853-858.
Leu, E., A. Krieger-Liszkay, C. Goussias & E. M. Gross (2002). Polyphenolic allelochemicals from the aquatic angiosperm *Myriophyllum spicatum* L. inhibit photosystem II. Plant Physiology 130: 2011-2018.
Lewis, W. M., Jr. (1986). Evolutionary interpretation of allelochemical interactions in phytoplanktonic algae. American Naturalist 127: 184-194.
Li, Y. K., D. Yu & X. Yan (2004). Are polyphenolics valuable in anti-herbivory strategies of submersed freshwater macrophytes? Archiv für Hydrobiologie 161: 391-402.
Lodge, D. M., G. Cronin, E. van Donk & A. J. Froelich (1998). Impact of herbivory on plant standing crop: comparison among biomes, between vascular and nonvascular plants, and among freshwater herbivore taxa. The Structuring Role of Submerged Macrophytes. In: E. Jeppesen, M. Sondergaard, M. Sondergaard and K. Christoffersen. New York, Springer. Ecological Studies, Vol. 131**:** 149-174.
Marko, M. D., R. M. Newman & F. K. Gleason (2005). Chemically mediated host-plant selection by the milfoil weevil: A freshwater insect-plant interaction. Journal of Chemical Ecology 31: 2857-2876.
Martin-Creuzburg, D., E. Sperfeld & A. Wacker (2009). Colimitation of a freshwater herbivore by sterols and polyunsaturated fatty acids. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences 276: 1805-1814.
Molisch, H. (1937). Der Einfluss einer Pflanze auf die andere - Allelopathie. Jena, Fischer-Verlag.
Mueller, N., M. Hempel, B. Philipp & E. M. Gross (2007). Degradation of gallic acid and hydrolysable polyphenols is constitutively activated in the freshwater plant-associated bacterium *Matsuebacter* sp. FB25. . Aquatic Microbial Ecology 47: 83-90.
Newman, R. M., W. C. Kerfoot & Z. I. Hanscom (1996). Watercress allelochemical defends high-nitrogen foliage against consumption: Effects on freshwater invertebrate herbivores. Ecology 77: 2312-2323.
Parker, J. D., D. O. Collins, J. Kubanek, M. C. Sullards, D. Bostwick & M. E. Hay (2006). Chemical defenses promote persistence of the aquatic plant *Micranthemum umbrosum*. Journal of Chemical Ecology 32: 815-833.

Pignatello, J. J., J. Porwoll & R. E. Carlson (1983). Structure of the antibiotic cyanobacterin, a chlorine-containing gamma-lactone from the freshwater cyanobacterium *Scytonema hofmanni*. Journal of Organic Chemistry 48: 4035-4038.
Prusak, A. C., J. O'Neal & J. Kubanek (2005). Prevalence of chemical defenses among freshwater plants. Journal of Chemical Ecology 31: 1145-1160.
Qiu, J.-W. & K.-L. Kwong (2009). Effects of macrophytes on feeding and life-history traits of the invasive apple snail *Pomacea canaliculata*. Freshwater Biology 54: 1720-1730.
Scheffer, M., S. H. Hosper, M. L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. Trends in Ecology and Evolution 8: 275-279.
Scheirs, J. & L. De Bruyn (2002). Integrating optimal foraging and optimal oviposition theory in plant-insect research. Oikos 96: 187-191.
Schwarzenberger, A., C. Courts & E. von Elert (2009). Target gene approaches: Gene expression in *Daphnia magna* exposed to predator-borne kairomones or to microcystin-producing and microcystin-free *Microcystis aeruginosa*. BMC Genomics 10: 15.
Serandour, J., S. Reynaud, J. Willison, J. Patouraux, T. Gaude, P. Ravanel, G. Lemperiere & M. Raveton (2008). Ubiquitous water-soluble molecules in aquatic plant exudates determine specific insect attraction. PLOS One 3.
Smith, G. D. & N. T. Doan (1999). Cyanobacterial metabolites with bioactivity against photosynthesis in cyanobacteria, algae and higher plants. Journal of Applied Phycology 11: 337-344.
Spiteller, D., K. Dettner & W. Boland (2000). Gut bacteria may be involved in interactions between plants, herbivores and their predators: Microbial biosynthesis of N-acylglutamine surfactants as elicitors of plant volatiles. Biological Chemistry 381: 755-762.
Steinberg, P. D. & R. de Nys (2002). Chemical mediation of colonization of seaweed surfaces. Journal of Phycology 38: 621-629.
von Elert, E. & A. Franck (1999). Colony formation in *Scenedesmus*: grazer-mediated release and chemical features of the infochemical. Journal of Plankton Research 21: 789-804.
von Elert, E. & C. J. Loose (1996). Predator-induced diel vertical migration in *Daphnia*: Enrichment and preliminary chemical characterization of a kairomone exuded by fish. Journal of Chemical Ecology 22: 885-895.
von Elert, E. & G. Pohnert (2000). Predator specificity of kairomones in diel vertical migration of Daphnia: A chemical approach. Oikos 88: 119-128.
Walenciak, O., W. Zwisler & E. M. Gross (2002). Influence of *Myriophyllum spicatum*-derived tannins on gut microbiota of its herbivore *Acentria ephemerella*. Journal of Chemical Ecology 28: 2045-2056.
Wium-Andersen, S., U. Anthoni & C. Christophersen (1982). Allelopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes (Charales). Oikos 39: 187-190.
Wium-Andersen, S., U. Anthoni & G. Houen (1983). Elemental sulphur, a possible allelopathic compound from *Ceratophyllum demersum*. Phytochemistry 22: 2613.
Wong, P. K., Y. Liang, N. Y. Liu & J. W. Qiu (2010). Palatability of macrophytes to the invasive freshwater snail *Pomacea canaliculata*: differential effects of multiple plant traits. Freshwater Biology 55: 2023-2031.
Wu, J. & I. T. Baldwin (2009). Herbivory-induced signalling in plants: perception and action. Plant, Cell & Environment 32: 1161-1174.
Yasumoto, K., A. Nishigami, M. Yasumoto, F. Kasai, Y. Okada, T. Kusumi & T. Ooi (2005). Aliphatic sulfates released from *Daphnia* induce morphological defense of phytoplankton: isolation and synthesis of kairomones. Tetrahedron Letters 46: 4765-4767.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Nachweis von Sexualpheromonen bei der Schwimmkäferart *Rhantus suturalis* (MacLeay 1825) (Dytiscidae)

Christine Herbst [1], Beate Baier[2], Till Tolasch[3] & Johannes L.M. Steidle[3]

[1] Lehrstuhl für Zoologie III, Tierökologie und Tropenbiologie, Würzburg , e-mail: christine.herbst@uni-wuerzburg.de, [2] Institut für Hygiene und Umwelt Hamburg, Abt. Wasseruntersuchungen, e-mail: Beate.Baier@hu.hamburg.de, [3] Institut für Zoologie, Fg. Tierökologie, Universität Hohenheim, Stuttgart, e-mail: jsteidle@uni-hohenheim.de

Keywords: Chemische Kommunikation, Dytiscidae, Partnerfindung, Aggregationspheromone, Sexualpheromone

Einleitung

Chemische Kommunikation ist sowohl in terrestrischen als auch in aquatischen Ökosystemen weit verbreitet (Lindstedt 1971; Dicke & Sabelis 1988). So genannte Allelochemikalien dienen dabei der interspezifischen Kommunikation, während Pheromone Informationen zwischen Individuen einer Art übertragen. Eine Gruppe von Pheromonen, Sexualpheromone, spielen bei der Partnerfindung eine große Rolle (Dettner & Peters 1999). Sie werden meist von einem weiblichen Tier abgegeben und stimulieren Männchen zur Partnersuche. Während über das Vorkommen und die Wirkung von Sexualpheromonen bei terrestrischen Organismen schon sehr viel bekannt ist (z. B. Wyatt 2003), haben sich bisher nur wenige Studien mit Sexualpheromonen bei aquatischen Organismen beschäftigt (z.B. Bartels-Hardege et al. 1996; Cummins et al. 2006). Nahezu unbekannt ist das Vorkommen von Sexualpheromonen bei aquatischen Insekten, insbesondere bei Wasserkäfern.

Die vorliegende Studie beschäftigt sich daher mit der Partnerfindung bei Dytisciden. Mit verschiedenen Testansätzen wird dabei die Partnerfindung mit Hilfe von optischen und chemischen Signalen bei *Rhantus suturalis* (MacLeay 1825) untersucht.

Material und Methoden

Schwimmkäfer

Die Käfer wurden zwischen April und Mai 2007 in einem kleinen See in der Nähe von Heilbronn (Südwest Deutschland) mit Hilfe einer Schwimmfalle gefangen. Für die Versuche wurden nur ausgewachsene Individuen mit einer Größe von 10,5 – 12,5 mm verwendet. Die Schwimmkäfer wurden nach Geschlechtern getrennt in zwei Aquarien (30 cm x 21 cm x 16 cm) gehalten, die mit einer Gaze bespannt waren, so dass die Käfer nicht wegfliegen konnten. Um einen normalen Tag-Nachtrhythmus sowie natürliche Wassertemperaturen zu gewährleisten, wurden die Aquarien im Freien aufgestellt. Steine und Raues Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) aus einem naheliegenden Teich dienten als Versteckmöglichkeiten. Je nach Außentemperatur fand zwei bis drei Mal pro Woche ein Wasserwechsel statt. Die Käfer wurden mit lebenden *Tubifex sp.* oder gefrorenen Chiro-

nomuslarven gefüttert. Vor Versuchsbeginn hatten die Käfer eine zwei wöchige Eingewöhnungszeit.

Versuchsaufbau

Die Versuche wurden zwischen Mai und September 2007 durchgeführt. Das Versuchsaquarium (40 cm x 25 cm x 24 cm) wurde etwa 10 cm hoch mit Wasser gefüllt und ein männlicher oder weiblicher Testkäfer in der Mitte des Aquariums freigelassen. Nach einer zweiminütigen Eingewöhnungsphase wurden ein Gefäß mit einem weiblichen, eines mit einem männlichen Schwimmkäfer und ein leeres Kontrollgefäß in einem Dreieck im Aquarium positioniert. Während der 10-minütigen Beobachtungsdauer wurden das Verhalten sowie die Position des Testkäfers mit dem Programm Observer (Noldus Information Technology, Version 5.0, Wageningen, Netherlands) aufgenommen. Die Position der Gefäße wurde nach jedem Versuch verändert und das Wasser im Aquarium erneuert. Es wurden ausschließlich Daten von Schwimmkäfern in die Analyse aufgenommen, die innerhalb der Beobachtungszeit zumindest einmal auf einem Gefäß saßen und sich im anschließenden Aktivitätstest paarungswillig zeigten. In diesem Aktivitätstest wurde der Testkäfer mit einem potentiellen Paarungspartner in ein Aquarium gesetzt und musste innerhalb von 10 Minuten Paarungsverhalten zeigen.

In der ersten Versuchsreihe wurde mit kleinen Glaskolben (100 ml, 10,5 cm hoch) getestet, ob die Schwimmkäfer ihren Partner ausschließlich durch optische Reize finden. Undurchsichtige, aber mit 64 kleinen Löchern versehene Plastikflaschen (300 ml, 12 cm hoch), wurden für den Test auf Partnerfindung durch chemische Signale verwendet. In der letzten Versuchsreihe dienten Teesiebe (6,5 cm hoch) aus Edelstahlnetz, die sowohl für optische als auch für chemische Signale durchlässig sind, als Versuchsgefäße.

Statistische Auswertung

Für jeden getesteten Schwimmkäfer wurden die Anzahl der Kontakte mit einem der Gefäße und die Aufenthaltsdauer darauf aufgenommen. Aus allen Replikaten wurden Mittelwerte und Standardfehler berechnet. Die Anzahl der Kontakte und die Aufenthaltsdauer der Schwimmkäfer auf dem jeweiligen Gefäß wurden mittels des nicht-parametrischen Friedmann ANOVA Tests für abhängige Stichproben gefolgt von einem Bonferroni-korrigierten Wilcoxon Paarvergleichstest (STATISTICA 6.0, StatSoft, Inc., Tulsa, OK, USA) verglichen.

Ergebnisse

In der ersten Versuchsreihe, in der männliche und weibliche *R. suturalis* in Glaskolben präsentiert wurden, konnte keine Reaktion festgestellt werden. Die Testkäfer beiden Geschlechts hatten weder mehr Kontakte noch eine höhere Aufenthaltsdauer auf einem der beiden Testgefäße im Vergleich zum Kontrollgefäß (s. Abbildung 1). In den Versuchen mit den undurchsichtigen, aber wasserdurchlässigen Plastikflaschen hatten die männlichen Schwimmkäfer signifikant mehr Kontakte mit der Plastikflasche, in der sich das Weibchen befand, als mit den anderen beiden Gefäßen. Die Aufenthaltsdauer der männlichen Testkäfer unterschied sich dagegen zwischen den drei Gefäßen nicht signifikant. Weibliche *R. suturalis* zeigten in dieser Versuchsreihe keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Gefäßen (s. Abbildung 2). Im dritten Versuchsansatz mit den für optische und chemische Signale durchlässigen Teesieben befanden sich die männlichen Testkäfer signifikant häufiger auf dem Teesieb mit dem Weibchen verglichen zu dem Teesieb mit dem Männchen oder der leeren Kontrolle. Darüber hinaus verbrachten die Männchen auch längere

Zeit auf den Gefäßen mit einem Artgenossen verglichen zur leeren Kontrolle (s. Abbildung 3). Aber auch für weibliche Schwimmkäfer waren die Teesiebe mit Weibchen signifikant attraktiver als die Siebe mit Männchen oder die Kontrollsiebe, die Aufenthaltsdauer zeigte dagegen keine signifikanten Unterschiede (s. Abbildung 3).

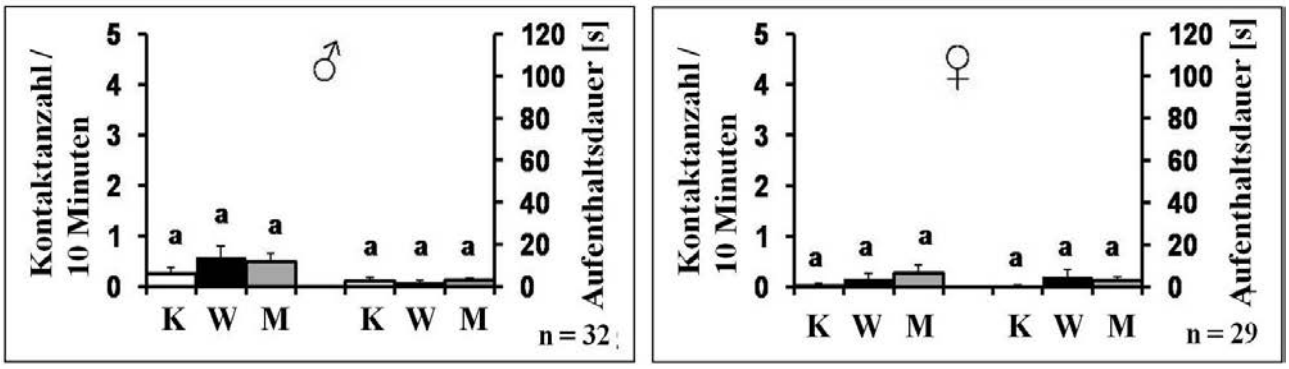


Abb. 1: Reaktion von männlichen (links) und weiblichen (rechts) *Rhantus suturalis* auf Glaskolben mit einem weiblichen (W), einem männlichen Schwimmkäfer (M) und einer leeren Kontrolle (K). Links in den Grafiken die Kontaktanzahl der Käfer mit einem Gefäß, rechts die Aufenthaltsdauer auf dem jeweiligen Gefäß. Die Fehlerbalken zeigen den Standardfehler an. Balken mit unterschiedlichen Buchstaben sind signifikant unterschiedlich bei $P \leq 0{,}05$ (Friedman ANOVA mit anschließendem Bonferroni-korrigiertem Wilcoxon Paarvergleichstest). n ist die Stichprobenanzahl.

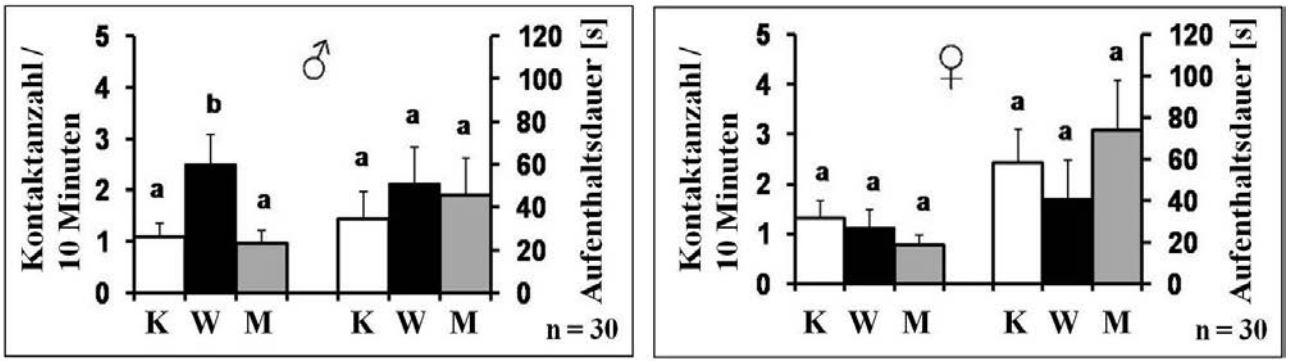


Abb. 2: Reaktion von männlichen (links) und weiblichen (rechts) *Rhantus suturalis* auf Plastikflaschen mit einem weiblichen (W), einem männlichen Schwimmkäfer (M) und einer leeren Kontrolle (K). Links in den Grafiken die Kontaktanzahl der Käfer mit einem Gefäß, rechts die Aufenthaltsdauer auf dem jeweiligen Gefäß. Die Fehlerbalken zeigen den Standardfehler an. Balken mit unterschiedlichen Buchstaben sind signifikant unterschiedlich bei $P \leq 0{,}05$ (Friedman ANOVA mit anschließendem Bonferroni-korrigiertem Wilcoxon Paarvergleichstest). n ist die Stichprobenanzahl.

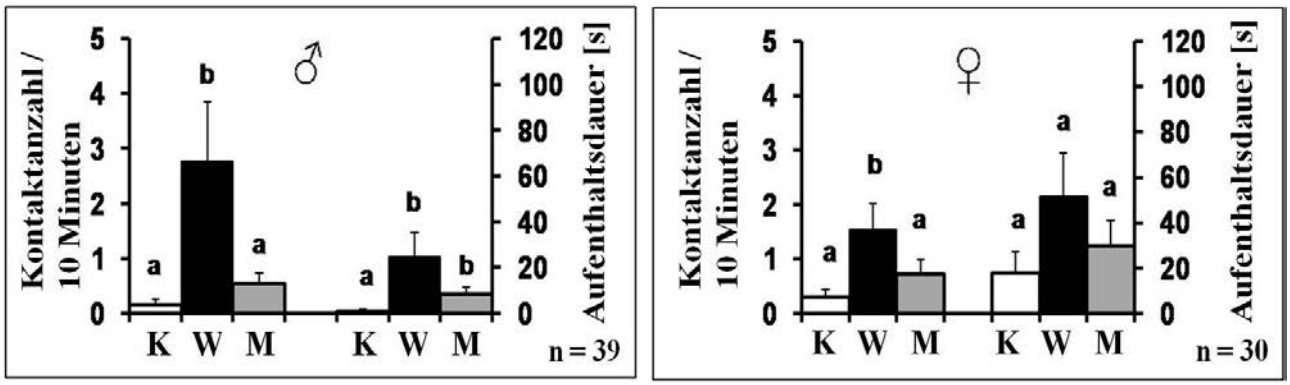


Abb. 3: Reaktion von männlichen (links) und weiblichen (rechts) *Rhantus suturalis* auf Teesiebe mit einem weiblichen (W), einem männlichen Schwimmkäfer (M) und einer leeren Kontrolle (K). Links in den Grafiken die Kontaktanzahl der Käfer mit einem Gefäß, rechts die Aufenthaltsdauer auf dem jeweiligen Gefäß. Die Fehlerbalken zeigen den Standardfehler an. Balken mit unterschiedlichen Buchstaben sind signifikant unterschiedlich bei $P \leq 0,05$ (Friedman ANOVA mit anschließendem Bonferroni-korrigiertem Wilcoxon Paarvergleichstest). n ist die Stichprobenanzahl.

Diskussion

In Präferenzversuchen mit Männchen und Weibchen von *R. suturalis* und unterschiedlichen Gefäßen mit Artgenossen beider Geschlechter wurde die Rolle von optischen und chemischen Signalen bei der Partnerfindung dieser Art untersucht. In Versuchen mit Glasgefäßen, die optische Signale zuließen, aber eine chemische Kommunikation ausschlossen, konnten keine Präferenzen hinsichtlich eines der Gefäße nachgewiesen werden. Optische Signale alleine können für die Partnerfindung also nicht ausreichend sein. Dagegen wurden männliche Schwimmkäfer von undurchsichtigen, aber wasserdurchlässigen Gefäßen, in denen sich ein Weibchen befand, angelockt, aber verweilten dort nicht signifikant länger. Die weiblichen Schwimmkäfer hingegen zeigten keinerlei Reaktion, weder auf Plastikflaschen mit Artgenossen noch auf die Kontrolle. Dies deutet darauf hin, dass weibliche Schwimmkäfer der Art *R. suturalis* Pheromone abgeben, die für die Männchen zwar attraktiv sind, diese aber nicht auf Dauer verweilen lassen. Versuche mit Teesieben zeigten, dass eine Kombination von chemischen und optischen Signalen der Weibchen für die Männchen nicht nur attraktiv war, sondern die Männchen auch länger auf den Teesieben mit einem weiblichen Schwimmkäfer verweilen ließen. Dies stimmt mit der Hypothese von Blunck (1912) zu *Dytiscus marginalis* überein, dass Männchen über eine längere Distanz von chemischen Signalen der Weibchen zunächst angelockt werden und optische Signale dann in einem Umkreis von 20 – 30 cm genutzt werden. Interessanterweise wurden in den Teesiebversuchen nicht nur die Männchen durch eine Kombination chemischer und optischer Signale der Weibchen angelockt, sondern auch weibliche Schwimmkäfer. Deshalb könnten die Sexualpheromone der weiblichen *R. suturalis* zusätzlich als Aggregationspheromone dienen (Wertheim et al. 2005). Die Anlockung der weiblichen *R. suturalis* würde dann eine Analogie zum männlichen Sexualpheromon-Kommunikationssystem darstellen, das bei vielen phytophagen Insekten gefunden wird (Landolt & Phillips 1997). In diesem System geben Männchen Sexualpheromone ab, um Weibchen anzulocken. Diese Pheromone werden aber auch von anderen männlichen Artgenossen „abgehört“ („eavesdropping“) und sie begeben sich an die Pheromonquelle, um ihrerseits paarungswillige Weibchen zu finden. Das „Abhören“ von weiblichen Sexualpheromonen durch andere Weibchen, wie es die vorliegende Studie möglicherweise zeigt, ist unserer Kenntnis nach noch nicht nachgewiesen worden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die vorliegende Studie zeigt, dass weibliche Schwimmkäfer der Art *R. suturalis* Sexualpheromone abgeben, welche von den Männchen zur Partnerfindung genutzt werden. Dies ist der erste experimentelle Nachweis von Sexualpheromonen bei Schwimmkäfern der Familie Dytiscidae. In weiteren Untersuchungen muss es darum gehen, die aktiven Komponenten zu identifizieren und den Vorteil eines potentiellen „Abhörens " der Pheromone durch die Weibchen zu belegen.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Diplomarbeit am Fachgebiet Tierökologie der Universität Hohenheim. Wir möchten Bernhard Herbst und Sebastian Bertsch für ihre Hilfe beim Fangen der Schwimmkäfer danken.

Literatur

Bartels-Hardege, H. D., Hardegela, J. D., Zeeck, E., Müller, C., Wu, B. L., Zhu, M. Y. (1996): Sex pheromones in marine polychaetes V: A biologically active volatile compound from the ceolomic fluid of female *Nereis* (*Neanthes*) *japonica* (Annelida Polychaeta). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 201:275-284.

Blunck H (1912) Das Geschlechtsleben des *Dytiscus marginalis* L. 1. Teil. Die Begattung. Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie, 102:169–248.

Cummins, S. F., Nichols, A. E., Schein, C. H., Nagle, G. T. (2006): Newly identified water-borne protein pheromones interact with attractin to stimulate mate attraction in Aplysia. Peptides 27:597-606.

Dettner, K., Peters, W. (1999): Lehrbuch der Entomologie. Gustav Fischer Verlag.

Dicke, M., Sabelis, M. (1988): Infochemical terminology: based on cost-benefit analysis rather than origin of compounds. Functional Ecology , 2: 131-139.

Landolt PJ, Phillips TW (1997) Host plant influences on sex pheromone behavior of phytophagous insects. Annual Review of Entomology, 42:371–391.

Lindstedt, K. J. (1971): Chemical respond of feeding behaviour. Comparative Biochemistry and Physiology 39A: 553-581.

Wertheim B, van Baalen EJA, Dicke M, Vet LEM (2005) Pheromone-mediated aggregation in nonsocial arthropods: an evolutionary ecological perspective. Annu Rev Entomol 50:321–346.

Wyatt, T. D. (2003): Pheromones and Animal Behaviour. Cambridge University Press.

MAKROZOOBENTHOS

BAUER J., F. FISCHER & I. SCHLÖßER: Langzeitmonitoring an versauerten Fließgewässern Bayerns

BECKE, C., A. NIEHUES, M. DREES & E. I. MEYER: Populationsgenetische Untersuchung von Gammariden benachbarter Einzugsgebiete anhand von Mikrosatelliten mit Fokus auf ‚long distance dispersal'

DETHLEFS-HAMMES, A., M. BRUNKE & H. BRENDELBERGER: Untersuchungen zum Vorkommen von Flusskrebsen (Astacus astacus) in Schleswig-Holstein

GELLERT, G.: Bewegungsmuster und -dynamik der Makrozoobenthosfauna in der Lippeseeumflut innerhalb eines Zeitraums von fünf Jahren

LECHNER, R. & A. MELZER: Populationsbiologie, Ökologie und Verbreitung des Seerosenblattkäfers Galerucella nymphaeae in Europa unter besonderer Berücksichtigung möglicher Fraßpräferenzen

MÄHRLEIN, M., N. WALZ & M. BRAUNS: Vergleich der Längen-Massen-Beziehungen benthischer Invertebraten zwischen Fließgewässern und Flachseen des Norddeutschen Tieflandes

POETTINGER, TH., I. S. WEHRTMANN & CH. D. SCHUBART: Genfluss in Flussoberläufen des zentralen Hochlands von Costa Rica? Vorläufige Ergebnisse bei Süßwasserkrabben (Pseudothelphusidae)

PÜTZSCHLER, J. A. & CH. D. SCHUBART: Barcoding und molekulare Phylogenie der Gattung Hydropsyche (Trichoptera: Hydropsychidae) in Mitteleuropa

SCHMIDT, M., S. FARAHANI, H. W. RISS & E. I. MEYER: Auswirkungen der Infektion mit Polymorphus minutus auf das geo-taktische und phototaktische Verhalten sympatrischer Gammaridae

SCHWEDER, H.: Integrale Entwässerungsplanung (IEP) beim Ruhrverband unter besonderer Berücksichtigung von Einleitungen der Siedlungsentwässerung

SPARRER, TH. E. & CH. D. SCHUBART: Genetische Erfassung und Charakterisierung von Ecdyonurus (Ephemeroptera: Heptageniidae) im westlichen Bayerischen Wald

Langzeitmonitoring an versauerten Fließgewässern Bayerns

Johannes Bauer1, Folker Fischer2 & Ilona Schlößer3

Bayerisches Landesamt für Umwelt, 82407 Wielenbach bzw. 95030 Hof 1. johannes.bauer@lfu.bayern.de, 2. folker.fischer@lfu.bayern.de, 3. ilona.schloesser@lfu.bayern.de

Keywords: Gewässerversauerung, Fließgewässer, Monitoring, Makrozoobenthos

Einleitung

Die Ausbreitung der Luftverunreinigungen macht an Ländergrenzen nicht halt. Deshalb bemüht man sich seit zweieinhalb Jahrzehnten auf internationaler Ebene um eine Verringerung. Im Gefolge der von der UN Wirtschaftskommission verabschiedeten ECE-Konvention wurden mehrere Langzeitprogramme etabliert, die sowohl die Emissions- und Depositionsseite wie auch die Auswirkungsseite berücksichtigen. Zu den die Auswirkungsseite berücksichtigenden Programmen gehören u. a. das ICP Waters (für Oberflächengewässer) und das ICP Integrated Monitoring (für Ökosysteme).
Nach neuesten Angaben des Umweltbundesamtes haben in Deutschland die Schwefeldioxidemissionen zwischen 1990 und 2007 um ca. 90 % und die Stickstoffoxidemissionen um ca. 56 % abgenommen (UBA, 2010). Der folgende Beitrag beschäftigt sich mit den Auswirkungen der Luftverunreinigungen auf bayerische Fließgewässer. Dabei wird folgenden Fragen nachgegangen:

1. Wie wirken sich die Emissionsänderungen auf die Chemie und das Makrozoobenthos von stark versauerten, periodisch versauerten und schwach versauerten Fließgewässern aus?
2. Sind Sanierungserfolge zu erkennen?
3. Zeigen sich regionale Unterschiede und Besonderheiten?
4. Wo liegen noch Probleme?
5. Wie ist die weitere Vorgehensweise?

Auswertungen

Auswertungen erfolgten mit versauerungsrelevanten Daten der bayerischen Wasserwirtschaftsverwaltung. Bei den chemischen Parameter lag der Schwerpunkt bei pH-Wert, Sulfat und Nitrat.[0]
Beim Makrozoobenthos (MZB) erfolgte eine Auswertung hinsichtlich der Anzahl der Taxa, der versauerungsrelevanten indikativen Taxa, der Bestimmung der Säurezustandsklasse nach Braukmann & Biss (2004) und der Gruppierung der Gewässer nach dem Ähnlichkeitsindex nach Sörensen (1986). Im Vorfeld der Auswertungen erfolgte eine Homogenisierung der biologischen Daten. Dieser Bearbeitungsschritt war erforderlich, da sich bei Langzeituntersuchungen Inhomogenitäten aufgrund sich ändernder Bestimmungsliteratur, unterschiedlicher taxonomischer Kenntnisse der Bearbeiter oder aber durch Methodenwechsel (z. B. durch Einführung der EU-Wasserrahmenrichtlinie) ergeben können.

Untersuchungsgewässer

Die Untersuchungsgewässer liegen in den versauerungssensitiven pufferungsschwachen Mittelgebirgsregionen Nord- und Nordostbayerns. Hier wurden sechs Gewässer im Nationalpark Bayerischer Wald, zwei Probestellen an der Tirschenreuther Waldnaab im Oberpfälzer Wald sowie vier Gewässer im Fichtelgebirge ausgewählt. Die aktuelle Einstufung zeigt eine zunehmende Versauerung von den Nationalparkgewässern des Bayerischen Waldes über die Tirschenreuther Waldnaab im Oberpfälzer Wald hin zu den Fichtelgebirgsgewässern. Insgesamt neun Gewässer waren im Monitoring ICP Waters eingebunden, ein Gewässer gehörte zum ICP Integrated Monitoring und zwei Gewässer zum Grundwasserversauerungsprogramm des ehemaligen Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft. Die Untersuchung einiger Gewässer reicht bis 1983 zurück.

Ergebnisse

Um feststellen zu können, welche Gewässer sich biologisch am ehesten zu einer Gruppe zusammenfassen lassen, wurden die MZB-Proben auf Artenidentität nach Sörensen (s. Tab. 1) überprüft. Dabei ist zu berücksichtigen, dass ihre Ähnlichkeit sowohl von dem Versauerungsgrad als auch von ihrer zoogeographischen Ähnlichkeit beeinflusst wird. Die Ähnlichkeit der Gewässer nimmt von den Gewässern im Nationalpark des Bayerischen Waldes über die Gewässer des Oberpfälzer Waldes zu den Fichtelgebirgsgewässern hin ab. Innerhalb der drei Mittelgebirgsregionen zeigt sich jedoch eine erhöhte Ähnlichkeit (dick umrandet).

Tab. 1: Makrozoobenthos- Ähnlichkeit der Untersuchungsgewässer gemäß Sörensen-Index

	Grosse Ohe (NP BW)	Vorderer Schachtenbach (NP BW)	Seebach (NP BW)	Hinterer Schachtenbach (NP BW)	Forellenbach (NP BW)	Markungsgraben (NP BW)	Tirschenreuther Waldnaab Naab (Opf W)	Eger (FG)	Tirschenreuther Waldnaab Grenze (Opf W)	Lehstenbach (FG)	Roeslau (FG)	Zinnbach (FG)
Grosse Ohe (NP BW)												
Vorderer Schachtenbach (NP BW)	88.89											
Seebach (NP BW)	87.18	85.71										
Hinterer Schachtenbach (NP BW)	84.03	82.64	82.14									
Forellenbach (NP BW)	80.00	76.92	79.63	76.36								
Markungsgraben (NP BW)	68.00	64.71	68.82	71.58	72.53							
Tirschenreuther Waldnaab/Naab (Opf W)	69.16	67.89	74.00	74.51	69.39	69.88						
Eger (FG)	66.00	60.78	68.82	61.05	63.74	63.16	74.70					
Tirschenreuther Waldnaab/Grenze (Opf W)	70.00	68.85	69.03	66.09	66.67	60.42	73.79	68.75				
Lehstenbach (FG)	46.67	43.48	48.19	49.41	49.38	54.55	63.01	63.64	58.14			
Roeslau (FG)	44.94	46.15	56.10	50.00	50.00	58.46	63.89	64.62	49.41	72.73		
Zinnbach (FG)	34.57	33.73	43.24	39.47	33.33	49.12	53.13	52.63	44.16	68.09	73.91	

NP BW: Nationalpark Bayrischer Wald, Opf W: Oberpfälzer Wald; FG: Fichtelgebirge

Im Folgenden werden je ein repräsentatives Gewässer für jede Region vorgestellt. Diese sind: der schwach versauerte Vordere Schachtenbach im Nationalpark Bayerischer Wald, die periodisch stärker versauerte Tirschenreuther Waldnaab bei Naab im Oberpfälzer Wald sowie der sehr stark versauerte Zinnbach bei Wunsiedel im Fichtelgebirge. Der Vordere Schachtenbach, für den Messungen seit 1994 berücksichtigt werden konnten, zeigt beim pH-Wert keinen Trend. Auffällig sind besonders niedrige Werte, die um die Jahrtausendwende nur wenig über 4 lagen. Sie sind bedingt durch eine Bodenversauerung, die im Zuge eines durch Borkenkäferbefall ausgelösten großflächigen Fichtensterbens im Nationalpark auftrat. Dabei wird von den Feinwurzeln der Fichten Stickstoff freigesetzt, der im Zuge einer Nitrifikation zur Bodenversauerung führt und als Säure in die Gewässer gelangt (Beudert et al. 2007). Entsprechend ist daher auch die Nitratkonzentration mit bis

zu knapp 8 mg/l zu dieser Zeit maximal. Ansonsten liegen die entsprechenden Werte zwischen 2 und 6 mg/l. Weitere minimale pH-Werte, die bei 5 liegen, traten bei der Schneeschmelze 1997, 2005 und 2006 auf und sind auf Säure bildende Luftschadstoffe zurückzuführen. Das Sulfat zeigt dagegen einen deutlichen Trend der Abnahme und liegt derzeit bei 2,5 mg/l.
In der Tirschenreuther Waldnaab (Oberpfälzer Wald) ist beim pH-Wert ebenfalls kein Trend zu verzeichnen, die niedrigsten pH-Werte liegen bei 4. Sowohl Sulfat wie Nitrat zeigen deutliche Trends der Abnahme mit einer durchschnittlichen Reduzierung seit 1993 um 5 bzw. 2 mg/l. Im Zinnbach (Fichtelgebirge) sind die niedrigsten pH-Werte zu verzeichnen, sie liegen immer noch bei 4 mit einem leichten Trend der Zunahme. Auch an diesem Gewässer können deutliche Trends der Abnahme sowohl beim Sulfat (seit 1989 durchschnittlich ca. 11 mg/l) wie beim Nitrat (entsprechend 3,5 mg/l) beobachtet werden.
Die Auswertungen der MZB-Untersuchungen (s.Tab. 2) zeigen für den Vorderen Schachtenbach relativ geringe Veränderungen. So ist das Gewässer seit 1996 als episodisch schwach versauert (Zustandsklasse 2) eingestuft. Der für diese Einstufung maßgebliche Anteil an Taxa mit der Versauerungszahl 2 (schwach säuresensibel) zeigt nur geringere Schwankungen zwischen 3 und 14 %. Allerdings ergibt sich bei der Anzahl der Taxa ein leichter Trend zur Zunahme. Die auffälligsten Veränderungen ergeben sich für die Tirschenreuther Waldnaab. So ist das Gewässer seit 2003 nicht mehr als kontinuierlich extrem sauer (Zustandsklasse 5) einzustufen, zwischenzeitig erreicht es meistens eine Zustandsklasse besser als 4 (periodisch stark sauer). Die zunehmende Verbesserung wird auch durch Betrachtung der anderen herangezogenen biologischen Parameter deutlich. Entsprechend der sehr starken Versauerung schneidet der Zinnbach auch bei allen biologischen Parametern am schlechtesten ab. In den letzten Jahren zeigen sich jedoch auch für dieses Gewässer leichte Verbesserungen bei allen Parametern.
Von besonderem Interesse ist die Frage nach der Wiederbesiedlung verarmter Gewässerstrecken bei nachlassender Versauerung. Für die betrachteten Untersuchungsgewässer stellten die merolimnischen Insekten mit insgesamt 22 Taxa das Gros der Wiederbesiedler . Der Anteil der hololimnischen Vertreter unter den Wiederbesiedlern war mit nur zwei Taxa deutlich geringer. Zu den hololimnischen Taxa zählen Würmer, Strudelwürmer, Muscheln, Schnecken, Krebse etc.. Der entscheidende Vorteil merolimnischer Taxa bei der Wiederbesiedlung rührt daher, dass sie nach Beendigung von Säureschüben über das Imaginalstadium sehr viel rascher solche Gewässerstrecken (rück)besiedeln können als hololimnische Organismen. Auffällig war ferner, dass in der Tirschenreuther Waldnaab mit 14 Taxa die meisten Wiederbesiedlungsnachweise zu verzeichnen waren.

Tab. 2: Vergleich der biologischen Parameter an den vorgestellten Untersuchungsgewässern

Fehler! Keine gültige Verknüpfung.

Diskussion und Fazit

Die Versauerung der Gewässer in den betrachteten Naturräumen zeigt einen deutlichen Gradienten zunehmender Versauerung vom Bayerischen Wald über den Oberpfälzer Wald hin zum Fichtelgebirge. Die starke Versauerung im Fichtelgebirge erklärt sich aus der ehemals hohen Immissionsbelastung durch Schwefeldioxid in Nordbayern.
Weitgehende Übereinstimmung ergibt sich zwischen den chemischen und den biologischen Ergebnissen. Es ist allerdings zu betonen, dass die Säurebewertung neben der Säurezustandsklasse durch weitere versauerungsrelevante Messgrößen wie Anzahl der Taxa, Anteile indikativer Taxa, Sörensen-Index usw. ergänzt werden muss, da kleinere Säurestöße, wie z. B. der Bodenversauerungsschub im Nationalpark Bayerischer Wald, von der Säurezustandsklasse nicht indiziert wurden. Das System der Säurezustandsklassen scheint somit ein geeignetes Werkzeug zur Grobansprache eines Zustandes von Versauerung, nicht jedoch zur Indikation sich langsam abspielender Prozesse darzustellen.
Insgesamt konnten durch die vorgestellten Auswertungen für alle betrachteten Gewässer mehr oder weniger deutliche Verbesserungen belegt werden. Zur Einsparung von personellen Ressourcen wird

wegen der sich nur langsam einstellenden Änderungen eine zeitliche und räumliche Messdichteverringerung vorgeschlagen.

Danksagung

Unser Dank gilt den Kolleginnen und Kollegen des Bayerischen Landesamtes für Umwelt für die Hilfe bei den Auswertungen und für deren kritische Anmerkungen sowie den Kolleginnen und Kollegen der Wasserwirtschaftsämter für die kontinuierlichen Datenaufnahmen.

Literatur

Braukmann, U. & Biss, R. (2004): Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates.- Limnologica 34 (4): 433-450.

Beudert, B., Breit, W., Höckert, L., Stamm, O., Schwarz, B. (2007): Integriertes Monitoring im Forellenbachgebiet – die Anwendung von Massenbilanzverfahren, Bioindikation und Simulationsmodellen zur Identifizierung der Wirkung von Luftschadstoffen in einem sich wandelnden Ökosystem.- Integrierte Umweltbeobachtung im Forellenbachgebiet des Nationalparks Bayerischer Wald im Netzwerk des Internationalen Kooperationsprogramms über die Auswirkung grenzüberschreitender Luftschadstoffe und des Klimawandels auf Ökosysteme (UN/ECE – ICP Integrated Monitoring).

Henrikson, L. & M. Medin (1986): Biologisk bedömming av försumingspaverkan pa Lelangens tillflöden och grundomraden 1986.- Aquaekologerma, Rapport till länsstyrelsen I Älvsborgs län.

UBA (2010): Schwefeldioxid (SO2)-/Stickstoffoxid (NOx)-Emissionen. Daten zur Umwelt. Umweltbundesamt.htt://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do;jse…

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Populationsgenetische Untersuchung von Gammariden benachbarter Einzugsgebiete anhand von Mikrosatelliten mit Fokus auf ‚long distance dispersal'

Cornelius Becke[1, 2], Anna Niehues[1], Michael Drees[1] & Elisabeth I. Meyer[1, 3]

[1]Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstraße 1, 48149 Münster; [2]c_beck20@uni-muenster.de, [3]meyere@uni-muenster.de

Keywords: Amphipoda, Gammariden, Mikrosatelliten, long distance dispersal, Populationsgenetik

Einleitung

Gegenstand dieser populationsgenetischen Untersuchung sind die aquatischen Organismen *Gammarus pulex* (Linnaeus 1758) und *Gammarus fossarum* (Koch 1835). Diese Arten gehören zu den hololimnischen Organismen, d.h. alle Entwicklungsstadien leben ausschließlich im Wasser, so dass sie sich in der Regel nur auf dem Wasserweg ausbreiten können. Das Untersuchungsgebiet beinhaltet die Einzugsgebiete Weser und Lippe, die durch eine Wasserscheide, das Eggegebirge, voneinander getrennt sind. Durch diese geographische Trennung können sich die Populationen der beiden Einzugsgebiete trotz der räumlichen Nähe nicht über den Wasserweg miteinander vermischen, wodurch genetisch voneinander getrennte Populationen entstehen müssten. Durch die räumliche Nähe der Populationen der verschiedenen Einzugsgebiete wird allerdings vermutet, dass durch Zoochorie (Verbreitung durch tierische Vektoren) trotzdem genetischer Austausch stattfindet. Eine Möglichkeit für genetischen Austausch über die Wasserscheide hinweg wäre ‚long distance dispersal' (LDD). ‚Dispersal' (= Verbreitung) ist definiert als unidirektionale Bewegung eines Individuums weg von seinem Geburtsort (Nathan 2006). In einer früheren Veröffentlichung führen Nathan et al. (2003) aus, dass man von LDD sprechen kann, wenn die Verbreitungsdistanzen beträchtlich größer sind als normal, doch sollte man immer fallspezifisch entscheiden. So gesehen ist LDD die Verbreitung über lange Distanz über eine Barriere, in diesem Fall die Wasserscheide, hinweg.

Im Zuge dieser Arbeit sollte überprüft werden, ob bei *G. pulex* und *G. fossarum* zwischen den Standorten der Einzugsgebiete Weser und Lippe genetischer Austausch durch ‚long distance dispersal' (LDD) stattfindet. Da die Gebiete geographisch durch die Wasserscheide getrennt sind, ist eigentlich eine deutliche genetische Differenzierung zwischen den unterschiedlichen Einzugsgebieten zu erwarten. Tritt LDD auf, so muss es punktuell zu Ähnlichkeiten der Genotypen in den beiden Einzugsgebieten kommen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (Abbildung 1) erstreckt sich entlang des Eggegebirges über die Kreise Paderborn, Höxter und den Hochsauerlandkreis in Nordrhein-Westfalen. Ausgangspunkt der Untersuchung ist das Eggegebirge, welches die Haupt-Wasserscheide zwischen den Einzugsgebieten Weser und Lippe (Rhein) darstellt. In diesem Mittelgebirge entspringen viele der beprobten Flüsse bzw. deren Nebenflüsse, wie Altenau, Beke, Ellerbach, Nethe oder Sauer. Westlich der Wasserscheide im Lippe-Einzugsgebiet liegt die Paderborner Hochfläche, die im Westen durch das Almetal, im Norden durch die Lippeniederung und den Teutoburger Wald, im Osten durch das Eggegebirge und im Süden durch das Sauerland und das Waldecker Tafelland abgegrenzt ist (Stille 1903).

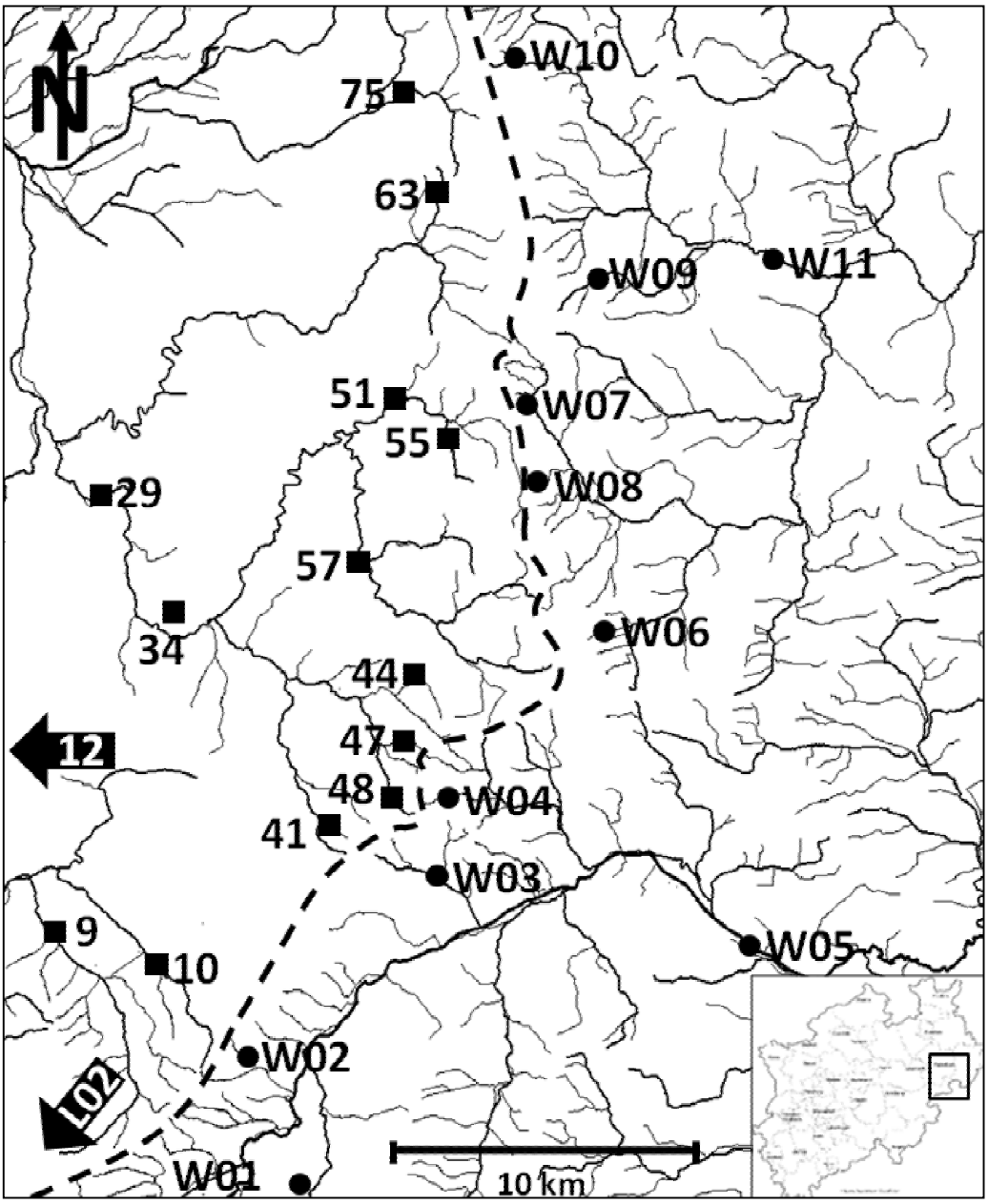


Abb. 1: Standorte von *G. pulex* und *G. fossarum* im Untersuchungsgebiet; Wasserscheide gestrichelt; - ■Einzugsgebiet Lippe, ●Einzugsgebiet Weser (Karte: www.tim-online.nrw.de, verändert).

Populationsgenetische Analyse

Um die in dieser Arbeit aufgestellten Hypothesen zu prüfen wurden in den Jahren 2009/2010 an 14 Standorten im Einzugsgebiet Lippe, an einem Standort im Einzugsgebiet Ruhr und an 11 Standorten im Einzugsgebiet Weser jeweils 24 Tiere pro Art gefangen, wobei die Zusammenstellungen der Standorte aber pro Art variieren. Die DNA der einzelnen Tiere wurde isoliert und mit Hilfe von 6-10 Mikrosatelliten-Loci mittels PCR genotypisiert. Die gewonnenen DNA-Fragmente wurden im 3130xl Genetic Analyzer (Applied Biosystems™) analysiert und mit dem Programm GeneMapper® v4.0 (Applied Biosystems™) ausgewertet. Zur statistischen Auswertung wurden die Programme MICRO-CHECKER (van Oosterhout et al. 2004), ARLEQUIN (Excoffier et al. 2005), GENEPOP (Raymond & Rousset 1995, Rousset 2008), STRUCTURE (Pritchard et al. 2000) und R (Ihaka & Gentleman 1996) verwendet. Dabei wurde die Qualität der Daten in Bezug auf mögliche Nullallele, Heterozygotendefizite und Kopplungsungleichgewichte überprüft. Zur Erfassung populationsgenetischer Strukturen wurden u.a. genetische Variabilität (Allelfrequenzen), Grad genetischer Differenzierung (Fixierungsindex F_{ST}) und Anzahl distinkter Populationen bestimmt und Mantel-Tests (‚isolation by distance') vorgenommen.

Ergebnisse und Diskussion

Durch die populationsgenetische Untersuchung konnten mehrere Hinweise in Bezug auf einen genetischen Austausch durch LDD gefunden werden. Bei der Betrachtung der Allelfrequenzen konnte man anhand deren Vorkommen in den verschiedenen Einzugsgebieten Rückschlüsse auf LDD ziehen. Dies war möglich, da einige Allele, die in einem der beiden Einzugsgebiete dominierten, auch an einzelnen Standorten des anderen Einzugsgebiets in der Nähe der Wasserscheide gefunden wurden. Für *G. pulex* konnten nur einzelne Hinweise gefunden werden, während bei *G. fossarum* deutlich mehr Hinweise gefunden wurden. Des Weiteren konnte mit Hilfe der F_{ST}-Werte gezeigt werden, dass zwischen Standorten häufig nur eine geringe oder mäßige genetische Differenzierung vorliegt (Tab. 1, exemplarisch für *G. pulex*), obwohl sie durch die Wasserscheide getrennt sind. Dies würde eindeutig auf genetischen Austausch hinweisen, der hier nur durch LDD möglich wäre.

Tab. 1: Fixierungsindex F_{ST} von *G. pulex* in Form des Verwandtschaftskoeffizienten Θ nach Weir & Cockerham (1984)

	Einzugsgebiet Lippe						Einzugsgebiet Weser				
	34	47	48	55	57	63	W04	W05	W06	W07	W08
47	0,03						F_{ST}-Wert		gen. Differenzierung (Wright 1978)		
48	0,04	-0,01									
55	0,10	0,12	0,11				=-0,01-0,05		gering		
57	0,08	0,09	0,10	0,03			= 0,05-0,15		mäßig		
63	0,02	0,06	0,06	0,09	0,08		= 0,15-0,25		groß		
W04	0,18	0,13	0,14	0,20	0,24	0,21	> 0,25		sehr groß		
W05	0,16	0,08	0,08	0,14	0,17	0,18	0,05				
W06	0,03	0,05	0,06	0,13	0,15	0,06	0,09	0,10			
W07	0,07	0,06	0,09	0,11	0,15	0,07	0,14	0,09	0,05		
W08	0,11	0,14	0,16	0,21	0,26	0,11	0,16	0,17	0,06	0,02	
W11	0,15	0,11	0,14	0,21	0,25	0,13	0,13	0,09	0,08	0,04	0,07

Zusammenfassung

Insgesamt kann gesagt werden, dass in dieser Arbeit Hinweise gefunden wurden, dass bei *G. pulex* und *G. fossarum* trotz geographischer Trennung durch eine Wasserscheide noch genetischer Austausch durch ‚long distance dispersal' stattfindet. Jedoch haben die Ergebnisse der Untersuchung entgegen der Erwartung deutliche Hinweise darauf gezeigt, dass nicht nur vereinzelt Tiere über die Wasserscheide übertragen werden, sondern dass dies in größerem Maßstab stattfindet und somit eine stärkere Durchmischung der genetischen Information über die Wasserscheide hinweg existiert.

Danksagung

Für die Unterstützung bei der Durchführung dieser Untersuchung, die Gegenstand einer Bachelor-Arbeit war, danken wir Norbert Kaschek, H. Wolfgang Riss, Barbara Hasert und Philine Feulner.

Literatur

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

Ihaka, R. & R. Gentleman (1996): R: a language for data analysis and graphics. Journal of Computational and Graphical Statistics 5: 299-314.

Nathan, R., G. Perry, J.T. Cronin, A.E. Strand & M.L. Cain (2003): Methods for estimating long-distance dispersal. Oikos 103: 261-273.

Nathan, R. (2006): Long-distance dispersal of plants. Science 313: 786-788.

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

Raymond, M. & F. Rousset (1995): GENEPOP, version 1.2: population genetics software for exact tests and ecumenicism. Journal of Heredity 86: 248-249.

Rousset, F. (2008): GENEPOP'007: a complete re-implementation of the GENEPOP software for Windows and Linux", Molecular ecology resources 8: 103-106.

Stille, H. (1903): Geologisch-hydrologische Verhältnisse im Ursprungsgebiet der Paderquellen zu Paderborn. Abhandlungen der Königlich-Preußischen Geologischen Landesanstalt Berlin 38: 1-129.

Van Oosterhout, C., W.F. Hutchinson, D.P.M. Wills & P. Shipley (2004): MICRO-CHECKER: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. Molecular Ecology Notes 4: 535-538.

Weir, B.S. & C.C. Cockerham (1984): Estimating F-statistics for the analysis of population structure. Evolution 38: 1358-1370.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Untersuchungen zum Vorkommen von Flusskrebsen (*Astacus astacus*) in Schleswig-Holstein

Anja Dethlefs-Hammes[1], Mathias Brunke[2] & Heinz Brendelberger[1]

1 Zoologisches Institut, Abteilung Limnologie, CAU Kiel, Am Botanischen Garten 1–9, 24118 Kiel. a-dethlefs@zoologie.uni-kiel.de, hbrendelberger@zoologie.uni-kiel.de, 2 Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR), Hamburger Chaussee 25, D-24220 Flintbek. Matthias.Brunke@llur.landsh.de

Keywords: *Astacus astacus*, Flusskrebs, Kartierung, Schleswig-Holstein, Management, Monitoring

Einleitung

Flusskrebse haben früher wie überall in Europa auch das tägliche Leben in Schleswig-Holstein geprägt. Nachdem ca. 1860 in Norditalien die sogenannte Krebspest ausgebrochen war, wurde der Flusskrebsbestand in ganz Europa drastisch dezimiert. Nur wenige Reliktpopulationen blieben erhalten. Auch heute noch verhindert die Präsenz des Krebspesterregers (der Pilz *Aphanomyces astaci*) in vielen Gewässern eine Wiederansielung heimischer Arten. Sein Verbreitungsgebiet deckt sich mit dem nordamerikanischer Flusskrebse (OIDTMANN et al. 2006), die resistente Träger sind. Sie wurden im 20. Jahrhundert in Europa besetzt, um das Defizit an dem günstigen Nahrungsmittel Flusskrebs auszugleichen.

Die nordamerikanischen Flusskrebse (Kamberkrebs - *Orconestes limosus*, Signalkrebs - *Pacifastacus leniusculus*) sowie der Galizische Sumpfkrebs (*Astacus leptodactylus*) wurden auch in Schleswig-Holstein eingesetzt. Dies gelang jedoch nur bedingt und langsam gingen die Bedeutung von und das Wissen um unsere Flusskrebse verloren. Was in Schleswig-Holstein an Flusskrebsen vorkommt und wie der Status ihrer Ausbreitung ist, geriet in Vergessenheit und blieb lange unbekannt.

Erst in den letzten Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts begann das Interesse an dem einzigen hier heimischen Flusskrebs, dem Edelkrebs (*Astacus astacus*), wieder zu steigen, besonders in kulinarischer Hinsicht. Seit wenigen Jahren gilt dieser Art etwas mehr Interesse, da sie im Anhang V der FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen) aufgeführt wird.

Um zu der „Sicherung der Artenvielfalt durch die Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen im europäischen Gebiet der Mitgliedstaaten“ beitragen zu können (FFH-Richtlinie, Artikel 2 (1)) und einen günstigen Erhaltungszustand zu bewahren oder wiederherstellen zu können (FFH-Richtlinie, Artikel 2 (2)), muß natürlich zunächst bekannt sein, wo im Land der Edelkrebs vorkommt und wie der Erhaltungszustand der Art beziehungsweise einzelner Populationen aussieht. Diese Aufgaben wurden im Auftrag des „Landesverbands der Wasser- und Bodenverbände Schleswig-Holstein“ sowie mit Unterstützung des „Landesamts für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein“ 2009 und 2010 bearbeitet.

Material und Methoden

Das Projekt bestand aus drei Teilbereichen: Einerseits sollten die Flusskrebsvorkommen in Schleswig-Holstein kartiert werden, weiterhin sollten Edelkrebspopulationen aktiv gesucht und näher untersucht werden und letztlich ihr Erhaltungszustand bewertet werden.

Kartierung

Der Fokus lag aufgrund der kurzen Projektzeit auf kleinen und mittleren Fließgewässern sowie Edelkrebsen. Die Kartierung basiert auf bereits vorhandenen Daten von Herrn Dehus (1990) sowie der Herren Hartmann und Spratte (2006). Diese Daten wurden durch eine Umfrage unter Anglern, alte und neue Literatur, Internetrecherchen und Belegexemplare der Sammlung des zoologischen Instituts der Universität Hamburg, sowie durch die Befragung von Züchtern aktualisiert und ergänzt.

Die erstellten Verbreitungskarten der einzelnen Arten wurden in Vorkommen bis und nach 1990 getrennt. Diese Darstellungsart ermöglicht einen Vergleich der historischen (es sind auch Daten der vorigen Jahrhunderte enthalten) und der relativ aktuellen Ausbreitung. Fließgewässer, die ohne einen konkreten Ort genannt wurden, erhielten eine willkürlich gesetzte Markierung.

Populationsuntersuchungen

Um den Erhaltungszustand einzelner Edelkrebspopulationen bewerten zu können, mussten diese eingehender untersucht werden: Basierend auf den Recherchen zur Kartierung, eigenen Gewässerbegehungen und aktuellen Meldungen wurden 16 Gewässer, die am wahrscheinlichsten noch ein Edelkrebsvorkommen haben, zunächst in einer *"kleinen Untersuchung"* einmalig bereust: Wurden Flusskrebse gefangen, so wurde für jeden Krebs Parameter wie Art, Geschlecht und aufgenommen. Außerdem wurde genetisches Material für eine Masterarbeit entnommen und die Topographie des bereusten Abschnitts festgehalten. Konnten ausreichend Edelkrebse gefangen werden (mind. 15 auf 100m), so schloß sich eine *„große Untersuchung"* an: Durch die Fang-Widerfang-Methode (Mühlenberg et al.1993) mit dreimaligem Wiederfang wurde für 100m Gewässerstrecke die Populationsgröße bestimmt.

Bewertung des Erhaltungszustands

Die untersuchten Populationen wurden mit Hilfe des Schemas für Flusskrebse von Herrn Troschel (2006) auf ihren Erhaltungszustand hin bewertet. Hierbei werden verschiedene Kategorien wie beispielsweise die Abundanz, die Reproduktion und die Gewässerunterhaltung beurteilt. Ergebnis ist eine Bewertung nach A (hervorragender Zustand), B (guter Erhaltungszustand) oder C (mittlerer bis schlechter Erhaltungszustand).

Ergebnisse und Diskussion

Kartierung

Die Kartierung zeigt ein interessantes wie erschreckendes Bild der aktuellen Verbreitung des Edelkrebses (Abb. 1, oben): Bis 1990 (links) kam er vor allem im östlichen Landesteil der Plöner Seenplatte gehäuft vor (man beachte bei dieser Betrachtung, dass hier auch die meisten Gewässer des Landes liegen), nach 1990 (rechts) scheinen die Gewässer dort wie leergefegt. Der Grund hierfür ist die Ausbreitung des Kamberkrebses (Abb. 1, unten), der den Edelkrebs hier schon vollständig verdrängt hat. Insgesamt ist die Zahl der Gewässer mit Kamberkrebsen stark gestiegen. Weiterhin

haben auch die Vorkommen der dennoch selten anzutreffenden Signalkrebse (nicht gezeigt) zugenommen. Edelkrebs und Signalkrebs sind für einen Laien schwer zu unterscheiden. Es liegt nahe, dass ein Teil der hinzugekommenen Signalkrebspopulationen auf Besatz mit der falschen Art beruhen. Noch seltener ist der Galizische Sumpfkrebs (nicht gezeigt) zu finden. Hinzu kommt eine für Schleswig-Holstein neue Art: im Großen Plöner See wurde der Redclaw (*Cherax quadricarinatus*) nachgewiesen (ZOMPRO, O. 2008). Seit wann diese australische Art hier lebt, ist unbekannt, weil sie fälschlicherweise als „Signalkrebs" bezeichnet wird (es wurde ein Bestimmungsmerkmal falsch interpretiert – pers. Mitt. Zompro). Vermutlich wurden sie von Personen eingesetzt, die die Krebse zum Verzehr gekauft haben, ihnen dann aber doch lieber die Freiheit schenkten.

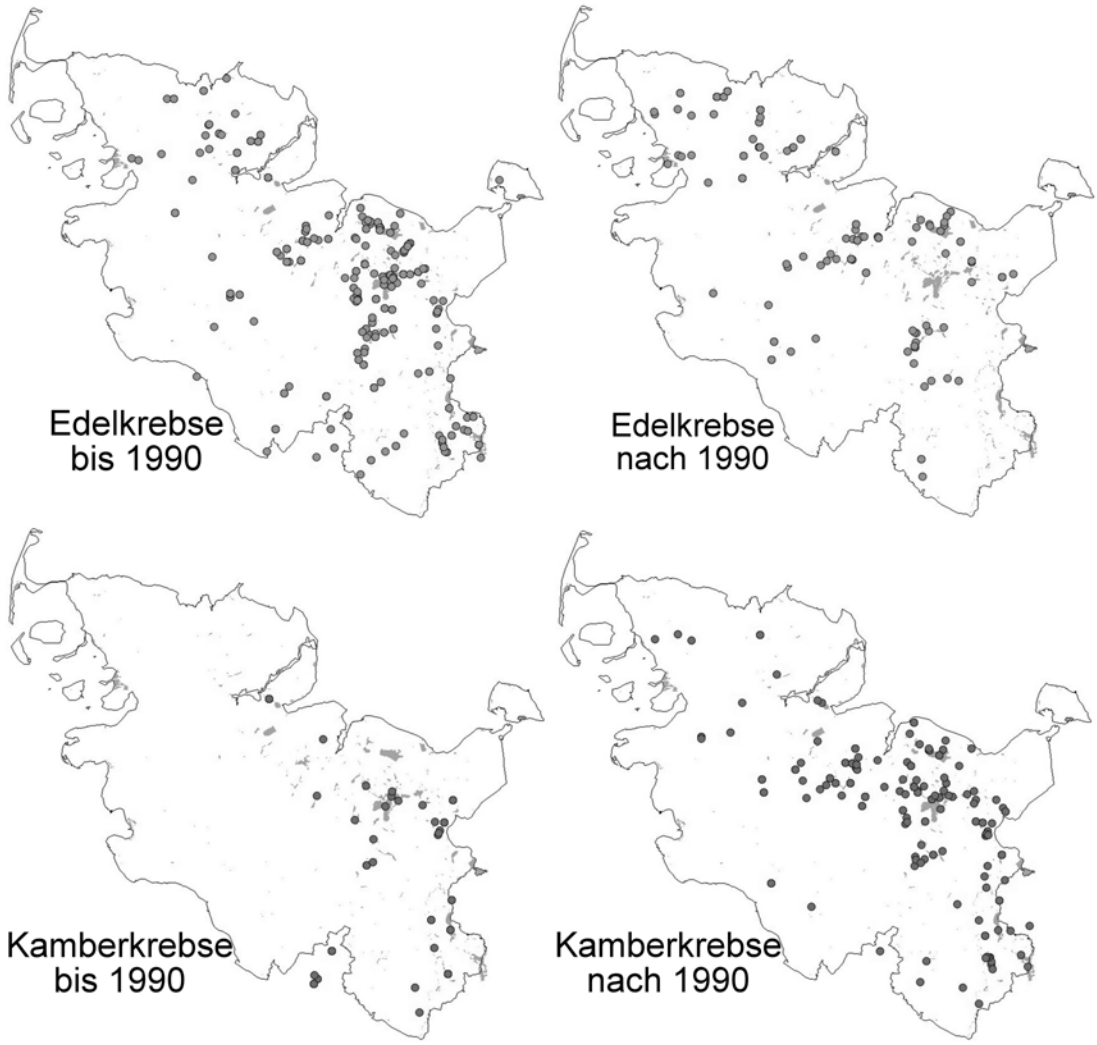


Abb. 1: Verbreitung der Edelkrebse (oben) und Kamberkrebse (unten) bis 1990 (links) und nach 1990 (rechts). Als ganzes genannte Fließgewässer haben nur eine Markierung an willkürlicher Stelle. Die Fließgewässer selber werden der Übersichtlichkeit halber nicht dargestellt.

Populationsuntersuchungen

Nach den zum Projektbeginn vorliegenden Informationen sollten in den zuerst untersuchten Gewässern mehrere größere Edelkrebspopulationen vorkommen. Die ersten Bereusungen im Jahr 2009 zeigten jedoch, dass die erwartete Situation deutlich überschätzt wurde: in nur einem Fall wurden ausreichend Edelkrebse für eine „große Untersuchung" gefunden (leider kann die Populationsgröße

nicht berechnet werden, da diese Untersuchung während einer Häutungsphase stattfand). Deshalb wurde der Auftrag von der Untersuchung in das *Auffinden* von Edelkrebspopulationen geändert.

Insgesamt wurden 32 Abschnitte in 16 Gewässern bereust (die Gewässer, in denen ein Vorkommen dieser Art am wahrscheinlichsten ist). In etwa 50% der Fälle konnten keine Flusskrebse mehr nachgewiesen werden. Die anderen 50% entfallen zu ähnlichen Teilen auf des Vorfinden weniger Edelkrebse neben einer anderen Flusskrebsart, ausschließlich einer fremden Art und einen Nachweis von ausschließlich Edelkrebsen, wobei es sich meistens um Einzelexemplare handelt.

Die meisten der vorgefundenen Edelkrebspopulationen sind im Begriff auszusterben.

Bewertung des Erhaltungszustands

Zwölf der zuvor genannten Abschnitte konnten auf ihren Erhaltungszustand hin bewertet werden. Über alle Abschnitte gemittelt werden der Zustand der Populationen mit „C“, die Habitatqualität mit „B-C“ und die Beeinträchtigungen mit „B“ bewertet. Insgesamt liegt der Erhaltungszustand dieser Populationen, die überhaupt noch in schleswig-holsteinischen Fließgewässern gefunden werden konnten, bei „B-C“.

Ein solcher Erhaltungszustand ist wenig wünschenswert. Es bedarf dringend einer Verbesserung.

Zusammenfassung und daraus resultierende Maßnahmen zum Erhalt der Edelkrebse in Schleswig-Holstein

Um im Rahmen der FFH-Richtlinie einen günstigen Erhaltungszustand des Edelkrebses zu bewahren oder wiederherstellen zu können, musste das Land zunächst hinsichtlich der Flusskrebse kartiert werden. Es zeigte sich, dass sich der Kamberkrebs innerhalb der letzten 20 Jahre stark ausgebreitet hat. Außerdem hat sich herausgestellt, dass die Artbestimmung für Laien sehr schwierig ist. Eine Bestimmung durch andere Personen ist somit nicht immer zuverlässig. Die Methodik der Populationsuntersuchungen ist nicht ausgereift: Es sollten mindestens zwei im Abstand eines Monats stattfinden, um auszuschließen, dass eine Häutungsphase vorliegt.

Es müssen also zunächst **Grundlagen geschaffen** werden: eine Kartierung muß *am Gewässer* mit einer Artbestimmung anhand vorhandener Tiere stattfinden, die Populationsuntersuchungen müssen häufiger stattfinden. Weiterhin muß auch die Wanderung der allochthonen Flusskrebsarten erforscht werden, um ihre Ausbreitung effektiv verhindern zu können, beispielsweise durch eingebaute Krebssperren.

Durch die Unwissenheit Vieler, auch von Anglern und anderen Personen, die ständig an Gewässern arbeiten, werden falsche Flusskrebsarten besetzt und die Krebspest übertragen. Die geschützten Edelkrebse könnten für eine nicht Krebse gehalten und für den persönlichen Verzehr entnommen werden. Die Populationsuntersuchungen haben gezeigt, dass viele ehemalige Edelkrebsgewässer heute keine mehr sind. Viele der wenigen noch vorhandenen Populationen sind im Aussterben begriffen. Auch hat sich gezeigt, dass die Habitatqualität der wenigen verbliebenen Populationen nicht ausreichend ist.

Es ist also **dringend nötig zu handeln**. Es muß eine massive Aufklärung stattfinden. Die noch verbleibenden Edelkrebspopulationen müssen geschützt und unterstützt werden. Die Habitatqualität ist dringend zu verbessern, insbesondere für die Jungtiere.

Mit dem Redclaw befindet sich seit einigen Jahren eine fünfte Flusskrebsart im Land. Vermutlich stammen diese Krebse aus dem Speisekrebshandel. Es befinden sich noch viele weitere Flusskrebsarten in Aquarien, in diesen Breiten möglicherweise im Freiland überleben könnten. Auch diese

Tiere können Träger der Krebspest sein, deren Ausbreitung auch heute noch ein aktuelles Thema ist.

Es ist also wichtig, auch **in Zukunft die heimischen Edelkrebse zu schützen**: zum einen muß festgelegt werden, wie in Zukunft mit fremden Flusskrebsarten (in der Aquaristik, im Speisekrebshandel, aber auch mit den Wildpopulationen) verfahren werden soll. Auch sollten strengere Gesetze geschaffen werden. Die noch vorhandenen Edelkrebse müssen nicht nur geschützt, sondern vielleicht auch genetisch unterstützt werden (Besatz mit Nachzuchten von Krebsen aus heimischen Wildpopulationen). Langfristig kann nur die Wiederherstellung der natürlichen Gewässerform einhergehend mit verbesserten wasserchemischen Werten Vorkommen der Edelkrebse erhalten. Zusätzlich muß ein regelmäßiges und zeitlich enges und umfassendes Monitoring aller Populationen stattfinden, um mehr über sie zu erfahren, aber auch kurzfristig auf Probleme reagieren zu können.

Danksagung

Dieses Projekt wurde vom „Landesverband der Wasser- und Bodenverbände Schleswig-Holstein“ in Auftrag gegeben und dient als Basis der Doktorarbeit von Frau Dethlefs-Hammes. Herr Brendelberger und Herr Brunke (LLUR SH) haben dieses Projekt ermöglicht und fachlich unterstützt. Der „Landessportfischerverband Schleswig-Holstein e.V.“ hat die Verteilung der Umfrage übernommen – Danke! Der Arbeitskreis Limnologie und hier besonders Anja Meerheim und Aspasija Topalovska haben das Projekt durch ihre Masterarbeiten unterstützt. Ein ganz besonderer Dank gilt den beiden Hiwis Michael Schlachter und Johann Torno, die bei Wind und Wetter sowie Hitze oder Kälte bei Tag und Nacht tatkräftig zur Hand gingen.

Literatur

DEHUS, P. (1990): Die Verbreitung der Flußkrebse (Decapoda; Astacidae, Cambaridae) in Schleswig-Holstein. *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen* 6 . 95–105.

HARTMANN, U. (2004): Projektierungsstudie für die Verbesserung der Bestandsentwicklung von Edelkrebsen in Schleswig-Holstein, Kiel (unveröffentlicht).

HARTMANN, U.; SPRATTE, S. & LANDESSPORTFISCHERVERBAND SCHLESWIG-HOLSTEIN E. V. (2006): Seen – FischArtenKataster Schleswig-Holstein - Süßwasserfische, zehnfüßige Krebse und Großmuscheln in Schleswig-Holstein, Lebensraum Seen und Weiher, Kiel.

MÜHLENBERG, M.; BOGENRIEDER, A. & BEHRE, G. F. (1993): Freilandökologie. Quelle & Meyer, Heidelberg.

OIDTMANN, B.; GEIGER, S.; STEINBAUER, P.; CULAS, A. & HOFFMANN, R. W. (2006): Detection of *Aphanomyces astaci* in North American crayfish by polymerase chain reaction. *Diseases of Aquatic Organisms* 72 (72). 53–64.

TROSCHEL, H. J. 2006: Flusskrebse (Dekapodae). In: SCHNITTER; EICHEN; ELLWANGER; NEUKIRCHEN; SCHRÖDER (HG.): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt,* Sonderheft Nr. 2, Halle. 114–120.

ZOMPRO, O. (2008): *Cherax quadricarinatus* (VON MARTENS, 1868). *Arthropoda* 16 (2). 55.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Bewegungsmuster und -dynamik der Makrozoobenthosfauna in der Lippeseeumflut innerhalb eines Zeitraums von fünf Jahren

Georg Gellert

Landesamt für Natur-, Umwelt & Verbraucherschutz des Landes NRW; E-Mail: georg.gellert@lanuv.nrw.de

Keywords: Makrozoobenthos, Neubesiedlung, Wanderungsbewegung, Strahlwirkung

Einleitung

Zwischen 2000 und 2005 wurde eine 2,6 km lange Gewässerstrecke der Lippe bei Paderborn-Sande, zur Umgehung des Lippesees (Abb. 1) neu trassiert. Zwischen 2005 und 2009 wurde diese Umflut hinsichtlich der Neubesiedlung mit Makrozoobenthosorganismen (MZB) beobachtet, um an diesem Projekt zu verstehen, welche Dynamik hinter dem Phänomen der Strahlwirkung steckt, ein vom Deutschen Rat für Landespflege (2008) eingeführter Begriff, der als Immigration gewässertypischer Arten aus Gewässerstrecken mit einer guten biotischen Ausstattung (Strahlursprünge) in benachbarten morphologisch schlechteren Abschnitte (Strahlwege) verstanden wird.



Abb. 1: Lippeseeumflut mit den Probenahmestellen B1 bis B7

Ergebnisse

Taxazuwachs

Es zeigte sich, dass die Wanderungsbewegung in die neu errichtete Gewässerstrecke bereits nach der Flutung am 31. März 2005 aus beiden Fließrichtungen in ähnlicher Höhe eingesetzt hat (Gellert et al. 2010). Wie nachstehend noch an einigen Taxa gezeigt wird, hatte die Drift, als passive Verbreitungsform, dabei nicht die größte Rolle. Auch die Aufwärtswanderung trug stark zur Migration bei.

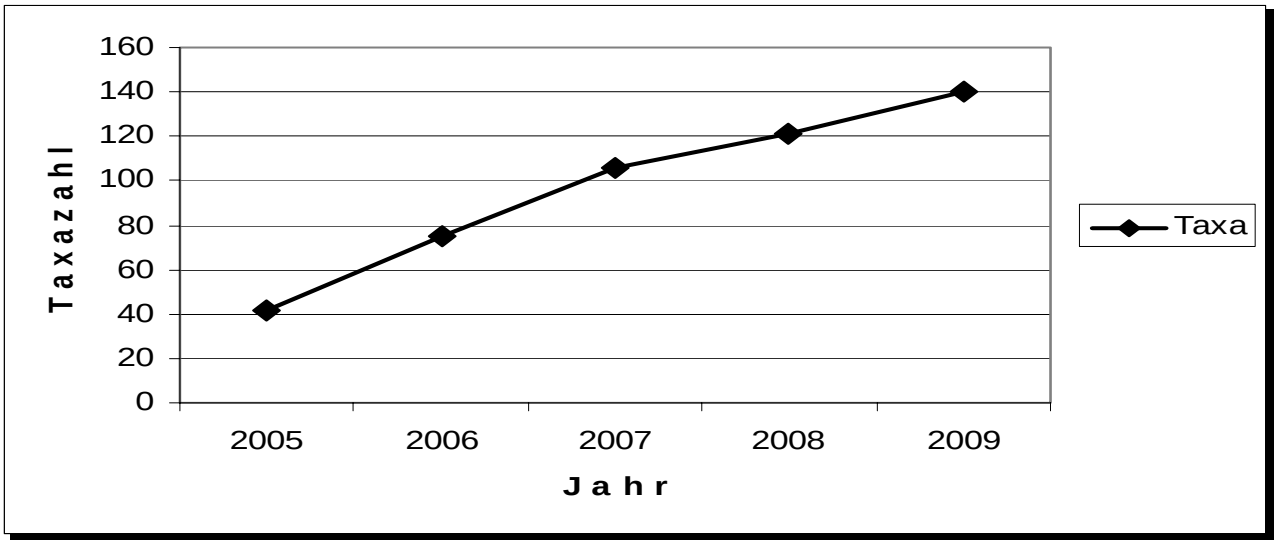


Abb. 2: Artensummenkurve des MZB's in der Lippeseeumflut

Die Zahl der jährlich neu hinzukommenden Taxa blieb konstant, der Zuzug war bis 2009 noch nicht abgeebbt (Abb. 2).

Taxaverteilung

In 2005 wirkten sich die unterschiedlichen Strömungspräferenzen der Organismen noch im Besiedlungsbild aus. Wie das Ergebnis des Chi-Quadrat-Tests zeigt, war der prozentuale Anteil der Organismen, der eine stärkeren Strömung bevorzugt, im oberen Teil der Umflut (an der Messstelle B5 bis B7) signifikant stärker vertreten.

Tab. 1: Häufigkeitsverteilung in % des MZB's nach dem Merkmal „Strömung"

2005		B2	B6
Merkmale	LP = strömungsmeidend	0	0
	LR = langsam fließend	0	0
	RL = langsam fließend bevorzugt	23,5	1,8
	RP = mäßige bis starke Strömung	15,0	57,9
	RB = starke Strömung	15,7	0
	IN = indifferent	37,9	40,4
$\chi^2 = 59{,}4 > 11{,}07$			

Dies ist auf die Einwanderung rheophiler Arten von den Zuflüssen Alme (1,2 km oh. Umflut) und Pader (1,8 km oh. Umflut) zurück zu führen. Diese Zweiteilung des Besiedlungsbildes hielt bis 2007 an. Ab 2008 zeigte der Chi-Quadrat-Test für die Kenngröße „Strömung“ keine signifikanten Unterschiede mehr in der Häufigkeitsverteilung zwischen der oberen und unteren Umflut.

Dennoch erfuhr die Verbreitung in der Umflut für etliche Taxa, wegen den unterschiedlichen Strömungspräferenzen, noch Grenzen. Im unteren Teil wurden 17 Taxa nachgewiesen (an den Messstellen B1 bis B4), die im oberen Teil fehlten und umgekehrt. Von oberhalb wanderten 21 Taxa ein, für die die Umflut kein weiteres Ausbreitungspotential aufwies (an den Messstellen B5 bis B7).

Wanderungsrichtung

Eine zunächst 2,6 km lange leere Rinne bietet eine gute Gelegenheit, Wanderungsbewegungen zu beobachten. Hier kommt noch der glückliche Umstand hinzu, dass die erste Untersuchung nach PERLODES - das deutsche Bewertungssystem für Fließgewässer auf der Grundlage des MZB’s - bereit 7 Wochen nach der Flutung stattgefunden hat. In der Tab. 2 sind die Längen und die Richtung der Strecken ausgewählter Taxa dokumentiert.

Tab. 2: Richtung der Wanderungsbewegung ausgewählter Taxa des MZB’s

Taxa	Strömungsrichtung in m		Vorkommen	
	aufwärts	abwärts	oh. Umflut	uh. Umflut
Gammarus pulex	550		ja	
Baetis scambus	550	150	ja	
Baetis vernus	550		ja	
Caenis rivulorum	150		nein	
Caenis luctuosa	550		nein	
Hydroptila sp.		650		Ja
Hydropsyche sp.	850		ja	
Lepidostoma hirtum		850		Ja
Simulium sp.		1150		nein

Von den 9 vorgestellten Taxa scheinen sich 6 mit großer Sicherheit eher gegen die Strömung verbreitet zu haben. Für *G. pulex*, *B. vernus* und *Hydropsyche sp*. verdichtet sich die Vermutung schon zur Gewissheit, weil sie auch oberhalb der Umflut vorkommen und eine Abwärtsbewegung in den 7 Wochen nicht registriert werden konnte.

Bei den Eintagsliegen *C. rivulorum* und *C. luctuosa* könnte es sein, dass sie auch mit der Strömung wandern. Da sie aber oberhalb der Umflut nicht vorkamen, bleibt diese Frage offen. *B. scambus* zeigte eine größere Mobilität gegen als mit der Strömung. Naturgemäß nur mit der Strömung verlief die Wanderung der Köcherfliegen *Hydroptila* sp. und *L. hirtum* und der Kribelmückenlarve *Simulium sp.* Die beiden erst genannten Taxa tragen einen sperrigen Köcher mit sich und Kriebelmückenlarven sind keine aktiven Schwimmer.

Eine große Mobilität sowohl mit als auch gegen die Strömung wurde bei den Arten *Echinogammarus berilloni*, *Baetis rhodani*, *Seratella ignita* und bei der Vertretern der Familien der *Chironomidae* festgestellt.

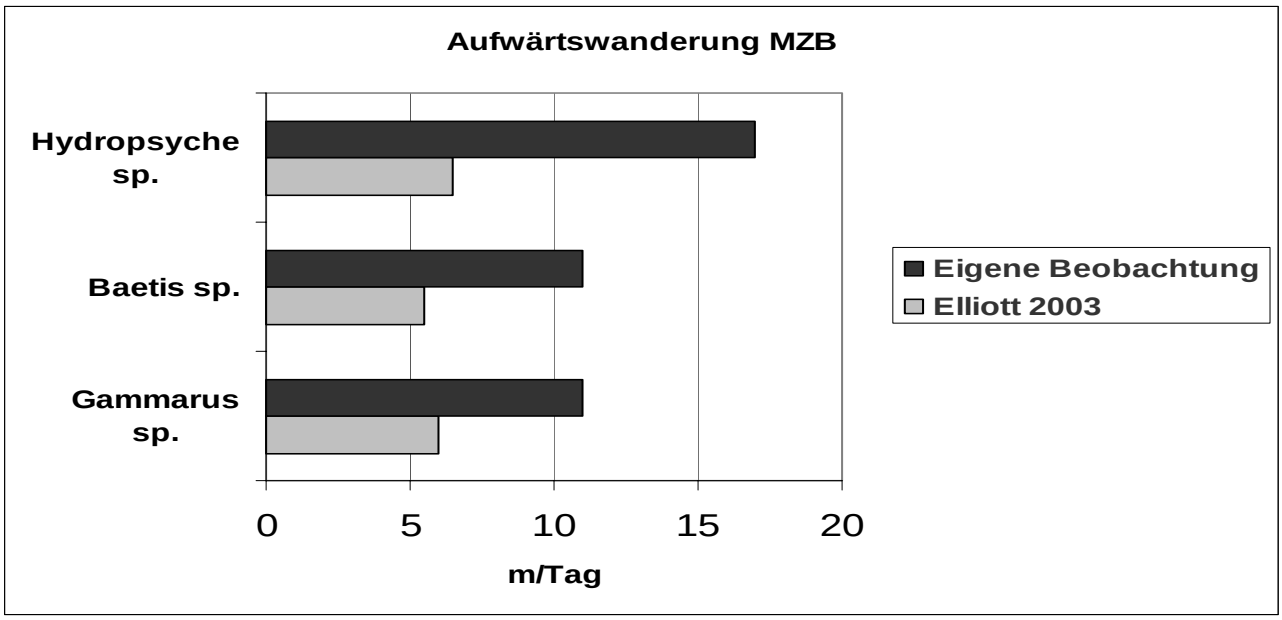


Abb. 3: Aufwärtswanderungsdistanzen ausgewählter MZB-Taxa

Die interessantesten Beobachtungen konnten hinsichtlich der zurück gelegten Strecken entgegen der Strömung gemacht werden. Wird in der einschlägigen Literatur die Verbreitungsrichtung des MZB's unterhalb der Wasserlinie eher mit der Strömung beschrieben, so zeigen die eigenen Beobachtungen und auch Untersuchungsergebnisse von Elliott (2003), dass hochgerechnet beträchtliche Strecken an einem Tag zurückgelegt werden (Abb. 3).

Eine grobe Umrechnung der täglich zurück gelegten Strecke auf eine Generationszeit zeigt, dass Distanzen bis zu 1 km gewässeraufwärts möglich sind. Mit der Strömung können Distanzen bis zu 2 km zurück gelegt werden.

Von den 6 eher auf- als abwärts wandernden Arten gehören 5 zu den sensitiven Taxa für verschiede LAWA-Fließgewässertypen an. Es ist davon auszugehen, dass die Anzahl sensitiver Taxa, die sich auch gegen die Strömung verbreiten, weit höher liegt als hier beschrieben. Dies hätte auch positive Folgen für den Strahlwirkungsansatz. Die Migration typspezifischer Arten wäre dem zur Folge weit stärker als bisher angenommen und das Konzept der Strahlwirkung zur ganzheitlichen Gewässerplanung im Zusammenhang mit der Verbesserung der Gewässerstruktur wird möglicherweise mehr Erfolg bringen als es heute noch absehbar ist.

Zusammenfassung

- Es liegt eine starke Wanderungsbewegung des Makrozoobenthos vor.
- Auch nach 5 Jahren lässt der Zustrom neu eingewanderter Arten noch nicht nach.
- Es gibt Taxa, für die die Umflut bei der Ausbreitung eine Sackgasse darstellt.
- Die Verbreitungsrichtung ist Taxa abhängig.
- Die Aufwärtswanderung kann je nach Taxa bis zu 1 km/Generation betragen.
- Eine positive Strahlwirkung ist für das MZB auch entgegen der Strömung möglich und für eine Reihe sensitiver Arten ist sie auch quantifizierbar.
- Die Drift kann je nach Taxa bis zu 2 km/Generation betragen.

Literatur

Gellert, G., Behrens, S. & R. Koblitz (2010): Veränderung der Makrozoobenthosfauna längs der Lippeseeumflut. Wasser & Abfall 12, 43-46.

Deutscher Rat für Landespflege (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 81.

Elliott, J. M. (2003): A comparative study of the dispersal of 10 species of stream invertebrates. Freshwater Biology 48, 1652-1668.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Populationsbiologie, Ökologie und Verbreitung des Seerosenblattkäfers Galerucella nymphaeae in Europa unter besonderer Berücksichtigung möglicher Fraßpräferenzen

Robert Lechner[1] *& Arnulf Melzer*[1]

1 Limnologische Station der TU München, Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf, Email: Robert.Lechner@wzw.tum.de, Arnulf.Melzer@wzw.tum.de

Keywords: Coleoptera, Galerucella nymphaeae, Fraßpräferenzen, Populationsgenetik, AFLP

Einleitung

Die Familie der Blattkäfer (Chrysomelidae) ist mit 35000 Arten, die neun Unterfamilien angehören, eine stark repräsentierte Gruppe innerhalb der Coleoptera. Unter den Blattkäfern findet man den Kartoffelkäfer (Leptinotarsa decemlineata) oder auch den Schilfkäfer (Donacia spec.). Zu den Chrysomelidae zählt ebenfalls der Seerosenblattkäfer (Galerucella nymphaeae) (Dathe 2003). Er ist ein oligophager Herbivore der sich auf Polygonaceaen, Nymphaeaceae und einige andere Makrophyten spezialisiert hat. Zu seiner Nahrung zählt der Wasserknöterich (Polygonum amphibium), und die weiße Seerose (Nymphea alba) sowie die Gelbe Teichrose (Nuphar lutea) (Pappers et al. 2001). Der Käfer Galerucella nymphaeae verbringt seinen ganzen Lebenszyklus auf den Schwimmblättern der Makrophyten (Almkvist 1984).

In Untersuchungen hat sich gezeigt, dass es zwischen den Seerosenblattkäferpopulationen, die Polygonum fressen und zwischen den Populationen, die Nymphaeaceae fressen morphologische Unterschiede bestehen (Pappers et al. 2002). Weiterführende Fraßversuche bewiesen auch eine Fraßpräferenz auf die jeweilige Futterpflanze (Pappers et al 2001).

Diese beschriebene Makrophyten–Herbivoren–Interaktion ist noch weitgehend unbekannt. Im Rahmen des laufenden Forschungsprojektes wurden mit deskriptiven Methoden und experimentellen Ansätzen die Ökologie des Seerosenblattkäfers erforscht.

Methoden

Die Fraßspezialisierung des Käfers und die damit mögliche Bildung ökologische Rassen wurden mit Multiple-Choice-Experimenten und molekularbiologischen Methoden untersucht.

Probennahme

Zwei Thesen waren entscheidend für die Auswahl der Probestandorte. Resultiert der genetische Unterschied bei Galerucella nymphaeae auf die reine geographische Distanz (Isolation by Distance) oder ist die Präferenz zu einer Futterpflanze der wichtigere Faktor (Isolation by Preference). Dazu wurden vier Probenahmestandorte gewählt. Jeweils zwei der Standorte liegen nah zusammen, unterscheiden sich aber an der Futterpflanze, die dort vorkommt (siehe Abbildung 1).



Abbildung 1: Probestellen ■: NBB 1-30; ❍: PS 1-30; ●: PB 1-30; □: NB 1-30

An jedem Standort wurden 30 Käfer mit einer Federstahlpinzette gesammelt und in einem Eppendorfgefäß mit Ethanol (99%) fixiert. Weitere 30 Käfer wurden lebend in einem abgeschlossenen Aquarium überführt. Dabei wurde darauf geachtet, dass die Käfer aus zufällig verteilten Stellen innerhalb des Pflanzenpatches gesammelt wurden. Die Käferproben aus Sachsen (PS 1-30) sind auf einem Bestand des Wasserknöterichs in der Nähe von Kreba-Neudorf (51°21'26.72"N; 14°40'28.63"O) am 18.08.2009 gesammelt worden. In Brandenburg wurde *Galerucella nymphaeae* (NBB 1-30) am 03.08.2009 in der Nähe von Kolpin (52°17'26.15"N; 13°59'27.55"O) auf *Nuphar lutea* gesammelt. Der Abstand zwischen diesen beiden Probenahmestandorte ist mit 114 km deutlich geringer als der Abstand zu den folgenden Standorten in Bayern (siehe Abbildung 1). In Bayern befindet sich der Standort mit einem *Polygonum amphibium* Bestand (PB 1-30) in der Nähe von Magnetsried (47°49'15.96"N; 11°13'45.83"E) und Probenahme fand am 24.08.2009 statt. Die Probestelle, an der der Seerosenblattkäfer (NB 1-30) von Nymphaea alba am 25.08.2009 gesammelt wurde, liegt bei Iffeldorf (47°46'59.68"N; 11°18'56.49"O). Der Abstand zwischen den beiden Probestellen in Bayern beträgt 8 km, sämtliche Entfernungen sind tabellarisch aufgeführt (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Abstände zu den einzelnen Probenahmestandorten

Abstände [km]	NBB	PS	NB	PB
NBB		114	536	534
PS	114		465	465
NB	536	465		8
PB	534	465	8	

Futterwahlversuch

Für den Futterwahlversuch wurden 15 Käfer von jedem oben genannten Standorte verwendet. Einzige Ausnahme stellen die Käfer aus Brandenburg dar, da es nicht möglich war lebende Käfer aus Brandenburg zu sammeln. Somit waren es insgesamt 45 Seerosenblattkäfer. Jeweils ein Käfer wurde in die Mitte eine Petrischale (Ø 90 mm, Höhe 15 mm) gesetzt. In jeder Petrischale waren jeweils zwei Blattstücke (Ø 13 mm) von *Nymphaea alba*, *Nuphar lutea* und *Polygonum amphibium* (siehe Abbildung 2). Es wurde darauf geachtet, dass nur unbeschädigte Blätter verwendet wurden. Der Versuch wurde in einer Klimakammer bei konstanten 17°C mit einem Tag-Nacht-Rhythmus von 12 Stunden durchgeführt.

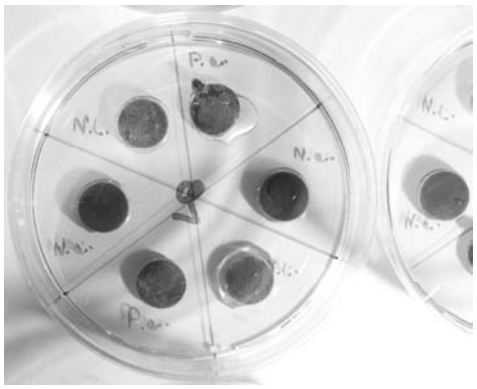


Abbildung 2: Futterwahlversuch

Jeden Tag wurde protokoliert wie viele Blattstücke angefressen waren. Nicht vitale oder angefressene Blattstücke wurden ausgetauscht. Der Versuch lief 10 Tage.

Genotypisierung mithilfe der AFLP (Amplified Fragment Length Polymorphism)

Die DNA aller Proben wurde mit dem UltraClean™ Tissue & Cells DNA Isolation Kit, Fa. MO BIO Laboratories, Inc. nach Protokoll extrahiert. Die Genotypisierung wurde angelehnt an der von Vos (1995) vorgestellten Methode durchgeführt. Die verwendet Adaptoren und Primer sind extra in einer Tabelle aufgeführt (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Verwendete Adaptoren und AFLP-Primer

MseI-Adapter:	5-GACGATGAGTCCTGAG -3 3- TACTCAGGACTCAT-5
EcoRI-Adapter:	5-CTCGTAGACTGCGTACC -3 3- CATCTGACGCATGGTTAA-5
MseI-Primer (Präamplifikation):	5-GATGAGTCCTGAGTAAC-3
MseI-Primer 1:	5-GATGAGTCCTGAGTAACGT-3
MseI-Primer 2:	5-GATGAGTCCTGAGTAACCA-3
MseI-Primer 3:	5-GATGAGTCCTGAGTAACAG-3
MseI-Primer 4:	5-GATGAGTCCTGAGTAACGC-3
MseI-Primer 5:	5-GATGAGTCCTGAGTAACGA-3
EcoRI-Primer (Prämplifikation):	5-GACTGCGTACCAATTCA-3
EcoRI-Primer 1:	5-GACTGCGTACCAATTCAGC-3
EcoRI-Primer 2:	5-GACTGCGTACCAATTCACG-3
EcoRI-Primer 3:	5-GACTGCGTACCAATTCAGT-3
EcoRI-Primer 4:	5-GACTGCGTACCAATTCAAT-3
EcoRI-Primer 5:	5-GACTGCGTACCAATTCATA-3
EcoRI-Primer 6:	5-GACTGCGTACCAATTCATC-3

Die Fragmentanalyse wurde mit einem ABI 377 (Fa. Applied Biosystems) durchgeführt, die Steuerung erfolgte mithilfe einer Analysesoftware (Software ABI Prism 377 Collection, Fa. Applied Biosystems). Um die Daten auszuwerten wurden die Programme Genescan (Fa. Applied Biosystems) und Genotyper™ DNA Fragmentanalyse (Version 2.1, Fa. Applied Biosystems) verwendet. Um qualitativ ungenügende Proben auszusortieren, wurden alle Proben deren Fragmentanzahl um 25% von der durchnittlichen Fragmentanzahl aller Proben abweicht aus dem Datensatz entfernt.

Statistik

Aus der Datenmatrix wurde mit dem Statistikprogramm R (The R Foundation for Statistical Computing) unter Verwendung des MASS-Pakets (Venables and Ripley, 'Modern Applied Statistics with S' (4th edition, 2002)) eine Distanzmatrix errechnet. Diese genetischen Distanzwerte jeder einzelnen Probe wurden in einem nichtmetrischen Multidimensonalen-Statistik-Diagramm dargestellt.

Ergebnisse und Diskussion

Futterwahlversuche

Die Fraßhäufigkeiten sind in folgender Tabelle zusammengefasst (siehe Tabelle 3):

Tabelle 3: Fraßhäufigkeit

	Nymphaea alba	Nuphar lutea	Polygonum amphibium
G.nymphaeae aus Sachsen PS 1-15 (P. amphibium)	0	0	74
G.nymphaeae aus Bayern PB 1-15 (P. amphibium)	1	15	150
G.nymphaeae aus Bayern NB 1-15 (N.alba)	84	127	17

Die deutliche Präferenz zu der Futterpflanze auf dem der Seerosenblattkäfer eingesammelt wurde ist sehr deutlich durch eine prozentuale Darstellung zu sehen (siehe Abbildung 3).

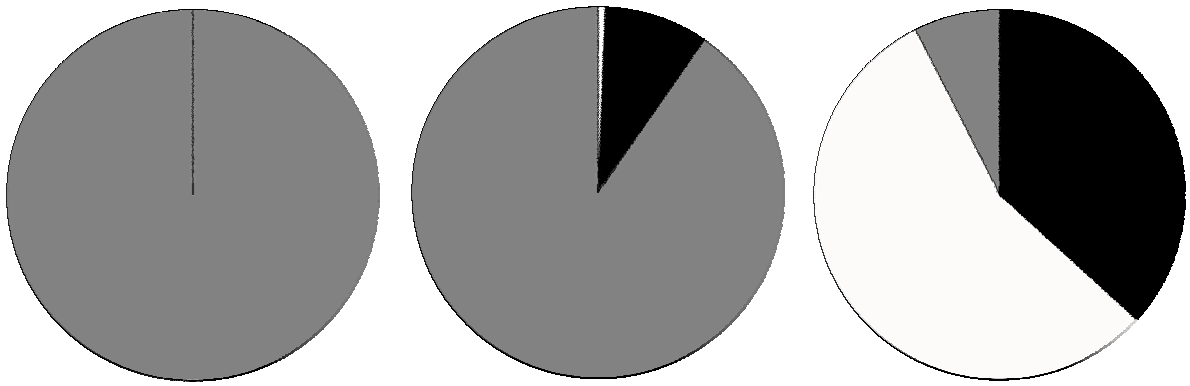


Abbildung 3: Links: G.nymphaeae aus Sachsen PS 1-15 (P. amphibium); Mitte: G.nymphaeae aus Bayern PB 1-15 (P. amphibium); Rechts: G.nymphaeae aus Bayern NB 1-15 (N.alba)

Dieser Versuch wurde 2010 noch einmal wiederholt. Dieses Mal lief der Versuch 14 Tage und mit 10 Käfern pro Standort und noch einer vierten Gruppe von Seerosenblattkäfern. Diese Käfer wurden auf einem Patch in der Nähe von Kreba-Neudorf (51°20'46.47"N; 14°40'0.17"O) eingesammelt. Die Ergebnisse sind in diesem Fall sehr ähnlich.

Genotypisierung mithilfe der AFLP (Amplified Fragment Length Polymorphism)

In dem MDS-Diagramm ist eine deutliche Abgrenzung zwischen den auf Nymphaeaceae fressenden Seerosenblattkäfer und den Polygonum amphibium fressenden Käfern zu sehen (siehe Abbildung 4). Obwohl über 500 km zwischen den Probestandorten von Brandenburg beziehungsweise Sachen und Bayern liegen, scheint die Isolation bei Distance eine nur untergeordnete Rolle zu spielen. Soweit man das beurteilen kann clustern die Populationen aufgrund ihrer Futterpräferenz zusammen.

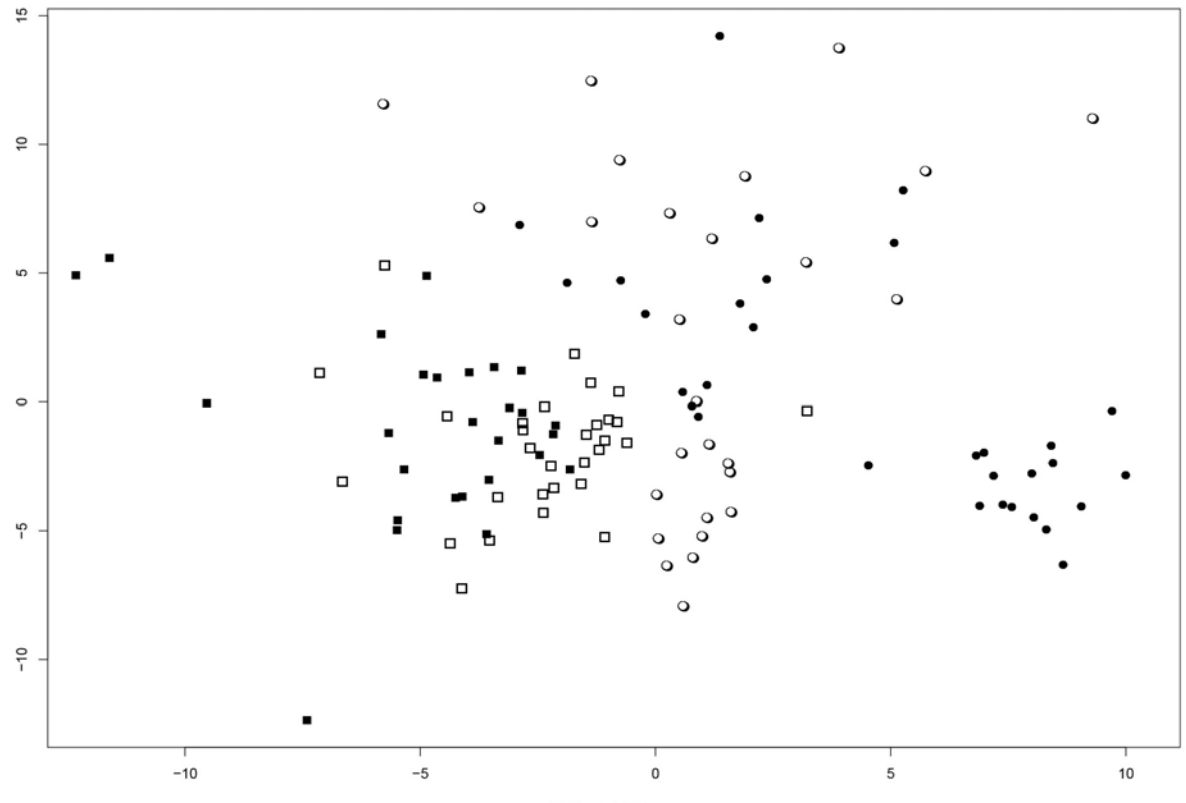


Abbildung 4: nicht metrisches MDS-Diagramm aus der Distanzmatrix

■: NBB 1-30; ❍: PS 1-30; ●: PB 1-30; □: NB 1-30

Danksagung

Ich möchte mich ganz herzlich bei allen Mitarbeitern der Limnologischen Station bedanken. Mein besonderer Dank gilt Arnulf Melzer, Ralph Kühn, Carl-Christian Zimmermann und Ursula Garcia-Carpintero Morell. Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Doktorarbeit

Literatur

Almkvist, P. L. R. (1984), Ecological studies of the leaf beetle Galerucella nymphaeae in south-western Sweden. Dissertation, Zoologie, Göteborg universitet, Göteborg.

Dathe, H. (2003), Lehrbuch der Speziellen Zoologie, Band I: Wirbellose Tiere, 5. Spektrum - Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg, Berlin.

Pappers, S. M., H. van Dommelen, G. van der Velde and N. J. Ouborg (2001), Differences in morphology and reproductive traits of Galerucella nymphaeae from four host plant species. Entomologia Experimentalis et Applicata, 99(2): 183-191.

Pappers, S. M., G. van der Velde and N. J. Ouborg (2002), Host preference and larval performance suggest host race formation in Galerucella nymphaeae. Oecologia, 130(3): 433-440.Schwoerbel, J. (1987): Einführung in die Limnologie. 6. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Suttgart: 269 S.

Vos, P., R. Hogers, M. Bleeker, M. Reijans, T. van de Lee, M. Hornes, A. Frijters, J. Pot and J. Peleman (1995), AFLP: a new technique for DNA fingerprinting. Nucleic Acids Research, 23(21): 4407-4414.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Vergleich der Längen-Massen-Beziehungen benthischer Invertebraten zwischen Fließgewässern und Flachseen des Norddeutschen Tieflandes

Marlen Mährlein[1], Norbert Walz[2] & Mario Brauns[3]

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, marlen.maehrlein@igb-berlin.de[1], walz@igb-berlin.de[2], brauns@igb-berlin.de[3]

Keywords: Makrozoobenthos, Längen-Massen-Beziehungen, Norddeutsches Tiefland

Einleitung

Die Biomasse von benthischen Invertebraten ist ein wichtiger Parameter für die Beantwortung vieler ökologischer und ökosystemarer Fragestellungen. Das, der Biomasse zugrundeliegende, Individualgewicht wird meist als Trockenmasse angegeben und kann unter Verwendung artspezifischer Körperlänge-Trockenmasse-Beziehungen direkt aus Längenwerten der Individuen berechnet werden. Jedoch werden Körperlänge-Trockenmasse-Beziehungen oft nicht für die Ökosystemtypen verwendet, für die sie ursprünglich erstellt wurden. Dies führt z. B. bei der Übertragung von für Fließgewässer erstellte Beziehungen auf Individuen des Bodensees zu Überschätzungen des Individualgewichtes (Baumgärtner & Rothhaupt 2003). Unklar ist, ob die Übertragung von Beziehungen aus Fließgewässern auf Invertebraten kleiner Flachseen ebenfalls zu Fehlern bei der Ermittlung des Individualgewichtes führt. Mit dieser Untersuchung wurde daher geprüft, ob Längen-Massen-Beziehungen von Invertebraten aus Flüssen des Norddeutschen Tieflandes auf Individuen kleiner Flachseen derselben Ökoregion übertragbar sind.

Material und Methoden

Makrozoobenthos Proben wurden im Frühjahr 2008 aus zwei kleinen Flachseen (< 0,04 km²) des Norddeutschen Tieflands (Schulzensee, Kleiner Rathsburgsee) entnommen. Bei den in 70%igem Alkohol konservierten Individuen wurden je nach Art verschiedene Körperlängen-Parameter erfasst (Körperlänge (Isopoda), Kopfkapselbreite (Trichoptera), Gehäusehöhe oder Schalenbreite (Gastropoda)) Anschließend wurden die Individuen bei 60°C 24 h bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Nach Bestimmung der individuellen Trockenmasse (Genauigkeit 0,01 mg) wurden artspezifische Längen-Massen-Beziehungen (Regressionen des Typs Exponentialfunktion $y = a \cdot x^b$) erstellt. Diese Regressionen wurden mit Daten aus Fließgewässern des Norddeutschen Tieflands von folgenden Arten verglichen: *Athripsodes* sp., *Cyrnus trimaculatus* (Trichoptera, aus Pöpperl 1998); *Asellus aquaticus* (Isopoda), *Bithynia* sp., *Gyraulus* sp. (Gastropoda), *Erpobdella* sp. (Hirudinea) (aus Grafahrend 2003). Zur Quantifizierung des Fehlers, der bei der Übertragung von Längen-Massen-Regressionen von Fließgewässern auf Flachseen entsteht, wurden für jede Art hypothetische Längenwerte über die gesamte Längenspannweite in die zu vergleichenden Regressionen eingesetzt und die dazugehörigen Individualgewichte errechnet. Anschließend wurde aus den Individualgewicht-Wertepaaren für Fließgewässer und Flachseen die relative Differenz berechnet. Mit Hilfe eines

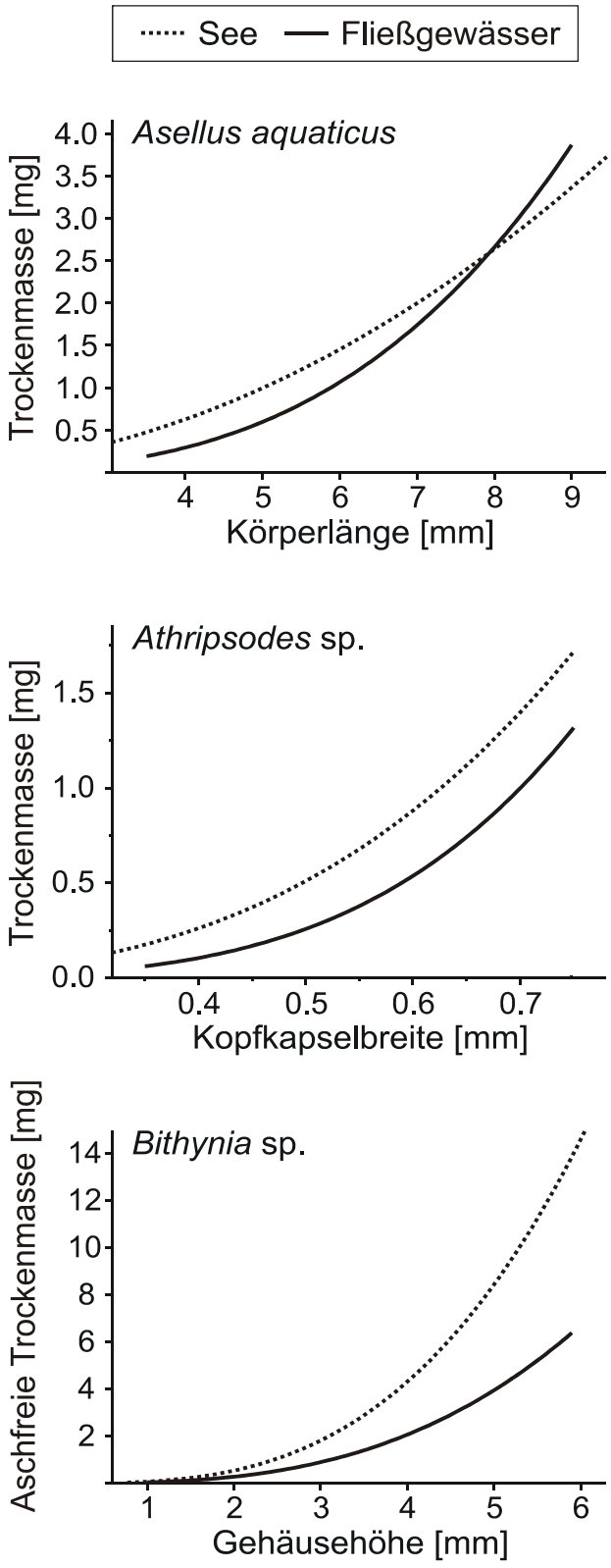


Abb. 1: Vergleich der artspezifischen Längen-Massen Beziehungen zwischen Seen (Eigene Daten) und Fließgewässern (Pöpperl 1998, Grafahrend 2003).

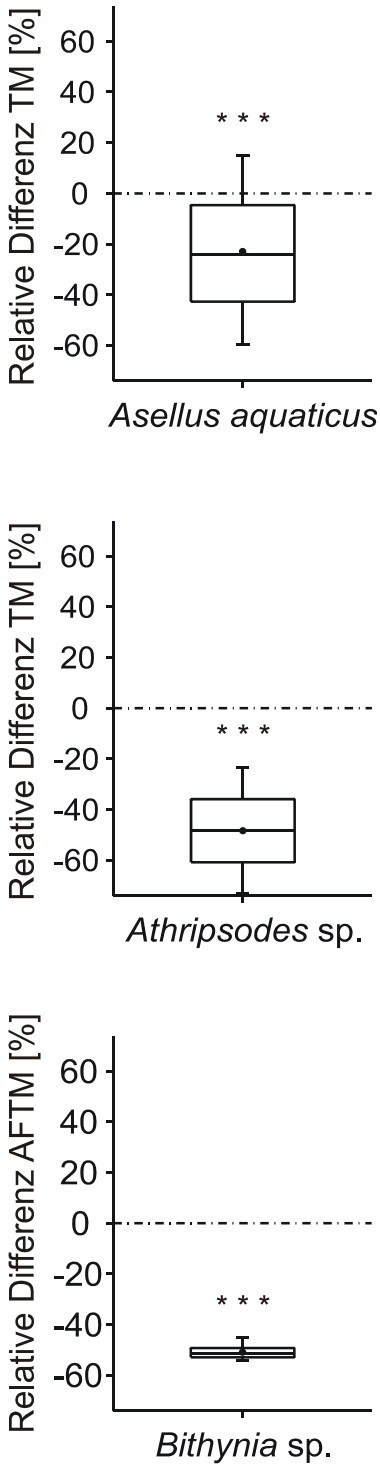


Abb. 2: Relative Differenzen der Individualgewichte zwischen Fließgewässern und Seen. Ein-Stichproben-t-Test (* p < 0,001). TM: Trockenmasse, AFTM: Aschfreie Trockenmasse**

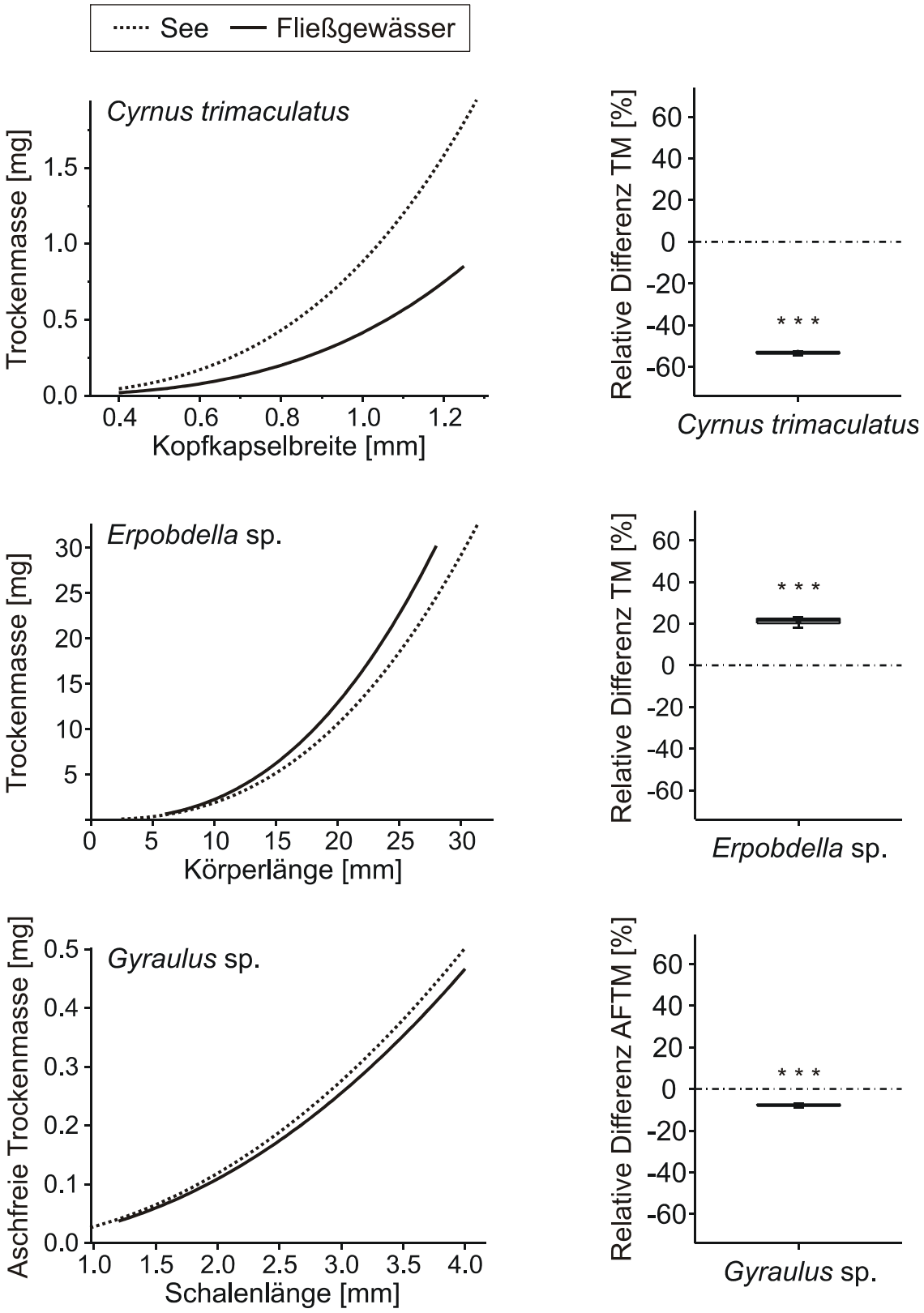


Abb. 3: Vergleich der artspezifischen Längen-Massen Beziehungen zwischen Seen (Eigene Daten) und Fließgewässern (Pöpperl 1998, Grafahrend 2003).

Abb. 4: Relative Differenzen der Indi- vidualgewichte zwischen Fließgewässern und Seen. Ein-Stichproben-t-Test (* p < 0,001). TM: Trockenmasse,**

AFTM: Aschfreie Trockenmasse.

Einstichproben T-Tests (GraphPad Prism 4) wurde geprüft, ob die Paardifferenzen des Individualgewichts innerhalb einer Art signifikant ($p < 0,05$) von Null verschieden sind und sich somit das Individualgewicht bei gleicher Körperlänge zwischen Fließgewässer und See unterscheidet.

Ergebnisse

Bei *Asellus aquaticus* führte die Verwendung der Längen-Massen-Regression aus Fließgewässern an größeren Individuen aus Flachseen (> 8 mm, Abb. 1) zu einer Überschätzung des Individualgewichtes, obwohl die Individualgewichte im Mittel um 23% unterschätzt wurden (Abb. 2). Dagegen unterschieden sich die Regressionen von *Gyraulus albus* aus Fließgewässer und See nicht deutlich voneinander (Abb. 3), das Individualgewicht wurde lediglich um durchschnittlich 8% unterschätzt (Abb. 4). Das Individualgewicht von *Erpobdella octoculata* wurde bei Anwendung der Regression aus Fließgewässern um 21% überschätzt. Die größten Unterschiede der Regressionen von Fließgewässern und Seen wurden bei *Athripsodes* sp., *Bithynia tentaculata* und *Cyrnus trimaculatus* festgestellt. Die Anwendung der Regressionen aus Fließgewässern an Seen führte hier zu einer Unterschätzung des Individualgewichtes von durchschnittlich 50%. Die berechneten Individualgewichte für Fließgewässer und Seen unterschieden sich für alle untersuchten Arten signifikant voneinander (Ein-Stichproben T-Test: $p < 0,001$, Abb. 2 und 4).

Diskussion

Für vier der sechs verglichenen Arten wurde das Individualgewicht bei Anwendung der Regressionen aus Fließgewässern an Individuen der kleinen Flachseen signifikant unterschätzt. Dementsprechend waren die Individuen aus Seen bei gleicher Körpergröße schwerer als die Individuen aus Fließgewässern. Für diese unterschiedlichen Längen-Massen Beziehungen ist wahrscheinlich in erster Linie die höhere Strömung in Fließgewässern verantwortlich, die bei Invertebraten eine flachere Körperform begünstigen kann. Zusätzlich kann Strömung bei einigen Ernährungstypen zu einer geringeren Nahrungsaufnahmerate führen. Beispielsweise zeigten bevorzugt filtrierende *Bithynia tentaculata* bei Strömungen eine geringere Filtrieraktivität (Gabel et al. 2011). Darüber hinaus haben Invertebraten in fließenden Gewässern einen höheren Energieaufwand um Drift zu vermeiden.

Die Verwendung von Längen-Massen Beziehungen, die für Fließgewässer erstellt wurden, an Individuen aus Seen führt demzufolge zu fehlerbehafteten Individualgewichten. Bei der weiteren Verwendung dieser Individualgewichte, wie bei Berechnungen der Biomasse, der Sekundärproduktion oder bei der Erstellung von Biomasse-Größen-Spektren, pflanzt sich dieser Fehler fort und führt zu stark fehlerbehafteten Ergebnissen.

Schlussfolgerungen

Eine fehlerfreie Verwendung von Längen-Massen Regressionen aus Fließgewässern auf Invertebraten aus kleinen Flachseen innerhalb des Norddeutschen Tieflandes ist nicht gegeben. Daher wird empfohlen, zur Ermittlung der Biomasse eigene Längen-Massen Beziehungen zu erstellen. Sollte

dies nicht möglich sein, sollte bei der Verwendung existierender Regressionen auf Ähnlichkeit der Ökosysteme geachtet werden.

Danksagung

Ein herzlicher Dank für die Hilfe gilt Daniel Graeber, sowie allen Mitarbeitern der Abteilung 2 des IGB-Berlin.

Literatur

Baumgärtner, D.; Rothhaupt, K. O. (2003) Predictive length-dry mass regressions for freshwater invertebrates in a prealpine lake littoral. International Review of Hydrobiology 88: 453-463.

Gabel, F.; Pusch, M. T.; Breyer P.; Burmester, V.; Walz, N.; Garcia, X.-F.;(2011) Schiffswellen beeinflussen das Wachstum und das Verhalten von einheimischen Invertebraten stärker als von eingewanderten. Erweiterte Zusammenfassung der DGL-Jahrestagung Bayreuth 27.09.-01.10.2010

Grafahrend-Belau, E. (2003) Experimentelle Untersuchungen zur Besiedlung von Totholz in zwei Flachlandflüsse (Elbe, Mulde) der Norddeutschen Tiefebene. Freie Universität Berlin, Diplomarbeit S. 99.

Poepperl, R. (1998) Biomass determination of aquatic invertebrates in the Northern German lowland using the relationship between body length and dry mass. Faunistisch ökologische Mitteilungen. 7: 379-386.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Genfluss in Flussoberläufen des zentralen Hochlands von Costa Rica? Vorläufige Ergebnisse bei Süßwasserkrabben (Pseudothelphusidae)

Theodor Poettinger[1], Ingo S. Wehrtmann[2] & Christoph D. Schubart[1]

1 Biologie 1: Evolution, Verhalten und Genetik, Universität Regensburg, D-93040 Regensburg, Deutschland; 2Museo de Zoología, Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica, 11501-2060 San José, Costa Rica; E-Mail:Theo.Poettinger@gmx.de, ingowehrtmann@gmx.de, christoph.schubart@biologie.uni-regensburg.de

Keywords: Phylogeographie, mtDNA, Cox1, 16S rDNA, *Ptychophallus montanus*

Einleitung

Die Süßwasserkrabben sind eine relativ junge Gruppe von Landbesiedlern. Ihre Entstehung erfolgte vermutlich in der Oberen Kreide (Pretzmann 1972). Allerdings ergeben sich für Systematiker große Probleme bei der Abgrenzung und Rangbewertung der einzelnen Arten und lokalen Formen, da diese sich oft kaum voneinander unterscheiden. Ein Kriterium für die objektive Bewertung von Formen als Arten oder Unterarten ist dabei zum Beispiel die geographische Ausschließung. Süßwasser-Crustaceen stehen oft in einem scharfen Konkurrenzkampf zwischen den einzelnen Arten. So schließen sich Flusskrebse (Astacidea) und Flusskrabben (Brachyura) gegenseitig aus (Pretzmann 1972) und man findet selten zwei Arten von Decapoden im selben Gewässerabschnitt. Unter den Kurzschwanzkrabben (Brachyura) gibt es zwei Familien von Süßwasserkrabben, die in der Neotropis vorkommen. Die Trichodactylidae sind dabei vorwiegend Tieflandformen, während die Pseudothelphusidae oft auch in höheren Bergregionen anzutreffen sind. Durch die Anpassung an das Leben im Süßwasser, und somit vermeintliche Isolierung in Wassereinzugsgebieten, sind die Pseudothelphusidae stark geographisch isoliert. Dadurch ist eine allopatrische Differenzierung bis hin zur Artbildung bei ihnen anzunehmen. Diese Krabben durchlaufen eine direkte Entwicklung in nährstoffreichen, großen Eiern und betreiben eine verlängerte Brutpflege, bei der die geschlüpften Jungtiere noch mehrere Tage bei der Mutter verbleiben (Pretzmann 1972, Wehrtmann et al. im Druck). Dass Süßwasserkrabben in unterschiedlichen Flusssystemen oft genetisch isoliert sind und zu kryptischen Endemismus neigen ist zuletzt wiederholt gezeigt worden (Daniels et al. 2001, 2006, Schubart & Koller 2005, Shih et al. 2006, Schubart et al. 2010). Unklar bleibt jedoch, wie es sich mit dem genetischen Austausch innerhalb eines Flusssystems verhält, speziell in den Oberläufen, die über viele Kilometer Flussstrecke voneinander isoliert sind. Mit Hilfe von auf mitochondrialer DNA (mtDNA) basierten Phylogeographien können historisch unabhängige Regionen identifiziert werden (Bermingham & Moritz 1998). Auch kann das Wissen über historische, artspezifische Reaktionen auf veränderte Umweltbedingungen und die Identifizierung von evolutionär isolierten Regionen Aufschluss über Erhaltungsstrategien geben (Moritz & Faith 1998). In dieser Arbeit untersuchen wir anhand von DNA-Sequenzen kleinräumigen Genfluss zwischen Flusskrabben-Populationen der Art *Ptychophallus montanus* in den Oberläufen des zentralen Hochlands von Costa Rica. Zwei mitochondriale Gene werden dabei miteinander verglichen. Uns interessierte besonders, ob ein genetischer Austausch nur entlang der Flussläufe stattfindet oder ob auch terrest-

rische Migration zwischen Flussoberläufen möglich ist, wie für andere Pseudothelphusidae kürzlich postuliert (Cook et al. 2008, Rivera & Schubart in Vorbereitung).

Material und Methoden

Im Rahmen der Untersuchung wurden Süßwasserkrabbenpopulationen in Costa Rica besammelt. Pro Fundort wurden zwei Belegexemplare gesammelt und eins davon am Museo Zoológico der Universidad de Costa Rica in San José hinterlegt. Bei den restlichen Proben wurde nur ein Laufbein entfernt und die Tiere wieder frei gelassen. Das gesammelte Material wurde zunächst im Feld in 96% Ethanol fixiert. Zur späteren Aufbewahrung wurde es in 80% Ethanol überführt und bei -20°C gelagert. Es wurden insgesamt 58 Proben (s. Tabelle 1) im Río Barranca Flusssystem in Costa Rica gesammelt, dabei befanden sich die Sammelpunkte hauptsächlich am Río Barranquilla (16 Tiere) und an der Quebrada Palmital (42 Tiere), zwei Quellflüsse des Río Barranca, der in den Provinzen Alajuela und Puntarenas liegt. Die Höhe der Sammelorte variierte zwischen ca. 1000 m und 1157 m über Meereshöhe.

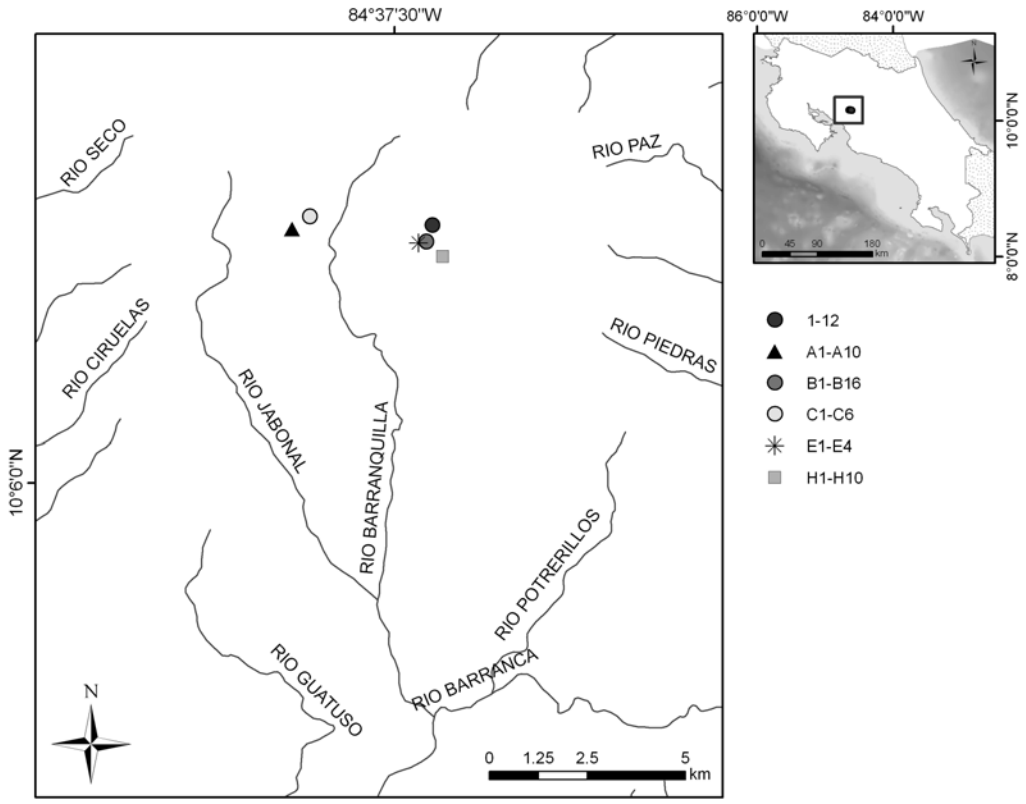


Abb 1: Sammelpunkte an den Quellflüssen des Río Barranca in Costa Rica

Aus den Proben wurde Muskelgewebe entnommen und daraus DNA extrahiert (Puregene Methode nach Gentra Systems, Minneapolis). Aus der so gewonnenen genomischen DNA wurde mittels PCR, Bereiche aus dem 16S rRNA Gen (16S; Primer 16L29/16H10, s. Schubart 2009) und aus der Cytochromoxidase 1 Region (Cox1; Primer COL1b/COH16, s. Schubart 2009) amplifiziert. Das PCR-Programm für die 16S bestand aus 15s Denaturierung bei 95°C, 20s für die Anlagerung bei 48°C und 60s Extension. Für die Amplifizierung der Cox1 wurde ein ähnliches Schema verwendet, allerdings wurde die Anlagerung 15s lang bei 51°C durchgeführt. Diese Abschnitte wurden zur Sequenzierung verschickt (LGC, Berlin).

Die erhaltenen Sequenzen wurden mit Chromas korrigiert und in BioEdit (v. 7.0.5.3) (Hall 2005) aliniert. Aus den gewonnen DNA-Sequenzen wurden für beide Gene Haplotypnetzwerke mit TCS (v. 1.21) (Clement et al.2000) generiert und Φst -Werte mit Hilfe von Arlequin (v. 3.5.1.2) (Excoffier et al. 2005) berechnet.

Ergebnisse

Die Sequenzdaten der 16s DNA zeigen, dass sich die *Ptychophallus montanus* Population am Río Barranca in zwei Teilpopulationen gliedern lässt. Die konsistente Unterscheidung der beiden Gruppen beruht dabei auf einer einzigen Transition von C zu T (Abb. 2).

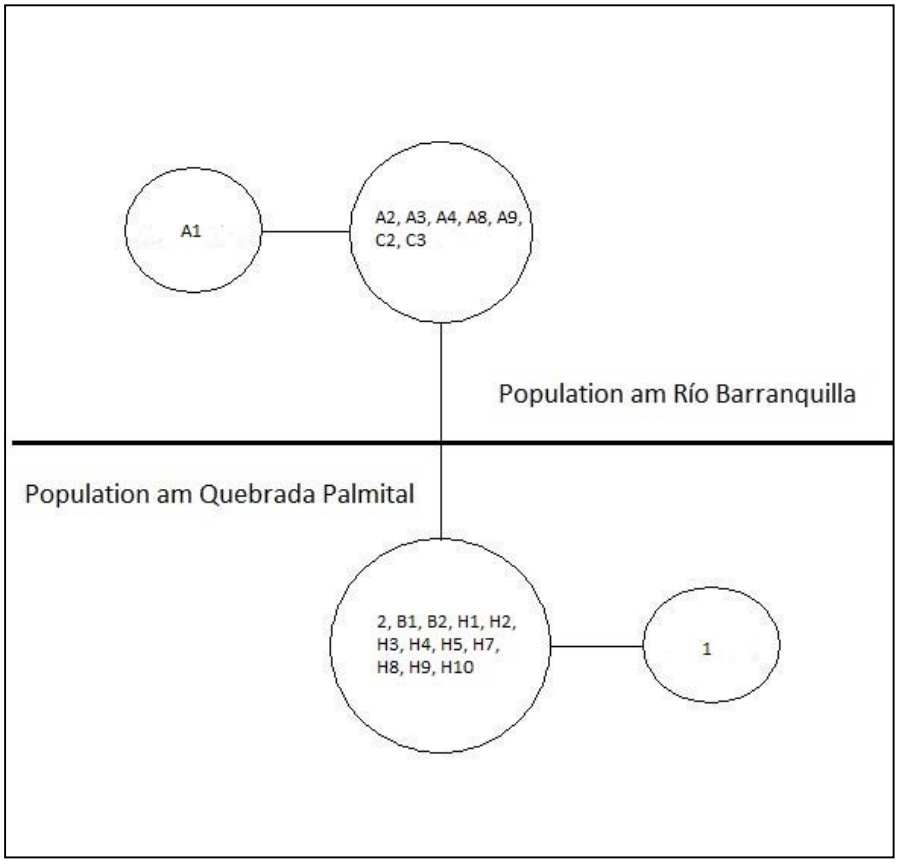


Abb. 2: Haplotypnetzwerk für 596 Basenpaare des16S rRNA Gens von *Ptychophallus montanus* am Río Barranca

Das Haplotypnetzwerk zeigt die geringe aber einheitliche Separation zwischen dem Rio Barranquilla und an der Quebrada Palmital. Für die Cytochromoxidase-Region wird kein Haploytpnetzwerk gezeigt, da, im Gegensatz zur 16S, keinerlei Abweichungen der einzelnen Sequenzen auf einer Länge von 841 Basenpaaren zu verzeichnen war und somit nur ein einziger Haplotyp vorliegt. Der Vergleich der beiden Quellflusssystem anhand der 16S und der Analyse molekularer Varianz (AMOVA) ergab einen signifikanten Unterschied mit $\Phi st = 0.84118$ und $p < 0{,}001$.

Diskussion

Aus den Sequenzdaten der 16S rDNA geht hervor, dass sich die *Ptychophallus montanus* Population am Río Barranca in zwei Teilpopulationen gliedern lässt, zwischen denen kein freier Genfluss stattfindet. Die beiden Subpopulationen lassen sich hierbei jeweils eindeutig einem der beiden Flussarme des Río Barranca zuordnen. Dies ist ein mögliches Indiz für die bereits angesprochene geringe räumliche Ausbreitungsfähigkeit der *Pseudothelphusidae* (Pretzmann, 1972). Die beiden Sammelgebiete sind nur ca. zwei Kilometer voneinander entfernt, aber bereits diese Entfernung scheint auszureichen, um die beiden Populationen effektiv voneinander zu isolieren. Es bleibt festzustellen, dass dazwischen ein stark schwefelhaltiges Gewässer mit dem treffenden Namen Río Hediondo, in dem laut Aussage der einheimischen Bauern der Region überhaupt keine Crustaceen zu finden sind. Die tatsächliche limnische Verbindung zwischen den beiden Flussarmen liegt 3-4 km weiter talwärts. Diese Ergebnisse sprechen gegen eine Überlandverbreitung dieser Süßwasserkrabben, anders als für die karibischen Pseudothelphusidae postuliert (Cook et al. 2008, Rivera & Schubart in Vorbereitung).Vermutlich gelingt es nur gelegentlich einzelnen Gründerindividuen in diese hoch gelegenen Flussabschnitte einzuwandern. Es besteht die Möglichkeit, dass diese kleinen Populationen bei >1000m Höhe bei kalten Witterungsbedingungen möglicherweise auch wieder umkommen werden. Neubesiedlungen durch einzelne Tiere führen zu extremen genetischen Flaschenhälsen und damit zu einer starken genetischen Verarmung der jeweiligen Populationen, was bei unseren Untersuchungen tatsächlich der Fall war. Auch wirkt sich genetische Drift in solch ausgesprochen kleinen Gründerpopulationen zusätzlich besonders stark aus, was zu einer raschen Differenzierung von der Ausgangspopulation führen kann.

Interessanterweise lässt sich in diesem Fall die Differenzierung nur anhand des 16S rRNA Gens und nicht mit der Cox1-Region nachweisen, die eine vollkommene Homogenität zeigt. Das spricht dafür, dass die Separation zwischen den beiden Populationen erst seit relativ kurzer Zeit besteht. Die einzige etablierte genetische Differenz liegt entgegen der statistischen Wahrscheinlichkeit auf dem eigentlich stärker konservierten DNA-Abschnitt. In vergleichenden genetischen Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass Cox1-Region in der Regel eine höhere Mutationsrate aufweist, als die 16s-Region (Schubart et al. 1998, Astrin et al. 2006)

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Am Río Barranca zeigen Sequenzdaten der 16S DNA eine deutliche Trennung zwischen den Teilpopulationen von *Ptychophallus montanus* an seinen beiden Quellflüssen Río Barranquilla und Quebrada Palmital. Trotz der geringen Entfernung von nur ca. 2 km zwischen den beiden Populationen sind sie genetisch voneinander isoliert. Ob diese Trennung auf dem geringen Wanderverhalten der Tiere über Land, auf geographischen Barrieren oder auf kurzfristigen Gründereffekten und genetischen Flaschenhälsen beruht, kann in dieser Arbeit noch nicht endgültig geklärt werden.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Bachelorarbeit. Besonderer Dank geht diesbezüglich an Prof. Jürgen Heinze für die Finanzierung der Laborarbeit Des Weiteren dankt der Erstautor den Mitgliedern der Arbeitsgruppe für die tolle Arbeitsatmosphäre und ihr reichlich gespendetes Fachwissen. Vor allem Nahuel Farias und Alireza Keikhosravi wird besonders für ihre Hilfsbereitschaft und ihre Unterstützung gedankt. Celio Magalhães aus Manaus bestimmte für uns freundlicherweise die Art. In Costa Rica erfuhren wir wichtige Unterstützung durch Joachim Belzer. Wir danken Catalina Benavides (Unidad de Investigación Pesquera y Acuicultura (UNIP) vom Centro de Investigación en Ciencias del Mar y Limnología (CIMAR), Universidad de Costa Rica) für die Erstellung der Abbildung 1.

Literatur

Astrin JJ (2006) Molecular taxonomy in pholcid spiders (Pholcidae, Araneae): evaluation of species identification methods using CO! and 16S rRNA Zoologica scripta 35: 441-457

Bermingham E, Moritz C (1998).Comparative phylogeography: concepts and applications. Molecular ecology 7:367-369

Clement M, Posada D & Crandall K (2000) TCS: a computer program to estimate gene genealogies. *Mol. Ecol.* 9: 1657-1660.

Cook B D, Pringle C M & Hughes J M (2008) Phylogeography of an island endemic, the Puerto Rican Freshwater Crab (Epilobocerasinuatifrons). J. Hered. 99:157-164.

Daniels S R, Gouws G & Crandall K A (2006) Phylogeographicpatterning in a freshwater crab species (Decapoda: Potamonautidae: Potamonautes) reveals the signature ofhistorical climatic oscillations. J.Biogeogr. 33: 1538-1549.

Daniels S R, Stewart B A & Burmeister L (2001) Geographic patterns of genetic and morphological divergenceamongst populations of a river crab (Decapoda: Potamonautidae) with the description of a new species from mountain streams in the Western Cape. Zool. Scri. 30: 181-197.

Excoffier L, Laval G & Schneider S (2005) Arlequin ver. 3.1: An integrated software package for population genetics data analysis. *Evol. Bioinf.* 1: 47-50.

Hall T A (1999) BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. *Nucleic Acids Symp. Ser.* 41**:** 95–98.

Moritz C, Faith D P (1998) Comparative phylogeography and the identification genetecally divergent areas for conservation

Pretzmann G (1972) Die Pseudothelphusidae (Crustacea brachyura). Zoologica. Heft 120: 1-5

Schubart C D (2009) Mitochondrial DNA and decapod phylogenies: the importance of pseudogenes and primer optimization. In: Decapod Crustacean Phylogenetics. Martin JW, Crandall KA and Felder DL (eds) Crustacean Issues 18: 47-65

Schubart CD, Diesel R, Hedges S B (1998) Rapid evolution to terrestrial life in Jamaican crabs. Nature 393:363-365.

Schubart C D, Koller P (2005) Genetic diversity of freshwater crabs (Brachyura: Sesarmidae) from central Jamaica with description of a new species. J. Nat. Hist. 39: 469-481.

Schubart C D, Weil T, Stenderup J T, Crandall K A & Santl T (2010) Ongoing phenotypic and genotypic diversification in adaptively radiated freshwater crabs from Jamaica. In: Glaubrecht, M. (ed.), Evolutionin Action: 323-349. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.

Shih H T, Hung H C,Schubart C D, Chen C A & Chang H W (2006) Intraspecific diversity of the endemic freshwater crabCandidiopotamon rathbunae (Crustacea: Decapoda, Brachyura, Potamidae) reflects fivemillion years of geological history of Taiwan. J. Biogeogr. 33: 980-989.

Wehrtmann I S, Magalhães C, Hernáez P & Mantelatto F L (in press). Offspring production in three freshwater crab species (Brachyura: Pseudothelphusidae) from the Amazon region and Central America. – Zoologia

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Barcoding und molekulare Phylogenie der Gattung *Hydropsyche* (Trichoptera: Hydropsychidae) in Mitteleuropa

Jörn A. Pützschler & Christoph D. Schubart

Biologie 1: Evolution, Verhalten und Genetik; Universität Regensburg; D-93040 Regensburg, joern.puetzschler@gmx.de, christoph.schubart@biologie.uni-regensburg.de

Keywords: Barcoding, *Hydropsyche*, Phylogenie, Mitteleuropa

Einleitung

Die köcherlosen, netzbauenden Köcherfliegen der Gattung *Hydropsyche* stellen oft eine dominierende Komponente des Makrobenthos dar und treten mit einer Dichte von bis zu 10 000 Individuen pro Quadratmeter auf (Becker 1987, Osbourne & Herricks 1987, Yan & Li 2007, Poepperl 2000). Da die Arten der Gattung eine ausgeprägte Zonierung im Flusslängsverlauf zeigen und somit einzelne Arten charakteristisch für bestimmte Gewässerabschnitte sind, eignen sich die Hydropsychidae insbesondere als Indikatororganismen für Fragestellungen bezüglich der Wasserqualität (z.B. Higler & Tolkamp 1983, Becker 1987, Graf et al. 2008). Allerdings gelten die Arten der Gattung als „die taxonomisch mit Abstand schwierigste Gruppe unter den europäischen Köcherfliegen" (Malicky 1977: S. 1). Dabei lassen sich die meisten Hydropsychen verlässlich nur über die Genitalstrukturen der adulten Männchen bestimmen. Bei den mittlerweile gut untersuchten und beschriebenen Larven führt die Variabilität und Ähnlichkeit vieler Merkmale zu Bestimmungsproblemen, und vor allem frühe Larvalstadien können morphologisch oft gar nicht identifiziert werden. Eine Möglichkeit zur Lösung dieser Unsicherheiten in der Bestimmung einzelner Proben stellt das genetische „Barcoding" dar. Der Grundgedanke dabei ist, dass jeder Art ein auf der Sequenzabfolge eines kurzen Genfragments beruhender Barcode zugewiesen wird. Vor einigen Jahren wurde in der Zoologie hierfür ein 658 Basenpaar-Fragment des mitochondrialen Gens Cytochromoxidase 1 (Cox1) als Standard-Genbreich festgelegt. Dieses Gen zeichnet sich durch geringe intraspezifische im Vergleich zur interspezifischen Variabilität aus (Hebert et al. 2003a, Hebert et al. 2003b). Sobald eine Sequenz einer sicher bestimmten Art in einer Datenbank verfügbar ist, können artgleiche Proben im Anschluss meist eindeutig zugeordnet werden. Trotz sehr detaillierter Erkenntnisse zur Biologie einzelner Arten der Gattung *Hydropsyche* sind die Verwandtschaftsverhältnisse selbst der mitteleuropäischen Tiere der Gattung bisher ungeklärt. Auch ist unklar, ob die nach morphologischen Kriterien etablierten Gruppen (siehe dazu: Malicky 1977, Pitsch 1993) innerhalb der Gattung auch genetische Einheiten bilden. Vor diesem Hintergrund wurde für diese Studie das Barcoding-Gen sicher bestimmter, in Mitteleuropa vorkommender Arten von *Hydropsyche* sequenziert, um 1) zukünftige Identifikation schwer bestimmbarer Tiere zu ermöglichen, 2) aus dem erlangten Datensatz einen genetischen Stammbaum zu berechnen und dadurch einen Eindruck von den Verwandtschaftsverhältnissen innerhalb der Gattung zu gewinnen und 3) die derzeit verwendeten Artengruppen auf reziproke Monophylie zu überprüfen.

Material und Methoden

Das im Rahmen dieser Untersuchung verwendete Material stammt aus selbst durchgeführten Sammelreisen sowie aus Privatsammlungen. Da von *H. modesta* und *H. botosaneanui* kein frisches Material aus Mitteleuropa zur Verfügung stand, wurden ebenfalls selbstgesammelte Proben aus Griechenland verwendet. Alle Tiere wurden mit der aktuellsten, momentan verfügbaren Bestimmungsliteratur (Pitsch 1993, Waringer & Graf 2000, Neu & Tobias 2004) bestimmt. Die Nachbestimmung unsicherer Proben erfolgte anschließend freundlicherweise durch Peter J. Neu (Kasel).

Die DNA wurde unter sterilen Bedingungen nach der Puregene-Methode (Gentra Systems, Minneapolis) extrahiert, anschließend konnte die Cytochromoxidase 1 Sequenz jeder Probe mit Standardmethoden amplifiziert und sequenziert werden. Als Primer wurden COL6, COH6 (Schubart 2009) sowie COL6Hy, COH6Hy und COHJP (Pützschler & Schubart, in Vorbereitung) verwendet. Die erhaltenen Sequenzen wurden manuell unter Verwendung von BioEdit Sequence Alignment Editor Version 7.0.9.0 (Hall 1999) aliniert. Die Berechnung der Phylogenie erfolgte mit dem Programm MrBayes v3.1.2 (Huelsenbeck & Ronquist 2001).

Ergebnisse

Von den 19 aus Mitteleuropa bekannten Arten konnten bis auf die als ausgestorben geltende *H. tobiasi* sowie *H. silfvenii* alle bearbeitet werden. Von letzterer lagen mehrere ältere Proben zum morphologischen Abgleich vor. Die mit dem Programm MrBayes berechnete Phylogenie ist in Abbildung 1 dargestellt. Darin erweist sich die *instabilis*-Gruppe (bestehend aus *H. instabilis, H. saxonica, H. fulvipes, H. siltalai* und *H. tenuis*) als monophyletisch, wenn auch nur mit einer statistischen posterioren Wahrscheinlichkeit (pW) von 76%. Die *guttata*-Gruppe (bestehend aus *H. guttata, H. modesta, H. exocellata, H. contubernalis, H. ornatula, H. bulgaromanorum, H. bulbifera*) stellt ebenfalls eine monophyletische Einheit mit 88% pW dar. Im Gegensatz dazu erscheint die *pellucidula*-Gruppe (*H. pellucidula, H. dinarica, H. incognita* und *H. botosaneanui*) polyphyletisch. Die auf Grund genitalmorphologischer Merkmale keiner dieser drei Gruppen zugeordnete Art *H. angustipennis* stellt auch in der molekularen Phylogenie eine eigene Gruppe dar. Wie an den Arten mit mehreren Proben verschiedener Fundorte ersichtlich, weisen die mitteleuropäischen Arten der Gattung nur eine sehr geringe intraspezifische Variabilität auf. Hingegen ist die interspezifische Differenzierung deutlich und ausgeprägt. Bis auf *H. tobiasi* und *H. silfvenii* können somit alle mitteleuropäischen Arten der Gattung *Hydropsyche* genetisch identifiziert und charakterisiert werden. Auffällig dabei ist allerdings die Stellung eines larvalmorphologisch keiner Art sicher zuzuordnenden Individuums aus dem Ellbach (R418-4, westlicher Bayerischer Wald), was hier mit *H. cf. bulbifera* bezeichnet wird. Es bildet eine monophyletische Gruppe mit *H. bulbifera*, ist jedoch genetisch vergleichbar weit davon entfernt, wie die meisten anderen Arten zueinander.

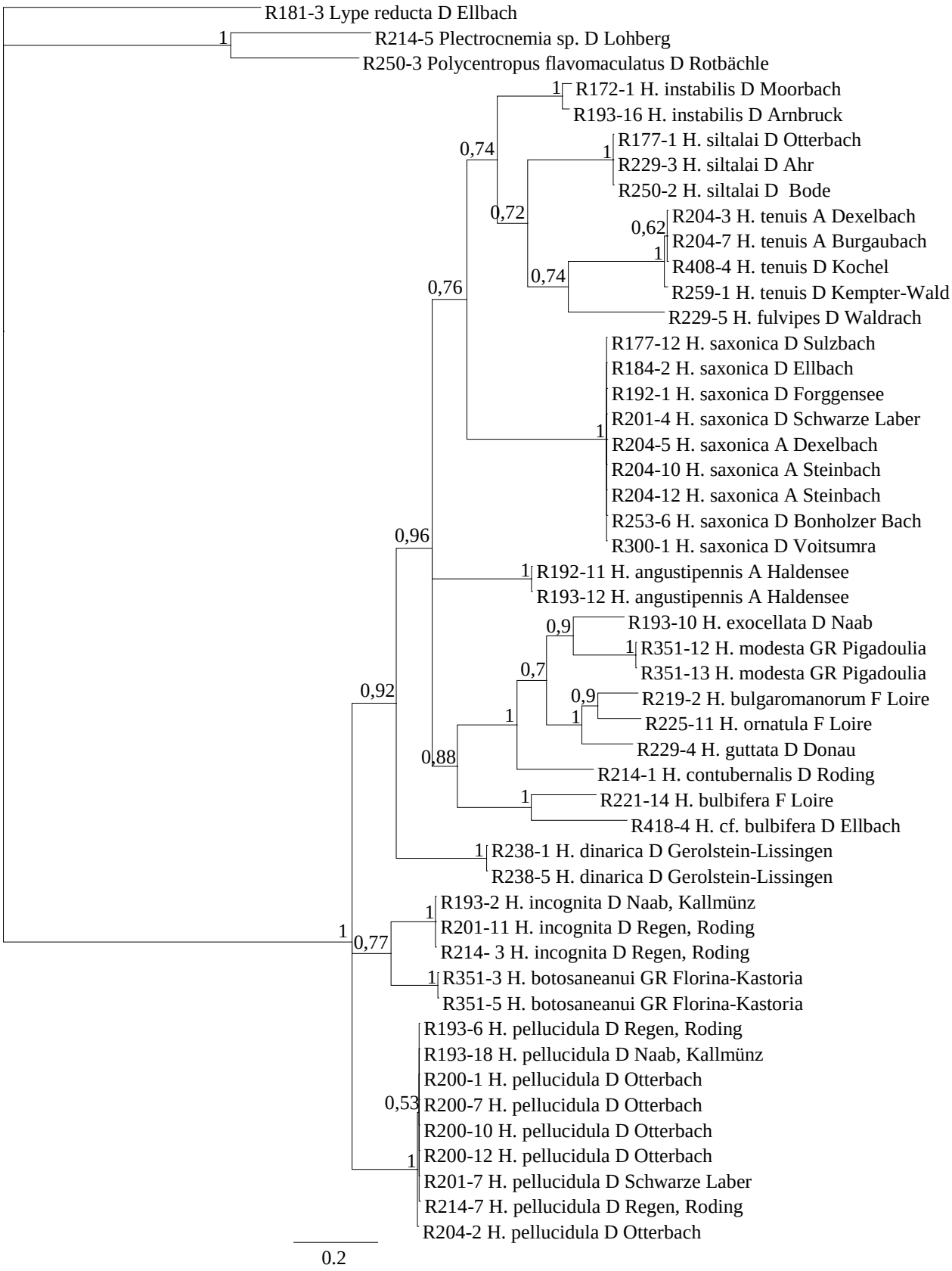


Abb. 1: Stammbaum der Gattung *Hydropsyche*, basierend auf 655 Basenpaaren Cox1 mtDNA , erstellt mit MrBayes v3.2.1; Modell: GTR+G+I; 10.000.000 Generationen; Burn-In: 10.000 Generationen; Außengruppe: R181-3 *Lype reducta*. A: Österreich, D: Deutschland, F: Frankreich, GR: Griechenland

Diskussion

Die Phylogenie in Abb.1 stellt die derzeit vollständigste Rekonstruktion der Verwandtschaftsverhältnisse mitteleuropäischer Vertreter der Gattung *Hydropsyche* dar und bestätigt nur zum Teil bestehende Morpho-Gruppen. Für die sicherere Beantwortung der Frage, ob es sich bei den nach rein genitalmorphologischen Kriterien gebildeten Artengruppen um monophyletische Gruppen handelt, müssen noch weitere Gene und/oder längere Genfragmente analysiert werden (Pützschler & Schubart, in Vorbereitung). Außerdem fehlen für eine vollständige molekulare Phylogenie der mitteleuropäischen Vertreter die Arten *H. tobiasi* und *H. silfvenii*[1]. Solange diese nicht genetisch charakterisiert werden, könnte man vermuten dass es sich bei *H. cf. bulbifera* um eine dieser beiden Arten handeln könnte. In Bezug auf *H. tobiasi* ist dies aus mehreren Gründen unwahrscheinlich, obwohl sie morphologisch auch in die *guttata*-Gruppe eingeordnet wurde: Zum Einen gilt sie als potamobionte Art und wurde bis jetzt nur in der Nähe größerer Flüsse wie Rhein und Main gefunden. Im Gegensatz dazu stammt *H. cf. bulbifera* aus dem Rhithral eines kleinen, schnell fließenden Bachs. Zum Anderen wurde *H. tobiasi* von Malicky (1977) aus einer Sammlung von *H. exocellata* heraus beschrieben; auf Ähnlichkeiten dieser beiden Arten (Augenmorphologie) wurde vom Autor hingewiesen. Die Larve von *H. cf. bulbifera* weist aber keinerlei Gemeinsamkeit mit Larven von *H. exocellata* auf. *H. silfvenii* wiederum unterscheidet sich sowohl larval als auch imaginal deutlich von allen anderen Arten der Gattung und wird deswegen morphologisch in die *silfvenii*-Gruppe eingeordnet (Pitsch 1993). Überdies wird momentan diskutiert, ob *H. silfvenii* überhaupt zur Gattung *Hydropsyche* gehört oder ob sie eher in die Gattung *Cheumatopsyche* überführt werden sollte (Robert 2001). Es lagen uns mehrere alte Proben von *H. silfvenii* zum morphologischen Vergleich vor, bei denen keinerlei Übereinstimmung in den wichtigen Merkmalen mit unserer Probe von *H. cf. bulbifera* gefunden werden konnte. Interessanterweise wurden von uns Tiere mit fast identischer Sequenz aus Bulgarien dokumentiert (unveröffentlicht), weshalb wir davon ausgehen, dass es sich um eine gültige Art handeln muss. Diese bulgarischen Larven waren jedoch morphologisch nicht von *H. bulbifera* zu unterscheiden. Zur weiteren Verifikation dieses Fundes und zur Artbestimmung oder Artbeschreibung müssten adulte Männchen der Art gefunden werden. Dies stellte sich bis jetzt als nicht trivial dar, da von etwa 40 Proben aus dem Ellbach lediglich diese eine Probe nicht als *H. saxonica* identifiziert wurde. Bis zu diesem Zeitpunkt ist wahrscheinlich davon auszugehen, dass mit *H. cf. bulbifera* eine in Deutschland bis dato nicht nachgewiesene osteuropäische Art dokumentiert wurde, oder dass innerhalb von *H. bulbifera* eine zweite, evtl. kryptische Art existiert.

Zusammenfassung

Durch diese Arbeit können, mit Ausnahme von *Hydropsyche tobiasi* und *H. silfvenii*, alle mitteleuropäischen Arten der Gattung *Hydropsyche* mit Hilfe des genetischen Barcodings charakterisiert werden. Mit *H. cf. bulbifera* wurde entweder eine für Deutschland bisher nicht nachgewiesene Art dokumentiert oder eine kryptische Art innerhalb von *H. bulbifera* entdeckt. Eine molekulare Phylogenie basierend auf Teilen des Cox1-Gens suggeriert Monophylie sowohl der *instabilis*-Gruppe als auch der *guttata*-Gruppe, wohingegen die *pellucidula*-Gruppe polyphyletischen Ursprungs wäre. Durch die geringe statistische Unterstützung der jeweiligen Verzweigungen in der Phylogenie ist es jedoch gut möglich, dass sich bei der Betrachtung anderer Gene diese Feststellungen noch ändern können.

[1] Für Ethanol-fixierte Exemplare dieser Arten wären die Autoren sehr dankbar

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen einer Diplomarbeit. Besonderer Dank geht diesbezüglich an Prof. Jürgen Heinze für die Finanzierung der Laborarbeit sowie die Zuweisung eines Arbeitsplatzes. Für die Bereitstellung von Sammlungsmaterial und die Nachbestimmung zahlreicher Proben sei Peter J. Neu herzlichst gedankt. Ebenfalls vielen Dank an Prof. Bernhard Statzner für die Überlassung französischer Proben sowie Lutz Tappenbeck, Benjamin Barth, Florian Kolbinger und Henrik M. Schubart für das Sammeln von Material.

Literatur

Becker G (1987) Net-building behavior, tolerance and development of two caddisfly species from the river Rhine (*Hydropsyche contubernalis* and *H. pellucidula*) in relation to the oxygen content. Oecologia 73:242-250

Graf W, Murphy J, Dahl J Zamora-Muñoz C, López-Rodríguez MJ (2008) Distribution and Ecological Preferences of European Freshwater Organisms Volume 1: Trichoptera. Pensoft

Hall TA (1999) BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. Nucl. Acid. S. 41: 95-98

Hebert PDN, Cywinska A, Ball SL, deWaard JR (2003a) Biological identifications through DNA barcodes. P. Roy. Soc. Lond. B. Bio. 270:312-322

Hebert PDN, Ratnasingham S, De Waard JR (2003b) Barcoding animal life: cytochrome c oxidase subunit 1 divergences among closely related species. P. Roy. Soc. Lond. B. Bio. 270:96-99

Higler LWG, Tolkamp HH (1982) Hydropsychidae as bio-indicators. Environ. Monit. Assess. 3 (1983):331-341

Huelsenbeck JP and Ronquist F (2001) MRBAYES: Bayesian inference of phylogeny. Bioinformatics 17: 754-755

Malicky H (1977) Ein Beitrag zur Kenntnis der *Hydropsyche-guttata*-Gruppe (Trichoptera, Hydropsychidae). Zeitschr. Arb.-gem. Österr. Entom. 29:1-28

Neu PJ, Tobias W (2004) Die Bestimmung der in Deutschland vorkommenden Hydropsychidae (Insecta: Trichoptera). Lauterbornia 51:1-68

Osborne LL, Herricks EE (1987) Microhabitat characteristics of *Hydropsyche* (Trichoptera:Hydropsychidae) and the importance of body size. J. N. Am. Benthol. Soc. 6(2):115-124

Pitsch T (1993) Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen (Insecta - Trichoptera). Landschaftsentwicklung und Umweltforschung – Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung. Berlin. Sonderheft 8:1-313

Poepperl R (2000) The filter feeders *Hydropsyche angustipennis* and *H. pellucidula* (Trichoptera: Hydropsychidae) in a northern German lowland stream: Microdistribution, larval development, emergence pattern and secondary production. Limnologica 30:65-72

Robert B (2001) Verzeichnis der Köcherfliegen (Trichoptera) Deutschlands. Die Köcherfliegenfauna Deutschlands: Ein kommentiertes Verzeichnis mit Verbreitungsangaben. In: Klausnitzer B (ed.): Entomofauna Germanica Band 5. Entomologische Nachrichten und Berichte. Beiheft 7:107-151

Schubart CD (2009) Mitochondrial DNA and Decapode Phylogenies: the Importance of Pseudogenes and Primer Optimization. In: Decapod Crustacean Phylogenetics. Martin JW, Crandall KA and Felder DL (Eds) Crustacean Issues 18: 47-65

Waringer J, Graf W (2000) Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluss der angrenzenden Gebiete. Facultas. Wien

Yan YJ, Li XY (2007) Abundance, life cycle, production dynamics and trophic basis of a dominant caddisfly (*Hydropsyche carbonaria* McLachlan) in a subtropical stream in China. J. Freshwater Ecol. 22:261-266

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Auswirkungen der Infektion mit *Polymorphus minutus* auf das geotaktische und phototaktische Verhalten sympatrischer Gammaridae

Markus Schmidt, Sajad Farahani, H. Wolfgang Riss & Elisabeth I. Meyer

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster, meyere@uni-muenster.de

Keywords: Acanthocephala, Amphipoda, Invasion, Neozoa, Parasiten

Abstract

In the streams of the Paderborn Plateau (Germany, North Rhine-Westphalia) the amphipods *Gammarus pulex*, *Gammarus fossarum*, and *Echinogammarus berilloni* coexist. The latter is an invasive species, which reduces the abundance of the native species. All three species are infected by the acanthocephalan parasite *Polymorphus minutus*, for which the amphipods serve as intermediate hosts. The transmission of the parasite to the final host, a bird, is caused by predation. We assayed the geotactic and phototactic behaviour of the infected and uninfected amphipods to find out whether *P. minutus* causes a host manipulation, which would increase the probability of transmission to the final host. According to the literature, infected amphipods were observed to react with negative geotaxis and positive phototaxis, unlike uninfected amphipods do. The hypothesis was that *E. berilloni*, as an invasive species, benefits over native species by being less prone to behavioral manipulation and therefore probably less preyed upon than native species. Negative geotaxis was significantly increased by parasite infection only in *G. pulex*, but not in *E. berilloni* and *G. fossarum*. Phototactic behaviour, in comparison thereto, was not significantly altered in any of the amphipod species.

Einleitung

Das Neozoon *Echinogammarus berilloni* breitet sich zunehmend aus und konkurriert mit den heimischen Arten *Gammarus pulex* und *Gammarus fossarum* in Ostwestfalen (Meyer et al. 2004; Zeidler et al. 2008). Alle drei Amphipodenarten sind auch von Acanthocephalen parasitiert. Acanthocephalen sind getrenntgeschlechtliche Endoparasiten mit einem komplexen Lebenszyklus, der einen obligatorischen Wirtswechsel beinhaltet. Vertebrata dienen als Endwirte, Arthropoda als Zwischenwirte. Adulte leben im Darm ihrer Endwirte (Taraschewski 2001). Nach Angaben in der Literatur können Parasiten im Rahmen von Invasionsprozessen die Verdrängung heimischer durch invasive Arten fördern (Prenter et al. 2004). Viele Parasiten mit komplexen Lebenszyklen steigern die Wahrscheinlichkeit einer trophischen Übertragung auf den Endwirt durch ihre Fähigkeit, das Verhalten ihrer Zwischenwirte zu verändern (Lafferty 1999). Im Fall einer Parasitierung mit Acanthocephalen sind mehrfach Veränderungen des Verhaltens der Zwischenwirte (Wirtsmanipulation), welche die Wahrscheinlichkeit einer Übertragung auf den Endwirt des Parasiten erhöhen,

nachgewiesen worden (Bauer et al. 2005, Cézilly et al. 2000, Médoc et al. 2009, Tain et al. 2007). Im vorliegenden Invasionsprozess waren potenziell die beiden Acanthocephalen *Polymorphus minutus* und *Pomphorhynchus laevis* relevant. Für *P. minutus* ist eine Veränderung des geotaktischen Verhaltens des Zwischenwirtes von positiv nach negativ beschrieben worden (Cézilly et al. 2000, Bauer et al. 2005, Médoc et al. 2009). Demnach halten sich infizierte Amphipoden höher in der Wassersäule auf und werden so mit höherer Wahrscheinlichkeit von den Endwirten von *P. minutus*, Wasservögeln, gefressen. Im Falle einer Infektion mit *Pomphorhynchus laevis* ist hingegen eine Veränderung des phototaktischen Verhaltens des Zwischenwirtes nachgewiesen beobachtet worden. Infizierte Amphipoden verhalten sich positiv phototaktisch (Bauer et al. 2000, Cézilly et al. 2000, Tain et al. 2007). Im Invasionsprozess könnte die Parasitierung ein bedeutender Faktor sein. Bauer et al. (2005) stellten fest, dass die Intensität der Verhaltensänderung bei einer in das Untersuchungsgebiet eingewanderten Art geringer als bei heimischen Arten war. Mehrfach wurden keine Auswirkungen einer Parasitierung auf das Verhalten invasiver Arten festgestellt, wobei heimische Amphipoden Verhaltensänderungen zeigten (Bauer et al., 2000, Cézilly et al., 2000; Tain et al., 2007)

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden folgende Hypothesen aufgestellt: Das Neozoon *E. berilloni* wird im Falle einer Infektion mit *P. minutus* nicht signifikant in seinem geotaktischen Verhalten beeinflusst. Die heimischen Arten *G. pulex* und *G. fossarum* werden im Falle einer Infektion mit *P. minutus* signifikant in ihrem geotaktischen Verhalten verändert. Die Infektion mit *P. minutus* wird das phototaktische Verhalten aller drei Arten nicht beeinflussen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die in den Experimenten untersuchten Amphipoden wurden den Fließgewässern der Paderborner Hochfläche, einem 350 km² umfassenden Karstgebiet in Nordrhein-Westfalen entnommen. Die Proben umfassten Tiere aus den Fließgewässern Alme, Altenau, Lippe, Pader und Sauer.

Hälterung

Die Tiere wurden bei einer Wassertemperatur von 16 ± 1 °C und ständiger Belüftung gehalten. Die Photoperiode betrug 12:12 L:D, wobei als Lichtquelle eine Metalldampflampe mit einer Farbtemperatur von 6500K und einer Lichtintensität von 50 000 Lux diente. Die Hälfte der Aquarienoberfläche war abgedeckt, wodurch unterschiedlich stark durchlichtete Zonen entstanden. Der Boden und eine Schmalseite des Beckens waren mit Ökovlies bedeckt. So konnten die Tiere in verschiedenen Höhen der Wassersäule verharren. Die Fütterung der Tiere erfolgte täglich ad libitum durch zuvor in Wasser gelegte *Alnus glutinosa*-Blätter.

Versuch zum geotaktischen Verhalten

Zur Untersuchung des geotaktischen Verhaltens der Amphipoden wurde im Versuchsbecken eine geneigte Rampe mit rauhem Substrat (0,5 – 2 mm) und größeren Kieseln installiert. Der waagerechte Teil des Bodens war mit dem gleichen Substrat bedeckt. Die geneigte Rampe wurde in sieben Zonen unterteilt. Von den Unterteilungen der Rampe wurden horizontale Linien auf die Aquarienseiten gezeichnet. Die tiefste Zone bekam den Punktwert eins. Versuche fanden sowohl unter künstlichem Tageslicht, als auch unter Rotlichtbedingungen statt. Gammariden zeigen keine erkennbare Reaktion auf Rotlichtquellen. Die Beleuchtung mit Tageslicht erfolgte diffus und ohne Erzeugung eines vertikalen Lichtgradienten. Zur Versuchsdurchführung wurde die Position der Amphipoden in

der Wassersäule bzw. auf dem Substrat nach einer Akklimatisierungszeit von fünf Minuten über eine Dauer von fünf Minuten im Abstand von 30 s bestimmt.

Versuch zum phototaktischen Verhalten

Zur Untersuchung des phototaktischen Verhaltens der Amphipoden wurde ein Versuchsbecken zur Hälfte abgedunkelt. Die beiden entstandenen Hälften (hell/dunkel) wurden in jeweils sechs vertikale Zonen unterteilt. Die sechs Zonen des abgedunkelten Bereichs bekamen von der Mitte des Beckens zum Rand die Werte -1 bis -6 zugeordnet, im belichteten Bereich die entsprechenden positiven Werte. Nach einer Akklimatisierungszeit von fünf Minuten wurde, wie im Versuch zur Geotaxis, über 5 min alle 30 s die Position des Versuchstieres erfasst.

Bestimmung

Die Bestimmung der Amphipodenarten, des Geschlechts und des Infektionsstatusses sowie der Art der Parasiten geschah nach den Versuchen. Die Bestimmung der Parasiten erfolgte über die morphologischen Merkmale der Proboscis der Cystacanth-Stadien.

Statistische Analyse der Daten

Aufgrund der inhomogenen Daten wurde ein Permutations-t-Test gewählt. Das Verfahren führt zu einer größeren Teststärke als eine entsprechende nicht-parametrische Alternative. Hierfür verwendet wurde Paleontological Statistics (Version 1.95). Die Darstellung der Ergebnisse als "noched Box-and-Whisker-Plots" erfolgte mit Hilfe von STATGRAPHICS Plus 4.0.

Ergebnisse und Diskussion

Geotaktisches Verhalten

Mit *P. minutus* infizierte *E. berilloni* zeigten weder unter Tageslichtbedingungen (s. Abb. 1) noch unter Rotlichtbedingungen (ohne Abb.) eine signifikante Änderung ihres geotaktischen Verhaltens. Eine ausbleibende Wirtsmanipulation sollte bedeuten, dass das Neozoon durch eine Infektion mit *P. minutus* keinem höheren Fraßdruck durch Vögel ausgesetzt ist als nicht-infizierte Artgenossen. Infizierte *G. pulex* zeigten hingegen ein signifikant verändertes geotaktisches Verhalten. Im Gegensatz zu nicht-infizierten Tieren hielten sie sich signifikant höher in der Wassersäule auf. Dies galt sowohl unter Tageslicht (Abb. 1) als auch unter Rotlicht (ohne Abb.). *G. pulex* wird demnach durch *P. minutus* manipuliert. Damit ist der Parasitismus potenzieller Faktor im Hinblick auf die mit einer Invasion einhergehenden Abundanzverschiebungen, da das Neozoon im Gegensatz zur heimischen Art nicht manipuliert wird.

Vergleicht man infizierte *G. pulex* mit infizierten *E. berilloni*, so belegt die graphische Darstellung einen deutlichen Unterschied (Abb.1), wonach sich infizierte *E. berilloni* tiefer in der Wassersäule aufhielten als infizierte *G. pulex*. Allerdings war der Unterschied aufgrund der weiten Verteilung von *E. berilloni* über die vertikalen Zonen nicht signifikant. Für eine Erhöhung der Stichprobengröße infizierter *G. pulex* standen andererseits nicht genügend Tiere zur Verfügung. Infizierte Vertreter der heimischen Art *G. fossarum* wiesen weder unter Rot- noch unter Tageslicht eine signifikante Änderung des geotaktischen Verhaltens auf (Abb. 1). Nicht-infizierte *G. fossarum* hielten sich jedoch signifikant höher in der Wassersäule auf als nicht-infizierte *G. pulex*. *G. fossarum* sollte demnach im nicht-infizierten Zustand wahrscheinlicher von Wasservögeln erbeutet werden als nicht-infizierte *G. pulex*.

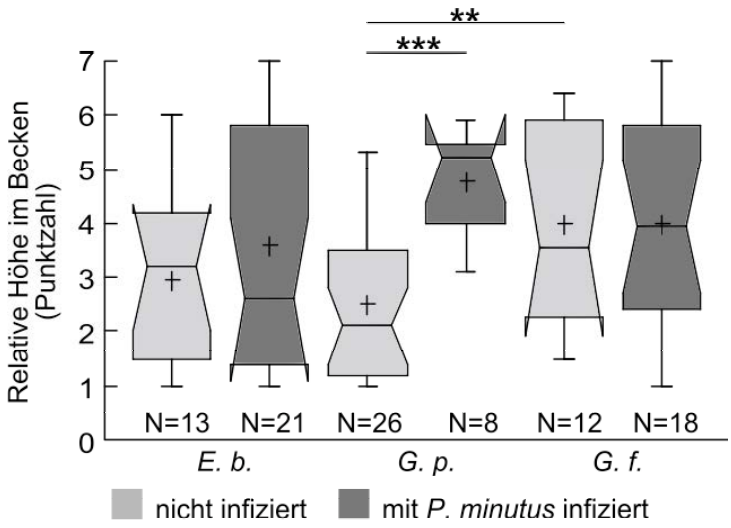


Abb. 1: Geotaktisches Verhalten von *E. berilloni*, *Gammarus pulex* und *G. fossarum* unter Tageslichtbedingungen. Erfassung der Position alle 30s über 5 min. (p≤ 0,01=**, p≤ 0,001=***)

Vergleicht man das Verhalten der Amphipoden unter Tageslicht- und Rotlichtbedingungen (vgl. Abb. 2) fällt auf, dass in den meisten Fällen keine wesentlichen Unterschiede festgestellt werden können. Infizierte Amphipoden verhalten sich unter Tageslicht- und Rotlichtbedingungen annähernd gleich.

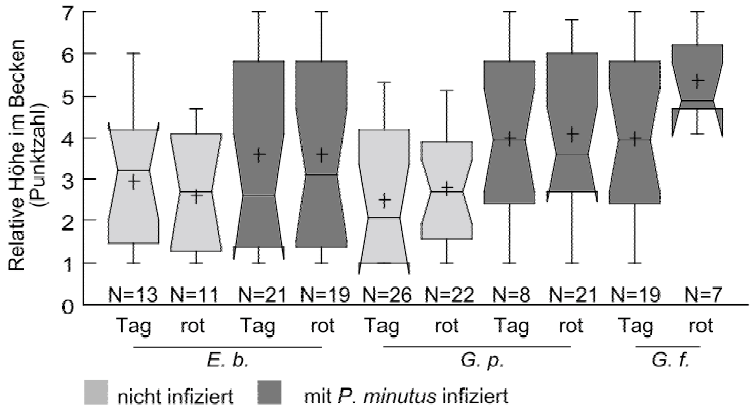


Abb. 2: Geotaktisches Verhalten von *E. berilloni*, *G. pulex* und *G. fossarum* unter Rot- und Tageslichtbedingungen. Erfassung der Position alle 30s über 5 min.

Phototaktisches Verhalten

Das phototaktische Verhalten wurde bei keiner der drei Amphipodenarten durch eine Infektion mit *P. minutus* signifikant beeinflusst. Alle Arten hielten sich bevorzugt in der abgedunkelten Hälfte des Versuchsbeckens auf. Eine Manipulation durch eine Infektion mit *Pomphorhynchus laevis* war für die heimischen Arten angenommen worden. Dieser Parasit kam im Untersuchungsgebiet allerdings nicht vor.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Das Neozoon *E. berilloni* wird in seinem geotaktischen Verhalten durch eine Parasitierung nur wenig beeinflusst. Dies entspricht der Hypothese und lässt den Parasitismus als Faktor im Invasionsprozess weiter in den Fokus rücken. Zumindest die graphische Darstellung weist auf signifikante Unterschiede in der positiven Geotaxis infizierter Individuen von *G. pulex* und *E. berilloni* hin. Die heimische Art hält sich im Falle einer Infektion mit *P. minutus* höher in der Wassersäule auf. Allerdings waren für eine signifikante Feststellung der Beobachtung nicht genügend Individuen gefunden worden. Im Hinblick auf *G. fossarum* ist anzumerken, dass die Hypothese widerlegt wurde. Es findet keine Manipulation des geotaktischen Verhaltens durch eine Infektion mit *P. minutus* statt. Hier ist der Parasitismus im Hinblick auf eine erfolgreiche Verdrängung durch den Invador *E. berilloni* kein Erklärungsfaktor. Um den Einfluss des Parasitismus zu klären, bedarf es der Auswertung von Daten zur Parasitierungsrate und weiterer Analysen. Ist nur ein geringer Teil der Amphipoden parasitiert, kann davon ausgegangen werden, dass der Parasitismus nicht der entscheidende Faktor im Invasionsprozess ist.

Danksagung

Die Verhaltensexperimente mit Amphipoden fanden im Rahmen meiner Staatsexamensarbeit für das Lehramt statt. Mein Dank gilt der Arbeitsgruppe der der Abteilung für Limnologie der Universität Münster für die ausgezeichnete Unterstützung. Herzlich bedanken für ihre Unterstützung möchte ich mich bei meiner Frau, Livia, meinen Eltern, Angelika und Georg und meiner Schwester, Gabriele.

Literatur

Bauer, A., Trouvé, S., Grégoire, A., Bollache, L. & F. Cézilly (2000): Differential influence of *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala) on the behaviour of native and invader gammarid species. International Journal for Parasitology 30: 1453-1457.

Bauer, A., Haine, E.R., Perrot-Minnot, M.-J. & T. Rigaud (2005): The acanthocephalan parasite *Polymorphus* minutus alters the geotactic and clinging bihaviours of two sympatric amphipods hosts: the native *Gammarus pulex* and the invasive *Gammarus roeseli*. Journal of Zoology 267: 39-43.

Cézilly, F., Grégoire, A. & A. Bertin (2000): Conflict between co-occuring manipulative parasites? An experimental study of the joint influence of two acanthocephalan parasites on the behaviour of *Gammarus pulex*. Parasitology 120:625-630.

Lafferty, K. D. (1999): The evolution of trophic transmission. Parasitology Today 15: 111-115.

Médoc, V., Bollache, L & J.-N. Beisel (2009): A manipulative parasite increasing an antipredator response decreases its vulnerability to a nonhost predator. Animal Behaviour 77: 1235-1241.

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

Prenter, J., MacNeil, C. Dick, J.T.A. & A.M. Dunn (2004): Roles of parasites in animal invasions. Trends in Ecology & Evolution 19:385-390.

Tain, L., Perrot-Minnot, M.-J. & F. Cézilly (2007): Differential influence of *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala) on brain serotonergic activity in two congeneric host species. Biology Letters 3: 68-71.

Taraschewski, H. (2001): Acanthocephala. In: Mehlhorn, H. (Ed.): Encyclopedic Reference of Parasitology. Diseases, Treatment, Therapy: 1-13.

Zeidler, M., Trippe, M., Breul, N., Knoche, S., Riss, H.W. & E.I. Meyer (2008): Populationsdynamik dreier Amphipodenarten in einem temporären Fließgewässer der Paderborner Hochfläche (NRW). Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Poster auf der Jahrestagung 2008 (Konstanz): Handout 1 S.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Integrale Entwässerungsplanung (IEP) beim Ruhrverband unter besonderer Berücksichtigung von Einleitungen der Siedlungsentwässerung

Heinrich Schweder

Ruhrverband, Essen; E-Mail: hsw@ruhrverband.de

Keywords: Integrale Entwässerungsplanung IEP, Ruhrverband, Niederschlagswassereinleitung, Makrozoobenthos, PERLODES

Zusammenfassung

Die Integrale Entwässerungsplanung (IEP) wurde vom Ruhrverband entwickelt, um im Einzugsgebiet der Ruhr die Siedlungsentwässerung aus wirtschaftlicher und betrieblicher Sicht zu verbessern. Sie untersucht umfassend die Wechselwirkungen zwischen der Kanalisation, der Niederschlagswasserbehandlung, der Abwasserreinigung und den aufnehmenden Gewässern. Auf dieser Basis werden geeignete Optimierungsstrategien für die Siedlungsentwässerung entwickelt, die ökologischen Fortschritt mit ökonomischen Vorteilen verbinden. Gewässerökologische Untersuchungen an Einleitungsstellen tragen dabei oftmals zur Ableitung kosteneffizienter Maßnahmen bei. Die bisherigen Erfahrungen mit der IEP sind überaus positiv: Das optimierte Betriebsverhalten trägt zu einer wesentlichen Verringerung der ins Gewässer eingeleiteten Schmutzfracht bei. Außerdem konnte in Einzelfällen auf den Neubau von Regenbecken oder kostenintensive Kanalsanierungen verzichtet werden. Die IEP leistet somit einen kosteneffizienten Beitrag zur Erreichung der von der WRRL geforderten Ziele „guter ökologischer Zustand“ bzw. „gutes ökologisches Potenzial“.

Einleitung

Seit dem Jahr 2005 führt der Ruhrverband Integrale Entwässerungsplanungen (IEP) zur ganzheitlichen Betrachtung der Siedlungsentwässerung durch. Mit der IEP soll 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 werden. Hierbei werden bis zum Jahr 2017 außer den Einleitungen aus 71 Kläranlagen (KA) und den Einleitungen aus 582 Niederschlagswasserbehandlungsanlagen auch 615 Einleitungen aus Regenüberläufen der Mischsysteme sowie mehrere tausend Niederschlagswassereinleitungen im Trennsystem betrachtet. Im Folgenden wird das grundsätzliche Vorgehen im Rahmen der IEP unter besonderer Berücksichtigung der gewässerökologischen Untersuchungen beschrieben.

Arbeitsschritte der Integralen Entwässerungsplanung des Ruhrverbandes

Die IEP untersucht umfassend die Wechselwirkungen zwischen der Kanalisation, der Niederschlagswasserbehandlung, der Abwasserreinigung und den aufnehmenden Gewässern. Bei der Erarbeitung einer Methodik für die IEP des Ruhrverbandes galt es, einen sinnvollen Kompromiss zwischen einer hinreichend genauen Einschätzung der Emissions- und Immissionssituation einer-

seits und einem vertretbaren Aufwand für die modelltechnische Beschreibung der Stoffflüsse andererseits zu erreichen. Daher werden die Vorgänge in der Kanalisation lediglich mit einem kalibrierten hydrologischen Modell abgebildet. Die Einschätzung der Immissionssituation im Gewässer erfolgt im Wesentlichen auf Basis detaillierter gewässerökologischer Untersuchungen und einer qualifizierten Wirkungsabschätzung bei zukünftigen Veränderungen der Entwässerungsstruktur oder der Umsetzung von Maßnahmen zur Niederschlagswasserbehandlung.

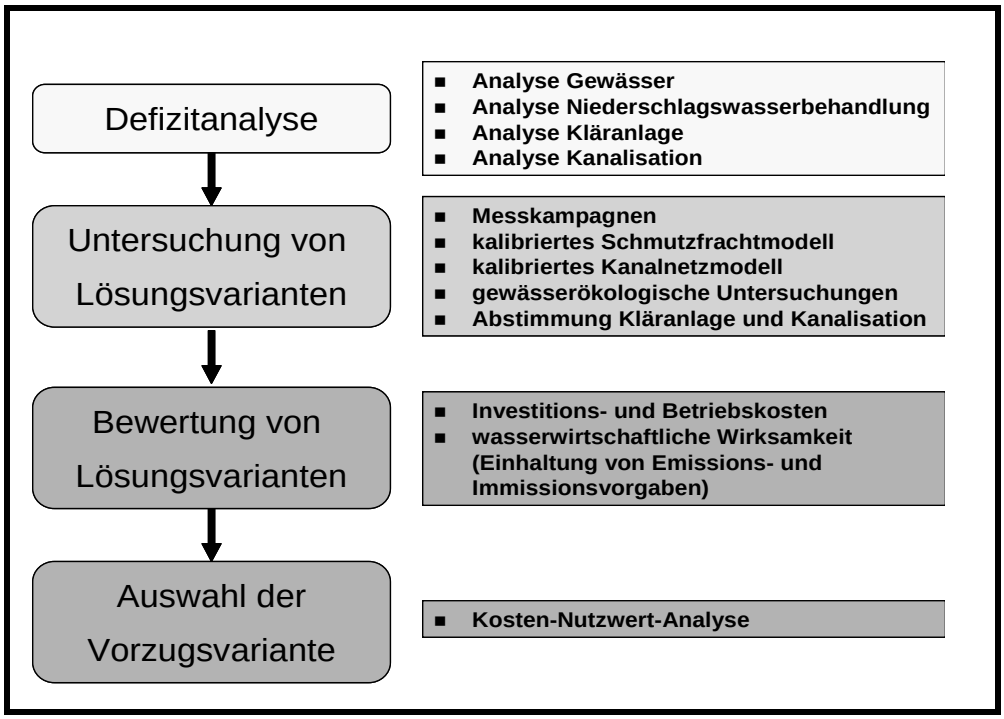


Abbildung 1: Arbeitsschritte der IEP des Ruhrverbands

Hierzu wurde in Anlehnung an die im DWA-Arbeitsblatt A 100 (DWA 2006) beschriebenen Arbeitsschritte der Integralen Siedlungsentwässerung ein gering modifiziertes Konzept erarbeitet, das in Abb. 1 dargestellt ist. Im Blickpunkt des Teilsystems Kanalisation stehen dabei aufgrund des hohen Fremdwasseranteiles im Ruhreinzugsgebiet zunächst die Erfassung und Beurteilung der Fremdwassersituation sowie die Ableitung entsprechender Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen (Weyand et al. 2009).

Identifizierung möglicherweise kritischer Einleitungsstellen

Im Vorfeld der gewässerökologischen Untersuchungen im Rahmen der IEP 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. Zur weiteren Identifizierung möglicherweise kritischer Einleitungsstellen wird der „Vereinfachte Nachweis“ nach BWK M3 (BWK 2007) durchgeführt. Hier wird in einen stofflichen und einen hydraulisch/hydrologischen Nachweis unterschieden.

Für die Mittelgebirgsgewässer im Einzugsgebiet der Ruhr stellt der Sauerstoffgehalt im Gewässer aufgrund der hohen Wiederbelüftung in der Regel keine kritische Größe dar. Silikatische Gewässertypen sind potenziell neutral bis leicht sauer, so dass bei Einhaltung des NH_4-N-Orientierungswertes nach LAWA in Hinblick auf den guten Zustand keine kritische Ammoniakkonzentration zu erwarten ist. Daher ist die Prüfung auf kritische Ammoniak-Konzentrationen v.a.

in karbonatischen Gewässertypen und in stark eutrophierten Gewässern von Bedeutung. Die Mittelgebirgsgewässer des Ruhreinzugsgebietes befinden sich im silikatischen Grundgebirge. Somit kann hier bei den meisten Fließgewässern auf eine stoffliche Nachweisführung verzichtet werden.

Zur Identifizierung möglicherweise hydraulisch kritischer Einleitungsstellen werden im Rahmen der IEP alle Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung mit dem vereinfachten Nachweis nach BWK M3 beurteilt. Als möglicherweise kritisch werden alle Einzeleinleitungen betrachtet, bei denen eine Überschreitung der Vorgaben des BWK M3 ermittelt wurde; der Einfluß durch diese Niederschlagswassereinleitungen wird durch eine detaillierte Nachweisführung im Sinne des BWK M7 (BWK 2008) biologisch überprüft.

Gewässerökologische Untersuchungen

Die Gewässerabschnitte der als möglicherweise kritisch identifizierten Einleitungen werden gewässerökologisch mit dem Verfahren PERLODES/ASTERICS untersucht. Dieses beinhaltet 256 Indizes, so genannte „Metrics“, die eine differenzierte Kausalanalyse und damit die Ursachenermittlung einer durch Belastungen – z.B. durch übermäßige Einleitung von Niederschlagswasser - beeinträchtigten Biozönose ermöglichen. In einfachen Beurteilungsfällen (Anfangsgebiete, keine komplexe Beeinflussung des Gewässerzustandes) kommt auch die Orientierende Gewässerökologische Untersuchung (OGU) mit Probenahme in Anlehnung an DIN 38410 zum Einsatz. Die Einschätzung von Einleitsituationen in Quellgebieten wird ebenfalls mit einer OGU durchgeführt.

Ziel der biologischen Nachweisführung ist es, relevante nachhaltige Effekte von Einleitungen der Siedlungsentwässerung nachweisen zu können. Mögliche Kurzzeiteffekte, die durch ein ausreichendes Wiederbesiedlungspotenzial schnell wieder ausgeglichen werden können, treten auch durch „natürliche Störungen“, wie z.B. Hochwässer auf, und indizieren daher keinen Handlungsbedarf.

Das Methodenhandbuch zum BWK M3 (BWK 2009) schildert, wie neben dem Modul Saprobie einzelne Metrics für eine Interpretation möglicher Effekte von Niederschlagswassereinleitungen 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 derartige Einleitungen einen nachhaltigen hydraulischen Stress für die Makroinvertebraten bedeuten, dann wird dieses in der Auswertung der Strömungspräferenz deutlich. 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) offenbar.

Bewertung der Ergebnisse der gewässerökologischen Untersuchungen

Die gewässerökologische Untersuchung kann zu unterschiedlichen Ergebnissen führen: Zeigt z.B. die Besiedlung unterhalb einer Einleitung einen guten ökologischen Zustand an, so kann auf weitere Anforderungen und Maßnahmen verzichtet werden („Abbruchkriterium“ nach BWK M7). Ist die Besiedlung ober- und unterhalb einer Einleitung ausreichend arten- und individuenreich und zeigt der Vergleich der Zusammensetzung der Biozönose keinen deutlichen Unterschied, so ist auch dieses ein Hinweis darauf, dass die bestehende Einleitung den ökologischen Gewässerzustand nicht negativ beeinflußt.

In einzelnen Fällen kann die biologische Untersuchung zu dem Ergebnis führen, dass bereits oberhalb der Einleitung die Wirbellosenfauna in ihrer Zusammensetzung erhebliche Defizite aufweist

und diese durch andere Einflußgrößen verursacht werden (zum Beispiel toxische Belastungen aus Altlasten, massiver Sohlverbau). In diesen Fällen ist es meist sinnvoller, zunächst diese Belastungsquellen zu beseitigen, bevor in einer erneuten Untersuchung darüber entschieden wird, ob zusätzliche Maßnahmen zur weitergehenden Niederschlagswasserbehandlung notwendig sind.

Dennoch zeigt sich in Einzelfällen auch, dass Einleitungen der Siedlungsentwässerung den Gewässerzustand beeinträchtigen können. In diesen Fällen werden im Rahmen der IEP kosteneffiziente Maßnahmenvorschläge erarbeitet, die neben einer klassischen Rückhaltung des Niederschlagswassers in Regenrückhaltebecken oder einer Behandlung in Retentionsbodenfiltern auch Maßnahmen im und am Gewässer berücksichtigen.

Ausblick

Nachdem im Ruhreinzugsgebiet in den vergangenen fünf Jahren bereits für über 20 KA-Einzugsgebiete eine IEP durchgeführt wurde (Jardin et al. 2011), ist vorgesehen, bis zum Jahr 2017 für alle 71 KA-Einzugsgebiete des Ruhrverbandes derartige Planungen durchzuführen und somit umfassend die Wechselwirkungen zwischen Kanalisation, Fremdwasser, Niederschlagswasserbehandlung, der Abwasserreinigung und den aufnehmenden Gewässern zu untersuchen. Die hierauf basierenden ganzheitlichen Maßnahmenstrategien zur Optimierung des Betriebsverhaltens, der Verringerung der eingeleiteten Schmutzfrachten und der ökologischen Verbesserung der aufnehmenden Gewässer dienen zur Sicherung des guten ökologischen Zustands bzw. einer positiven Gewässerentwicklung defizitärer Gewässerabschnitte, bei der die Einleitungen der Siedlungsentwässerung nicht bzw. nicht mehr zum limitierenden Faktor werden – ein Ansatz, der einen effizienten Einsatz der verfügbaren Finanzmittel gewährleistet und häufig auch dazu führt, dass in Summe Kosten deutlich gesenkt werden können.

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.

DWA (2006): Arbeitsblatt DWA-A 100: Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung (ISiE). Dezember 2006, Hennef.

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.

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.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Genetische Erfassung und Charakterisierung von Ecdyonurus (Ephemeroptera: Heptageniidae) im westlichen Bayerischen Wald

Thomas E. Sparrer & Christoph D. Schubart

Biologie 1: Evolution, Verhalten und Genetik; Universität Regensburg; D-93040 Regensburg; E-Mail: sparrer_thomas@web.de, christoph.schubart@biologie.uni-regensburg.de

Keywords: *Ecdyonurus*, Artbestimmung, genetische Diversität, Barcoding, mtDNA

Einleitung

Die Identifizierung aquatischer Insekten stellt einen wichtigen Beitrag faunistisch-aquatischer Bestandsaufnahmen dar. So ist für die Erfassung der Biodiversität und der Überprüfung des Schutzstatus verschiedener Arten eine exakte Determinierung bis auf Artebene unabdingbar. Dies ist auch bei der Bewertung von Fließgewässern von großer Wichtigkeit, wobei gerade aquatische Insekten als Indikatororganismen herangezogen werden und eine entscheidende Rolle spielen. Aufgrund der Tatsache, dass adulte geflügelte Individuen nur zu bestimmten Zeiten und dann oftmals nur für einen begrenzten Zeitraum zu finden sind, ist man dabei meist auf deren Larven angewiesen. Die Larven nah verwandter Arten ähneln sich dabei oft sehr und eine Bestimmung bis auf Artebene ist teilweise nur schwer möglich. Eine längere Einarbeitungszeit und die dabei gesammelte Erfahrung ermöglichen es zwar meistens mit den meisten Proben zurecht zu kommen, aber in manchen Fällen ist es selbst einem Spezialisten nicht möglich, sich endgültig festzulegen. Erschwerend kommt hinzu, dass nur die letzten Larvalstadien (an den schwarzen Flügelscheiden erkennbar [Bauernfeind & Humpesch 2001]), sicher bestimmt werden können (Eiseler 2005). Eine sinnvolle Ergänzung bietet voraussichtlich eine Artidentifizierung mit Hilfe mitochondrialer DNA. Die Grundlage hierzu stellt das so genannte DNA-Barcoding dar. Dabei wird von einzelnen Arten ein exakt definierter DNA-Abschnitt der gleichen Region mittels einer Datenbank verglichen, und nach prozentualer Ähnlichkeit zugeordnet (s. Barcode of Life Database [www.barcodeoflife.org]). Auf diese Weise ist eine korrekte Artansprache möglich. Zur Analyse wird meist die Cytochromoxidase I herangezogen (Hebert et al. 2003). So können in Zukunft auch Individuen, bei denen aus verschiedenen Gründen eine morphologische Identifizierung nicht möglich ist, einer Art zugeordnet werden. Bei der Eintagsfliegengattung *Ecdyonurus* bestehen zu diesem Zeitpunkt noch große Lücken in der genetischen Charakterisierung. Daher ist weitere Forschung und Komplettierung der Datenbank angebracht, zumal es sich um eine artenreiche Gattung handelt, die morphologisch diffizil, aber in Fließgewässern weit verbreitet ist.

Material und Methoden

Hauptuntersuchungsgebiet dieser Arbeit war Regensburg mit seiner nordöstlichen Umgebung, d.h. den westlichen Ausläufern des Bayerischen Waldes. Neben den größeren Flüssen wurden hauptsächlich kleine Fließgewässer besammelt und auf ein Vorkommen der Gattung *Ecdyonurus* über-

prüft. Dazu wurden im Wasser Steine und Hölzer gedreht und abgesucht und wegdriftendes Material mit Hilfe eines Küchensiebes aufgefangen. Fixiert wurden die Larven in 80% Ethanol. Die morphologische Bestimmung erfolgte unter Zuhilfenahme aktueller Bestimmungsliteratur (Haybach 1999, Bauernfeind & Humpesch 2001, Eiseler 2005) unter einem Stereomikroskop der Marke Leika und einer bis zu 80fachen Vergrößerung. Für die Betrachtung feinerer Strukturen wie etwa Behaarung der Mundwerkzeuge wurde ein Durchlichtmikroskop der Firma Zeiss mit einer bis zu 400fachen Vergrößerung zu Hilfe genommen. Dabei ist das Anfertigen von mikroskopischen Dauerpräparaten solcher Strukturen sinnvoll und für spätere Vergleiche notwendig. Bedingt durch die Schwierigkeit, Larven morphologisch zu bestimmen, waren wir bestrebt an geflügelte Imagines zu gelangen und die Bestimmung anhand des männlichen Genitalapparats durchzuführen. Bereits schlupfreife Larven wurden am 13. Mai 2010 am Ellbach bei Bernhardswald gesammelt und in einem Aquarium gehalten, bis diese zu Subimagines schlüpften. Zuvor wurden bereits einzelne Larven zur morphologischen Untersuchung herangezogen. Nach der Imaginalhäutung konnten männliche Exemplare morphologische bestimmt werden und die Ergebnisse mit der Bestimmung der Larven verglichen werden. Zur Bestätigung wurde auch die freundliche Unterstützung von Dr. Arne Haybach (Mainz) in Anspruch genommen. Zur genetischen Untersuchung wurde Gewebe aus Beinen (Femuren) entnommen und die DNA nach der Puregene Methode (Gentra Systems) isoliert. Mittels PCR wurde ein Abschnitt der Cytochromoxidase I unter Verwendung der Primerkombination COL6/COH6 (Schubart 2009) amplifiziert. Nachdem die Abschnitte sequenziert und die DNA-Sequenzen aliniert wurden, erfolgte die Datenauswertung in Form einer phylogenetischen Rekonstruktion mit Hilfe des Programms MrBayes 3.1.2 (Huelsenbeck et al. 2001). Zusätzlich fertigten wir für die häufig vertretene Art *Ecdyonurus torrentis* eine phylogeographische Netzwerkanalyse mit dem Programm TCS v1.21 (Clement et al. 2000) an.

Ergebnisse

Bei der morphologischen Arbeit konnten mit der verwendeten Bestimmungsliteratur die Arten *Ecdyonurus torrentis* (KIMMINS, 1942), *E. venosus* (FABRICIUS, 1775) und *E. subalpinus* (KLAPÀLEK, 1907) identifiziert werden, wobei *E. torrentis* deutlich am häufigsten vertreten war. Dabei unterstützt die Bestimmung der im Aquarium aufgezogenen, männlichen Imagines das Ergebnis, dass es sich um *E. torrentis* handelt. Diese Ergebnisse wurden auch bei der Nachbestimmung durch Dr. A. Haybach (Mainz) bestätigt und ein unsicher bestimmtes Individuum konnte durch ihn der Art *E. dispar* (CURTIS, 1834) zugeordnet werden.

Mit MrBayes werden die Ergebnisse der mtDNA als Phylogenie dargestellt (Abb. 1). Als Außengruppe diente ein Individuum der Gattung *Rhithrogena*. Eine Gruppierung der Individuen und Differenzierung der einzelnen Arten lassen sich in dem Stammbaum gut erkennen. So werden die Arten *E. torrentis*(1.0 posteriore Wahrscheinlichkeit: pW), *E. subalpinus*(1.0 pW) und *E. venosus* (0.99 pW) jeweils mit den höchstmöglichen Werten gestützt. Auch die genetischen Linien die jeweils nur durch ein Individuum vertreten sind, stellen eigene Arten dar, wobei davon einzig *E. dispar* identifiziert werden konnte. Sobald jedoch weitere Exemplare und Arten in die Berechnung mit aufgenommen werden, wird sich sicherlich ein besser strukturiertes Bild ergeben. Dennoch kann genetisch zwischen den einzelnen Arten unterschieden werden, was Voraussetzung für die Artansprache ist.

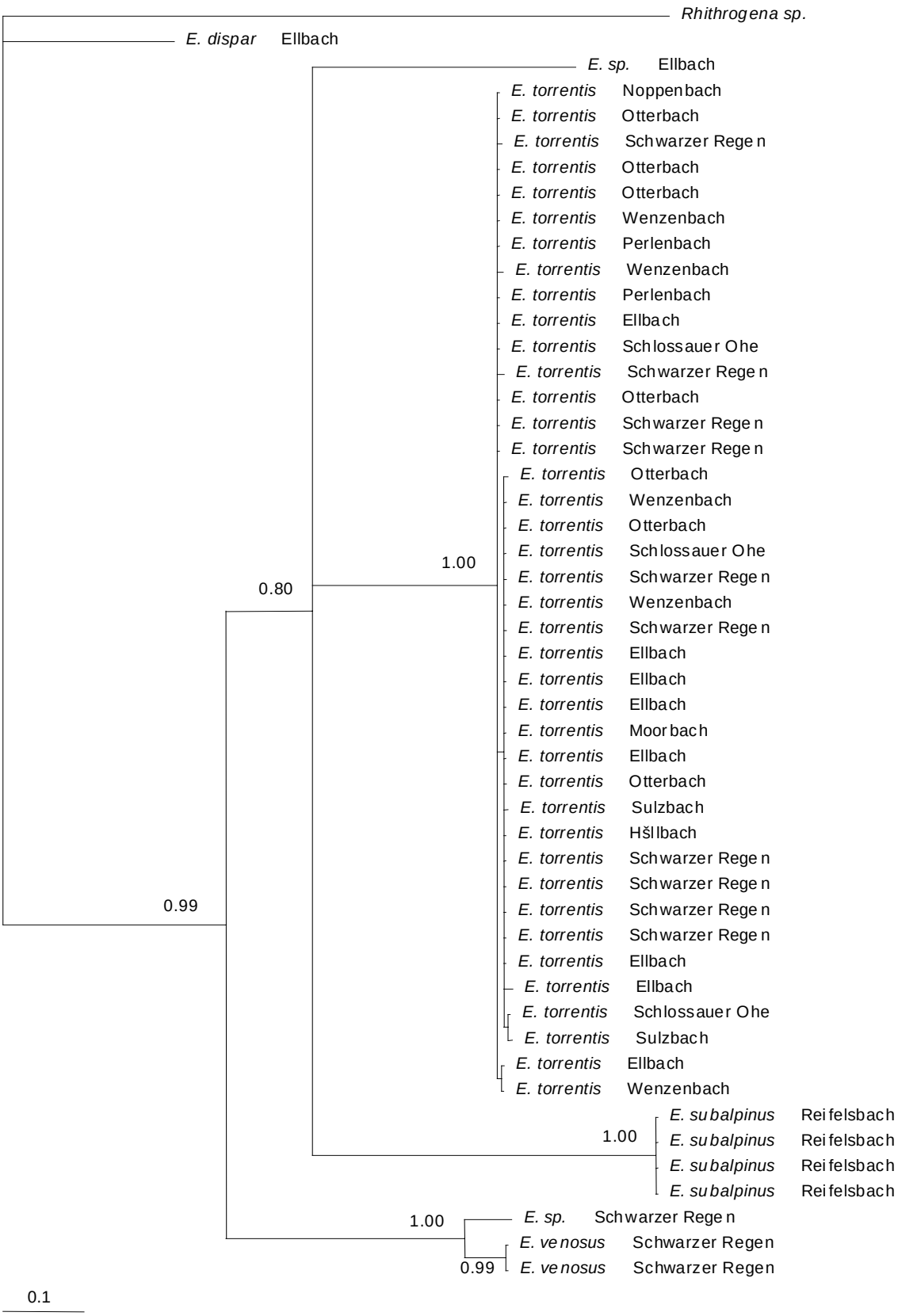


Abb. 1: Stammbaum von Vertretern der Gattung *Ecdyonurus* aus dem westlichen Bayerischen Wald basierend auf 637 Basenpaaren Cytochromoxidase I mtDNA, erstellt mit MrBayes v3.2.1; Modell: HKY+G+I; 3 Millionen Generationen; Burn-In; 370 Generationen; Außengruppe: *Rhithrogena* sp.

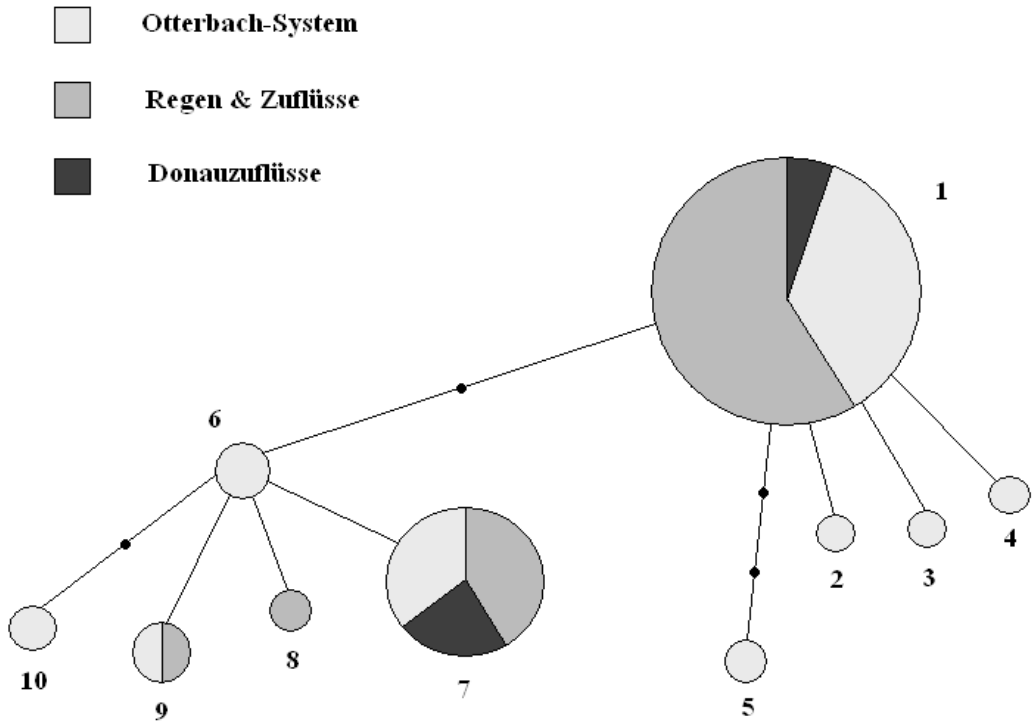


Abb. 2: Statistisches Parsimonie Netzwerk mit 40 Individuen der Art *Ecdyonurus torrentis* basierend auf 637 Basenpaaren Cytochromoxidase I mtDNA.

Die Netzwerkanalyse von 40 Individuen der Art *E. torrentis* (Abb. 2) zeigt die Ähnlichkeit der 10 ermittelten Haplotypen, die sich auf zwei Cluster aufteilen lassen. Der Hauptcluster besteht aus Haplotypen 1, 2, 3, 4, 5, der Nebencluster aus Haplotypen 6, 7, 8, 9, 10. Haplotyp 1, ist mit 19 Individuen am häufigsten vertreten und voraussichtlich als ursprünglich zu werten. Haplotyp 7 ist mit 11 Individuen der zweithäufigste und bis auf die Haplotypen 6 (zwei Individuen) und 9 (zwei Individuen) sind alle anderen Haplotypen jeweils nur durch ein Tier repräsentiert.

In krenalen bis epirhithralen Fließgewässern konnte einzig die Art *Ecdyonurus subalpinus* nachgewiesen werden. Die Untersuchung von Donau und Regen bei Regensburg brachte keinen Erfolg, während in den höher gelegenen Regionen des Regens, hier speziell im Schwarzen Regen, wieder *Ecdyonurus* nachgewiesen wurde. Ausreichend Strukturen wie Steine und Gehölz ist dabei Grundvoraussetzung für das Vorhandensein dieser Gattung. Fehlen diese Strukturen oder sind Ablagerungen feinen Sedimentes zu stark, wirkt sich das offensichtlich negativ auf das Vorkommen von *Ecdyonurus* aus.

Diskussion

Ziel dieser Arbeit war es, morphologische und genetische Untersuchungen der Eintagsfliegengattung *Ecdyonurus* zu korrelieren, so dass auch eine genetische Artbestimmung mittels mtDNA in Zukunft möglich ist (z.B. Ball et al. 2005). Dies soll vor allem bei schwierigen Identifizierungen,

besonders wenn die zu untersuchenden Tiere nicht die Kriterien „schlüpfreif und unbeschädigt“ (Bauernfeind & Humpesch 2001) erfüllen, eine sichere Bestimmung bis auf Artebene ermöglichen.

Insgesamt konnten fünf (bis sechs) Arten aus dem Untersuchungsgebiet genetisch charakterisiert und vier zweifelsfrei bestimmt werden. Zwei Individuen konnten morphologisch nicht bestimmt werden (zu jung bzw. beschädigt). In einem Fall (*E.* sp. Ellbach) handelt es sich um ein Individuum, das aufgrund der genetischen Distanz sicher eine Art repräsentiert; im zweiten Fall (*E.* sp. Schwarzer Regen) muss geklärt werden, ob es sich um eine eigene Art oder um *E. venosus* handelt. Ansonsten lassen sich genetische Einheiten gut auseinander halten, die jeweils eigene Arten repräsentieren. Die morphologischen Ergebnisse konnten somit unterstützt und manche noch unsicher bestimmte Individuen einer Art zugeordnet werden.

Durch die Netzwerkanalyse von *E. torrentis* Haplotypen lässt sich klar erkennen, dass keine geographische Auftrennung zwischen Populationen aus unserem Untersuchungsraum (alles Donau Wassereinzugsgebiet) vorherrscht. An einem Fundort können mehrere verschiedene Haplotypen auftreten, während Individuen von weiter entfernten Fundorten, wie etwa dem Schwarzen Regen und dem Perlenbach, den gleichen Haplotyp aufweisen. Limitierter Genfluss zwischen den einzelnen Populationen lässt sich demnach nicht nachweisen. Neben dem zusammenhängenden Wassereinzugsgebiet Regen-Donau kann Windverdriftung der Imagines ebenfalls für den genetischen Austausch verantwortlich sein.

Sehr erfreulich ist der Nachweis von *E. subalpinus* im Reifelsbach bei Donaustauf. Es handelt sich dabei um eine Rote Liste Art in Bayern (Adam 2003). Als Lebensraum dienen Quellbäche und der Reifelsbach erfüllt diese Kriterien offensichtlich in jeder Hinsicht. Obwohl mehrere Gewässer mit sehr ähnlicher Hydromorphologie ebenfalls stichprobenartig untersucht wurden, konnten bis jetzt keine weiteren Vorkommen entdeckt werden. Eine genauere Untersuchung der Umgebung mit Schwerpunkt auf die Quellregion der Bäche soll darüber Klarheit bringen.

DNA-Barcoding kann keinesfalls ein Allheilmittel für Probleme der Taxonomie darstellen (siehe Will & Rubinoff 2003). Hingegen kann eine Anwendung bei der Artidentifizierung durchaus erfolgreich sein und an dieser Stelle soll diese Arbeit anknüpfen. Als Grundlage muss jedoch vorab eine einwandfreie morphologische Arbeit geleistet werden, auf welche die genetische Untersuchung aufbauen kann. Mit diesem Beitrag ermöglichen wir es, zunächst vier sicher bestimmte Arten der Gattung *Ecdyonurus* mittels DNA-Sequenzvergleich eindeutig genetisch zu identifizieren. Weitere Arbeiten im süddeutschen Raum und Europa sollen dafür sorgen, dass das für alle europäischen Arten zeitnah möglich wird.

Zusammenfassung

Der Grundgedanke dieser Arbeit war es, die Identifizierung von schwer bestimmbaren Larven der Gattung *Ecdyonurus* unter zu Hilfenahme des DNA-Barcodings zu erleichtern. Morphologische Bestimmungen mit anschließender mtDNA-Sequenzierung von Teilen der Cytochromoxidase I ergab, dass mindestens fünf Arten aus dem westlichen Bayerischen Wald genetisch unterschieden werden können. Dies ist der erste Schritt einer weiterreichenden genetischen Charakterisierung und Phylogenie-Rekonstruktion von Eintagsfliegen der Gattung *Ecdyonurus*.

Danksagung

Diese Untersuchung ist Bestandteil einer Bachelorarbeit an der Universität Regensburg. Dank gilt Herrn Prof. Jürgen Heinze für die Ermöglichung der Arbeit und an Jörn Pützschler für die Einarbeitung und Hilfe. Ebenfalls möchte ich Herrn Dr. Arne Haybach danken, der mir sehr geholfen hat und meiner Bestimmung mehr Sicherheit gegeben hat.

Literatur

Adam G (2003) Rote Liste gefährdeter Eintagsfliegen (Ephemeroptera) Bayerns, BayLFU/166/2003

Ball SL, Hebert PDN, Burian SK, Webb JM (2005) Biological identification of mayflies (Ephemeroptera) using DNA barcodes, J. N. Am. Benthol. Soc. 24(3):508-524

Bauernfeind E, Humpesch UH (2001) Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. Naturhistorisches Museum Wien 1-237.

Clement M, Posada D, Crandall K. (2000) TCS: a computer program to estimate gene genealogies. Mol. Ecol. 9(10):1657-1660

Eiseler B (2005) Bestimmungsschlüssel für die Eintagsfliegenlarven der deutschen Mittelgebirge und des Tieflands. Lauterbornia 53:1-112

Haybach A (1999) Beitrag zur Larvaltaxonomie der *Ecdyonurus-venosus*-Gruppe in Deutschland, Lauterbornia 37:113-150

Hebert PDN, Ratnasingham S, De Waard JR (2003b) Barcoding animal life: cytochrome c oxidase subunit 1 divergences among closely related species. P. Roy. Soc. Lond. B. Bio. 270:96-99

Huelsenbeck JP, Ronquist F, Nielsen R, Bollback JP (2001) Bayesian inference of phylogeny and its impact on evolutionary biology. Science 294:2310-2314

Schubart CD (2009) Mitochondrial DNA and Decapode Phylogenies: the Importance of Pseudogenes and Primer Optimization. In: Decapod Crustacean Phylogenetics. Martin JW, Crandall KA and Felder DL (Eds) Crustacean Issues 18: 47-65

Will KW, Rubinoff D (2003) Myth of the molecule: DNA barcodes for species cannot replace morphology for identification and classification. Cladistics 20:47-55

ÖKOSYSTEMARE EFFEKTE VON NEOBIOTA IN AQUATISCHEN LEBENSRÄUMEN

GABEL, F., M. T. PUSCH, PH. BREYER, V. BURMESTER, N. WALZ & X.-F. GARCIA: Schiffswellen beeinflussen das Wachstum und das Verhalten von einheimischen Invertebraten stärker als von eingewanderten

HANSELMANN, A. J., B. HODAPP & K.-O. ROTHHAUPT: Welche Ressourcen nutzt Limnomysis benedeni im Bodensee?

KLINGENBERG, K.: Der § 40 Bundesnaturschutzgesetz im Kontext weiterer Instrumente und der naturschutzfachlichen Diskussion zur Bekämpfung gebietsfremder invasiver Arten

SCHMIDT-FORMANN, O., N. KASCHEK & E. I. MEYER: 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

Schiffswellen beeinflussen das Wachstum und das Verhalten von einheimischen Invertebraten stärker als von eingewanderten

Friederike Gabel[1,2], Martin T. Pusch[1], Philippa Breyer[1], Vanessa Burmester[1], Norbert Walz[1] & Xavier-François Garcia[1]

[1] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, [2] gabel@igb-berlin.de

Keywords: Binnenschifffahrt, hydrodynamische Störungen, Wachstumsraten, Glykogengehalt, *Dikerogammarus villosus*, Neozoa

Einleitung

Biologische Invasionen stellen eine der größten anthropogenen Gefährdungen für die Biodiversität dar. Dabei sind besonders aquatische Ökosysteme von der Einwanderung invasiver Arten betroffen (Strayer 2009). Schifffahrtskanäle stellen wichtige Verbreitungsvektoren dar, da sie zum einen Gewässer miteinander verknüpfen, die ursprünglich durch biogeographische Barrieren getrennt waren. Zum anderen können invasive Arten im Ballastwasser oder angeheftet an Schiffsrümpfe verschleppt werden. Diese Arten siedeln sich häufig in den Schifffahrtsstraßen an (Borcherding & Sturm 2002). Allerdings ist bis jetzt nicht abschließend geklärt, warum invasive Arten erfolgreich Schifffahrtsstraßen besiedeln können. Schifffahrtsstraßen zeichnen sich durch eine große hydrodynamische Belastung durch Schiffswellen aus. Aus diesem Grund sollte in der vorliegenden Studie die Hypothese untersucht werden, dass invasive Invertebraten weniger von hydrodynamischen Störungen beeinflusst werden als heimische Invertebraten. Deshalb prognostizieren wir den untersuchten heimischen Invertebraten stärkere Wachstumseinbußen und eine stärkere Änderung des Verhaltens unter Wellenbelastung als invasiven Invertebraten.

Material und Methoden

Versuchsaufbau

Die Versuche wurden in zwei baugleichen Becken (3,0 m lang, 0,8 m breit und 0,6 m hoch) durchgeführt. Beide Becken wurden in der Breite in drei Teile unterteilt, die als Replikate dienten. In jedem Replikat wurde Sand (d_{50}=2.0 mm) auf dem Boden aufgeklebt und drei Steine wurden als Schutz zufällig verteilt. Der Wasserstand betrug 10 cm. In einem der Becken wurde eine Wellenmaschine installiert. Dazu wurde eine Pvc-Platte am Boden befestigt, die durch einen rotierenden Motor bewegt und durch einen PDA angesteuert werden konnte. Um die Wellenbelastung in Schifffahrtsstraßen zu simulieren wurden alle 10 Minuten von 6 Uhr morgens bis 20 Uhr abends Wellen von 15 Sekunden Dauer erzeugt. Die Wellengeschwindigkeit in den einzelnen Replikaten wurde durch ADV-Messungen an 7 Stellen pro Replikat gemessen und betrug 31.5 ± 3.9 cm/s.

Testorganismen

Die Versuche wurden jeweils mit zwei heimischen und zwei eingewanderten Arten durchgeführt: dem heimischen Amphipoden *Gammarus roeselii* Gervais und dem invasiven *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky) sowie der heimischen Schnecke *Bithynia tentaculata* L. und der eingewanderten *Physella acuta* (Draparnaud). *D. villosus* stammt aus der Schwarzmeerregion und breitet sich hauptsächlich über Schifffahrtsstraßen aus (Holdich & Pöckl 2007). *P. acuta* hingegen stammt meist aus Nordamerika (Oscoz et al. 2010) und wird durch Schifffahrt und unbeabsichtigt durch Aquarianer verbreitet (Kinzelbach 1995). Die Individuen für die Versuche wurden aus der Spree (*G. roeselii*), dem Müggelseeausfluss (*D. villosus*), der Havel und dem Teltowkanal (*B. tentaculata*) und aus Aquarien des Instituts (*P. acuta*) entnommen. Die Entnahmestellen der Amphipoden und von *B. tentaculata* sind mittelmäßig exponiert zu Schiffswellen. Die verwendeten Individuen wurden vor Versuchsbeginn von digitalen Fotos mit Hilfe des Programms Adobe Professional vermessen.

Versuchsdurchführung

Zu Versuchsbeginn wurden 100 Individuen von *G. roeselii* oder *D. villosus* oder 80 Schnecken pro Replikat eingesetzt. Die Amphipoden wurden *ad libitum* mit aufgetauten Chironomidenlarven gefüttert, während den Schnecken Fischfutter, Salat, Biofilm und Filtration der suspendierten Futterpartikel zur Verfügung standen. Die Wassertemperatur betrug bei den Amphipodenversuchen 14°C und bei denen der Schnecken 18°C. Jeder Versuch lief über 6 Wochen, in denen zweiwöchentlich die Körperlänge von 10 zufällig ausgewählten Individuen gemessen wurde. Außerdem wurden die Aktivitäten der Invertebraten aufgenommen. Für die Amphipoden wurde die Zeit, die die einzelnen Individuen zum Fressen und Schwimmen aufwendeten, zweimal wöchentlich für eine Stunde pro Replikat aufgenommen. Das Verhalten der Schnecken wurde in drei Kategorien eingeteilt: inaktiv (nur das Gehäuse sichtbar), aktiv (Fuß, Kopf und/oder Fühler sichtbar, aber kein Ortswechsel) und kriechend (Ortswechsel im Becken). Der aktive Zustand wurde als Filtrieren gewertet (Brendelberger & Jürgens 1993). Für jede Kategorie wurde der relative Anteil an Individuen einmal täglich ermittelt.

Ergebnisse

Die Körperlänge aller untersuchten Invertebraten nahm über die Zeit zu (Abb.1; ANOVA für Messwiederholungen, Einfluss der Zeit *D. villosus*: df=2, F=17.0, p=0.001; *G. roeselii*: df=2, F=316.4, p<0.001; *P. acuta*: df=2, F=8.7 p=0.025; *B. tentaculata*: df=2, F=26.4, p=0.001). Die Wellen hatten keinen Einfluss auf den eingewanderten *D. villosus* (Welleneinfluss: df=1, F=0.4, p=0.564; Interaktion zw. Zeit und Wellen: df=2, F=1.1, p=0.370) und die eingewanderte *P. acuta* (Welleneinfluss: df=1, F=1.7, p=0.241; Interaktion: df=2, F=0.2, p=0.651), wohingegen sie einen signifikanten Einfluss auf das Wachstum des heimischen *G. roeselii* (Welleneinfluss: df=1, F=134.5, p<0.001; Interaktion: df=2, F=4.4, p=0.038) und der heimischen *B. tentaculata* (Welleneinfluss: df=1, F=11.3, p=0.010; Interaktion: df=2, F=2.8, p=0.136) hatten.

D. villosus zeigte keine Verhaltensänderungen durch Welleneinfluss, während *G. roeselii* signifikant mehr Zeit unter Wellen schwimmend verbrachte als in der Kontrolle (Tab. 1). Die Zeit für die Nahrungsaufnahme war aber in beiden Treatments ähnlich. Auch bei den Schnecken zeigte die eingewanderte Art keine Veränderungen im Verhalten, während die heimische Schnecke signifikant häufiger inaktiv und weniger aktiv unter Wellen war als in der Kontrolle (Tab. 2).

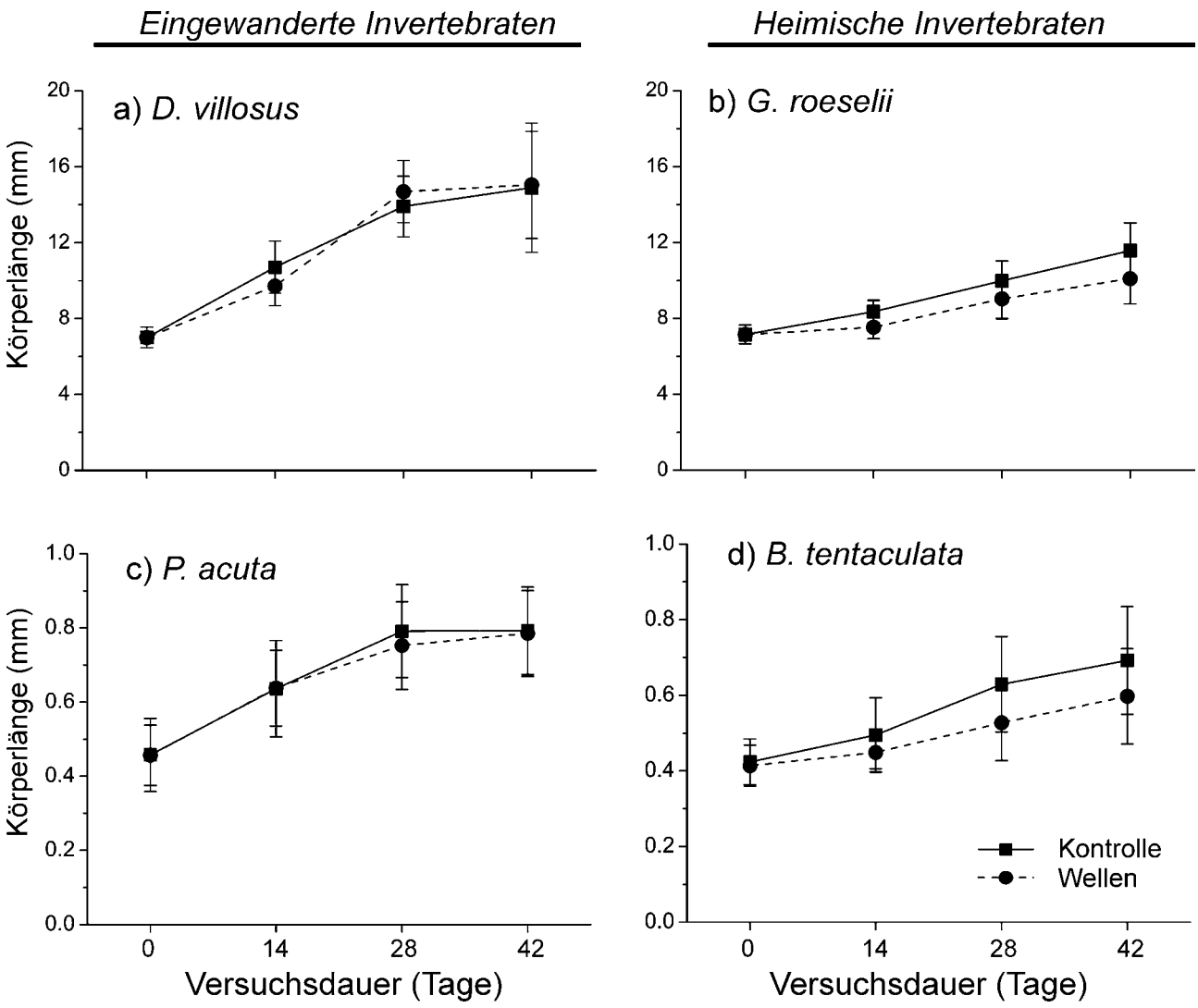


Abb. 1: Körperlänge (mm, MW ± STD) von *D. villosus* (a), *G. roeselii* (b), *P. acuta* (c) und *B. tentaculata* (d) in der Kontrolle und unter Wellenbelastung.

Tab. 1: Zeit, die Individuen für von *D. villosus* und *G. roeselii* für die Ingestion (Minuten, MW ± SD) und Schwimmen (Sekunden, MW ± SD) aufwendeten.

	Dikerogammarus villosus		***Gammarus roeselii***	
Treatment / Statistik	Zeit Ingestion (min)	Zeit Schwimmen (s)	Zeit Ingestion (min)	Zeit Schwimmen (s)
Wellen	14.3 ± 9.6	10.6 ± 6.2	11.1 ± 6.4	18.0 ± 10.2
Kontrolle	15.0 ± 9.0	10.7 ± 5.8	10.4 ± 6.3	11.8 ± 7.4
Mann-Whitney U	2225.5	2296.5	8575.0	5823.5
p	0.607	0.834	0.401	**<0.001**

Tab. 2: Häufigkeiten der Aktivitätskategorien (Median ± Interperzentil) von *P. acuta* und *B. tentaculata*

Treatment / Statistik	*Physella acuta*			*Bithynia tentaculata*		
	Aktivität (%)			Aktivität (%)		
	Inaktiv	Aktiv	Kriechend	Inaktiv	Aktiv	Kriechend
Wellen	26.7 ± 6.0	36.9 ± 17.9	36.4 ± 20.3	59.6 ± 44.0	30.0 ± 38.9	10.4 ± 14.9
Kontrolle	26.7 ± 49.9	41.1 ± 31.3	32.2 ± 52.7	24.6 ± 71.4	66.3 ± 65.7	9.1 ± 20.0
Chi²-Test	0.006	0.6	0.824	42.3	46.3	0.2
p	0.937	0.433	0.364	**<0.001**	**<0.001**	0.691

Diskussion

Die experimentell erzeugten Wellen reduzierten das Wachstum und beeinflussten das Verhalten der heimischen Arten deutlich, wohingegen die eingewanderten Arten keine Beeinflussung durch Wellen zeigten.

Die Mechanismen, die zu einem reduzierten Wachstum der einheimischen Arten führten sind jedoch bei *G. roeseli* und bei *B. tentaculata* verschieden. Während bei *G. roeseli* vermehrtes Schwimmen vermutlich zu einem höheren Energieverbrauch führte, nahm *B. tentaculata* weniger Nahrung auf, da die Zeit, die sie zum Filtrieren verwendete unter Wellen signifikant kürzer war als in der Kontrolle. Da Filtrieren für Schnecken die energetisch günstigste Möglichkeit ist, Nahrung aufzunehmen (Tashiro & Colman 1982), kann *B. tentaculata* diesen Verlust nicht durch Grazing wieder ausgleichen was zu dem reduzierten Wachstum unter Wellen geführt haben kann.

Die eingewanderten Arten hingegen zeigten keine Beeinflussung in ihrem Verhalten. Im Gegensatz zu *G. roeseli* verbrachte *D. villosus* in beiden Treatments die meiste Zeit versteckt unter den Steinen. Dieses Verhalten tritt sehr häufig bei *D. villosus* auf (Platvoet et al. 2009). *D. villosus* kam nur kurz unter den Steinen hervor, um die Chironomiden zu packen und verzehrte diese im Schutz der Steine. *G. roeseli* hingegen verzehrte die Chironomiden an Ort und Stelle und wurde so mitsamt der Beute durch die Wellen verdriftet.

P. acuta scheint durch die Wellen weniger beeinflusst zu werden als *B. tentaculata*, da sie weniger abhängig von festen Strukturen zu sein scheint. Während *B. tentaculata* stets am Becken oder den Steinen angeheftet war, schwamm *P. acuta* auch an der Wasseroberfläche hängend. Aus diesem Grund könnte eine Verdriftung durch die Wellen für *P. acuta* weniger störend wirken als auf *B. tentaculata*, da Schwimmen zu ihrem normalen Verhaltensmuster gehört.

Ergänzend zu unseren Ergebnissen wurde auch für die heimische *Radix ovata* ein reduziertes Wachstum unter Wellen nach zweiwöchiger Exposition festgestellt (Scheifhacken 2006). Weiterhin zeigte Scheifhacken, dass in flacherem Wasser, wo die Wellenbelastung höher ist, stärkere Wachstumseinbußen zu verzeichnen waren als in tieferem Wasser mit geringerer Wellenbelastung. Dies bedeutet, dass die gezeigten Wachstumseinbußen sich mit zunehmender Wellenbelastung noch verstärken könnten und zu einer stärken Beeinflussung der heimischen Arten führen könnte. Dadurch könnten sich die Artenzusammensetzungen des littoralen Makrozoobenthos in Wasserstraßen zu einer verstärkten Dominanz von eingewanderten Arten hin verschieben.

Danksagung

Wir möchten uns bei T. Hintze, R. Hölzel und B. Schütze für die technische Unterstützung und bei M. Mährlein, C. Sempf und J. Schreiber für die Hilfe während der Experimentdurchführung bedanken. Die Untersuchungen wurden durch ein Stipendium der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) und der Stiftung Ursula Merz gefördert.

Literatur

Borcherding, J., Sturm W. (2002): The seasonal succession of macroinvertebrates, in particular the zebra mussel (Dreissena polymorpha), in the River Rhine and two neighbouring gravel-pit lakes monitored using artificial substrates. Int Rev Hydrobiol, 87, 165-181.

Brendelberger H., Jürgens, S. (1993): Suspension Feeding in Bithynia-Tentaculata (Prosobranchia, Bithyniidae), As Affected by Body Size, Food and Temperature. Oecologia, 94, 36-42.

Holdich, D.M., Pöckl, M. (2007): Invasive crustaceans in European inland waters. In: Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats, 29-75, Springer.

Kinzelbach, R. (1995): Neozoans in European Waters - Exemplifying the Worldwide Process of Invasion and Species Mixing. *Experientia*, 51, 526-538.

Oscoz, P.T.P., Duran, C. (2010): Review and new records of non-indigenous freshwater invertebrates in the Ebro River basin (Northeast Spain). Aquatic Invasions, 5, 263-284.

Platvoet, D., Dick J.T.A., MacNeil C., van Riel, M.C., van der Velde, G. (2009): Invader-invader interactions in relation to environmental heterogeneity leads to zonation of two invasive amphipods, Dikerogammarus villosus (Sowinsky) and Gammarus tigrinus Sexton: amphipod pilot species project (AMPIS) report 6. Biol Invasions, 11, 2085-2093.

Scheifhacken, N. (2006): Life at turbulent sites - Benthic communities in lake littorals interacting with abiotic and biotic constraints. Dissertation, Universität Konstanz.

Strayer, D.L. (2010): Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. Freshwater Biol, 55, 152-174.

Tashiro, J.S., Colman, S.D. (1982): Filter-Feeding in the Fresh-Water Prosobranch Snail Bithynia-Tentaculata - Bioenergetic Partitioning of Ingested Carbon and Nitrogen. Am Midl Nat, 107, 114-132.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Welche Ressourcen nutzt *Limnomysis benedeni* im Bodensee?

Almut J. Hanselmann, Bettina Hodapp & Karl-Otto Rothhaupt

Limnologisches Institut Universität Konstanz, Mainaustraße 252, 78464 Konstanz, almut.hanselmann@uni-konstanz.de

Keywords: Mysida, Schwebegarnele, Magenanalyse, Neobiota, Autökologie

Einleitung

Die Schwebegarnele *Limnomysis benedeni* ist mittlerweile ein bekanntes Neozoon in weiten Teilen Europas (Audzijonyte et al. 2009). Sie hat sich seit ihrer Einwanderung 2006 in den Bodensee im ganzen See etabliert und sehr stark vermehrt (Hanselmann et al. 2010). Ihre Position im Nahrungsnetz ist bisher nicht näher untersucht. Aus Freiland- und Laboruntersuchungen ist bekannt, dass die Mysidae nekto-benthisch lebt, d.h. benthisch orientiert, sich direkt auf oder in der unmittelbaren Wassersäule über dem Untergrund aufhält und dabei strukturierte Habitate bevorzugt (Gergs et al. 2008, Porter et al. 2008). Erste Magenuntersuchungen von einzelnen Freilandtieren (Wittmann & Ariani 2000) und Laborexperimente zum Fraßverhalten (Gergs et al 2008) haben bereits eine Eignung von feinen Partikeln wie Periphyton oder einzelligen Algen als Futter gezeigt. In dieser Arbeit wurde zum einen der Fraß im Freiland genauer untersucht, speziell die Präferenz für Biofilm, und zum anderen mit Wachstumsexperimenten die Eignung verschiedener Futterquellen miteinander verglichen.

Material und Methoden

Um zu klären, welche Ressourcen im See von *L. benedeni* genutzt werden, wurden im Frühjahr 2010 im Litoral des Bodensee bei Konstanz Egg (Litoralgarten) in 0,5 m Wassertiefe via Kicksampling Mysida gefangen und in 96%igem Ethanol fixiert. Zeitgleich wurden im Litoralgarten Tonkacheln (3,5 x 3,5 cm) in 0,5 m Wassertiefe über 6 Wochen unter Käfigen exponiert um natürlich gewachsenen Biofilm zu erhalten. Dieser wurde im Labor an vorgehungerte *L. benedeni* verfüttert, einmal assoziiert an den Kacheln und einmal abgekratzt als Suspension. Von den Freilandtieren und den Individuen aus den Biofilm-Experimenten wurde der Mageninhalt analysiert. Die Mägen wurden unter dem Binokular vorsichtig freigelegt, auf einen Objektträger aufgebracht, mit Euparal fixiert und unter dem Mikroskop der Inhalt (als Anteil in %) ausgezählt. Eingeteilt wurde das Gefundene in folgende 5 Kategorien:

- Kieselalgen
- organisches Material < 5 µm (Org < 5)
- organisches Material > 5 µm (Org > 5)
- anorganisches Material < 5 µm (Anorg < 5)
- anorganisches Material > 5 µm (Anorg > 5).

Mit einem Subsample des Biofilms der Kacheln wurde ebenso verfahren. Die Berechnung des Jacobs-D-Index (Jacobs 1974) sollte eine eventuelle Präferenz von *L. benedeni* für eine der Futter-Kategorien aufzuzeigen. Diese Vergleiche von Biofilm und Mageninhalt wurden sowohl für die Freiland- als auch im Labordaten durchgeführt.

Parallel wurden im Labor Wachstumsversuche bei 15 °C mit juvenilen *L. benedeni* durchgeführt. Dazu wurden frisch freigesetzte Gelege aufgeteilt. Die eine Hälfte diente als Startwert für die Längenvermessung, die andere Hälfte wurde in Gläsern einzeln gehältert und am Ende des Versuchs unter dem Binokular vermessen (zur Methode siehe Gergs et al. 2008). Gefüttert wurden die Versuchstiere mit verschiedenen Futtersorten direkt aus dem See, also solchen, die auch im Freiland als potentielle Ressourcen zur Verfügung stehen können:

- Zucht-Algenmischung (*Scenedesmus obliquos* & *Nannochloropsis limnetica*)
- Biodepositionsmaterial von *Dreissena polymorpha*, direkt im See in modifizierten Sedimentfallen gesammelt (Gergs et al. 2009)
- suspendierter Biofilm von Kacheln aus dem Litoral (s.o.)
- frisch getötete adulte *L. benedeni.*

Die Versuche dauerten 20 Tage, wobei 2mal wöchentlich das Wasser gewechselt und die Tiere gefüttert wurden.

Ergebnisse & Diskussion

Freilanddaten

Bei den Magenuntersuchungen im Freiland zeigte sich, dass *L. benedeni* vor allem feines organisches Material frisst. Im Mittel betrug der Anteil bei den Tieren aus dem Litoralgarten:

Kieselalgen: 11%, Org < 5: 41%, Org > 5: 34%, Anorg < 5: 5%, Anorg > 5: 9%.

Im Vergleich mit dem Biofilm ergab sich eine signifikante Vermeidung des anorganischen Materials (Jacobs-D-Wert von - 0,55) und eine mäßige Bevorzugung des organischen, vor allem des kleiner als 5 µm (Jacobs-D-Wert von 0,45).

Fraß auf Kacheln

In den Fraßversuchen mit Biofilm zeigte sich ebenfalls, dass *L. benedeni* bevorzugt leicht feines organisches Material frisst. Diese Selektion war jedoch nur leicht signifikant (Jacobs-D-Wert von 0,41). Es bestätigt sich damit, dass die Mysiden den Biofilm relativ unselektiv fressen. Der Anteil der Nahrung in den Mägen mit der unterschiedlichen Verfügbarkeit des Futters, einmal als Biofilm gewachsen auf Kacheln, einmal als Suspension, ist ebenfalls gleich. *L. benedeni* kann sich also sowohl filtrierend als auch von resuspendiertem Material ernähren, welches sie aufwirbeln kann. Bowers (1990) zeigte dies bereits mit *Mysis relicta*.

Wachstumsversuche

Die Wachstumsraten beim Ansatz mit Algensuspension, Biofilm und Biodepositionsmaterial unterschieden sich nicht. Die Startlänge der juvenilen *L. benedeni* lag bei 1,88 ± 0,01 mm. Die Endlänge betrug mit Algensuspension 3,29 ± 0,43 mm, mit Biofilm 3,36 ± 0,36 mm und mit *Dreissena*-Biodepositionsmaterial 3,30 ± 0,32 mm. Bei den mit toten *L. benedeni* gefütterten Tieren überlebte kein Gelege die 20 Tage. Die letzten starben am 15. Tag, sie erreichten eine Länge von 2,2 ± 0,02 mm. Die verwendeten Futtersorten (bis auf tote *L. benedeni*) können also als gleich

geeignet für *L. benedeni* angesehen werden, was die bisherige Vermutung der Omnivorie (Mauchline 1980) unterstützt.

Da nur in 3 von über 300 analysierten Mägen Fragmente von Zooplankton (Rotatoria) zu finden waren, kann ein starker prädatorischer Effekt von *L. benedeni* auf Zooplankton ausgeschlossen werden. Es ist durchaus möglich in den Mägen von Mysida Zooplankton-Fragmente nachzuweisen, wie am Beispiel der räuberischen *Hemimysis anomala* im Rheinsystem gezeigt wurde (Borcherding et al. 2006). Die Befunde bei *L. benedeni* können also nicht auf ein eventuelles Zerkleinern der Nahrung zurückgeführt werden. Zusammenfassend kann man somit sagen, *L. benedeni* frisst im Litoral des Bodensees vor allem feines organischer Material und Diatomeen und ernährt sich sowohl filtrierend als auch durch Aufwirbeln des Sediments. Tierisches Material ist für ihre Ernährung von geringerer Bedeutung. Die Resourcen die sie damit nutzt sind Periphyton (Biofilm/Aufwuchs), Algen aller Art (vor allem Kieselalgen) Biodepositionsmaterial von *D. polymorpha* und wahrscheinlich ebenfalls Detritus. Dieses Fraßverhalten passt ebenfalls gut zum bevorzugten Habitat der Art, dem Aufenthalt über bzw. an groben Strukturen und Steinen mit *D. polymorpha*-Bewuchs (Gergs et al. 2008). Die Wachstumsraten aus den Laborversuchen sollten damit auch auf das Freiland übertragbar sein.

Zusammenfassung

Die Schwebgarnele *Limnomysis benedeni* hat sich seit ihrer Einwanderung 2006 in den Bodensee im ganzen See ausgebreitet und sehr stark vermehrt. Aus Freiland- und Laboruntersuchungen ist bekannt, dass die Mysidae nekto-benthisch lebt und dabei strukturierte Habitate bevorzugt. Erste Untersuchungen legen nahe, dass sie sich von feinem Material (Algen, Aufwuchs, etc.) ernährt. Um zu klären, welche Ressourcen im See von *L. benedeni* genutzt werden, wurden im Bodensee Mysida gefangen und der Inhalt ihrer Mägen analysiert. Zusätzlich wurde auf Kacheln gewachsener Biofilm verfüttert. Parallel wurden im Labor Wachstumsversuche mit juvenilen *L. benedeni* durchgeführt. Gefüttert wurden diese mit verschiedenen Futtersorten direkt aus dem See, also solchen, die auch im Freiland als potentielle Ressourcen zur Verfügung stehen. Es zeigte sich, dass *L. benedeni* bevorzugt feines organisches Material frisst. Dabei spielt es keine Rolle, ob dieses als Aufwuchs zur Verfügung steht oder als Suspension. Die Art des Materials hat ebenfalls keinen Einfluss auf die Wachstumsrate. Die juvenilen Tiere sind gut gewachsen, sowohl mit einer Algensuspension, als auch mit Biofilm und *Dreissena polymorpha*-Biodepositionsmaterial; nur mit tierischen Material gefütterte *L. benedeni* zeigten ein schlechtes Wachsum. Die Resourcen die *L. benedeni* im Bodensee nutzt sind damit Periphyton (Biofilm/Aufwuchs), Algen aller Art (vor allem Kieselalgen), Biodepositionsmaterial von *D. polymorpha* und wahrscheinlich ebenfalls Detritus. Tierisches Material ist für ihre Ernährung unbedeutend.

Danksagung

Ein großer Dank geht an Cornelia Welte für ihren Fleiß beim Vermessen und Timo Basen fürs Helfen. Ein Teil dieser Arbeit wurde im Rahmen einer Bachelorarbeit durchgeführt.

Literatur

Audzijonyte, A., Wittmann, K.J., Ovcarenko, I., Väinölä, R. (2009): Invasion phylogeography of the Ponto-Caspian crustacean *Limnomysis benedeni* dispersing across Europe. Diversity and Distributions 15: 346-355.

Borcherding, J., Murawski, S., Arndt, H. (2006): Populations ecology, vertical migration and feeding of the Ponto-Caspian invader *Hemimysis anomala* in a gravel-pit lake connected to the River Rhine. Freshwater Biology 51: 2376-2387.

Bowers, J. A., Cooper, W. E., Hall, D. J. (1990): Midwater and epibenthic behaviors of *Mysis relicta* Loven: observations from the Johnson-Sea-Link II submersible in Lake Superior and from a remotely operated vehicle in northern Lake Michigan. Journal of Plankton Research 12: 1279-1286.

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

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

Hanselmann, A.J., Gergs, R., Rothhaupt, K.O. (2009): Saisonale Änderungen des Life-Cycle von *Limnomysis benedeni* im Bodensee. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2008 (Konstanz), Weißensee Verlag, Berlin: 390-392.

Jacobs, J. (1974): Quantitative Measurement of Food Selection. Oecologia 14: 413-417.

Mauchline, J. (1980): The biology of Mysida. Advances in Marine Biology 18: 1-369.

Porter, M.L., Meland, K., Price, W.W. (2008): Global diversity of mysids (Crustacea-Mysida) in freshwater. Hydrobiologia 595: 213-218.

Wittmann, K. J., Ariani, A. P. (2000): *Limnomysis benedeni*: Mysidacé Ponto-Caspien nouveau pour les eaux douces de France (Crustacea, Mysidacea). Vie et Milieu 50:117-122.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Der § 40 Bundesnaturschutzgesetz im Kontext weiterer Instrumente und der naturschutzfachlichen Diskussion zur Bekämpfung gebietsfremder invasiver Arten

Konstantin Klingenberg

Technische Universität Braunschweig, IFdN, Abt. Biologie & Biologiedidaktik, Pockelsstr. 11, 38106 Braunschweig, k.klingenberg@tu-braunschweig.de

Keywords: Gebietsfremde invasive Arten, Bundesnaturschutzgesetz, naturschutzfachliche Bewertung

1 Einleitung

Im Zuge der Neufassung des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG 2010; seit 01.März 2010 in Kraft) sind u.a. Regelungen zur Bekämpfung gebietsfremder invasiver Arten ergänzt und detaillierter gefasst worden. Kernstück stellt dabei der neu geschaffene § 40 BNatSchG dar, der sich ausschließlich dieser Thematik widmet. Weltweit wird diesem Problemkreis – u.a. durch Zunahme der unbeabsichtigten Verbringung von Arten, insbesondere durch gestiegenen globalen Warentransport und Verkehr – eine erhöhte Aufmerksamkeit zuteil. Daher wurde völkerrechtlich schon 1992 im Rahmen des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity: CBD 1992) der Art. 8h formuliert, der bereits spezifische Vorgaben zur Bekämpfung gebietsfremder invasiver Arten (Invasive Alien Species, kurz IAS) vorsah. Die unten näher erläuterten Inhalte des § 40 können damit letztlich auch als Umsetzung des Art. 8h der CBD verstanden werden. Im Verlauf der Neufassung wurde der § 40 durch weitere Vorschriften im BNatSchG eingebunden. Des Weiteren sind aus naturschutzfachlicher Perspektive Anstrengungen zur präziseren Fassung des Problemkreises zu verzeichnen (z.B. Essl et al. 2008), allerdings ergeben sich auch in diesem Bereich einige offene bzw. klarer zu fassende Punkte, die z.B. Bewertungen der Invasivität betreffen.

2 Synopse des Sachstandes der Regelungen zu gebietsfremden invasiven Arten im BNatSchG sowie kursorische Betrachtung der naturschutzfachlichen Diskussion

2.1 Synopse der aktuellen gesetzlichen Regelungen des BNatSchG

Die Regelungen des BNatSchG zu gebietsfremden invasiven Arten erstrecken sich neben den Bestimmungen des § 40 (vgl. Kasten 1) auch auf Besitz- und Vermarktungsverbote (§ 44) sowie auf die im § 54 formulierte Ermächtigungsklausel (Abb. 1). Diese Klausel sieht vor, invasive Arten per Verordnung bestimmen zu können (dies wäre prinzipiell auch auf Basis des BNatSchG 2002 möglich gewesen; vgl. Klingenberg, im Druck). Gemeinsam mit den Begriffsbestimmungen in § 7 (2) stellen diese Paragraphen den Kern des Regelungsgefüges im BNatSchG zu diesem Themengebiet dar (s. Abb. 1; es sei zudem auf spezielle Regelungen hingewiesen -wie z.B. das MARPOL-Abkommen bzgl. internationalem Schiffsverkehr/Ballastwasser-, welche in diesem Kontext jedoch nicht betrachtet werden können).

(1) Es sind geeignete Maßnahmen zu treffen, um einer Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen und Arten durch Tiere und Pflanzen nichtheimischer oder invasiver Arten entgegenzuwirken.
(2) Arten, bei denen Anhaltspunkte dafür bestehen, dass es sich um invasive Arten handelt, sind zu beobachten.
(3) Die zuständigen Behörden des Bundes und der Länder ergreifen unverzüglich geeignete Maßnahmen, um neu auftretende Tiere und Pflanzen invasiver Arten zu beseitigen oder deren Ausbreitung zu verhindern. Sie treffen bei bereits verbreiteten invasiven Arten Maßnahmen, um eine weitere Ausbreitung zu verhindern und die Auswirkungen der Ausbreitung zu vermindern, soweit diese Aussicht auf Erfolg haben und der Erfolg nicht außer Verhältnis zu dem erforderlichen Aufwand steht. […]
(4) Das Ausbringen von Pflanzen gebietsfremder Arten in der freien Natur sowie von Tieren bedarf der Genehmigung der zuständigen Behörde. Künstlich vermehrte Pflanzen sind nicht gebietsfremd, wenn sie ihren genetischen Ursprung in dem betreffenden Gebiet haben. Die Genehmigung ist zu versagen, wenn eine Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen oder Arten der Mitgliedstaaten nicht auszuschließen ist. Von dem Erfordernis einer Genehmigung sind ausgenommen[…]. Artikel 22 der Richtlinie 92/43/EWG ist zu beachten.
(5) Genehmigungen nach Absatz 4 werden bei noch nicht im Inland vorkommenden Arten vom Bundesamt für Naturschutz erteilt.
(6) Die zuständige Behörde kann anordnen, dass ungenehmigt ausgebrachte Tiere und Pflanzen oder sich unbeabsichtigt in der freien Natur ausbreitende Pflanzen sowie dorthin entkommene Tiere beseitigt werden, soweit es zur Abwehr einer Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen oder Arten erforderlich ist.

Kasten 1: Wortlaut (Auszug) des § 40 Bundesnaturschutzgesetzes v. 29.07.2009, BGBl. S. 2542-2579.

Durch die Regelungen des § 40 sind mit Aufgabendefinition (1), Beobachtungsauftrag (2) sowie insbesondere mit seitens des in Art. 8 h CBD geforderten 3-Stufen-Konzepts (Verhindern-Kontrollieren-Beseitigen: vgl. Abs. 3 § 40) wirkungsvolle Rechtsgrundlagen zur Bekämpfung von IAS geschaffen worden. Unter Berücksichtigung der bisherigen Monita im Hinblick auf Begriffsbestimmungen (z.B. Hubo et al. 2007) ist zudem mit der relevanten Begriffsdefinition in § 7 (2) Nr. 9 der Terminus ‚invasiv' erstmals im BNatSchG definiert (vgl. Abb. 1). Allerdings wurde in den Definitionen im § 7 (2) Nr. 7 (‚heimisch') nach wie vor der problematische zweite Halbsatz unverändert belassen (z.B. Holljesiefken 2007, 284; Hubo et al. 2007; Klingenberg im Druck: die Probleme, die sich hieraus ergeben können aus Raumgründen hier nicht ausgeführt werden).

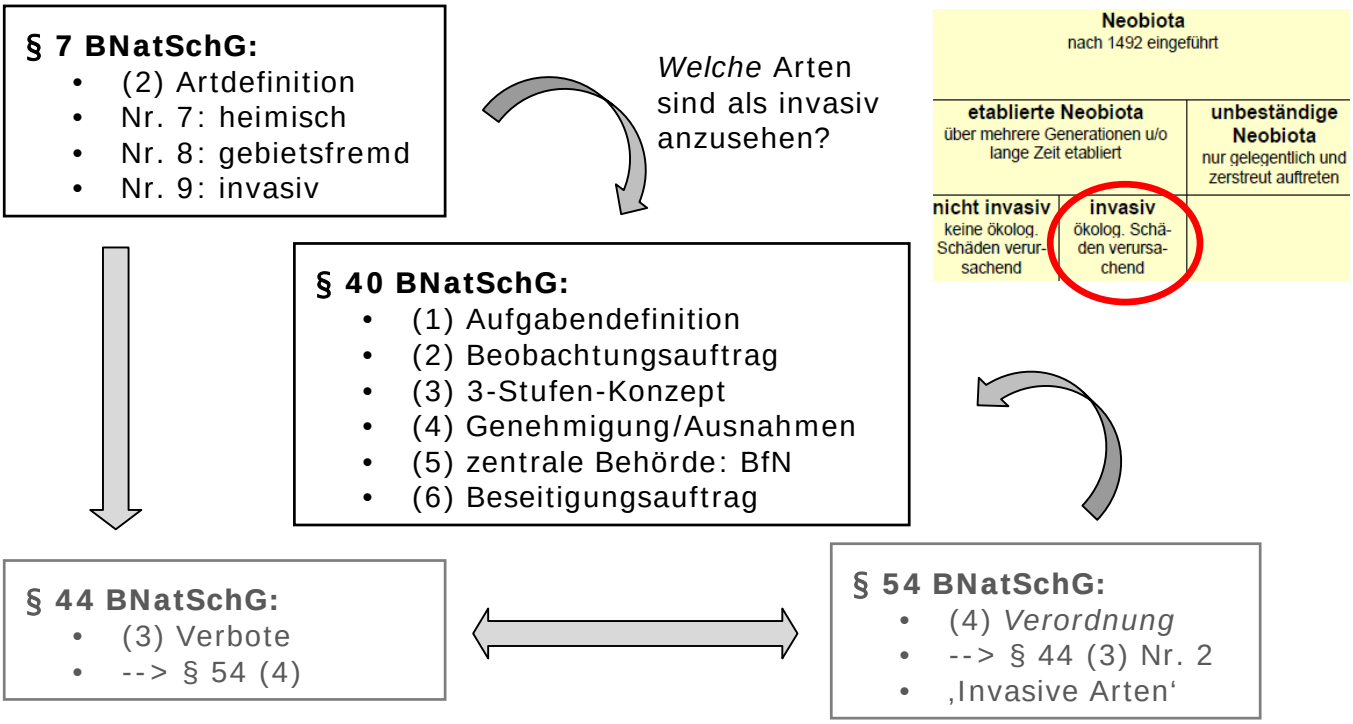


Abb. 1: Regelungsgefüge zu gebietsfremden invasiven Arten im Bundesnaturschutzgesetz 2010, Erläuterungen siehe Text; grau gesetzte Elemente sind bislang noch nicht genauer spezifizierte Regelungen; Abbildungsdetail ‚Neobiota' aus: Klingenstein et al. 2005, verändert u. ergänzt.

2.2 Kursorische Betrachtung der naturschutzfachlichen Diskussion

Neben o.g. definitorischer Problematik (bzgl. ‚heimischer' Arten) wurde bereits früh versucht, im Rahmen einer Bestandsaufnahme auch das Schädigungspotential von gebietsfremden Arten zu bewerten (z.B. Geiter et al. 2002). Es zeigte sich dabei im späteren Verlauf, dass v.a. unterschiedliche Akteure bzw. Interessengruppen zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen bzw. Arten zunächst nicht als ‚invasiv' erkannt oder bewertet werden (z.B. EPPO 2005).

Neuere Ansätze (Hubo et al. 2007) lösen dieses Problem nur z.T. (vgl. Klingenberg, im Druck). Insbesondere im Sektor forst- oder fischereichfachlicher Bewertungen ist davon auszugehen, dass es nicht in allen Fällen ein übereinstimmendes Ergebnis bzgl. der Einschätzung der Invasivität geben wird. Es ist zu vermuten, dass auch das Instrument der ‚Schwarzen Listen' (vgl. Essl. et al. 2008) hieran nur bedingt etwas ändern wird, da die (naturschutz)fachlichen Kriterien ‚a priori' vor der Bewertung und damit *vor* Zuweisung einer Listenkategorie (schwarz, grau, weiß) stehen (vgl. Abb. 2). Empirisch belastbares Datenmaterial zu gebietsfremden invasiven Arten müsste die Kriterien (Kasten 2) ggf. in ähnlichen Lebensräumen (außerhalb Deutschlands) nachweisen (vgl. Kap. 3).

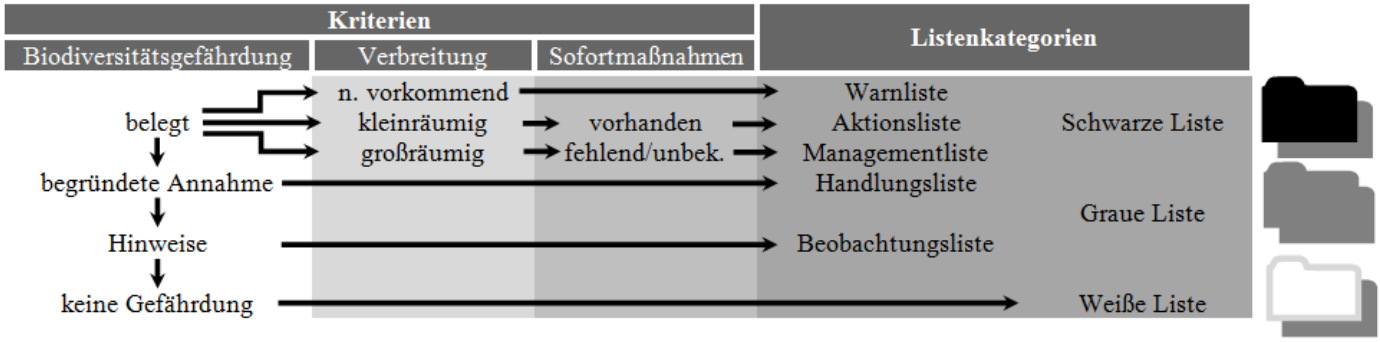


Abb. 2: Schematische Übersicht über die Methodik ‚Schwarzer Listen' zur Bewertung invasiver Arten (n. Essl et al. 2008); Kriterien zur Eingruppierung in die Listenkategorien s. Kasten 2 u. Text.

Von den Kriterien zur Bewertung der Invasivität bzw. zur Zuordnung in die Listenkategorien (Kasten 2) sollten mindestens vier erfüllt sein, um Arten, von denen unklar ist ob sie invasiv sind (bzw. werden können), in die Beobachtungsliste (‚Graue Liste') aufzunehmen (Essl et al. 2008). Hierzu ist grundsätzlich kritisch anzumerken, dass solche Listen – ähnlich wie ‚Rote Listen' auch – vielfach nur gebietsbezogen einen Sinn machen (s. Klingenberg, im Druck). Es ist unmittelbar einsichtig, dass etwa neben den unter Stichpunkt 1. genannten Kriterien (*Lebensräume*, s. Kasten 2) eine wesentliche Rolle spielen sollte, ob eine Art etwa in thermisch begünstigten Gebieten invasiv ist, da sie nicht zwangsläufig auch in Gebieten mit geringerem Temperaturmittel diese Eigenschaft besitzt.

1. ***Lebensräume**: regelmäßige Besiedlung natürlicher, naturnaher und sonstiger naturschutzfachlich wertvoller Lebensräume*
2. ***Reproduktionspotenzial**: hohes Reproduktionspotenzial kann zu großer Bestandsvergrößerung führen*
3. ***Ausbreitungspotential**: hohes Ausbreitungspotenzial durch Mechanismen für Fernverbreitung oder hohe Wahrscheinlichkeit für Fernverschleppung*
4. ***Ausbereitungsverlauf**: expansiver Ausbreitungsverlauf in jüngster Vergangenheit (etwa 5-10 Jahre)*
5. ***Lebensform und -weise**: Monopolisierung von Ressourcen (Nährstoffe, Raum etc., z.B. rasche Biomassezunahme, parasitische Lebensweise*
6. ***Förderung durch Klimawandel**: die Bestandsdichte oder die Ausbreitung wird voraussichtlich durch Klimawandel gefördert*

Kasten 2: Kriterien zur Eingruppierung invasiver Arten (vgl. Abb. 2); zitiert nach Essl et al. 2008.

3 Diskussion

3.1 Entwicklung der Regelungen und begriffliche Fassung nicht heimischer Arten

Sowohl anhand der Ausgestaltung rechtlicher Grundlagen zur Bekämpfung der IAS als auch im Rahmen der naturschutzfachlichen Diskussion ist in den vergangenen Jahren eine erheblich intensivierte und differenzierte Betrachtung zu verzeichnen. In diesem Prozess ist jedoch keine Harmonisierung naturschutzfachlicher und juristischer Sprache erfolgt: So sollte ‚Neobiota' zwar als ‚neutraler' naturschutzfachlicher Begriff in der Öffentlichkeit keine negativen Assoziationen hervorrufen, doch weder dort noch in der juristischen Terminologie scheint dieser Begriff die intendierte -neutrale- Verankerung erfahren zu haben, zumal global ohnehin der Begriff IAS (Invasive Alien Specie) allgemein verbreitet ist (vgl. z.B. CBD). Der Begriff ‚Neobiota' ist insofern ambivalent, zumal aktuell mit dem Instrument der ‚Schwarzen Listen' (vgl. Abb. 2 und Kasten 2) eine weitere – ggf. auch begriffliche– Differenzierung in der naturschutzfachlichen Arbeit bzgl. gebietsfremder und gebietsfremder invasiver Arten vorliegt.

3.2 Vom ‚status quo' zu zukünftigen Regelungen – (mögliche) Szenarien zur IAS-Bekämpfung

Wie in Kap. 2.1 dargelegt wurde, markieren die bisherigen Regelungen im BNatSchG keinen Endpunkt, vielmehr bedürfen sowohl § 44 als auch § 54 einer weiteren Ausgestaltung. Dies ist auch anhand aktueller Ausschreibungen (BfN 2010) bzw. im UFOPLAN (BMU 2010) via der ‚Warnliste in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen' erkennbar (UFOPLAN Kap. 7.3; Übersichtstabelle, Nr. 7.5, 'Weiterentwicklung Artenschutz'). Diese Regelungen fußen juristisch – bei noch nicht im Bundesgebiet vorkommenden Arten – allerdings nicht auf § 40 (3), sondern vielmehr auf § 40 (1) bzw. (2).

Dieser Warnliste kommt jedoch im Bereich limnischer Ökosysteme eine zentrale Präventionsaufgabe zu (vgl. ‚Schwarze Listen' Abb. 2, Kap. 2.2), da sich auf Grund der bisherigen Erfahrungen eine Bekämpfung (vgl. § 40 Abs. 3) als i.d.R kaum realisierbar erwiesen hat bzw. der Aufwand außerhalb des zu erwartenden Nutzens liegen würde (selbst größere lokal auftretende Wirbeltiere, z.B. der Amerikanische Ochsenfrosch, konnten bisher nicht zufriedenstellend eliminiert werden).

Ein weiterer Regelungsbedarf ergibt sich für diejenigen Arten, die inzwischen als weitgehend etabliert gelten (Abb. 2: Aktions-/Managementliste). Im Ausland existieren z.T. Artenlisten, die ggf. lokal oder auch im gesamten Staatsgebiet zu eliminierende Spezies enthalten (s. SKEW, o.J.). Die in Abb. 1 dargestellten Optionen (Besitz- und Vermarktungsverbote lt. § 44) sind via § 54 in einer gesonderten Verordnung bzw. im Rahmen der Aktualisierung und Ergänzung der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV) regelbar (nach derzeitigem Informationsstand wird letztere Variante präferiert, die z.B. auch bei Schnappschildkröte, Amerikanischem Biber u.a. wirkungsvoll war).

3.3 Weitere Einflussfaktoren (klimawandelbedingte Ausbreitung, Schadschwellen)

Im Verlauf der Diskussion zu IAS wird die Berücksichtigung weiterer Einflussfaktoren notwendig sein, wie dies z.B. anhand der Kriterienliste (Kasten 2) bereits erkennbar ist. Während die meisten Punkte dieser Liste weitgehend problemlos evaluierbar erscheinen, ist insbesondere im Rahmen der durch den Klimawandel geförderten Ausbreitung eine Bewertung schwierig, aktuelle naturschutzfachliche bzw. juristische Erwägungen verdeutlichen dies (z.B. Möckel & Köck 2009). Weiterhin könnte im Rahmen der bereits diskutierten Kriterien zu überlegen sein, ob bzw. inwiefern eine Definition von (naturschutz)fachlichen Schadschwellen die zur Verfügung stehenden (begrenzten) Ressourcen optimieren kann. Dabei erweist sich das v.a. als zersplittert angesehene Umweltrecht (vgl. z.B. Holljesiefken 2007) jedoch nicht unbedingt als fördernder Umstand.

4 Zusammenfassung

Im Zeitraum der letzten ca. 15 (-20) Jahre wurden völkerrechtliche und schließlich auch nationale Naturschutzinstrumente in Bezug auf Regelungen zur Bekämpfung gebietsfremder invasiver Arten (IAS) detaillierter gefasst. Der § 40 BNatSchG präzisiert die bislang im Gesetzestext zwar z.T. vorhandenen, aber wenig überzeugenden und daher vielfach kritisierten Regelungen zur Bekämpfung der IAS. Er setzt zudem erstmals das in der Convention on Biological Diversity geforderte 3-Stufenprinzip (Verhindern-Kontrollieren-Beseitigen) in Absatz 3 um. Weiterhin ist positiv hervorzuheben, dass die Begriffsbestimmungen in § 7 (2) BNatSchG unter lfd. Nr. 9 um den Begriff der ‚invasiven Arten' erweitert worden sind. Zudem ist die Ermächtigungsklausel, die ehemals nur auf § 42 (2) abstellte, nun mit den in § 54 (4) getroffenen Regelungen klarer auf die intendierten Zielarten gerichtet; diese – so sehen es die Definitionen seitens des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) vor – sind nur dann invasiv, wenn sie ökologische Schäden verursachen.

Als derzeit noch nicht klar gelöste Aspekte können zwei Problembereiche angesehen werden: Einerseits die im zweiten Halbsatz § 7 (2) Nr. 7 getroffenen Ausführungen zu heimischen Arten (als heimisch gelten Arten auch, wenn sie sich über mehrere Generationen als Population erhalten), sowie andererseits die nach wie vor fehlenden Listen zu nachweislich invasiven Arten (die in anderen Ländern z.T. bereits existieren). Die Lösung letzterer Problematik ist inzwischen im aktuellen UFOPLAN (BMU 2010) im Rahmen einer ‚Warnliste in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen' (UFOPLAN Kap. 7.3; Übersichtstabelle, Nr. 7.5, 'Weiterentwicklung Artenschutz'), vorgesehen.

5 Literatur

BfN Bundesamt für Naturschutz (2010): Warnliste in DE noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen, UFOPLAN-Ausschreibung; URL: http://www.bfn.de/0201_Ausschreibung.html #3510 86 0500 (10.05.2010).

Bundesartenschutzverordnung (2005): http://www.bgblportal.de/BGBL/bgbl1f/bgbl105s0258.pdf.

Bundesnaturschutzgesetz (2002): Erstes Gesetz zur Änderung des Bundesnaturschutzgesetzes, BGBl v. 12.12.2007, 2873 ff.

Bundesnaturschutzgesetz (2010) v. 29.07.2009, BGBl. S. 2542-2579.

Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2010): UFOPLAN – Forschungsrahmen des Bundesministeriums und Umweltforschungsplan. 44 S.

CBD (Convention on Biological Diversity) vom 05.06.1992; BGBl. 1993 II S. 1741.

EPPO European and Mediterranean Plant Protection Organization (2005): Reporting Service, No. 6; 2005/092 - An invasive species: Harmonia axyridis (Harlequin ladybird).

Essl, F., Klingenstein, F., Nehring, S., Otto, Chr., Rabitsch, W. u. O. Stöhr (2008): Schwarze Listen invasiver Arten – ein Instrument zur Risikobewertung für die Naturschutz-Praxis. Natur und Landschaft, 83 (9/10): 418-424.

Geiter, O., Homma, S. u. R. Kinzelbach (2002): Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland, Forschungsbericht 296 89 901/01 Umweltbundesamt-FB 000215. 52 S.

Hubo, C., Jumpertz, E., Krott, M., Nockemann, L., Steinmann A. u. I. Bräuer (2007): Grundlagen für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive gebietsfremde Arten. BfN-Skripten 213. 367 S.

Holljesiefken, A. (2007): Die rechtliche Regulierung invasiver gebietsfremder Arten in Deutschland - Bestandsaufnahme und Bewertung. In: Louis, H. W. u. J. Schumacher (Hrsg.): Schriftenreihe Natur und Recht, Bd. 8, Springer, Heidelberg. 387 S.

Klingenberg, K. (im Druck): Neozoen im Naturschutzrecht – zur rechtlichen Situation gebietsfremder invasiver Tierarten in Deutschland. Praxis der Naturwissenschaften –Biologie.

Klingenstein, F., Kornacker, P. M., Martens, H. u. U. Schippmann (2005): Gebietsfremde Arten. Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz. BfN-Skripten 128. 30 S.

Möckel, S. & W. Köck (2009): Naturschutzrecht im Zeichen des Klimawandels – Vorläufige Bewertung und weiterer Forschungsbedarf. Natur und Recht, 31 (6): 318–325.

SKEW Schweizer Kommission für die Erhaltung von Wildpflanzen (o.J.): Schwarze Liste und Watch-Liste. URL: http://www.cps-skew.ch/deutsch/schwarze_liste.htm (10.05.2010).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Charakterisierung der Ahse (Einzugsgebiet Lippe, NRW) und ihrer Nebengewässer anhand chemisch-physikalischer Parameter unter Berücksichtigung der Verbreitung von Echinogammarus berilloni (Amphipoda)

Oliver Schmidt-Formann1,2, Norbert Kaschek1 & Elisabeth I. Meyer1

1Westfälische-Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstraße 1, 48149 Münster, 2Stadt Hamm, Umweltamt – Untere Wasserbehörde, Caldenhofer Weg 10, 59065 Hamm (Westf.); schmidtformann@stadt.hamm.de

Keywords: Neozoen, Lippe, Ahse, Verbreitung, Verdrängung, *Echinogammarus berilloni*

Einleitung

Die Ahse, ein bedeutender Lippezufluss im Stadtgebiet von Hamm in Westfalen, beherbergt neben den Amphipoden Gammarus pulex und Gammarus roeselii auch den invasiven Echinogammarus berilloni. Letzterer wurde 1924 erstmalig in Deutschland bei Dorsten, im Einzugsgebiet der Lippe nachgewiesen (Boecker, 1926). Seither konnte sich die Art im gesamten unteren und mittleren Bereich der Lippe ausbreiten. So berichtet Steusloff (1938) bereits von einer Fundstelle bei Lippstadt (Kreis Soest) im oberen Lippeeinzugsgebiet. Erste konkrete Nachweise im Raum Hamm sind durch Ant (1966) belegt.

Im Folgenden soll die historische und aktuelle Verbreitung von E. berilloni im Einzugsgebiet der Ahse aufgezeigt werden. Die Charakterisierung der Fließgewässer im unteren Einzugsgebiet der Ahse anhand physikalisch-chemischer Parameter soll eine Differenzierung der Habitatpräferenzen des Neozoen Echinogammarus berilloni im Vergleich mit zwei weiteren Amphipoda (G. pulex und G. roeselii) erlauben.

Methodik

Untersuchungsgebiet

Die Ahse zählt zur Kategorie der großen Bäche im Flachland, Gewässertyp Lößbach (LUA 2002). Das Einzugsgebiet hat eine Flächengröße von 441 km². Der Höhenunterschied zwischen Quelle und Mündung beträgt ca. 35 m bei einer Fließstrecke von 39,1 km. Der Mittelwasserabfluss (MNQ) beträgt 4,5 m³*s-1 (HQ100 77,5 m³*s-1). Die Ahse mündet östlich der Innenstadt von Hamm in die Lippe. Das Untersuchungsgebiet umfasst das Teileinzugsgebiet der unteren Ahse – im Wesentlichen auf dem Gebiet der Stadt Hamm zuzüglich des Einzugsgebietes des Salzbachs mit größeren Anteilen im Kreis Soest.

Datengrundlage

Das Umweltamt der Stadt Hamm führt seit 1986 jährliche Erhebungen zur Gewässergüte durch. Grundlage dieser Untersuchungen ist ein Untersuchungskonzept, welches die jeweiligen Probestellen der Gewässer und den Turnus der Beprobungen festlegt. Dem entsprechend werden nicht alle Stellen jährlich beprobt. Ein Schwerpunkt der Beprobungen sind jedoch die Hauptgewässer im Stadtgebiet, zu denen auch die Ahse und Teile der zufließenden Nebengewässer mit Geithebach, Heidbach, Tünner Bach, Dienebach, Landwehrbach, Bewerbach und Salzbach gehören. Die Erhebungen wurden nach den Vorgaben der DIN 38410 (2004) durchgeführt. Zur Beurteilung der Gewässergüte wird das Makrozoobenthos herangezogen. Die Bewertung der Auswirkungen organischer Verschmutzung auf das Makrozoobenthos erfolgt mit Hilfe des Saprobienindex. Der Saprobienindex ermöglicht die Zuteilung zu Qualitätsklassen gemäß der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Die jüngsten Erhebungen wurden aus Gründen der landesweiten Vergleichbarkeit mit den Untersuchungsstandards zur EG-Wasserrahmenrichtlinie durchgeführt (Meier et al., 2006). Nicht quantitative Sammlungen des Autors (ab 2008) ergänzen das Bild der aktuellen Verbreitung und liefern die Daten der physikalisch-chemischen Parameter.

Um die Verarbeitung der langjährigen Erhebungen zu ermöglichen wurden zunächst die Daten der Feldprotokolle der Jahre 1986 bis 2009 digital erfasst bzw. zusammengefasst. Damit sind nun erstmals Möglichkeiten zu gezielten Abfragen z.B. zu einzelnen Arten möglich. Ebenso konnten die Daten somit zur Weiterverarbeitung in ESRI ® ArcGIS TM 9.3.1 eingepflegt werden und beispielsweise zur Darstellung der Verteilung der Arten kartografisch ausgewertet werden. Die statistische Auswertung erfolgte als nichtparametrische multidimensionale Skalierung mit dem Programm R 2.11.1 (http://www.r-project.org/).

Die Besiedlungsabfolge und aktuelle Verbreitung werden anhand von Kartendarstellungen verdeutlicht, die sich auf die Darstellung von Nachweisen beschränken und Fragestellungen beispielsweise zu qualitativ-quantitativen Verteilungsmustern unberücksichtigt lassen.

Ergebnisse

Echinogammarus berilloni ist mutmaßlich über die Lippe um 1997 in das Ahse-Einzugsgebiet eingewandert. Die zeitliche Abfolge zeichnet ein diskontinuierliches Bild ohne festes Muster der räumlichen Ausdehnung. So liegen beispielsweise die frühesten Nachweise aus dem Jahr 1997 im mittleren Ahseabschnitt an der Stadt-/Kreisgrenze Hamm-Soest sowie im oberen Ahseabschnitt östlich der Stadt Soest rund 25 km Gewässerstrecke voneinander entfernt.

Die Karte (Abb. 1) zeigt die Verteilung von Echinogammarus berilloni, Gammarus pulex und Gammarus roeselii im südöstlichen Stadtgebiet von Hamm - unteres Einzugsgebiet der Ahse (östl. Stadtgrenze bis Lippemündung). Die Grafiken beziehen sich auf Nachweise der betrachteten Arten bzgl. des einfachen Vorkommens bzw. Fehlens.

Das Verteilungsmuster zeigt einen deutlichen Schwerpunkt von E. berilloni im Hauptstrom der Ahse. Einzelne Standorte werden dabei mit hohen Abundanzen ohne Beteiligung anderer Amphipoden besiedelt.

Gammarus pulex ist im gesamten Einzugsgebiet vertreten, kommt im Hauptstrom der Ahse aber nur unregelmäßig vor. Ein Schwerpunkt der Verbreitung von Gammarus roeselii findet sich im Geithebach, einem der bedeutendsten Nebenbäche der unteren Ahse. Einige temporäre, aber auch perennierende Gewässer bleiben dauerhaft ohne Nachweis der betrachteten Arten.

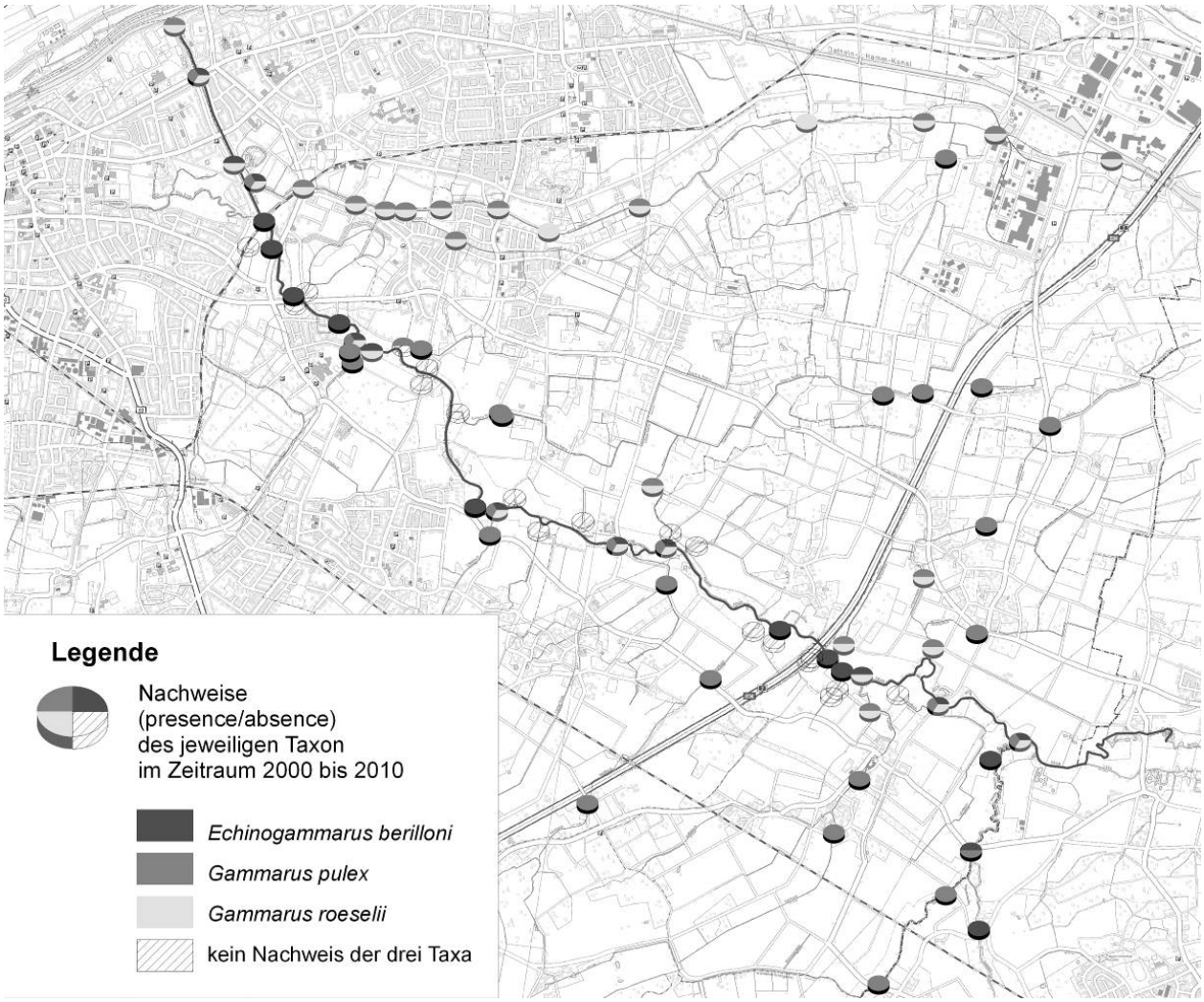


Abb.1 ***Echinogammarus berilloni, Gammarus pulex*** **und** ***Gammarus roeselii*** **im südöstlichen Stadtgebiet von Hamm, unteres Einzugsgebiet der Ahse (östl. Stadtgrenze bis Lippemündung), Ahse und Nebenläufe**

Die Ergebnisse der erhobenen physikalisch-chemischen Parameter erlauben eine Charakterisierung der betrachteten Gewässer. Bei allen Parametern lassen sich mindestens eindeutige Tendenzen einer Zweiteilung in Gewässer mit und Gewässer ohne Vorkommen von E. berilloni ableiten. Die nachfolgende Abb. 2 fasst diese Ergebnisse zusammen.

Die Gewässer, in denen *E. berilloni* nachgewiesen werden konnte, zeichnen sich durch niedrige Gesamthärte-Grade, einen niedrigen Chemischen Sauerstoff-Bedarf sowie niedrige Ammonium- (NH_4^+-Ionen) und niedrige Phosphat-Phosphor-Gehalte (PO_4-P) aus. Hier wurden jeweils hohe Werte der Parameter Sauerstoffgehalt, Chlorid (Cl^--Ionen), Nitratgehalte (NO_3^--Ionen), Wasserführung, Temperatur, Elektrische Leitfähigkeit und pH festgestellt.

Die nichtparametrische multidimensionale Skalierung (s. Abb. 3) liefert eingeschränkte Möglichkeiten, die Zusammenhänge des Vorkommens der Arten und der betrachteten physikalisch-chemischen Parameter zu erklären. Aber auch hier gibt es zumindest Tendenzen, das Vorkommen des jeweiligen Taxon in Korrelation zu einem Parameter oder einer Probestelle setzen zu können.

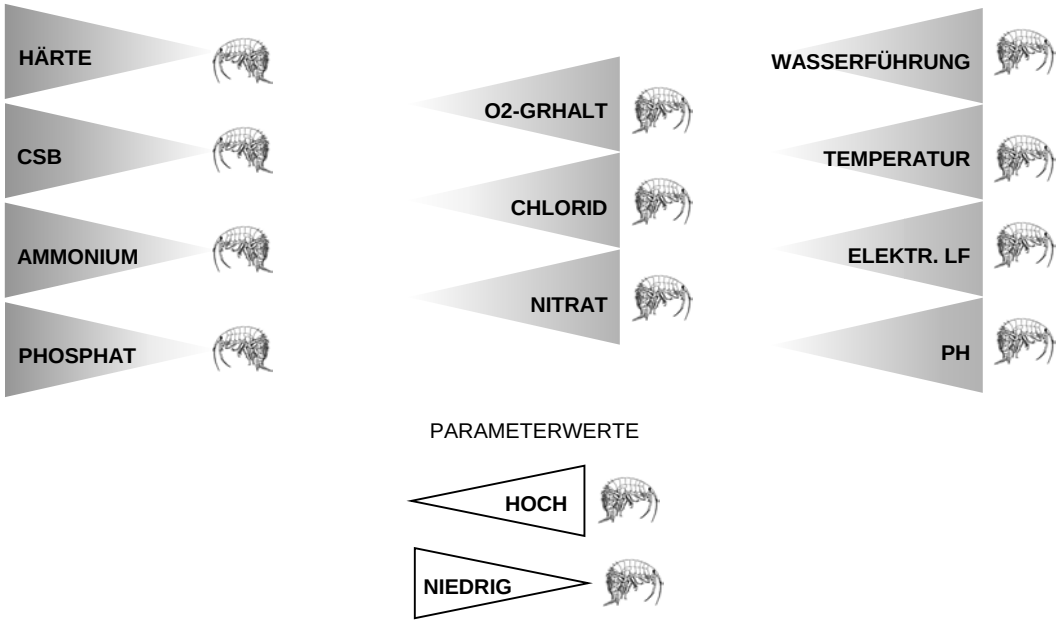
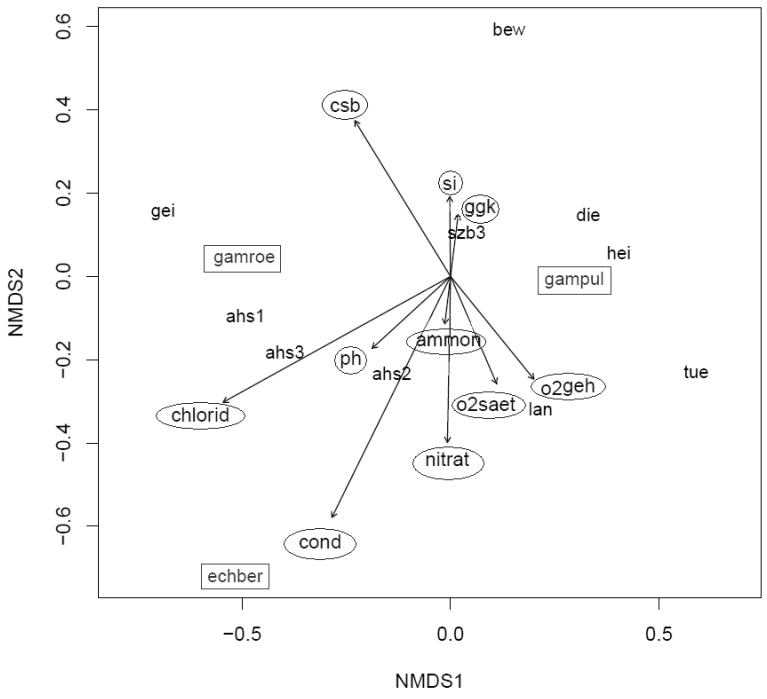


Abb.2 Charakterisierung der Gewässer mit beständigem Nachweis von *Echinogammarus berilloni* anhand physikalisch-chemischer Parameter im Vergleich

Auch die bereits genannten Verbreitungsschwerpunkte (vgl. Abb. 1) lassen sich hier zum Teil erneut bestätigen. *G. roeselii* findet seinen Schwerpunkt im Geithebach (gei) und an einer Probestelle der Ahse (ahs1). In den Gewässern Dienebach (die), Heidbach (hei) und Tünner Bach (tue) ist *G. pulex* die dominierende Art. Das Vorkommen von *E. berilloni* ist über die Elektrische Leitfähigkeit (cond) erklärt.



ahs	Ahse
bew	Bewerbach
die	Dienebach
gei	Geithebach
hei	Heidbach
lan	Landwehrbach
szb3	Salzbach
tue	Tünner Bach
si	Saprobienindex
ggk	Gewässergüteklasse
ammon	NH_4^+
ph	pH
o2saet	O_2-sättigung
o2geh	O_2-gehalt
cond	Elektr. Leitfähigkeit
chlorid	Cl^-
nitrat	NO_3^-
csb	Chemischer Sauerstoff-bedarf
echber	*Echinogammarus berilloni*
gampul	*Gammarus pulex*
gamroe	*Gammarus roeselii*

Abb.3 nichtparametrische multidimensionale Skalierung (multivariate Analyse)

Diskussion

Das diskontinuierliche Auftreten von *E. berilloni* im Einzugsgebiet der Ahse deutet auf eine passive Verbreitung (z.B. long distance dispersal) hin. Bereits BOECKER (1926) diskutiert hinsichtlich der Nachweise im Bereich Dorsten ein Einbringen der Art durch „Einsetzen von fremder Fischbrut u. dgl.“. Auch heute finden regelmäßig Besatzmaßnahmen im Rahmen der Hegeverpflichtungen der Fischereigenossenschaften statt, wobei ein unbeabsichtigtes Verschleppen gebietsfremder Fauna durch entsprechende Sorgfalt vermieden werden soll, aber in Einzelfällen nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Ebenso wird als Begründung diskontinuierlichen Auftretens holoaquatischer Neozoen eine Verbreitung über Wasservögel in Erwägung gezogen (TITTIZER et al., 2000).

Die räumliche und zeitliche Verteilung des Neozoons in der Ahse ist für die letzten 13 Jahre gut belegt. Das Verteilungsmuster lässt erkennen, dass *E. berilloni* einerseits im Hauptgewässer Ahse örtlich die dominante Art ist, andererseits aber in den Nebengewässern nicht nachzuweisen ist. Dabei sind einige Nebengewässer von den heimischen Arten besiedelt, andere sind frei von Gammariden. Die hier ausgewerteten Datensätze weisen an einigen Messpunkten in der Ahse häufig hohe Abundanzen von *E. berilloni* auf. Mit dem gleichzeitigen Ausbleiben bzw. der quantitativen Abnahme jüngster Nachweise der zum Vergleich herangezogenen Taxa an diesen Stellen lässt sich ein Verdrängungseffekt postulieren.

Die Charakterisierung der Gewässer anhand physikalisch-chemischer Parameter korrespondiert zum Verteilungsmuster der Arten. Die großen Gewässer des Einzugsgebietes (Ahse und Salzbach) führen *E. berilloni* und lassen sich anhand der erhobenen Parameter deutlich von den Nebengewässern unterscheiden, in denen das Taxon nicht nachzuweisen ist. Dabei scheint das Vorkommen von *E. berilloni* an Qualitätskomponenten der Gewässergüte gebunden zu sein.

Zur Verifizierung des dargestellten Befundes durch weitere Erhebungen ist die Erhöhung der Datendichte erforderlich. Dazu sollen in Zukunft zusätzlich die Habitatstrukturen und Substrate der Probestellen analysiert und weitere Gewässer im Ahse-Einzugsgebiet hinzugezogen werden.

Literatur:

ANT ,H. (1966): Die Benthos-Biozönosen der Lippe. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf. 75 S.

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

DIN 38410 (2004): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) – Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M 1), Beuth-Verlag Berlin.

LUA – LANDESUMWELTAMT NRW (2002): Fließgewässertypenatlas Nordrhein-Westfalen. Merkblätter 34, Essen. 60 S.

MEIER, C., P. HAASE, P. ROLAUFFS, K. SCHINDEHÜTTE, F. SCHÖLL, A. SUNDERMANN, & D. HERING (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung: Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Stand Mai 2006). 79 S.

STEUSLOFF, U. (1938): Bachflohkrebse (*Gammarus fossarum* Koch) in den Paderquellen zu Paderborn. Natur und Heimat 5 (2): 41-43.

TITTIZER, T., F. SCHÖLL, M. BANNING, A. HAYBACH & M. SCHLEUTER (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. Lauterbornia 39: 1-72.

FISCHE

BRUNKE, M. & M. PURPS: Bedeutung morphologischer Strukturen für die räumliche Verteilung von Fischarten

ELIGEHAUSEN, J., J. & D. BORCHARDT: Eine Äschenregion ohne Äschen: Untersuchungen zum Bestandsrückgang am Beispiel der Lenne

FRIEDEL, M., A. J. HANSELMANN , K.-O. ROTHHAUPT & R. ECKMANN: Limnomysis benedeni als Futterorganismus für Flussbarsche

KAPA, R.: Sensationsfund einer verloren geglaubten Fischart in Bayern – Der Steingressling (Romanogobio uranoscopus, Agassiz 1828)

PODRAZA, P. & M. KÜHLMANN: Ökologische Unterhaltung des Fischaufstiegs Harkortsee

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Bedeutung morphologischer Strukturen für die räumliche Verteilung von Fischarten

Matthias Brunke[1] *& Martin Purps*[2]

[1] Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR), [2,] Landessportfischerverband Schleswig-Holstein e. V.

Keywords: Fische, Abundanzen, räumliche Verteilung, Furt, Kolk, Arten/Areal-Beziehung

Zusamenfassung

Die seit 2004 durch die Anforderungen der EU-WRRL laufenden Untersuchungen zur Fischfauna in Schleswig-Holstein weisen aus, dass nur ein sehr kleiner Teil der Gewässer sich in einem guten Zustand befindet. Dadurch werden Regenerationsmaßnahmen an den Gewässern erforderlich. Diese Maßnahmen konzentrieren sich auf die Herstellung der Durchgängigkeit und Restaurationsmaßnahmen zur Verbesserung der mikro- und mesoskaligen Morphologie.

Um die Bedeutung der lokalen Habitatqualität bei der räumlichen Verteilung von rhithralen Arten zu untersuchen, wurden gezielt geomorphologische Strukturen (Furte, Kolke, Glide) quantitativ befischt. Obwohl Fische bedingt durch eine hohe Mobilität verschiedene Teilhabitate vernetzten, zeigt die Untersuchung klare Schwerpunkte in der Habitatnutzung einiger Arten.

Die abschnittsbezogene, morphologische Heterogenität beeinflusst auch die lokale Artendichte in Bächen. Die Arten/Areal-Kurve naturnaher, heterogener Gewässer weist deutlich größere Steigungen auf als die degradierter, ausgebauter Gewässer. Degradierte Gewässer ermöglichen daher nur ungleichmäßige Verteilungen der Arten, da die Besiedlungsdichten geringer sind und ein größeres Habitatareal benötigt wird, in denen die erforderlichen Ressourcen gestellt werden.

Die Ergebnisse weisen zum einen auf die Notwendigkeit bestimmter geomorphologischer Strukturen in Bächen hin, um den guten fischbiologischen Zustand gemäß EU-WRRL zu erreichen, und zum anderen auf methodische Aspekte der Unsicherheit in der Bewertung degradierter Gewässer.

Einleitung

Die seit 2004 durch die Anforderungen der EU-WRRL laufenden Untersuchungen zur Fischfauna und anderen Qualitätskomponenten in Schleswig-Holstein weisen aus, dass nur ein sehr kleiner Teil der Gewässer sich in einem guten Zustand befindet. Dadurch werden eine Vielzahl an Schutz- und Regenerationsmaßnahmen erforderlich. So sind bis zum Ablauf des Bewirtschaftungszeitraums in 2015 etwa 900 Einzelmaßnahmen zur Herstellung oder Verbesserung der Durchgängigkeit geplant. Diese Maßnahme für sich wirkt zunächst unterstützend, solange andere Umweltfaktoren limitierend wirken. Deshalb sind noch über 550 weitere morphologische Einzelmaßnahmen geplant, die Habitatverbesserungen im Gewässer, Uferbereich und der Aue bewirken sollen. Diese umfangreiche

morphologische Maßnahmenplanung begründet sich in den Ansprüchen der verschiedenen Lebensphasen von Fischarten an die Habitatausstattung der Gewässer.

In einer Auswertung der Fischfauna der unteren Forellenregion wurden Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen sensibler Arten und der Hydromorphologie festgestellt (Brunke 2008). Das Vorhandensein von Laubwald, Ufergehölz und eine hohe Tiefenvarianz waren indikativ für den guten fischbiolologischen Zustand. Bei der Tiefenvarianz handelt es sich um einen komplexen Parameter, der eine Vielzahl verschiedener Umweltfaktoren integriert: eine hohe Tiefenvarianz korrespondiert in der Regel auch mit Erosions- und Sedimentationsprozessen, einer hohen Strömungs- und Substratdiversität, variablen Laufformen und Lichtverteilungen im Gewässer. Eine hohe Tiefenvarianz basiert in naturnahen Gewässern auf mesoskaligen morphodynamischen Prozessen, bei denen sich Furte und Kolke etablieren. Ziel dieser Studie war es, die Verteilung verschiedener Fischarten über verschiedene geomorphologische Strukturen zu untersuchen.

Material und Methoden

Für die Studie wurden je ein Abschnitt in dem Metarhithral der sandgeprägten Osterau (Typ 14) und dem Hyporhithral der kiesgeprägten Bille (Typ 17) ausgewählt, da in diesen Abschnitten noch über längere Strecken naturnahe Sohlformen vorhanden sind. Ingesamt wurden 35 Formen identifiziert und im August und September 2006 befischt. Folgende Formen wurden unterschieden:

- Furt: Sanfte oder auch stärkere Aufwölbungen der Gewässersohle im Längsprofil des Gewässers, die sich über die ganze Gewässerbreite erstreckt und auf der Ansammlung eines besonders groben Sediments beruht. Die Wassertiefe ist erheblich reduziert und der Wasserspiegel ist sichtbar gerauht, n = 6.
- Kolk: Auf Teilstrecken des Gewässers ist die Wassertiefe deutlich tiefer als die durchschnittliche Wassertiefe des Abschnitts; beobachtete Formen: Schnellen-, Krümmungs-, Engen- und Rückstaukolk, n = 16.
- Monotoner Gewässerabschnitt mit geringen Veränderungen im Quer- und Längsprofil; beobachtete Formen: tiefere Glides und flachere Runs, n = 11. Es bestehen keine deutschsprachigen Bezeichnungen für diese Formen, so dass sie hier die englischsprachige Bezeichnung übernommen werden.
- Bank: In Fließrichtung gestreckte und vom übrigen Gewässerbett deutlich abgegrenzte örtliche Geschiebeansammlung; beobachtete Formen: Längsbank, Kurvenbank, n = 2.

Die Befischungen wurden mit einem stationären Elektrofischereigerät durchgeführt. Die jeweiligen morphologischen Formen wurden durch Absperrnetzen abgetrennt. Anschließend wurde in drei Durchgängen gegen die Strömung gefischt, die Tiere entnommen und vermessen.

Ergebnisse

Morphologie

Die mittlere Breite der Osterau betrug 6,3 m, die der Bille 6,1 m. Als sandgeprägtes Gewässer war jedoch die mittlere Tiefe der Osterau größer als die der kiesgeprägten Bille. Dies zeigt sich insbesondere in deutlich tieferen Kolken und einer größeren Anzahl an Kolken (Tab. 1).

Fischfauna

Die Fischfauna beider Bäche unterscheidet sich aufgrund biogeografischer Verbreitungen (Groppe und Schmerle in der Bille), der Durchgängigkeit zur Nordsee (Flunder, Flussneunauge, Meerforelle in der Osterau) und der Fischregion. Daher konnten die Formen für beide Bäche nicht gemeinsam ausgewertet werden. In der Osterau dominierte Forelle, Aal, Elritze und Neunaugen, in der Bille dominierten Elritze, Forelle, Groppe, Schmerle und Hasel. Insgesamt wurden 4701 Individuen gefangen, die sich auf 18 Arten verteilen. In der Bille und Osterau wurden Flächen von insgesamt 4575 bzw. 2714 m^2 befischt und insgesamt 4008 bzw. 693 Individuen nachgewiesen. Aufgrund der Fangmengen konnten Analysen für folgende Fischarten vorgenommen werden: Forelle, Elritze, Hasel, Schmerle, Groppe, Gründling, Aal sowie den Larven von Bach- und Flussneunauge.

Die Arten/Areal Kurve zeigte die besseren Korrelationen zwischen der Artenzahl und dem befischten Volumen auf, im Vergleich zur befischten Fläche und Strecke. Mit steigender Habitatheterogenität war die Steigung der Beziehung größer, d.h. mehr Arten koexistierten in einem bestimmten Volumen, je größer die Habitatheterogenität war (Brunke 2008). Der Kurvenverlauf wird jedoch auch durch die Befischungsmethode beeinflusst. Bei der Verwendung von Absperrnetzen und drei Befischungsdurchgängen war der Verlauf erheblich steiler als bei der Verwendung der Methode, so wie sie von fiBS für die WRRL-Bewertung vorgesehen wird (Dußling 2009), also mit einem Befischungsdurchgang ohne Absperrnetze.

Tab. 1.: Mittlere und maximale Wassertiefen von geomorphologischen Formen in der Osterau und Bille.

	Osterau			Bille		
	Furt	Kolk	Glide	Furt	Kolk	Glide
mittlere Tiefe	0,44	0,62	0,5	0,27	0,41	0,36
maximale Tiefe	0,49	1,55	0,77	0,51	0,83	0,83

Arten und geomorphologische Formen

In der Osterau wurden sehr hohe Dichten der Forellen in den Furten nachgewiesen, bedingt durch einen sehr hohen Anteil juveniler Tiere (Altersklasse, AK 0+, I+; bis 14,9 cm) von etwa 80%, der in den anderen Formen hingegen bei etwa 40 bis 50% lag. In den Kolken war die Dichte der Längenklasse > 26 cm (AK IV+) erhöht. In der Bille war die Anzahl von Forellen in den Furten und den Glide höher als in den Kolken. Im Gegensatz zur Osterau konnten in der Bille jedoch keine Unterschiede in der Altersklassenverteilung über die Formen festgestellt werden, also auch keine Präferenz der juvenilen Tiere für die Furten. In der Bille waren die Anzahlen an größeren Forellen sehr gering (AK IV+: 2,5% Anteil) und die Alterklassen II+ und III+ wiesen etwas höhere Dichten in den Glides auf. In der Osterau kommen auch größere Bach- und Meerforellen vor (AK IV+: 12,8% Anteil), die möglicherweise generell aufgrund der tiefen Kolke bessere Habitatbedingungen für größere Individuen liefert als das vergleichsweise flache Gewässer Bille.

Die Elritze wurde in beiden Gewässern über alle Formen angetroffen, hatte ihren Verbreitungsschwerpunkt jedoch in den Kolken. Die Daten weisen darauf hin, dass für die Längenklasse bis zu 4 cm (AK I+) der Verbreitungsschwerpunkt jedoch in den Furten oder allgemein Flachwasserbereichen liegen könnte, da diese AK auch in größeren Anteilen an der Bankstruktur nachgewiesen

wurde. Der Vorkommenschwerpunkt des Hasels in der Bille lag bei den Kolken, wobei auch ein hoher Nachweis in den Glide gelang. Die Dichten in den Furten waren jedoch deutlich geringer. Der Gründling präferierte in der Bille Kolke vor Glides und Furte (Abb. 1); diese Unterschiede sind statistisch signifikant (KW-Test, p = 0,025).

Die Groppe und Schmerle wiesen in der Bille ein ähnliches Vorkommensspektrum auf. Beide präferierten die Furte und hatte in den Glides etwas höhere Dichten als in den Kolken (Abb. 1). Diese Verteilung war bei der Groppe klarer und statistisch signifikant (p = 0,016) als bei der Schmerle (p = 0,085). Die Verteilung der Querder des Fluss- und Bachneunauge lieferte keine eindeutigen Hinweise auf mögliche Verbreitungsschwerpunkte, obschon in der Bille die Anzahlen in den Furten geringer waren als in den Kolken und Glides. Der Aal war über alle Formen etwa gleich verteilt.

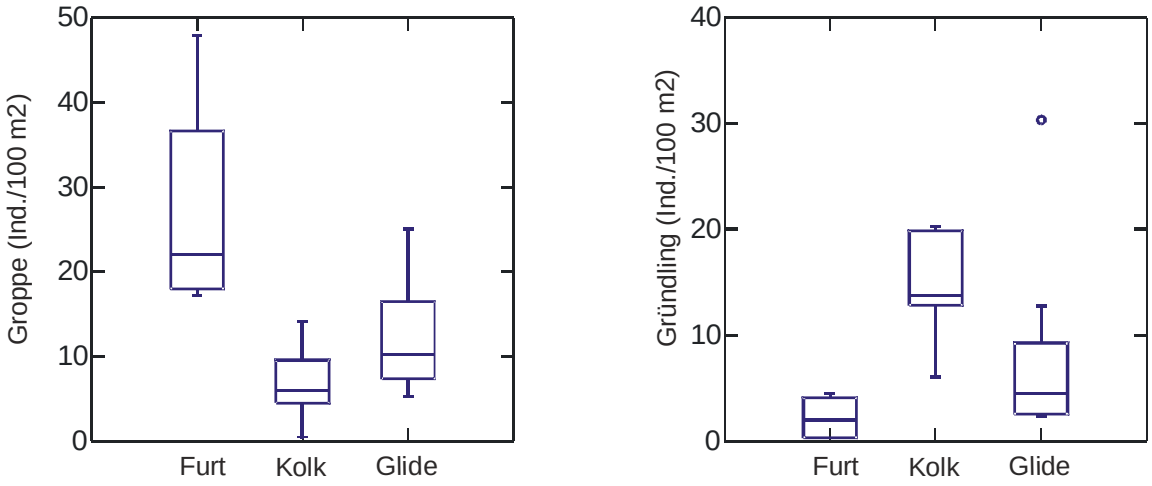


Abb. 1: Verteilung von Groppen und Gründlingen auf Furte, Kolke und Glides in der Bille, standardisiert auf 100 m^2 Befischungsfläche.

Diskussion

Im norddeutschen Tiefland von Schleswig-Holstein, in dem ausgebaute Gewässersysteme das Landschaftsbild prägen, sind Gewässer mit naturnahen Abfolgen von geomorphologischen Formen selten. Die ausgebauten Abschnitte ähneln sehr langen Glidestrecken, die eine geringere Tiefenvarianz, Strömungs- und Substratdiversität aufweisen. Furten und Kolke hingegen stellen geomorphologische, mesoskalige Formen dar, die charakteristisch für sand- und kiesgeprägte Bäche sind. Die physikalischen Bedingungen unterscheiden sich grundlegend zwischen diesen beiden Formen, so dass eine Verteilung verschiedener Fischarten und deren Lebensstadien je nach deren Lebensraumansprüchen plausibel ist. In dieser Studie konnten Präferenzen für die Groppe und den Gründling statistisch nachgewiesen werden und plausible Tendenzen für Forelle, Elritze, Hasel und Schmerle aufgezeigt werden.

Die hohe Mobilität vieler Arten und die ökologische Notwendigkeit für jede Art sich auszubreiten, führen zu einer entsprechenden Streuung über die geomorphologischen Formen, so dass statistische Nachweise in Freilandstudien erschwert sind. Daher ist es nicht überraschend, dass die bodenorientierten Fischarten Groppe, Schmerle und Gründling im Gegensatz zu Freiwasser-Schwarmfischarten auch am deutlichsten sich entlang der Formen verteilen. Die hier gewonnen Ergebnisse werden von einer Studie aus Frankreich für diese Arten bestätigt (Roussel & Bardonnet 1997).

Furte und Kolke sind ebenso wie die Glides keine homogenen Einheiten. Insbesondere führen unterschiedliche morphodynamische Prozesse zu Kolkvarianten, so dass Krümmungskolk, Sturzkolk, Engenkolk, Seitenkolk, Kehrwasserkolk, Unterströmungskolk, Schnellenkolk unterschieden werden können. Auch innerhalb der Formen bestehen weitere Mikrohabitate bzgl. der Wassertiefe, Strömung, Substrat und Lichtverteilung. Und auch zwischen den morphologischen Gewässertypen bestehen aufgrund des erosiven Widerstands des Untergrunds Unterschiede in den Dimensionen der Formen. So sind die Kolke in den sandgeprägten Gewässern in der Regel tiefer als in den kiesgeprägten Gewässern.

In der Gewässerrestauration kann der Verlust an Hartsubstrat durch Kies- und Steineinbringungen über die Anlage von Furten oder die Bereitstellung von Kiesdepots kompensiert werden. Kolke können nicht direkt angelegt werden. Jedoch können durch die Anlage von Strömungslenkern punktuelle Tiefenerosionen angeregt werden, so dass hierbei Engenkolke und Seitenkolke entstehen können. Auf diese Weise wird die Tiefenvarianz insgesamt vergrößert. Der Nachweis positiver Effekte auf die Fischfauna gestaltet sich jedoch schwierig (Pretty et al. 2003), da diese morphologische Maßnahme für sich genommen noch keine biologische Regeneration zwangsläufig ermöglicht. Zu beachten sind unbedingt weitere hierarchisch bedeutende Stressoren, das Wiederbesiedlungspotenzial und eine artspezifisch erforderliche, minimale räumliche Ausdehnung der restaurierten Strecken (Brunke 2010).

Die untersuchten Arten/Areal-Kurven weisen darauf hin, dass das befischte Volumen eine sinnvolle Bezugsgröße darstellt, um den erforderlichen Befischungsaufwand abzuschätzen, wenn das Artenspektrum eine entscheidende Bewertungsgröße ist. Bei der Verwendung der Standardbefischungsmethode für die WRRL ist davon auszugehen, dass bei einem gleichem Befischungsvolumen weniger Arten nachgewiesen werden als bei der Verwendung von Absperrnetzen und drei Befischungsdurchgängen (Brunke 2008).

Literatur

Brunke M (2008) Hydromorphologische Indikatoren für den ökologischen Zustand der Fischfauna der unteren Forellenregion im norddeutschen Tiefland. Hydrol. Wasserbewirt. 52:234-244.

Brunke M (2010) Moderne Wege der Gewässerregeneration. Tagungsband der 22. Norddeutschen Tagung für Abwasserwirtschaft und Gewässerentwicklung, Lübeck. Hrsg.: I. Stresius, M. Grottker, Fachhochschule Lübeck. 1-10p.

Dußling U (2009) Handbuch zu fiBS. Hilfestellungen und Hinweise zur sachgerechten Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens fiBS. Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. - AK Fischereiliche Gewässerzustandsüberwachung. 41p.

Pretty JL, Harrison SSC, Shepherd DJ, Smith C, Hildrew AG, Hey RD (2003) River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. J. Appl. Ecol. 40:251-265.

Roussel J-M, Bardonnet A (1997) Diel and seasonal patterns of habitat use by fish in a natural salmonid brook: an approach to the functional role of the riffle-pool sequence. Bull. Fr. Pêche Piscic. 346:573-588.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Eine Äschenregion ohne Äschen: Untersuchungen zum Bestandsrückgang am Beispiel der Lenne

Jens Eligehausen[1,2], Jeanette Völker[1] & Dietrich Borchardt[1]

[1] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Department Aquatische Ökosystemanalyse; [2] Universität Kassel; Center for Environmental Systems Research; jens.eligehausen@ufz.de

Keywords: Äschen, Wasserrahmenrichtlinie, Eutrophierung, Hydromorphologie, Habitatvielfalt

Einleitung

In zahlreichen hyporhithralen Fließgewässern in Deutschland ist in den letzten Jahrzehnten ein rasanter Rückgang der Äschen zu verzeichnen. Fehlt der Leitfisch einer Region, ist der „gute ökologische Zustand“ gemäß EG-WRRL (Europäische Kommission 2000) nicht zu erreichen. Die Ursachen für den Rückgang sind vielfältig: Kolmation des hyporheischen Interstitials, starke Temperatur- und/oder pH-Wert-Schwankungen, fehlende Laich- und Aufwuchshabitate etc. Im Rahmen eines Forschungsprojektes im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg sollte am Beispiel eines stark überformten, eutrophierten Fließgewässerabschnitts der Lenne die Entwicklung der Äsche von der Embryonal- und Larvalphase bis zur Juvenilphase untersucht werden. Die Ergebnisse wurden mit abiotischen Kenngrößen in Beziehung gesetzt, um mögliche Kausalzusammenhänge zwischen dem Rückgang der Äsche und der Eutrophierung zu identifizieren.

Die Ergebnisse haben gezeigt, dass trotz defizitärer abiotischer Faktoren (z.B. erhöhter pH-Wert, Sauerstoffschwankungen) eine erfolgreiche Embryonal- und Larvalentwicklung der Äsche im hyporheischen Intersitial stattfindet. Eine Schlüsselrolle bei der weiteren Jungfischgenese und Ausbreitung der Individuen spielt dabei das Vorhandensein von entsprechenden Habitaten sowie die längszonale Konnektivität. An der Lenne fehlen insbesondere ausreichende Aufwuchshabitate. Auch ist die Durchgängigkeit nur eingeschränkt möglich, was sich signifikant auf die Bestandsdichten der Äschen auswirkt. Die Ergebnisse liefern einen Beitrag für die effiziente Maßnahmenplanung zur Erreichung der Umweltziele der EG-WRRL.

Untersuchungsgebiet

Die Lenne ist ein 129 km langer, linker Zufluss der Ruhr. Ihr Einzugsgebiet umfasst etwa 1.353 km². Das Untersuchungsgebiet liegt zwischen dem Fließkilometer 57,8 und 65 (Abbildung 1). Die Lenne entspricht hier einer typischen Äschenregion des Typs 9 (silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse; Sommerhäuser Fließgewässertypologie (2004)). Wesentliche Belastungsquellen sind kommunale Einleiter (Kläranlagen) und Einleitungen aus der ansässigen metallverarbeitenden Industrie. Darüber hinaus wird das Längskontinuum durch rund 162 Querbauwerke unterbrochen. Die Gewässerstruktur wird durchschnittlich mit der Klasse 5 nach LAWA (2000) bewertet.

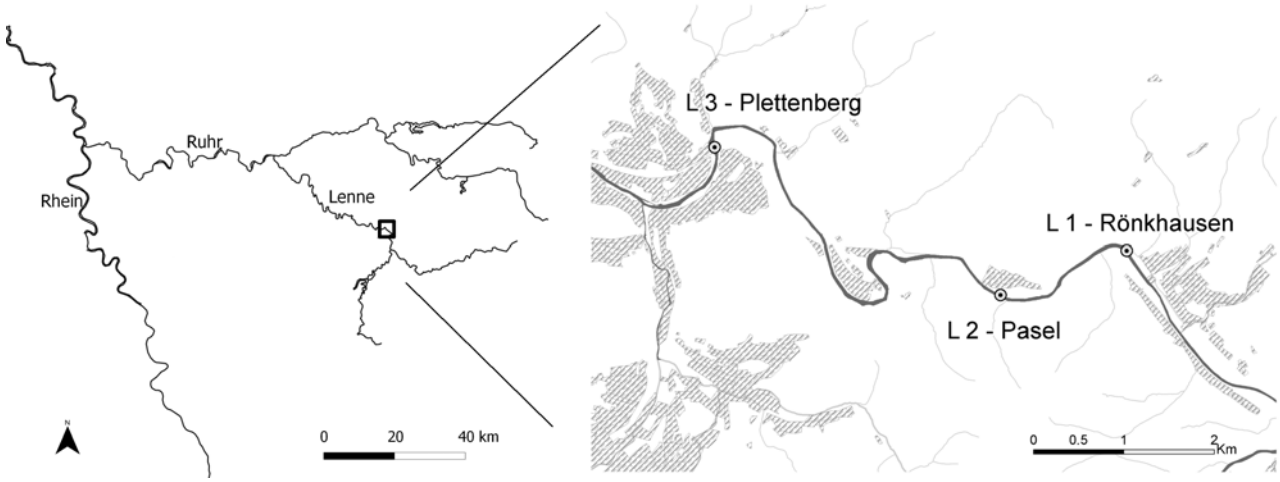


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebiets

Material und Methoden

Interstitialentwicklung der Äsche

Zur Untersuchung der Larvalentwicklung der Äsche wurden drei Probestellen festgelegt. Die Auswahl erfolgte aufgrund einer Begehung mit Ortskundigen und historisch belegten Laichaktivitäten der Äsche in den vergangenen Jahrzehnten:

- Probestelle 1: Rönkhausen (km 65)
- Probestelle 2: Pasel (km 62,5)
- Probestelle 3: Eiringhausen-Plettenberg (km 57,8)

Die Probestellen umfassen überströmte flache Bereiche der Riffle-Krone und stromabwärts an den Riffle anschließende Flachwasserzonen. Um die Funktionsfähigkeit des Kieslückensystems hinsichtlich der Äschenentwicklung zu untersuchen, wurden Laichboxen mit Äschenlaich in das Sediment eingebracht. Mit dieser Methode soll geprüft werden, zu welchem Zeitpunkt die Eientwicklung gestört oder unterbrochen wird. An jeder der drei Probestellen wurde ein Set mit sechs Whitlock-Vibert-Boxen (WV-Boxen) eingebracht (Abbildung 2). Dabei wurden jeweils vier Boxen in eine Sedimenttiefe von etwa 15 cm eingegraben und zwei Blindproben auf der Sohle platziert. Jede Box wurde mit 100 Äscheneiern im Augenpunktstadium bestückt. Der untere Teil der Box wurde zuvor mit gewaschenem Substrat aus der Lenne der Korngröße 5 bis 40 mm befüllt. Alle WV-Boxen wurden mit einem Gaze-Säckchen verschlossen, um das Entweichen der Fischlarven zu verhindern und ein belastbares Ermitteln der phasenbezogenen Mortalitäten zu ermöglichen. Das Set wurde am 23.04.2010 eingebracht. Die erste Auszählung erfolgte kurz nach dem Schlupf im Dottersackstadium am 30.04.2010. Hierzu wurden zwei Boxen aus dem Sediment und eine Box aus der fließenden Welle entnommen und der Inhalt vorsichtig in eine Weißschale entleert. Alle lebenden Äschenlarven wurden aussortiert und ausgezählt. Eine zweite Zählung wurde im Juvenilstadium am 10.05.2010 nach gleichem Muster durchgeführt. Die Entwicklungszeit des Äschenlaichs betrug insgesamt 30 Tage.

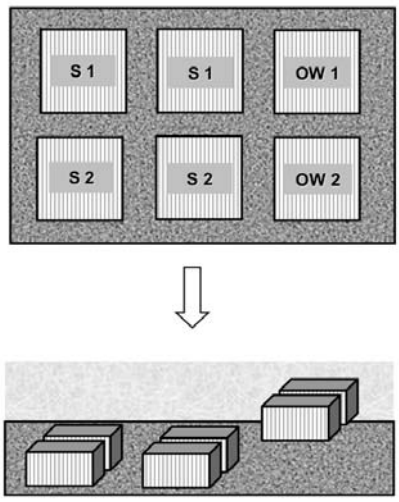


Abbildung 2: Versuchsanordnung (schematisch) der WV-Boxen zur Ermittlung der Mortalitätsraten von Äschenbrut im Sediment der Lenne (S=Sediment; OW=Oberflächenwasser).

Sowohl im Oberflächenwasser als auch im hyporheischen Interstitial wurden in einer Tiefe von 15 cm Temperatur, Sauerstoffgehalt und -sättigung sowie pH-Wert und Leitfähigkeit bestimmt. Das Porenwasser wurde mittels einer Multi-Level-Sonde gewonnen (Lenk 2000).

Fischbestandserhebung und Vermessung der Äschenlaichplätze

Weiterhin erfolgte am 20. und 21. September 2010 an den potenziellen Laichplätzen der Äsche Elektrobefischungen für eine Bestandsaufnahme. Hierbei sollten Aussagen zu der Altersstruktur und zum Reproduktionserfolg gewonnen werden. Die Befischung erfolgte stromaufwärts mit zwei Rückentragegeräten (streifenweise/parallel) nebeneinander. Es wurde ausschließlich mit Gleichstrom gearbeitet und drei Befischungsdurchgänge durchgeführt. Alle gefangenen Fische wurden zunächst zwischengehältert und nach dem Vermessen ins Gewässer zurückgeführt. Insgesamt wurden dabei etwa 3.500 m² potenzielle Aufwuchshabitate von 0+-Stadien der Äschen befischt.

Um die Bestandsdichte an den befischten Arealen zu berechnen und für eine detaillierte Charakterisierung der hydromorphologischen Habitatstrukturen wurden die befischten Areale mittels eines Tachymeters vermessen.

Ergebnisse und Diskussion

Interstitialentwicklung der Äsche

Die Ergebnisse der Untersuchungen hinsichtlich der Interstitialentwicklung sind in Abbildung 3 dargestellt. Die Mortalität bei der ersten Auszählung im Dottersackstadium am 30. April lag zwischen 14 und 22 %, wobei an der Probestelle Rönkhausen die geringsten Verluste aufgetreten sind. Die zweite Auszählung im Juvenilstadium am 10. Mai ergab eine Spannweite der Mortalistätsraten zwischen 51 und 72 %. Ähnlich wie bei der ersten Auszählung traten an der Probestelle Rönkhausen die geringsten Verluste auf, während in Plettenberg nach dem Schlupf die höchste Mortalistätsrate ermittelt wurde.

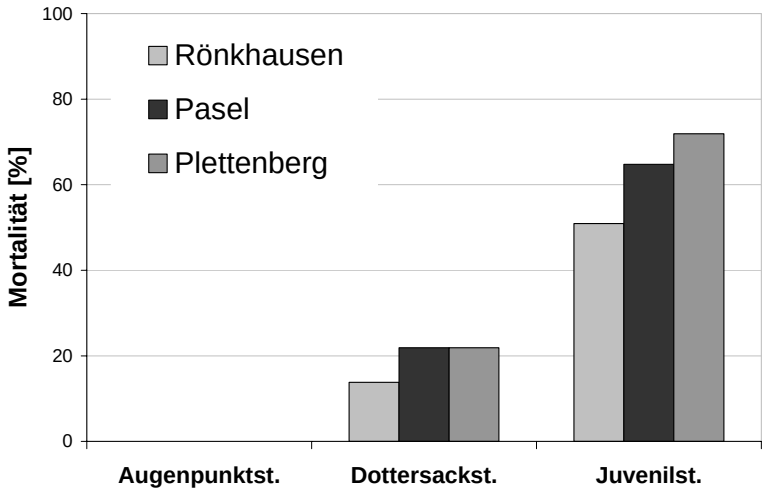


Abbildung 3: Mortalitätsraten der Äsche während der Interstitialentwicklung im hyporheischen Interstitial der Lenne im Untersuchungsjahr 2010 (Einbringung der Äscheneier im Augenpunktstadium).

Hübner (2003) ermittelte für weniger beeinträchtigte Probestelle an der Lahn eine mittlere Mortalität zwischen dem Augenpunkt- und Dottersackstadium von 17,02 %. Die Probestellen unterhalb einer Kläranlage wiesen in dieser Phase Mortalitäten zwischen 45,51 und 51,67 % auf. Die an der Lenne ermittelten Werte liegen somit im Bereich, die Hübner (2003) an seiner Referenz festgestellt hat. Für die Phase zwischen dem Dottersack- und dem Juvenilstadium ermittelte Hübner mittlere Mortalitäten von 27,56 an der Referenz und 70,10 % und 100 % an den belasteten Probestellen. Ähnliche Ergebnisse lieferten die Studien von Young et al. (1990) sowie Pauwels & Haines (1994). Der Vergleich mit der Lenne zeigt, dass alle Probestellen der Lenne mit Werten zwischen 51 und 72 % stark erhöhte Mortalitäten zwischen dem Dottersack- und dem Juvenilstadium aufweisen.

Die parallel zu der Untersuchung der Interstitialentwicklung aufgenommenen chemischen und physikalisch-chemischen Kenngrößen zeigten einen deutlich erhöhten pH-Wert sowohl in der fließenden Welle (9,4) als auch im Interstitial (9,3) sowie eine Sauerstoffübersättigung von 230 % zu Beginn des Versuchs. Die hohen Werte sind insbesondere auf eine starke Biomasseproduktion von benthischen Algen zurückzuführen. Im Verlauf der Interstitialentwicklung verringert sich sowohl der pH Wert (8,4) als auch die Sauerstoffsättigung (100 bis 120 %).

Vermessung der Äschenlaichplätze

Die hydromorphologische Charakterisierung der potenziellen Äschenlaichplätze zeigt auf Basis der Detailvermessung ein sehr heterogenes Bild. Die Probestellen Rönkhausen und Pasel sind vergleichsweise strukturarm. Das Trapezprofil weist eine geringe Tiefen-, Substrat- und Strömungsvarianz auf. Wertvolle Strukturen wie Quer- und Längsbänke sowie flache Uferbereiche und strömungsberuhigte Zonen sind weitestgehend nicht vorhanden. Ein anderes Bild zeigt sich an der Probestelle bei Plettenberg. Hier treten Kiesbänke und strömungsberuhigte Flachwasserzonen in größerem Umfang auf (Abbildung 4).

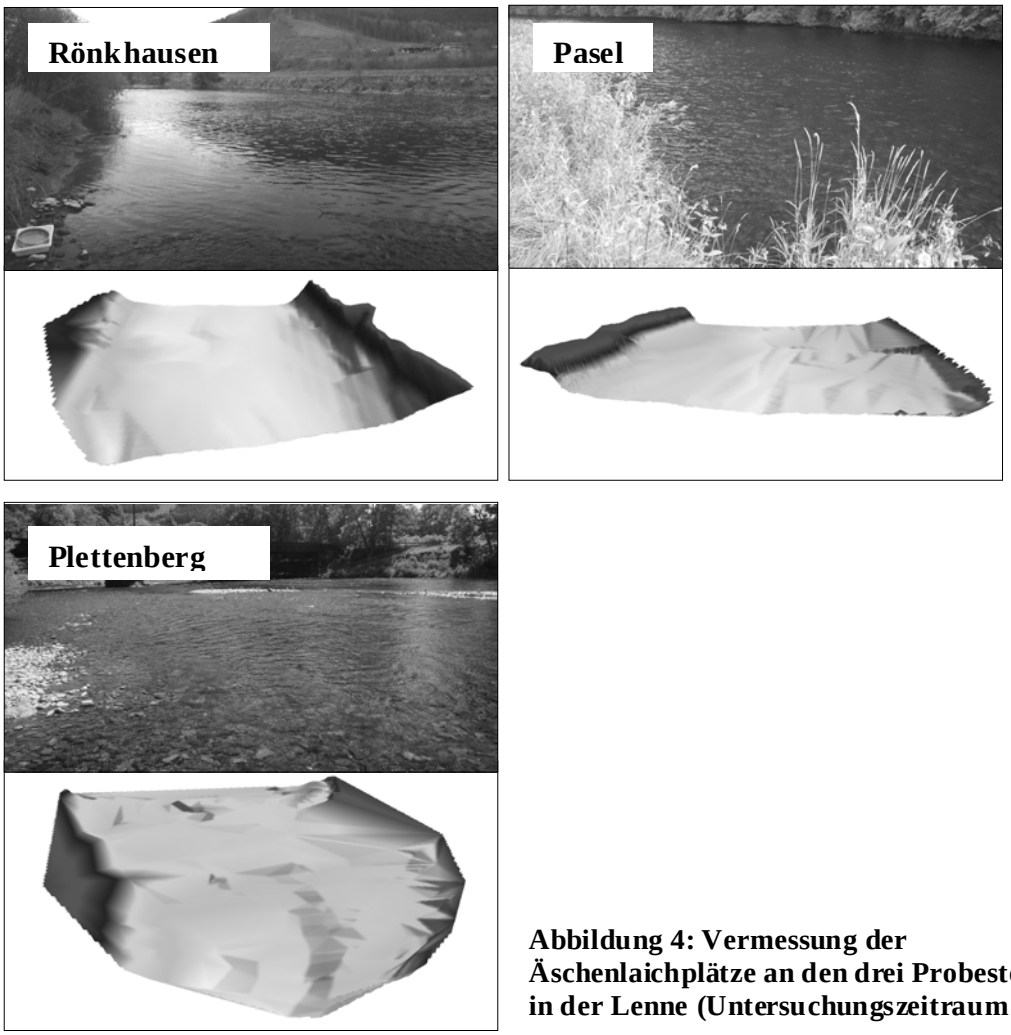


Abbildung 4: Vermessung der Äschenlaichplätze an den drei Probestellen in der Lenne (Untersuchungszeitraum 2010).

Fischbestandserhebung

Tabelle 1 zeigt die Ergebnisse der Fischbestandserhebung an den potenziellen Äschenlaichplätzen in Individuen pro Hektar.

Tabelle 1: Bestandsdichte der vorgefundenen Fischarten an den drei Probestellen in der Lenne [Ind./ha] vom September 2010.

Taxon	Taxon	Rönkhausen	Pasel	Plettenberg
Barbatula barbatula	Schmerle	10	80	0
Cottus gobio	Groppe	1.090	2.480	1.920
Gasterosteus aculeatus	Dreist. Stichling	50	2	0
Lampetra planeri	Bachneunauge	50	0	0
Phoxinus phoxinus	Elritze	0	0	350
Salmo trutta fario	Bachforelle	260	80	320
Thymallus thymallus (adult)	Äsche (adult)	0	0	110
Thymallus thymallus (juvenil)	Äsche (juvenil)	0	0	750

Bei der Befischung konnten weder 0+-Stadien noch adulte Äschen an den Probestellen Rönkhausen und Pasel nachgewiesen werden. Die Fischgemeinschaft erwies sich grundsätzlich an beiden Probestellen als sehr arten- und individuenarm. In höheren Individuenzahlen traten Groppen auf. In Plettenberg konnten hingegen sowohl 0+ Stadien der Äsche als auch adulte Tiere mit einer Individuendichte von 80 Ind./ha nachgewiesen werden. Zudem fanden sich an dieser Probestelle ebenfalls eine höhere Anzahl von Groppen, Elritzen und Bachforellen. Die Ursache für die unterschiedlichen Befischungsergebnisse sind die fehlenden kleinräumigen Habitate und die Strukturarmut an den Probestellen Rönkhausen und Pasel. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass ein Querbauwerk (Rollenwehr in Siesel) mit einem Absturz von etwa vier Metern das Längskontinuum zwischen den oberen und der unteren Probestelle vermindert. Weiterhin ist hervorzuheben, dass eine erhöhte Mortalitätsrate, wie sie an der Probestelle Plettenberg aufgetreten ist, keinen Kausalzusammenhang zum Reproduktionserfolg der Äsche erkennen lässt. Vielmehr überlagert hier der Einfluss der Strukturvielfalt sowohl für die Interstitialentwicklung als auch für die Jungfischgenese die vorherrschenden chemischen und physikalisch-chemischen Verhältnisse im Oberflächen- und Porenwasser.

Zusammenfassung

In zahlreichen hyporhithralen Fließgewässern ist in den letzten Jahrzehnten ein starker Rückgang der Äschenpopulationen zu verzeichnen. Am Beispiel der Lenne (NRW) wurde die Entwicklung der Äsche von der Embryonal- und Larvalphase bis zur Juvenilphase untersucht, um mögliche Ursachen für den Rückgang zu identifizieren. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. In der Lenne findet unter den gegebenen methodischen Randbedingungen eine Interstitialentwicklung der Äsche, trotz hoher pH-Werte (bis 9,4) und Sauerstoffübersättigung (bis 230 %) durch eine Massenentwicklung von Periphyton, statt.
2. Die Mortalitätsrate während der Interstitialentwicklung vom Augenpunktstadium bis zum Aufschwimmen der Jungfische beträgt zwischen 50 und 70 % an den einzelnen Probestellen. Die Mortalität steigt nach dem Dottersackstadium jedoch stark an.
3. Lediglich an der Probestelle Plettenberg findet eine Reproduktion der Äsche statt. Eine Schlüsselrolle nimmt hierbei die Strukturvielfalt der Probestelle ein.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Masterarbeit an der Universität Kassel, Fachgebiet Gewässerökologie/Gewässerentwicklung. Sie war ein Teil eines Forschungsprojektes des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung – UFZ. Ich möchte mich bei Dr. Jeanette Völker und Prof. Dr. Dietrich Borchardt für die Überlassung des Themas und bei Prof. Dr. Ulrich Braukmann für die Übernahme der Betreuung bedanken. Mein Dank gilt auch Thomas Meisborn von der Bezirksregierung Arnsberg als Auftraggeber und Heinrich Breuckmann vom lokalen Angelverein (Plettenberger Maipiere) für die freundliche Überlassung von Datenmaterial und die konstruktive Zusammenarbeit.

Literatur

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.

Hübner, D. (2003): Die Ablaich- und Interstitialphase der Äsche (Thymallus thymallus L.); Grundlagen und Auswirkungen anthropogener Belastungen. Dissertation an der Philipps-Universität Marburg.

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

Lenk, M. (2000). Hydraulische Austauschvorgänge zwischen Fließgewässer und Interstitial - Felduntersuchungen in einer Pool-Riffle Sequenz an der oberen Lahn. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Darmstadt.

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: ELWAS-IMS. http://www.elwasims.nrw.de/ims/ELWAS-IMS/start.htm, Stand 17.09.2010.

Pauwels, S.J. & Haines T.A. (1994): Survival, Hatching, and Emergence Success of Atlantic Salmon Eggs Planted in Three Maine Streams. North American Journal of Fisheries Management 14: 125-130.

Young, M.K., Hubert; W.A. & Wesche, T.A. (1990): Fines in Redds of Large Salmonids. Trans. Am. Fish. Soc. 119: 156-162.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Limnomysis benedeni als Futterorganismus für Flussbarsche

Monika Friedel, Almut J. Hanselmann , Karl-Otto Rothhaupt & Reiner Eckmann

Limnologisches Institut Universität Konstanz, Mainaustraße 252, 78464 Konstanz, momafri@web.de

Keywords: Mysida, *Perca fluviatilis*, Chironomiden, Wachstum

Einleitung

Die aus dem ponto-caspischen Raum stammende, invasive Schwebegarnele *Limnomysis benedeni* ist seit 2006 im Bodensee anzutreffen. Schon zur Zeit ihres Erstfundes wurde sie von Fischen gefressen (Fritz et al. 2006) und auch Nahrungsanalysen bei juvenilen Flussbarschen (*Perca fluviatilis)* haben gezeigt, dass sie im Freiland bevorzugt als Nahrung angenommen wird (Hanselmann et al 2010). Juvenile Flussbarsche (0+) wandern im Juli aus dem Pelagial zurück ins Litoral und ernähren sich dort von Zooplankton und Zoobenthos (Wang & Eckmann 1994, Schleuter & Eckmann 2008). Sie treffen dort auch auf *L. benedeni*, die sich vornehmlich an und über groben Steinen und Makrophyten aufhält (Gergs et al. 2008). Es scheint, als stelle *L. benedeni* aufgrund ihrer nektobenthischen Lebensweise (Gergs et al. 2008) eine zusätzliche Nahrung für Flussbarsche dar. In dieser Arbeit wurde untersucht, inwieweit sich *L. benedeni* als Futterquelle für Flussbarsche eignet.

Material und Methoden

Wachstumsexperiment

Mit einem Wachstumsexperiment wurde untersucht, wie gut mit *L. benedeni* gefütterte Barsche wachsen. Dabei wurden drei Futter - Ansätze verwendet. Im ersten wurden nur lebende *L. benedeni* verfüttert. Im zweiten Ansatz bekamen die Barsche gefrorene Chironomidenlarven und im dritten Ansatz wurden beide Futtersorten täglich abwechselnd verfüttert. Gefüttert wurde 33 Tage lang täglich *ad libitum*. Je Ansatz gab es 3 Replikate mit ähnlich großen Barschen. Während des Experiments betrug die Wassertemperatur im Mittel 16°C und der Raum wurde von 8.00 Uhr bis 20.00 Uhr mit zwei Neonleuchten erhellt.

Durch Wiegen und Vermessen der Fische vor und nach dem Experiment konnte die spezifische Wachstumsrate (SGR) (Busacker et al. 1990), die ein Maß für die tägliche Gewichtzunahme darstellt, berechnet werden. Des Weiteren wurde der Konditionsfaktor bestimmt, der eine Beziehung zwischen Gewicht und Länge der Fische darstellt und ein Maß für die körperliche Fitness der Fische ist (Le Cren 1951).

Analyse des Futters

Um eine Aussage über die Unterschiede der Futtersorten treffen zu können und daraus eventuell Rückschlüsse auf das Wachstum der Fische im Experiment ziehen zu können, wurden von den gefrorenen Chironomidenlarven und von *L. benedeni* Wassergehalt, Aschegehalt, Fettgehalt, Energiegehalt und der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt bestimmt.

Ergebnisse

Wachstum der Barsche

Das Startgewicht war bei allen Ansätzen gleich (ANOVA, $p > 0,05$). Am Ende des Experiments lag das Gewicht der mit *L. benedeni* gefütterten Fische über dem der anderen beiden Ansätze. In der Mitte lag das Gewicht der Barsche, die beide Futtersorten bekamen, das Gewicht der nur mit Chironomidenlarven gefütterten Tiere war am geringsten. Statistisch unterschied sich das Gewicht der mit *L. benedeni* gefütterten Tiere signifikant von denen mit Chironomidenlarven gefütterten (ANOVA, $p < 0,05$). Der Ansatz mit beiden Futtersorten lag dazwischen. Sowohl die nur mit *L. benedeni* gefütterten Barsche wie auch die mit beiden Futtersorten gefütterten Barsche zeigten eine signifikant höhere Wachstumsrate als die mit Chironomidenlarven gefütterten Tiere (ANOVA, $p < 0,05$).

Der Konditionsfaktor war bei den Fischen zu Beginn des Experiments am kleinsten, darauf folgten die Fische, die nur Chironomidenlarven zu fressen bekamen und anschließend die Barsche, die beide Futtersorten bekamen. An höchster Stelle standen die Barsche mit *L. benedeni* als Nahrung. Statistisch war der Konditionsfaktor bei den mit *L. benedeni* und beiden Futtersorten gefütterten Barschen signifikant höher als bei den mit Chironomidenlarven gefütterten Tieren und den Fischen zu Beginn des Experiments (paarweiser Wilkoxon – Rangsummentest, $p < 0,05$).

Analyse des Futters

Bei der Analyse des Futters stellte sich heraus, dass *L. benedeni* mit 9,0 % Trockengewicht einen mindestens doppelt so hohen Fettgehalt hatte wie die verfütterten Chironomidenlarven. Daraus resultierend zeigte auch der Energiegehalt mit 20,2 kJ/g Trockengewicht einen höheren Wert als das Vergleichsfutter mit 16,7 kJ/g Trockengewicht. Dagegen waren Wasser- und Aschegehalt bei *L. benedeni* geringer als bei den Chironomidenlarven. Sowohl der Kohlenstoff- und der Stickstoffgehalt waren höher bei *L. benedeni*.

Diskussion

Das Wachstum von Fischen wird von unterschiedlichen Faktoren beeinflusst. Neben der Wassertemperatur spielen dabei vor allem Quantität und Qualität des Futters eine Rolle (Borcherding et al. 2007). Die mit *L. benedeni* gefütterten Barsche zeigten im Wachstumsexperiment ein deutlich besseres Wachstum als die mit gefrorenen Chironomidenlarven gefütterten. Da die Wassertemperatur bei allen Becken gleich war und durch die *ad libitum* Fütterung die Quantität des Futters keine Rolle spielt, ist das bessere Wachstum der Fische auf die Futterqualität zurückzuführen Vor allem der höhere Fettgehalt von *L. benedeni* dürfte auf das Wachstum einen großen Einfluss gehabt haben, da der mittlere Energiegehalt von Fett bei 39 kJ/g liegt und damit doppelt so hoch ist wie der von Proteinen und Kohlenhydraten (17 kJ/g). Auch aus anderen Untersuchungen ist bekannt, dass ein höherer Fettgehalt im Futter bei Barschen zu einem besseren Wachstum führt (Xu et al. 2001). Das intermediäre Wachstum der Barsche, die beide Futtersorten abwechselnd bekamen, lässt sich darauf zurückführen, dass die Fische die Chironominenlarven fast vollständig ignorierten und somit nur jeden zweiten Tag richtig fraßen. Im Freiland führt ein gutes und schnelles Wachstum von Fischen dazu, dass sie eher in der Lage sind, größere und profitablere Beute zu fressen. Zudem nimmt die Gefahr ab, von anderen Fischen gefressen zu werden, je größer die Barsche werden. Neben diesen zwei positiven Entwicklungen, die sich bei der Zunahme der Körpergröße ergeben, ist zudem die Möglichkeit der Energiespeicherung in Form von Fetten abhängig von der Körpergröße der Fische (Pangle et al. 2004). Bei größeren Fischen macht der Fettgehalt einen größeren Anteil an

der Biomasse aus als bei kleineren Fischen, was die Mortalität aufgrund von Nahrungsknappheit im Winter reduziert (Pangle et al. 2004). Es kann mit der vorliegenden Arbeit keine Aussage darüber getroffen werden, ob die Flussbarsche im Bodensee mit der Schwebegarnele als „Zusatznahrung" ein anderes Wachstum zeigen als vor der Einschleppung dieser Art in das Ökosystem. Für diesen Aspekt sind weitere Untersuchungen nötig, vor allem im Bezug auf die Frage der Futterselektion der Flussbarsche. Bisher ist auch nicht klar, wie sich die Einschleppung von *L. benedeni* auf Ökosystem und die bisherigen Futterarten (Zooplankton, Zoobenthos) auswirkt. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass das Nahrungsangebot der Flussbarsche durch *L. benedeni* um einen energiereichen Nahrungsorganismus erweitert wurde.

Zusammenfassung

Mit der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, dass mit *L. benedeni* gefütterte Barsche gut wachsen, was sicher zu einem gewissen Teil auf den hohen Fettgehalt und damit auch auf den Energiegehalt des Futterorganismus zurückzuführen ist. Durch eine gute Nahrung und daraus resultierend ein gutes Wachstum, können die Barsche im Freiland eher größere und profitablere Beute fressen und die Gefahr nimmt ab, von anderen Fischen gefressen zu werden. Es ist jedoch durch weitere Untersuchungen noch zu klären, ob die Barsche im Bodensee ein anderes Wachstum zeigen als vor der Einschleppung der Mysida und ob sie eventuell *L. benedeni* selektieren, woraus sich ein Einfluss auf die bisherigen Futterarten (Zooplankton, Zoobenthos) ergeben könnte.

Danksagung

Bedanken möchten wir uns bei Dominik Martin-Creuzburg, Petra Merkel, Hendrik Thiele, Myriam Schmid, Pia Mahler und Anja Matuszak. Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Diplomarbeit am Limnologischen Institut der Universität Konstanz.

Literatur

Busacker, G. P., Adelman, I. R., Goolish, E.M. (1990): Growth. In Methods for fish biology. Edited by C.B. Schreck and P.B. Moyle. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA. pp. 363-387.

Borcherding J., Hermasch, B., Murawski, P. (2007): Field observations and laboratory experiments on growth and lipid content of young-of-the-year perch. Ecology of Freshwater Fish 16: 198–209.

Fritz, B., Nisch, A., Wittkugel, C., Mörtl, M. (2006): Erstnachweis von Limnomysis benedeni Czerniavsky im Bodensee (Crustacea: Mysidacea). Lauterbornia, 58: 157-160.

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

Hanselmann, A. J., Rothhaupt, K.-O. (2010): Mögliche Auslöser der saisonal unterschiedlichen Lebenszyklus-Strategien von *Limnomysis benedeni.* Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2009 (Oldenburg), Weißensee Verlag, Berlin: 430-432.

Le Cren, E. D. (1951) The Length-Weight Relationship and Seasonal Cycle in Gonad Weight and Condition in the Perch (*Perca fluviatilis*) *Journal of Animal Ecology* 20(2): 201-219.

Pangle, K.L., Sutton, T.M., Kinnunen, R.E., Hoff, M.H. (2004): Overwinter survival of juvenile lake herring in relation to body size, physiological condition, energy stores, and food ration. Transactions of the American Fisheries Society 133: 1235–1246.

Schleuter, D., Eckmann, R. (2008): Generalist versus specialist: the performances of perch and ruffe in a lake of low productivity. Ecology of Freshwater Fish 17:86-99.

Wang, N., Eckmann, R. (1994): Distribution of perch (*Perca fluviatilis* L.) during their first year of life in Lake Constance. Hydrobiologia 277:135-143.

Xu, X. L., Fontaine, P., Mélard, C., Kestemont, P. (2001): Effects of dietary fat levels on growth, feed efficiency and biochemical compositions of Eurasian perch Perca fluviatilis. Aquaculture International 9: 437–449.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Sensationsfund einer verloren geglaubten Fischart in Bayern – Der Steingressling (*Romanogobio uranoscopus*, Agassiz 1828)

Robert Kapa

Bayerisches Landesamt für Umwelt, Referat 57, Demollstr. 31, 82407 Wielenbach, robert.kapa@lfu.bayern.de

Keywords: Steingressling, Himmelsgucker, Bayerisches Fischmonitoring, Lech, Artbestimmung

Einleitung

Seit über 100 Jahren ist er nicht mehr in bayerischen Gewässern nachgewiesen worden. Laut Freyhof (2002) habe es sogar seit Erstbeschreibung des Steingresslings durch Agassiz (1828) keinen weiteren bestätigten Fund in deutschen Gewässern mehr gegeben. Nach zunächst langjährigen Zweifelns an seinem Verschwinden und mehreren Fehlmeldungen über vermeintliche Wiederfunde (daher Rote Liste Einstufung Bayerns von 2003 noch „vom Aussterben bedroht“) bestand nun wohl Grund genug, den Steingressling in der Neuauflage der Roten Liste der Fische Deutschlands endgültig als ausgestorben zu erklären (Freyhof, 2009). Wie aber der scheinbaren Unumstößlichkeit dieser Neueinstufung zum Trotze haben sich die Hoffnungen auf das Verbleiben eines Reliktbestandes nahezu zeitgleich doch noch bestätigt. Am 15.10.2009 tauchten bei einer Elektrobefischung des Lechs unterhalb von Gersthofen vorerst vier adulte Exemplare auf. Weitere Nachforschung im Flussabschnitt zwischen Meitingen und Gersthofen ergaben schließlich Fänge von Steingresslingen unterschiedlicher Größenklassen an allen dem ersten Fundort gleichenden Habitaten. Das Überleben dieser Kleinfischart im Lech in Form einer offenbar isolierten und dennoch langjährig stabilen Population ist aus fischökologischer Sicht eine Sensation. Auch naturschutzfachlich ist der Wiederfund bedeutsam und insbesondere vor dem Hintergrund der Bestrebungen zur Erhaltung der Biodiversität bayerischer Gewässer hocherfreulich.

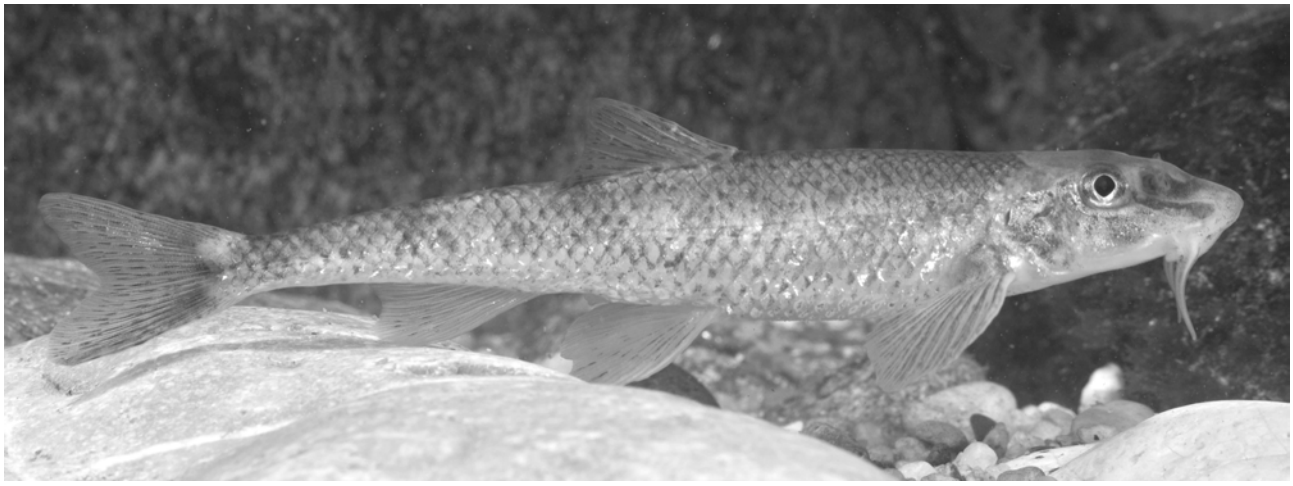


Abb. 1: Adulter Steingressling (Länge 12,2 cm) aus der Fundstrecke im Lech (Foto: Andreas Hartl)

Verbreitung und Bestandssituation

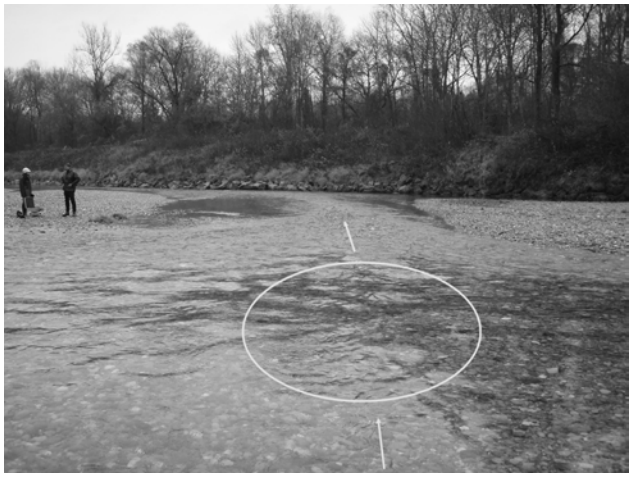
Der Steingressling ist ein Donauendemit, dessen ursprüngliches Verbreitungsgebiet sich vom deutschen bis in den südost-europäischen Donauraum erstreckt. Als nordwestliche Arealgrenze wurden bisher die Flüsse Isar und Salzach genannt (z.B. Lelek, 1987).

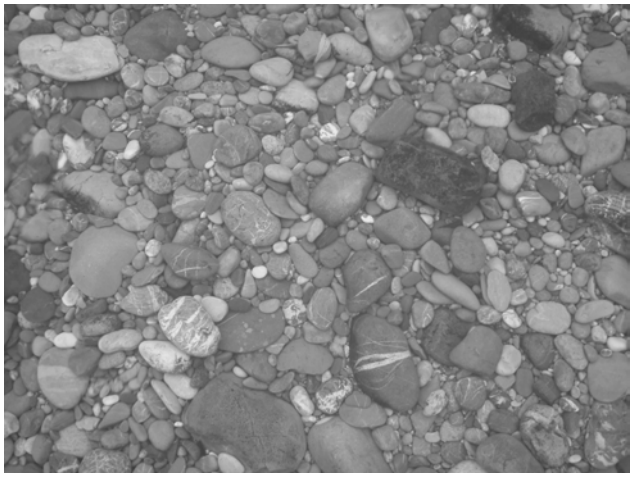
Die nächstgelegenen Fundorte jüngerer Zeit liegen in Niederösterreich vor allem in der Donau (Gießgang Greifenstein: Kummer et al. 1999; Höhe Klosterneuburg bis Nussdorf und östlich von Wien: Wanzenböck et al., 1989) sowie in den Flüssen March und Lavant in Kärnten (KIS, 2009). Bezeichnend ist, dass die genannten Nachweise nur auf jeweils einzelnen Exemplaren beruhen. Auch früher war der Steingressling nie in hohen Dichten anzutreffen (Bless, 1997). Seine Seltenheit und die heutige Isolation der nachgewiesenen Vorkommen sind starke Indizien für die insgesamt hochgradige Gefährdung dieser Art. So wird der Steingressling auch in der aktuellen Roten Liste Österreichs in der Kategorie 1 „vom Aussterben bedroht“ geführt (Wolfram & Mikschi, 2007). Da der Steingressling als Art von gemeinschaftlichem Interesse im Anhang II der EU-Fauna-Flora Habitat-Richtlinie aufgelistet ist, kommt dem Schutz und der Erhaltung der Reliktpopulationen nun auch für Deutschland eine hohe Verantwortung zu (Steinmann & Bless 2004).

Lebensraum

Die Fachliteratur beschreibt den Steingressling als Bewohner von Riffelstrecken der Barben- und Äschenregion. Ebenso besiedelt er geeignete Habitate in der Tiefe großer Flüsse. Er bevorzugt Bereiche mit steinigem Grund und sohlnahen Fließgeschwindigkeiten von über 0,7 m/s. Zum Ablaichen werden flache Flusszonen mit sehr hoher Strömung über 1m/s aufgesucht. (z.B. Kottelat & Freyhof, 2007).

Die Fänge der Steingresslinge im Mutterbett des Lechs gelangen bei Niedrigwasser und glasklarem Wasser. Wie auch die weiteren Nachforschungen oberhalb des ersten Fundortes zeigten, hielten sich die Tiere in kleinen Gruppen in der Mitte des Flusses, fast ausnahmslos direkt oberhalb von Rauschen auf. Die Standplätze waren in Abgrenzung zu umgebenden Habitaten durch zunehmend stark strömendes Wasser, eine sich verringernde Wassertiefe auf 15-30 cm sowie durch gröberes Sohlsubstrat in Form von Grobkies und Geröll gekennzeichnet (siehe Abb. 2 - 3).





Artbestimmung

Obwohl verschiedene Fachautoren teils unterschiedliche Angaben zur Eindeutigkeit einzelner Merkmale machen, ist der Steingressling optisch gut von den anderen im bayerischen Donauraum vorkommenden Gründlingsarten unterscheidbar (Abb. 4). Als artspezifische Merkmale des Steingresslings gelten die sehr langen Bartfäden, die zurückgelegt bis über den Augenhinterrand hinausreichen sowie eine beschuppte Kehle. Im Rahmen dieser Untersuchungen konnte zusätzlich ein pigmentfreier, heller Fleck am oberen Schwanzflossenansatz als eindeutiges Bestimmungskriterium identifiziert werden (siehe Abb. 1). Charakteristisch ist der schlanke und besonders am langen und dünnen Schwanzstiel drehrunde Körperbau. Auffällig sind auch die gegenüber anderen Gründlingsarten deutlich vergrößerten Brustflossen sowie die längere, spitze Schnauze. Die Farbgebung kann stark variieren, wobei auf dem Rücken bis zu fünf dunkle Sattelbinden erkennbar sind. Bei den Exemplaren aus dem Lech treten drei bis vier Sattelbinden, die hinter der Rückenflosse folgen, optisch besonders gut hervor. Schließlich zeigt sich in der Draufsicht das namensgebende Merkmal: Auf dem etwas abgeflachten Kopf sind die Augen leicht schräg nach oben gerichtet und durch eine maskenartige, dunkle Querbinde markant abgesetzt. So ist der Artname *„uranoscopus“* griechischen Ursprungs und aus *ouranos* (=Himmel) sowie *skopein* (=anschauen) zusammengesetzt, was übersetzt *Himmelsgucker* bedeutet (Petz-Glechner, 2006).

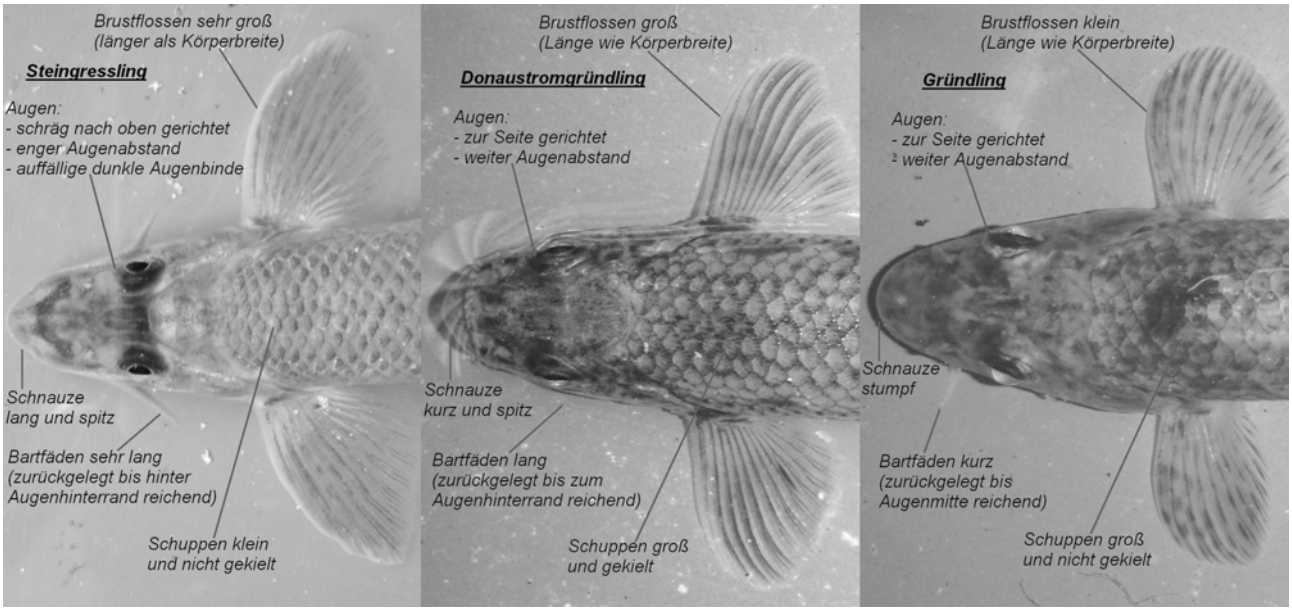


Abb. 4: Merkmalsvergleich dreier im bayerischen Donauraum vorkommender Gründlingsarten.

Letztlich ist das Wiederauftauchen des Steingresslings weniger in einer verbesserten gesamtökologischen Gewässersituation begründet, sondern vielmehr in den vermehrten und methodisch intensivierten, fischökologischen Untersuchungen. Wie im vorliegenden Falle bestätigt, erweist sich vor allem die für das „Bayerische Fischmonitoring“ (z.B. für die EU- Wasserrahmenrichtlinie) angepasste Befischungsmethodik als effektiv (siehe Handbuch zu FIBS, Diekmann et al. 2005). Ausschlaggebend ist, dass neben einer großzügigen Länge und der morphologisch-strukturellen Repräsentativität der Untersuchungsstrecke ein hohes Gewicht auf die Vollständigkeit der Untersuchung aller elektrofischereilich erfassbaren Habitate gelegt wird. Dies erfolgt jeweils mit gleichbleibender Intensität, unabhängig von den jeweils zu erwartenden Fängen.

Danksagung:

Für die erfolgreiche Zusammenarbeit bei der Lechbefischung am 15.10. 2009 danken wir der Fachberatung für Fischerei von Schwaben und dem Fischereiverein Meitingen. Für die Bestätigung der Artbestimmung danken wir Herrn Dr.Ulrich Schliewen von der Zoologischen Staatssammlung München. Die Fischbestandsuntersuchungen im Lech sind Bestandteil des Projektes „Erhebung und Bewertung der Fischbestände Bayerns und Schaffung einer gemeinsamen Datenbank“an dem neben dem Bayerischen Landesamt für Umwelt die Fischereifachberatungen der bayerischen Bezirke sowie das Institut für Fischerei der Landesanstalt für Landwirtschaft sowie der Landesfischereiverband Bayern e.V. beteiligt sind.

Literatur

Bless, R. (1997): Threatened fishes of the world: *Gobio uranoscopus* (Agassiz, 1828) (Cyprinidae). Env. Biol. Fish. 49: S. 20.

Diekmann, M., U. Dußling & R. Berg, 2005. Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS). Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Langenargen.

Freyhof, J. (2009): Rote Liste der Süßwasserfische und –Neunaugen. – In: Bundesamt für Naturschutz (2009): Naturschutz und biologische Vielfalt, 70 (1), Bonn-Bad Godesberg, S. 291-316.

Freyhof, J. 2002: Freshwater fish diversity in Germany, threats and species extinction. In: Conservations of Freshwater Fishes: Options for the Future (Collares-Pereira, M. J., Cowx, I. G. & Coelho, M. M. eds). Fishing New Books - Blackwell Sciences, Oxford. SS. 3-22.

KIS – Kärntner Institut für Seenforschung (2009): Erhebung der FFH Fischarten im Bereich der unteren Lavant. Gutachten im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 – Naturschutz.

Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Hanbook of European Freshwater Fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.

KUMMER, H., R. SPOLWIND, H. WAIDBACHER (1999): Fischökologische Ist-Bestandsaufnahme im Gießgang und in den linksufrigen Donau-Auen des Tullner Beckens. Schriftenreihe der Forschung im Verbund 51.

Lelek, A. (1987): The Freshwater fishes of Europe, Threatened Fishes of Europe – Wiesbaden (Aula-Verlag), 343 S.

Petzer-Glecher, R. (2006): Die Namen unserer Fische – eine etymologische Spurensuche. – In: Österreichs Fischerei 59 (2/3), 2006, S. 66-68.

Steinmann, I. & Bless, R. (2004): Gobio uronoscopus (Agassiz, 1828). – In: Petersen, B., Ellwanger, G., Bless, R., Boye, P., Schröder, E. & Ssymanik, A.: Das europäische Schutzgebietssystem 2000, Band 2: Wirbeltiere. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/2, S. 264-265.

WANZENBÖCK, J., H. KOVACEK, B. HERZIG-STRASCHIL (1989): Zum Vorkommen der Gründlinge (Gattung Gobio, Cyprinidae) im Österreichischen Donauraum. Österreichs Fischerei 5/6: 118-128.

Wolfram, G. & E. Mikschi, 2007: Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 2. Grüne Reihe des Lebensministeriums Band 14/2. Böhlau-Verlag, Wien, Köln, Weimar. Seite 61 – 198.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Ökologische Unterhaltung des Fischaufstiegs Harkortsee

Petra Podraza & Markus Kühlmann

Ruhrverband, Essen; E-Mail: petra.podraza@ruhrverband.de; mkh@ruhrverband.de

Keywords: Erfolgskontrolle, Unterhaltungsmaßnahme, Fische, Makrophyten, *Elodea nuttallii*

Zusammenfassung

Der Fischaufstieg Harkortsee dient der Wiederherstellung der Fischdurchgängigkeit der Ruhr an der Wehranlage dieses Ruhrstausees. Er ist als naturnahes Umgehungsgerinne angelegt, das nicht nur als Wanderkorridor dient, sondern von Fischen, Makrozoobenthos und Makrophyten als Lebensraum genutzt wird und in der Bewertung nach WRRL einen besseren ökologischen Zustand aufweist als das Hauptgewässer. In den letzten Jahren dominierte zwar *Elodea nuttallii* mit Massenbeständen diesen Bereich, jedoch konnten auf der Strecke von ca. 375 m inzwischen insgesamt 12 verschiedene Makrophytenarten nachgewiesen werden. Ziel der ökologischen Gewässerunterhaltung ist es, Massenbestände, die die Durchwanderbarkeit einschränken, zurückzudrängen, gewässertypspezifische Makrophytenarten hingegen zu fördern, um hierdurch gleichzeitig die Habitatqualität auch für die anderen biologischen Qualitätskomponenten zu verbessern.

Einleitung

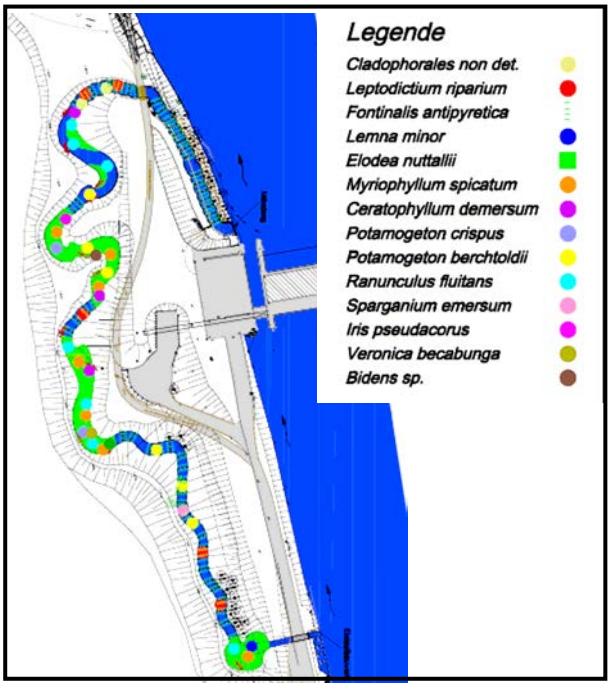


Abbildung 1: Karte des Umgehungsgerinnes der FAA Harkortsee mit Lage der Makrophytenvorkommen (aus: Ruhrverband 2010)

Die Errichtung von Fischaufstiegsanlagen (FAA) an Querbauwerken wie z.B. Wehren dient der Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Fließgewässer, um damit den Fischen eine Aufwärtswanderung in die oberhalb gelegenen Regionen zu ermöglichen. An den Fließgewässern Nordrhein-Westfalens befinden sich aktuell rund 13.000 Querbauwerke (Dumont et al. 2005). Diese haben außer der Unterbrechung der Durchgängigkeit zudem erhebliche Auswirkungen auf die Gewässerökologie, da hierdurch der Lebensraum für die aquatische Fauna und Flora in Stau- und Ausleitungsstrecken gravierend verändert wird.

Die FAA Harkortsee wurde 2004 in Betrieb genommen und dient dazu, für das Laufwasserkraftwerk „Friedrich Harkort“ in Wetter mit einer Stauhöhe von 7,8 m die Fischdurchgängigkeit wiederherzustellen. Hierzu wurde außerhalb des Hauptabflussprofils der Ruhr ein 375 m langes, schwach gewundenes und naturnah gestaltetes Umgehungsgerinne geschaf-

fen, bei dem im Längsverlauf über 57 durch Steinriegel geschaffene Becken die Gefälledifferenz zum Unterwasser überwunden wird. Der Durchfluss im Umgehungsgerinne ist auf 700 l/s gedrosselt, die mittlere Fließgeschwindigkeit beträgt 0,4 m/s bei Wassertiefen von 0,5 m bis 1 m. Die Sohle besteht aus Ruhrschotter (Geschiebematerial) mit Sandbänken in Gleithangbereichen. Für die Querriegel wurden ortstypische Ruhrsandsteine eingebaut. Die Ufer sind z.T. unbefestigt oder durch Lebendverbau gesichert. Die Baukosten für das Umgehungsgerinne betrugen ca. 950.000 €, von denen 80 % durch das Land NRW gefördert wurden. Abbildung 1 gibt die Lage des Umgehungsgerinnes mit den dortigen Makrophytenvorkommen wieder.

Bedeutung der FAA für Fische

In den vergangenen Jahren konnten 35 Fischarten und Rundmäuler in der unteren und mittleren Ruhr nachgewiesen werden. Hiervon wurden bisher 26 Fischarten auch im Fischaufstieg Harkortsee gefunden. Unter ihnen befinden sich alle typischen Vertreter der Barbenregion sowie die dazu gehörenden Begleitfischarten.

Nicht alle Fischarten, die in der unteren Ruhr bestätigt sind, können bislang zum Fischaufstieg Harkortsee vordringen, da dieser Gewässerabschnitt aufgrund noch fehlender Wanderkorridore im Unterlauf des Flusses von Arten wie Lachs (*Salmo salar*), Meerforelle (*Salmo trutta f. trutta*) und Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) natürlicherweise ohne spezielle Maßnahmen noch nicht erreicht werden kann. Andere Arten, wie beispielsweise der Zander (*Sander lucioperca*), werden das Umgehungsgerinne auf Grund ihrer Lebensweise kaum durchwandern.

Wie die Funktionsprüfungen des Fischaufstiegs in den Jahren 2005 bis 2006 sowie spätere Untersuchungen belegen, wird das Umgehungsgerinne von der überwiegenden Mehrheit der in diesem Ruhrabschnitt vorkommenden Fischarten aufgefunden. Neben schwimmstarken Arten wie Äsche (*Thymallus thymallus*), Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*) und Barbe (*Barbus barbus*) wird das Umgehungsgerinne auch von schwimmschwachen Arten wie Brasse (*Abramis brama*) , Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) und Schleie (*Tinca tinca*) sowie von Jung- und Kleinfischen durchwandert. Dabei dient das Umgehungsgerinne nicht nur der Aufwärtswanderung, viele Fische nutzen das Gerinne zudem, um mit der Strömung ruhrabwärts zu wandern, wie spezielle Reusenuntersuchungen belegen. Damit fungiert das Umgehungsgerinne für die Wehranlage Wetter gleichermaßen als Fischauf- und -abstiegsanlage.

Die Fische nutzen das Umgehungsgerinne aber nicht nur zum Überwinden der Wehranlage Wetter, einige Arten haben das Gewässer dank seiner naturnahen Gestaltung auch als Ersatz-Lebensraum und „Kinderstube“ angenommen. So konnte nachgewiesen werden, dass sich Arten mit hohem Lebensraumanspruch wie Barbe, Bachforelle, Elritze, Gründling, Koppe und Schmerle im Fischaufstieg fortpflanzen und ihre Jungfische dort das erste Lebensjahr verbringen. Ausschlaggebend für die rasche Besiedlung des Gerinnes durch Invertebraten und Fische ist seine Strukturvielfalt. Beispielsweise nutzen die kieslaichenden Fische die schnell fließenden und sauerstoffreichen Raugerinne-Abschnitte im Ober- und Unterlauf des Umgehungsgerinnes zur Eiablage. Die Fischbrut wiederum wandert nach dem Schlupf von dort in den mittleren, langsam fließenden Gerinneabschnitt. In diesem strömungsberuhigten Bereich mit feineren Sedimenten, Makrophyten und Totholz finden die Jungfische für ihre weitere Entwicklung dann ausreichend Nahrung und Schutz vor Fressfeinden.

Bedeutung der FAA für Makrophyten

Kurze Zeit nach Errichtung des Umgehungsgerinnes siedelten sich v. a. im flachen, geschwungenen mittleren Abschnitt Wasserpflanzen an. Erstbesiedler war die auch im Harkortsee dominierende Art *Elodea nuttallii,* wobei deren Vorkommen auf die langsamer durchströmten Bereiche beschränkt ist; in den Raugerinneabschnitten zwischen den Steinquerriegeln fehlt sie.

Im Laufe der Zeit siedelten sich neben *Elodea nuttallii* weitere Wasserpflanzenarten und Arten der amphibischen Wasser-Land-Übergangszone an. Bei einer Kartierung der Pflanzengemeinschaft des Umgehungsgerinnes konnten 14 verschiedene Taxa dort nachgewiesen werden, von denen drei Arten in der Roten Liste NRW (Wolf-Strauber et al. 1999) als „gefährdet“ geführt werden. Die beiden Moosarten *Leptodictium riparium* und *Fontinalis antipyrethica* bewachsen z.T. dicht die Steinquerriegel und sind auch vereinzelt auf größeren Steinen im Gewässerlauf des Umgehungsgerinnes zu finden. Die höchste Pflanzendiversität herrscht im mittleren, flachen und geschwungenen Abschnitt des Umgehungsgerinnes (vgl. Abb. 1). Hier findet sich auch der Flutende Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans*), der in der unteren Ruhr sonst nicht mehr vorkommt.

Bewertung des „Ökologischen Zustands“ der FAA

Fische wie auch Makrophyten sind Qualitätskomponenten der EG-WRRL und können in ihrer Artenzusammensetzung zur Indikation des ökologischen Zustands herangezogen werden. Tabelle 1 stellte die Bewertung dieser beiden Qualitätskomponenten den Bewertungsergebnissen der beiden parallel gelegenen Wasserkörper der Ruhr gegenüber. Für die Makrophyten wird nur das Ergebnis des LANUV NRW-Verfahren angegeben, da die Bewertung nach PHYLIB auf Grund zu geringer Abundanzen nicht gesichert ist.

Tabelle 1: Bewertung des ökologischen Zustands der FAA Harkortsee und der beiden angrenzenden Wasserkörper der Ruhr auf Basis der Makrophyten und Fische (Monitoringdaten der Ruhr aus http://www.elwasims.nrw.de)

Biologische Qualitätskomponente	DE_NRW_276_82139 - Ruhr	DE_NRW_276_76400 - Ruhr	FAA Harkortsee
Fische (FIBS)	schlecht	unbefriedigend	mäßig
Makrophyten (LANUV NRW-Verfahren)	schlecht	schlecht	mäßig

Die Tabelle zeigt, dass das Bewertungsergebnis für beide taxonomische Gruppen in der Fischaufstiegsanlage Harkortsee gesichert um ein bis zwei Klassen besser ist als in der Ruhr selbst, welche die selbe Wasserqualität aufweist wie das von ihr gespeiste Umgehungsgerinne. Die Bewertungsunterschiede sind damit rein hydromorphologisch bedingt.

Bei den Fischen ist die fehlende Durchgängigkeit und damit das Fehlen der Langdistanzwanderfische in der gesamten unterhalb gelegenen Ruhr die Hauptursache, dass die FAA nicht mit „gut“ bewertet wird (Bewertung des Moduls „Migration“ in FIBS: „schlecht“). Hinzu kommt, dass die gewässertypischen Arten nur in geringen Abundanzen vorkommen und der Bestand durch die für die ober- und unterhalb gelegenen Ruhrstauseen typischen Brassen und Rotaugen dominiert wird. Das Vorkommen von 14 der insgesamt 19 typspezifischen Arten der oberen Barbenregion des Mittelgebirges sowie die erfolgreiche Reproduktion bei 6 von 7 Leitarten belegen jedoch die positive Bedeutung dieses künstlich angelegten Umgehungsgerinnes, das als Trittstein oder aufgrund der

erfolgreichen Reproduktion vielleicht sogar als Strahlursprung für die Ruhr eingestuft werden könnte.

Ursache für den „mäßigen“, d.h. defizitären Zustand bei den Makrophyten ist in erster Linie die Dominanz von *Elodea nuttallii*. Ohne die hohe Abundanz dieses Neophyten würde die Pflanzengesellschaft der verbleibenden Arten positiver bewertet.

Ökologische Unterhaltung des Fischaufstiegs

Die naturnahen strukturellen Bedingungen und die gute Wasserqualität machen das Umgehungsgerinne Harkortsee nicht nur für Fische, sondern auch für Wasserpflanzen zu einem geeigneten Lebensraum. In den Sommermonaten erreicht vor allem *Elodea nuttallii* in der geschwungenen Strecke im Mittellauf des Fischaufstiegs hohe Dichten, so dass hierdurch die Auf- und Abwärtswanderung der Fische behindert wird. Abtreibende Pflanzenpolster werden von den Steinquerriegeln in den Raugerinnebereichen zurückgehalten und verstopfen hierdurch die Durchlässe, so dass Fische nicht mehr passieren können. Wird bei der regelmäßigen Kontrolle des Fischaufstiegs eine solches Zusetzen der Durchlässe mit Pflanzentreibgut festgestellt, muss zur Wiederherstellung der Funktionsfähigkeit der Anlage dieses Material entfernt werden. Eine Reduktion der Pflanzenbestände im Umgehungsgerinne verringert dabei die Menge der v. a. im Herbst abtreibenden Makrophyten und macht in der Vegetationsperiode auch den Mittellauf des Fischaufstiegs für Fische leichter passierbar. Auf der anderen Seite ist gerade das Vorkommen der artenreichen Makrophytengesellschaft der Grund für die positivere Zustandsbewertung im Fischaufstieg im Vergleich zum Zustand in der Ruhr.

Aus diesem Grund hat der Ruhrverband im Jahr 2009 beschlossen, von einer vollständigen mechanischen Räumung des Fischaufstiegs, bei der alle Makrophyten entfernt werden, auf eine ökologische Unterhaltung des Umgehungsgerinnes umzustellen.

Ziel der ökologischen Gewässerunterhaltung ist es, nur übermäßige Pflanzenbestände zu reduzieren, um hierdurch eine uneingeschränkte Durchwanderbarkeit für Fische und Wirbellose zu ermöglichen. Entfernt werden hierbei gezielt die Pflanzenarten, die zu Massenentwicklungen neigen und die bei der Bewertung von Wasserpflanzengesellschaften als Störanzeiger eingestuft werden. Dies sind im Fischaufstieg Harkortsee in erster Linie *Elodea nuttallii* und die Hornkraut-Art *Ceratophyllum demersum*. Andere Wasserpflanzenarten wie der Flutende Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans*) oder das Krause Laichkraut (*Potamogeton crispus*), die unter Bedingungen wie in dem Umgehungsgerinne, aber auch in der Ruhr selbst unter ungestörten Bedingungen natürlicherweise vorkommen würden (Begleitarten des Gewässertyps bzw. neutrale Arten) und die sich auch auf die Entwicklung von Fischen und Invertebraten positiv auswirken, werden bei der ökologischen Unterhaltung gezielt im Gewässer belassen. Resultat einer solchen differenzierten Unterhaltungsmaßnahme ist ein kleinräumiges Mosaik aus makrophytenfreien Sand- und Schotterflächen und Bereichen mit Polstern unterschiedlicher Makrophytenarten.

Die ökologische Gewässerunterhaltung des Fischaufstiegs Harkortsee verfolgt damit mehrere Ziele:

- Förderung der bereits vorkommenden Zielarten der Wasserpflanzengemeinschaft durch Reduktion von Raumkonkurrenten wie z. B. *Elodea nuttallii*
- Schaffung von freien Siedlungsflächen, um Leitarten des Gewässertyps, die bereits in der Ruhr oberhalb vorkommen (z.B. Stachelspitzige Glanzleuchteralge (*Nitella mucronata*), Haken-Wasserstern (*Callitriche hamatula*)), Ansiedlungsmöglichkeiten zu bieten

- Erhalt freier Substratflächen für sand- und kieslaichende Fischarten, vor allem für die Leitfischarten Barbe, Döbel, Elritze, Hasel und Schmerle
- Erhalt von Makrophytenbeständen als Unterstände und Nahrungsrefugien für Jungfische und als Laichsubstrat für pflanzenlaichende Arten wie z.B. die Schleie (*Tinca tinca*)
- Erhöhung der Substrat- und Strömungsdiversität, um damit im Umgehungsgerinne Bedingungen zu schaffen, die natürlichen Bifurkationen und durchflossenen Nebengerinnen entsprechen, wie sie auch für Flüsse wie der Ruhr natürlicherweise zu erwarten sind.

Im Oktober 2009 wurde unter fachlicher biologischer Anleitung erstmals eine solche ökologisch orientierte Gewässerunterhaltungsmaßnahme am Fischaufstieg Harkortsee durchgeführt

Ausblick

Der als Umgehungsgerinne konzipierte Fischaufstieg Harkortsee wird auf Grund seiner naturnahen Morphologie von einer artenreichen Tier- und Pflanzengemeinschaft besiedelt, die das Gerinne nicht nur als Wanderweg nutzt, sondern dieses künstlich geschaffene Gewässer dauerhaft besiedelt und sich dort auch reproduziert. Die Artenzusammensetzung der Fischgemeinschaft und der Wasserpflanzengesellschaft in dem Umgehungsgerinne entspricht dabei eher den potenziell natürlichen Bedingungen, wie sie für die Ruhr in diesem Abschnitt zu erwarten wäre, als diejenige in der Ruhr selbst. Dies zeigt sich bei der Bewertung beider Gewässerbereiche nach Vorgaben der EG-WRRL mit den jeweils deutlich besseren Bewertungsergebnissen für das Umgehungsgerinne.

Damit kommt dem Fischaufstieg Harkortsee nicht nur die Aufgabe der Wiederherstellung der Durchgängigkeit zu; er erfüllt auch eine wichtige Funktion im Sinne des Strahlwirkungskonzepts (DRL 2008, DRL 2009). Mit seinen naturnäheren hydromorphologischen Bedingungen dient er für die weitgehend staureguliertе Ruhr als Trittstein für viele Tier- und Pflanzenarten. Hierdurch können gewässertypspezifische Arten weiter ruhrabwärts vordringen und mit den nächsten naturnahen Bereichen bzw. Abschnitten mit ökologischem Entwicklungspotenzial, z.B. im Bereich der Wengerner Aue, vernetzt werden. Da der Fischaufstieg Harkortsee zudem von einigen gewässertypspezifischen Arten wie z. B. der Barbe zur Reproduktion genutzt wird, hat der Bereich für diese Arten möglicherweise sogar die Funktion eines Strahlursprungs.

Die ökologische Unterhaltung des Umgehungsgerinnes hat daher die Aufgabe, nicht nur die Durchgängigkeit zu gewährleisten, sondern auch die Funktion als Trittstein und Strahlursprung zu sichern und möglichst noch zu erweitern. Damit ist der Fischaufstieg Harkortsee nicht nur punktuell von Bedeutung, die Maßnahmen wirken sich zudem positiv auf den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial der angrenzenden Bereiche der Ruhr ober- und unterhalb aus.

Die hier dargestellte erweiterte Zusammenfassung zur FAA Harkortsee wurde auf Basis des Ruhrgüteberichts 2009 (Ruhrverband 2010) erstellt.

Literatur

Dumont, U. et al. (2005): Handbuch Querbauwerke. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW, Düsseldorf

Wolf-Strauber, R., et al. (1999): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein–Westfalen. Band 17.

Deutscher Rat für Landespflege (DRL) (Hrsg.) (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des DRL, Heft 81.

Deutscher Rat für Landespflege (DRL) (Hrsg.) (2009):Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen. Schriftenreihe des DRL, Heft 82.

Ruhrverband (2010): Fischaufstieg Harkortsee: Maßnahmen der ökologischen Gewässerunterhaltung. – Ruhrgütebericht 2009: 103-110.

XENOBIOTIKA IN AQUATISCHEN SYSTEMEN - EXPOSITION UND WIRKUNG

APELT, S., J. FASTNER & S. KLITZKE: Einflussfaktoren auf die Dauer der Lagphase bei der Elimination von Cylindrospermopsin (CYN) im Sediment

BEUSCH, CH., J. FASTNER & S. KLITZKE: Sorption der Cyanobakterientoxine Cylindrospermopsin und Anatoxin-a an verschiedenen Sedimenten

LECHELT, M., L. EIS & B. BAIER: Algenschnelltest – eine Alternative zum Wachstumshemmtest?

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Einflussfaktoren auf die Dauer der Lagphase bei der Elimination von Cylindrospermopsin (CYN) im Sediment

Susann Apelt[1], Jutta Fastner[2] & Sondra Klitzke[1]

[1] Umweltbundesamt, FG II 3.3-B Trinkwasseraufbereitung und Ressourcenschutz, Schichauweg 58, 12307 Berlin, susann.apelt@uba.de; sondra.klitzke@uba.de, [2] Umweltbundesamt, FG II 3.3-B Trinkwasseraufbereitung und Ressourcenschutz, Corrensplatz 1, 14195 Berlin, jutta.fastner@uba.de

Keywords: Cyanobakterien, Sedimentpassage, Trinkwassergewinnung, Verzögerung des Abbaus

Einleitung

Hintergrund und Ziel

Als Folge der Eutrophierung treten Cyanobakterien auch in Gewässern auf, die zur Trinkwassergewinnung genutzt werden. Die durch Cyanobakterien produzierten Toxine können eine Gesundheitsgefahr darstellen, wenn sie in das Trinkwasser gelangen. Das Cyanotoxin Cylindrospermopsin (CYN) tritt häufig auch in deutschen Oberflächengewässern auf (Fastner et al. 2007). Es tritt überwiegend in extrazellulärer Form auf und zeigt im Wasser eine hohe Persistenz (Klitzke et al. 2010). Humpage & Falconer (2003) haben einen Richtwert für CYN im Trinkwasser von 1 µg/l vorgeschlagen, eine effektive Eliminierung von CYN bei der Trinkwassergewinnung, zum Beispiel durch Sedimentpassage (Langsamsand- und Uferfiltration), ist daher sicherzustellen. Da es beim Abbau von Schadstoffen häufig zu sogenannten Lagphases kommt, in denen der Abbau verzögert ist, wurden im Projekt NOSTOTOX Untersuchung zur Lagphase durchgeführt. Es wurde der Einfluss von Sedimentvorkonditionierung und gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) auf die Lagphase des CYN-Abbaus anhand von Säulenversuchen untersucht.

Material und Methoden

Verwendete Sedimente und Wasser

Für die Versuche nutzten wir ein Teichsandsediment (Mittelsand) aus einer Langsamsandfiltrationsanlage mit einem Feinkornanteil von 1 %. Das verwendete Wasser wurde einem Versuchsteich entnommen und membranfiltriert (RC45). Die Vorkonditionierung der Sedimente erfolgte durch CYN-Kontakt in vorhergehenden Versuchen.

DOC

Um die Menge an gelösten organischen Kohlenstoff zu erhöhen haben wir bei unseren Versuchen natürliches, aquatisches organisches Material (NOM), das aus einer norwegischen Trinkwassertalsperre gewonnen wurde, als DOC-Quelle hinzugegeben. Die DOC-Konzentrationen lagen zwischen 10 und 26 mg/L.

Umlaufsäulenversuche

Für die durchgeführten Umlaufsäulenversuche (USV, Abb. 1) haben wir Glassäulen von 18 cm Länge und einem Durchmesser von 4,5 cm verwendet, die oben und unten mit einem Teflonstopfen verschlossen wurden. Zum Einstellen der Fließgeschwindigkeit (0,2 ml/min) wurde eine Peristaltikpumpe verwendet. Die Ansatzlösung mit einer CYN-Anfangskonzentration von 10 ± 2,8 µg/L (Tab. 1) wurde während des Versuches im Umlauf durch die Sedimentsäule gepumpt. Ein möglicher CYN-Abbau im Wasser quantifizierten wir über eine Referenzprobe (CYN-haltiges Teichwasser), die in gleichen Abständen wie die Vorlagegefäße der Säulen beprobt wurde. Die untersuchten Versuchsbedingungen sind in Tab. 1 zusammengefasst.

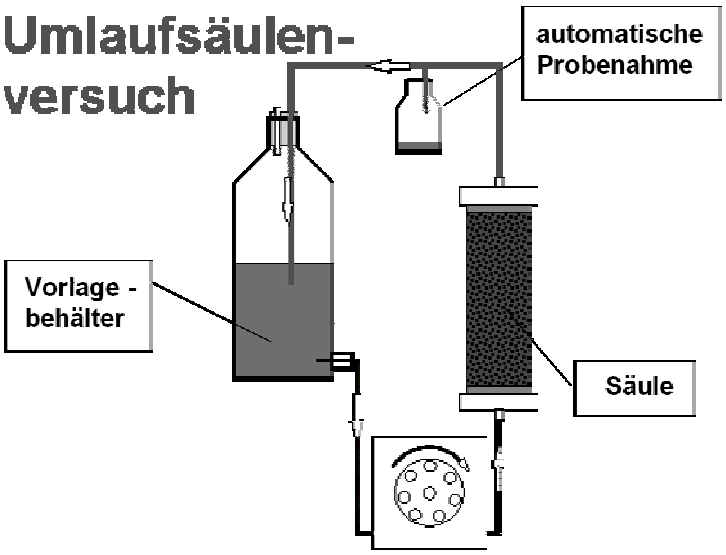


Abb. 1: Experimenteller Aufbau eines Umlaufsäulenversuches (USV)

Tab. 1: Untersuchte Versuchsbedingungen (Abkürzungen: „ - DOC “ : ohne zusätzliche Zugabe von DOC; „ + DOC “ : mit zusätzlicher Zugabe von DOC)

Experiment	**USV 1 - DOC**	**USV 2 - DOC**	**USV 3 + DOC**	**USV 4 + DOC**
Vorkonditioniertes Sediment	Nein	Ja	Nein	Ja
CYN Konzentration [µg/L]	10 ± 2,5	7,9	8,3	12,8

CYN – Analyse

Cylindrospermopsin in den Proben wurde wie in Fastner et al. (2007) beschrieben mittels LC-MS/MS identifiziert und quantifiziert.

Ergebnisse und Diskussion

Im Gegensatz zum Abbau des Cyanotoxins Microcystin (siehe Grützmacher et al. 2010) zeigt CYN eine Lagphase in unberührtem Sediment (Abb. 2). In vorkonditioniertem Sediment hingegen beginnt der Abbau sofort (Abb. 3).

Gibt man dem System DOC zu, erzielt man ähnliche Ergebnisse. Es ist keine Lagphase in vorkonditioniertem Sediment zu beobachten (Abb. 3, Tab. 2), bei unberührtem Sediment vermindert sich die Lagphase durch DOC-Zugabe allerdings um bis zu 50 % (Abb. 2; Tab. 2). Zusätzlich ist eine Beschleunigung des Abbauvorganges nach der Lagphase im Sediment zu beobachten (Tab. 2), wobei der Effekt bei dem unberührten Sediment ausgeprägter ist. Diese Steigerung lässt sich vermutlich mit einem vermehrten Wachstum der Bakterien erklären, welches durch die Zugabe von DOC gefördert wird.

Tab. 2: Ergebnisse

Experiment	USV 1	USV 2	USV 3 + DOC	USV 4 + DOC
Vorkonditioniertes Sediment	Nein	Ja	Nein	Ja
Lag Phase [Tage]	20	-	10	-
Abbaurate K [/Tag]	0,3 ± 4%	0,18 ± 0.2%	0,42 ± 9%	0,51 ± 7%
Angewendetes Modell	1. Ordnung	0. Ordnung	0. Ordnung	1. Ordnung

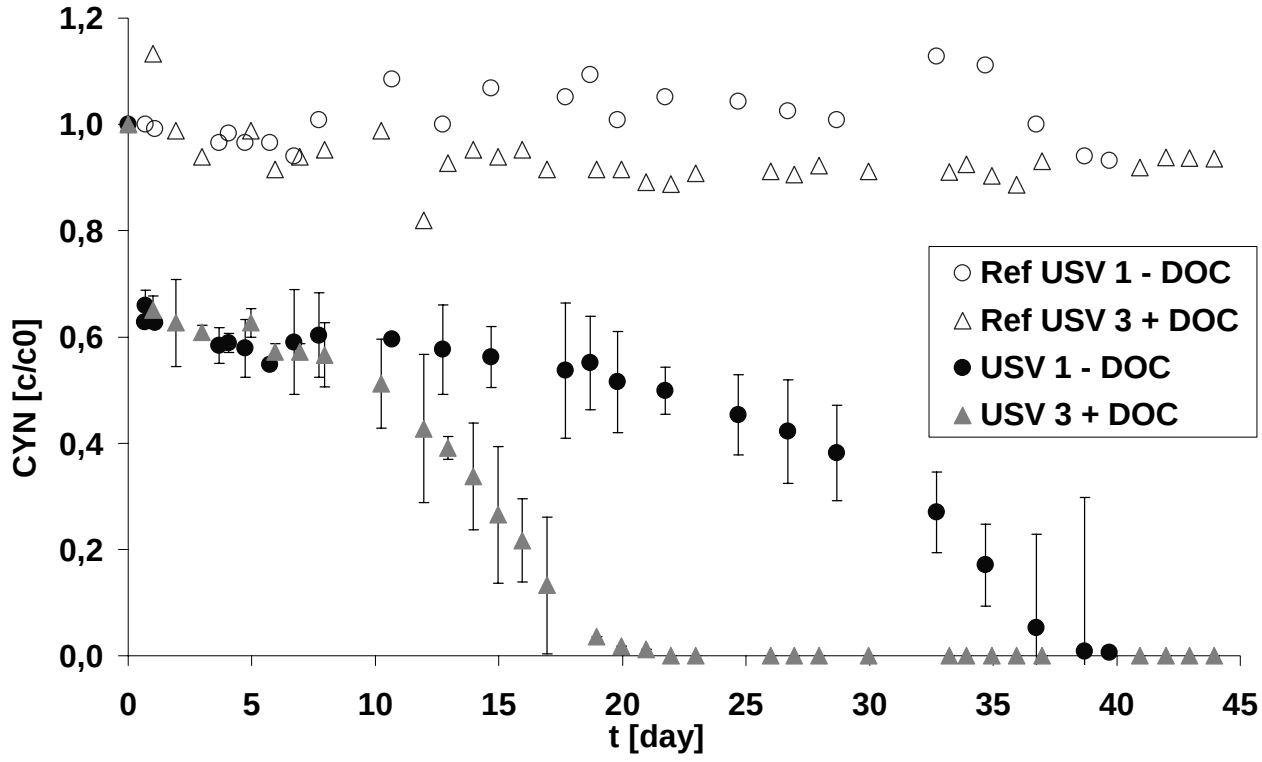


Abb. 2: Normierte CYN Konzentration in unberührtem Sediment

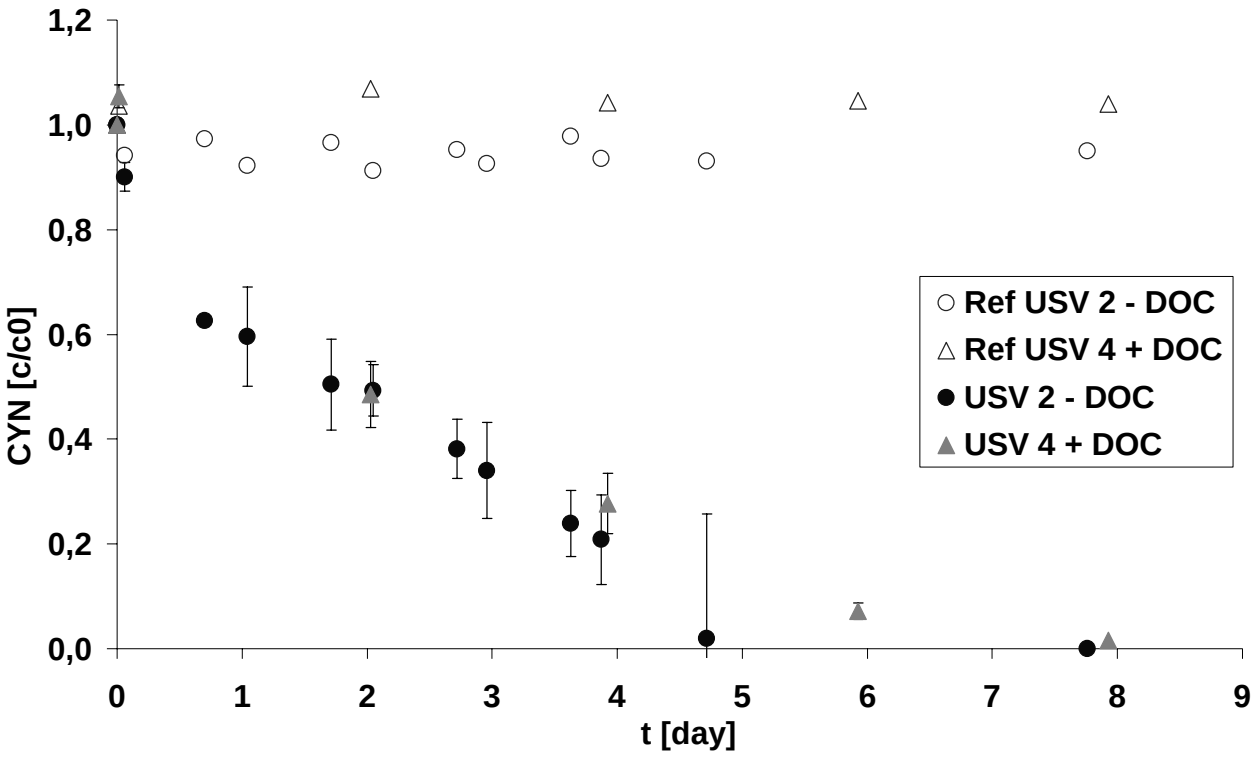


Abb. 3: Normierte CYN Konzentration in vorkonditioniertem Sediment

Schlussfolgerung

Sollte sich CYN im Rohwasser eines Langsamsandfilters, einer Grundwasseranreicherungsanlage oder einer Uferfiltration befinden, muss mit hohen Durchbrüchen gerechnet werden, wenn die Sedimente nicht vorher schon ausreichend langen Kontakt zu CYN gehabt haben. Die Anwesenheit von gelöstem organischem Kohlenstoff wirkt sich positiv auf die Abbaugeschwindigkeit aus.

Um eine fundierte Aussage über das Eliminationsverhalten von CYN zu treffen ist die Untersuchung von weiteren Einflussfaktoren, wie z. B. das Redoxmilieu, erforderlich.

Danksagung

Wir danken Silke Meier, Gabriele Gericke, Gabriele Wessel und Claudia Kuntz für die Unterstützung bei der Versuchsdurchführung sowie bei der CYN-Analytik. Vielen Dank auch an Ingrid Chorus für ihre vielschichtige Unterstützung. Das Projekt wurde finanziert durch Veolia Wasser, den Berliner Wasserbetrieben und dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit unter Koordination des Kompetenzzentrum Wasser Berlin.

Diese Untersuchungen entstanden im Rahmen des Projektes Nostotox am Umweltbundesamt teilweise als Diplomarbeit von Susann Apelt.

Literatur

Fastner, J., Rücker, J., Stüken, A., Preussel, K., Nixdorf, B., Chorus, I., Köhler, A., Wiedner, C. (2007): Occurrence of the cyanobacterial hepatotoxin cylindrospermopsin in Northeast Germany. Env. Toxicol. 22: 26-32.

Grützmacher, G., Wessel, G., Klitzke, S., Chorus, I. (2010): Microcystin Elimination during Sediment Contact. Environmental Science and Technology 44: 657-662

Humpage, A.R., Falconer, I.R. (2003): Oral toxicity of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in male Swiss albino mice: determination of No Observed Adverse Effect Level for deriving a drinking water Guideline Value. Environ. Toxicol. 18: 94-103.

Klitzke, S., Apelt, S., Weiler, C., Fastner, J., Chorus, I. (2010): Retention and degradation of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in sediments – The role of sediment preconditioning and DOM composition. Toxicon 55: 999-1007.

Rücker, J., Stüken, A., Nixdorf, B., Fastner, J., Chorus, I., Wiedner, C. (2007): Concentrations of particulate and dissolved cylindrospermopsin in 21 Aphanizomenon-dominated temperate lakes. Toxicon 50: 800-809.

Sorption der Cyanobakterientoxine Cylindrospermopsin und Anatoxin-a an verschiedenen Sedimenten

Christine Beusch[1], *Jutta Fastner*[1] *& Sondra Klitzke*[2]

1 Umweltbundesamt, FG II 3.3-B, Trinkwasseraufbereitung und Ressourcenschutz, Corrensplatz 1, 14195 Berlin, christine.beusch@uba.de; jutta.fastner@uba.de, 2 Umweltbundesamt, FG II 3.3-B, Trinkwasseraufbereitung und Ressourcenschutz, Schichauweg 58, 12307 Berlin, sondra.klitzeke@uba.de

Keywords: Cyanobakterien, Uferfiltration, Langsamsandfiltration, Trinkwassergewinnung

Einleitung

Über das Auftreten von Cyanobakterientoxinen in Oberflächengewässern wurde bereits weltweit in zahlreichen Veröffentlichungen berichtet. Die durch Cyanobakterien produzierten Toxine Cylindrospermopsin (CYN) und Anatoxin-a (ATX) gefährden vor allem bei oraler Aufnahme hoher Dosen die Gesundheit von Mensch und Tier (Osswald et al. 2007; Humpage & Falconer 2003). Deshalb ist es notwendig, die Toxine weitestgehend aus dem Oberflächenwasser zu entfernen, so dass ihre Konzentration einen empfohlenen Richtwert von 1 µg L^{-1} im Trinkwasser (Humpage & Falconer, 2003) nicht überschreitet. Eine gängige Methode der Trinkwasseraufbereitung stellt die Uferfiltration dar, bei der während der Sedimentpassage des Wassers Prozesse wie Adsorption, Verdünnung und mikrobieller Abbau zu einer Verringerung der Toxinkonzentration beitragen können.

Da bisher keine systematischen Untersuchungen zur Sorption von CYN und ATX vorliegen, waren die übergeordneten Ziele dieser Arbeit 1) die Ermittlung der Adsorptionskoeffizienten nach Freundlich und Langmuir für unterschiedliche Sedimente sowie 2) die Bestimmung der sorptionsrelevanten Parameter anhand statistischer Analysen.

Material und Methoden

Verwendete Sedimente

Für die Versuche wurden zehn verschiedene Sedimente mit hydromorpher Prägung aus Seen (KHW, SRW), Fließgewässern (Newel), einem Langsamsandfilter (UBA), Grundwasserleitern (GW, Müggel), einem G_r-Horizont eines Gleys (Kyll) sowie aus verschiedenen Böden (NM, Mergel, Mudde) verwendet. Für alle Sedimente wurden chemische und physikalische Eigenschaften ermittelt (Tabelle 1). Die Sedimente wurden luftgetrocknet und auf 2 mm gesiebt.

Tab. 1: Korngrößenverteilung der Sedimente (Ton, Schluff, Sand) und Gehalt an organischem Kohlenstoff.

Sedimente	Ton (%)	Schluff (%)	Sand (%)	C_{org} (%)
Mudde	n.d.	n.d.	n.d.	44,5
Müggel	9	17	74	1,1
SRW	27	46	27	1,1
KHW	6	14	80	3,7
Kyll	6	46	48	1,9
GW	2	2	96	0,0
Mergel	2	9	89	0,1
UBA	1	0	99	0,7
NM	3	1	96	0,7

Batchversuche nach OECD-Richtlinie 106

In Vorversuchen wurden die optimalen Versuchsbedingungen, unter denen sich ein Gleichgewicht zwischen der Toxinlösung und dem Sediment einstellt, bestimmt. Hierbei wurde für beide Toxine ein Feststoff-zu-Lösungsmittel-Verhältnis von 1:5 sowie eine Schüttelzeit von 16 Stunden ermittelt.

Zur Einstellung eines Gleichgewichts zwischen fester und flüssiger Phase erfolgte über Nacht eine Vorequilibration in 0,01 molarer Calciumchloridlösung. Am nächsten Tag wurde die entsprechende Toxinlösung zugegeben und die Suspension am Überkopfschüttler für 16 Stunden equilibriert. Dieser Vorgang wurde für CYN und ATX in fünf Konzentrationen durchgeführt (1, 5, 10, 20, 30 $\mu g\ L^{-1}$).

Die Analytik der beiden Toxine erfolgte nach Filtration (0,22 µm) am LC-MS/MS.

Datenanalyse

Anhand der Toxinkonzentrationen in der flüssigen Phase wurden Sorptionsisothermen nach Freundlich und Langmuir erstellt. Zur Untersuchung der sorptionsrelevanten Parameter wurden unter anderem lineare Regressionsanalysen durchgeführt.

Ergebnisse

Adsorptionskoeffizienten nach Freundlich und Langmuir

Die Sorption der Toxine an nahezu allen Sedimenten wird am besten durch das Langmuir Modell beschrieben. Abbildung 1 zeigt die verschiedenen Werte für den Langmuir'schen Sorptionsparameter q_{max}, der die maximale Sorbentbeladung des Sediments durch CYN bzw. ATX ausdrückt.

Es fällt auf, dass die Werte für ATX durchgehend zwei- bis sechsmal so hoch sind wie die für CYN, das heißt, ATX sorbiert wesentlich stärker an allen Sedimenten als CYN. Diese Beobachtung spiegelt sich auch in den Sorptionsisothermen (Abbildungen 2 und 3) wider.

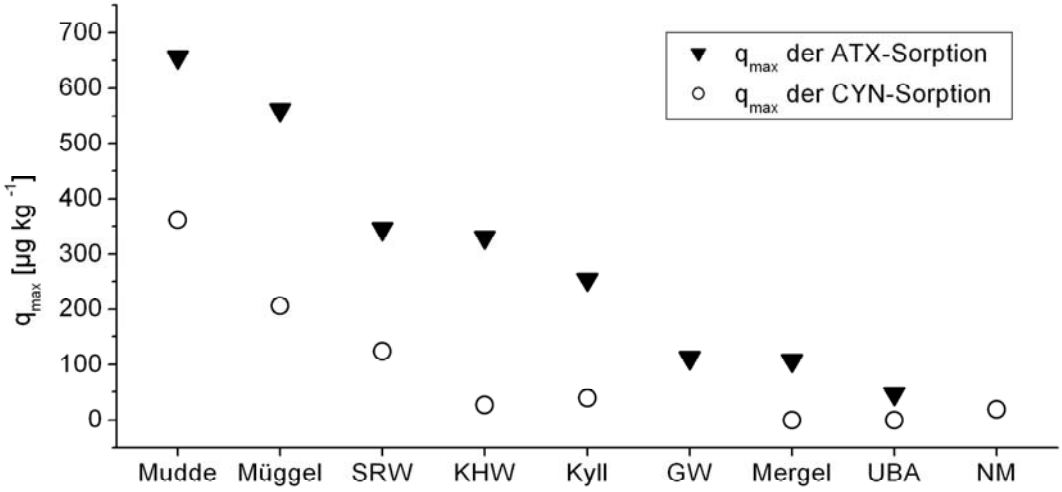


Abb. 1: Vergleich des Langmuir-Sorption-Parameters qmax für CYN und ATX.

Am stärksten sorbiert ATX an Sedimenten mit hohem Gehalt an organischem Kohlenstoff (Mudde) sowie an stark tonhaltigen (SRW). Die schwächste Sorption findet sich bei den sandigen Sedimenten (UBA, GW).

Cylindrospermopsin sorbiert ebenfalls am stärksten an organischem Material. An den stark sandigen Sedimenten (Mergel, UBA) findet dagegen keine Sorption statt.

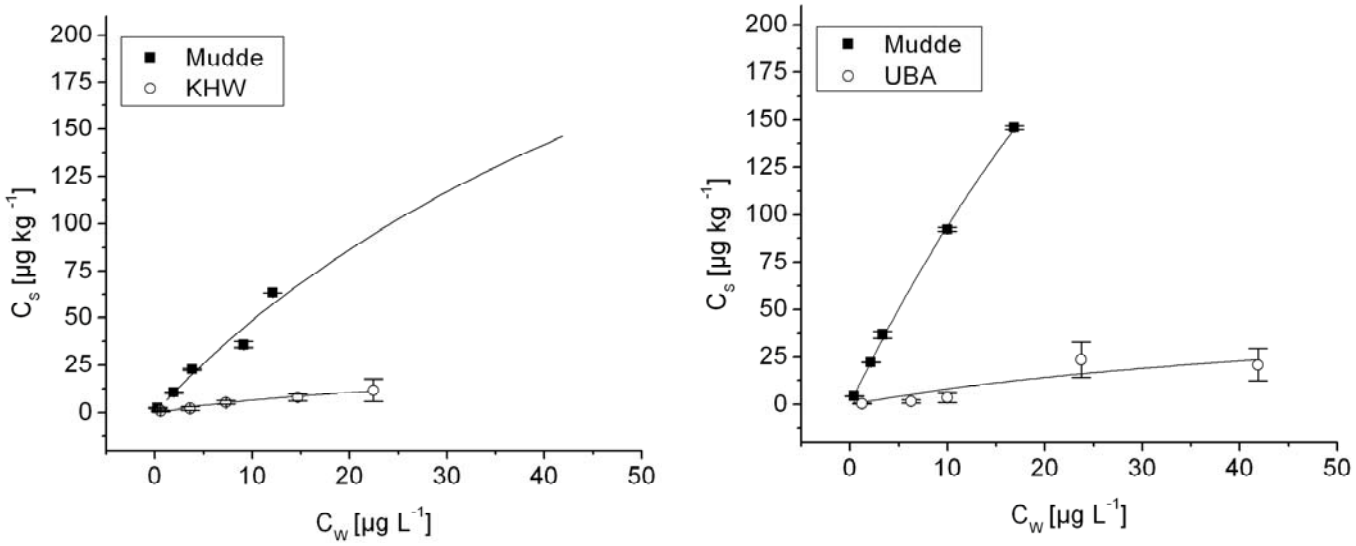


Abb. 2 und 3: Langmuir-Isotherme für CYN (links) und ATX (rechts). Es sind jeweils die Isothermen für das Sediment mit der höchsten und der niedrigsten Sorption dargestellt.

Bestimmung der sorptionsrelevanten Parameter durch statisische Analyse

Anhand des Modells nach Langmuir kann die Sorption zwar quantifiziert und die Sorptionsstärke verschiedener Sedimente miteinander verglichen werden. Um jedoch Aussagen über die Sorptionsmechanismen treffen zu können, müssen statistische Auswertungen durchgeführt werden. Im Rahmen dieses Beitrags soll nur die lineare Regression als wichtigstes Instrument dargestellt werden.

Wie Tabelle 2 zeigt ist der Tongehalt beim ATX der grösste Einflussfaktor auf die Sorption, die Regressionsgeradensteigung liegt mit 16,82 ein Vielfaches über dem Wert der anderen Gleichungen. Der C_{org}-Gehalt sowie die Kationenaustauschkapazität haben zudem ebenfalls signifikanten Einfluss auf die ATX-Sorption. Der Sandgehalt wirkt sich hingegen negativ auf die Sorption aus.

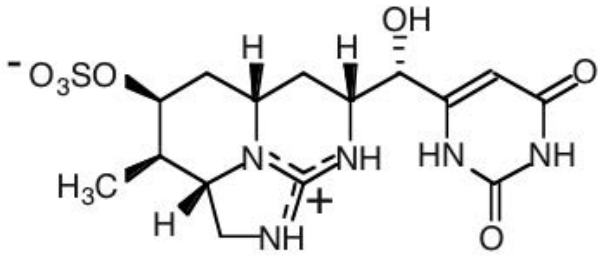
Bei der Sorption von Cylindrospermopsin üben dagegen nur wenige Sedimentparameter einen signifikanten Einfluss aus. Der entscheidende Parameter hier ist der organische Kohlenstoffgehalt, die Regressionsgerade für C_{org} beschreibt die Sorption zu 99%.

Tab.2: Ausgewählte statistisch signifikante Regressionsgleichungen für ATX und CYN bei der höchsten Konzentration C_w = 30 µg L^{-1}. C_s entspricht der Toxinkonzentration im Sediment [µg kg^{-1}], die Signifikanzniveaus sind folgendermaßen gekennzeichnet: * signifikant ($p < 0,05$), ** hochsignifikant ($p < 0,01$), *** höchstsignifikant ($p < 0,01$).

Anatoxin-a	**R^2**
$C_s = 1,98\ (C_{org})^{*} + 59,18$	$0,60^{*}$
$C_s = 16,82\ (Ton)^{*} + 2,46$	$0,85^{**}$
$C_s = 0,145\ (KAK_{eff})^{*} + 51,04^{**}$	$0,76^{**}$
$C_s = -0,97\ (Sand)^{*} + 130,7^{***}$	$0,83^{*}$
Cylindrospermopsin	**R^2**
$C_s = 1,24\ (C_{org})^{***} + 7,95$	$0,99^{**}$

Diskussion

Der Tongehalt ist der entscheidende Sorptionsparameter für Anatoxin-a. Dies resultiert zum einen aus der hohen Anzahl an Bindungsplätzen durch die hohe spezifische Oberfläche des Tons. Desweiteren verfügt Ton über eine negative Teilladung, ATX hingegen über eine positive Teilladung (Abb. 5) bei pH-Werten über 9.6 (Devlin et al. 1977), weshalb elektrostatische Wechselwirkungen für die starke Sorption verantwortlich sein dürften. Organisches Material verfügt ebenfalls über viele negative geladene Bindungsplätze. Sand hat hingegen eine wesentlich geringere Oberfläche, somit stehen zur Sorption weitaus weniger Bindungsplätze zur Verfügung. Die starke lineare Korrelation zwischen ATX und der Kationenaustauschkapazität (Tabelle 2) sowie das hohe Signifikanzniveau deuten auf Kationenaustausch als Hauptbindungsmechanismus hin.



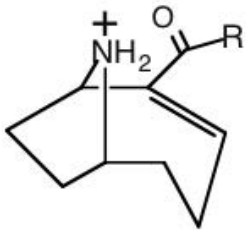


Abb. 4 und 5: Strukturformel von CYN (links) und ATX (Meriluoto & Spoof 2008).

Cylindrospermopsin tritt hingegen bei neutralem pH als Zwitterion auf (Abbildung 4). Die negative Teilladung führt dabei zur Abstoßung von negativ geladenen Oberflächen wie Ton oder Sand, weshalb an diesen Substraten keine Sorption stattfindet. Aufgrund seines Dipolcharakters ist CYN sehr hydrophil und bleibt eher in Lösung, als an der Sedimentoberfläche zu sorbieren. Der einzige Parameter, der die Sorption von CYN signifikant beeinflusst, ist der Gehalt an organischer Substanz. In dieser liegen sowohl hydrophile als auch hydrophobe Bestandteile vor, an denen durch die Ausbildung von Wasserstoffbrückenbindungen Sorption stattfinden kann (Borisover & Graber 1997).

Schlussfolgerungen

Wegen seiner geringen Sorptionsneigung ist für Cylindrospermopsin bei der Sedimentpassage eine hohe Mobilität zu erwarten. Anatoxin-a kann dagegen aufgrund seiner chemischen Struktur leichter am Sediment sorbieren, vor allem an dessen tonigen und organischen Bestandteilen, so dass hier nur eine mäßige Mobilität zu erwarten ist.

Danksagung

Die Autorinnen danken Michael Facklam, Gabriele Gericke, Claudia Kuntz, Silke Meier, Sabine Rautenberg und Gabriele Wessel für die Unterstützung bei der Probenvorbereitung und der Analytik. Weiterer Dank geht an das Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Veolia Wasser, Berliner Wasserbetriebe, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit für die Finanzierung des NOSTOTOX-Projektes, in dessen Rahmen diese Untersuchung als Diplomarbeit der Erstautorin entstanden ist.

Literatur

Borisover, M., Graber, E. (1997): Specific interactions of organic compounds with soil organic carbon, Chemosphere 34, 1762–1776.

Devlin, J., Edwards, O., Gorham, P., Hunter, N., Pike, R., Stavric, B. (1977): Anatoxin-a, a toxic alkaloid from Anabaena flos-aquae nrc-44 h. Canadian Journal of Chemistry 55, 1367-1371.

Meriluoto, J., Spoof, L. (2008): Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs, Springer, chapter Cyanotoxins: sampling, sample processing and toxin uptake, pp. 483–500.

Humpage, A.R., Falconer, I.R. (2003): Oral toxicity of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in male Swiss albino mice: determination of no observed adverse effect level for deriving a drinking waterguideline value. Environmental Toxicology 18, 94–103.

Osswald, J., Rellán, S., Gago, A. and Vasconcelos, V. (2007): Toxicology and detection methods of the alkaloid neurotoxin produced by cyanobacteria, anatoxin-a. A review., Environment International 33, 1070–1089.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Algenschnelltest – eine Alternative zum Wachstumshemmtest?

Michael Lechelt[1], *Lajana Eis*[1] *& Beate Baier*[1]

[1]Institut für Hygiene und Umwelt Hamburg, Abt. Wasseruntersuchungen, e-mail: Michael.Lechelt@hu.hamburg.de

Keywords: Biotest, Grünalgen, Toxizität, Chlorophyll-Fluoreszenz, Herbizide, Photosyntheseaktivität

Einleitung

In der Ökotoxikologie werden Schadwirkungen von Einzelsubstanzen oder Stoffgemischen auf die belebte Umwelt untersucht. Als Biotests werden dabei Testverfahren bezeichnet, in denen lebende Organismen unter definierten Versuchsbedingungen in Umweltproben eingesetzt werden, um deren Verhaltensänderungen und Reaktionen auf die Exposition zu erfassen. Die Wirkungskriterien der einzelnen Tests können biochemische, physiologische, morphologische oder genetische Parameter sein (Köpp 1994). Biotestverfahren ermöglichen so die Erfassung von Kombinationswirkungen, also additive, synergistische und antagonistische Effekte von Stoffgemischen, sowie auch Effekte, die von Metaboliten ausgehen (Hollert et al. 2009). Damit schließen die Biotestverfahren im Rahmen ihrer Empfindlichkeit bis zu einem gewissen Grad die Lücke, die selbst bei umfangreichem Einsatz chemischer Analytik zur Gefahrenabschätzung von Proben mit komplexer stofflicher Zusammensetzung zwangsweise offen bleibt (Burhenne 2000).

Da jeder Organismus bestimmte Eigenschaften oder empfindliche Organe besitzt, mit denen er unterschiedlich auf diverse Schadstoffe reagiert, kann die Abschätzung einer Schadstoffwirkung grundsätzlich nur durch eine Reihe mehrerer Toxizitätstests (Testbatterie) mit Organismen verschiedener Trophiestufen erfolgen (Umweltbundesamt 2004). Als Testsysteme für aquatische Lebensgemeinschaften haben sich Bakterien (Destruenten), Algen (Primärproduzenten), Daphnien (Primärkonsumenten) und Fische (Sekundärkonsumenten) etabliert.

Seit 2006 wird im Institut für Hygiene und Umwelt Hamburg ein Biotestverfahren zur Erfassung toxischer Wirkungen gegenüber limnischen Algen weiter entwickelt und in der Routine etabliert. Bei toxikologischen Untersuchungen, die ein schnelles Ergebnis erfordern – z.B. bei der Gefährdungsabschätzung nach einem Unfall – haben viele der bisher eingesetzten Biotestverfahren den entscheidenden Nachteil einer sehr langen Expositionszeit. So auch der etablierte Algenwachstumshemmtest (DIN 38412-33), bei dem eine Inkubationszeit von 72 Stunden vorgeschrieben ist. Ziel der Untersuchungen war daher die Etablierung eines schnellen, flexiblen und standardisierten Testverfahrens, welches sowohl im Freiland bzw. an mobilen Messstationen (Schiffen etc.), als auch im Labor Anwendung finden kann und eine ähnliche Sensitivität zeigt wie der Algenwachstumshemmtest.

Material und Methoden

Messprinzip

Das Messverfahren basiert auf der Puls-Amplituden-Modulation (PAM) - Fluorometrie. Dabei werden die Fluoreszenzeigenschaften von Chlorophyll genutzt, um Erkenntnisse über den physiologischen Zustand von Grünalgen zu gewinnen (Juneau & Popovic 1999). Die während der Photosynthese absorbierte Lichtenergie wird von den Photosystemen I und II der Algen in photochemisch gebundene Energie umgewandelt. Nicht benötigte Lichtenergie wird als Fluoreszenzlicht und Wärme emittiert. Werden die Algen bestimmten photosynthesehemmenden Stoffen ausgesetzt, werden diese an spezifischen Wirkorten der Elektronentransportkette gebunden. Als Inhibitoren unterbrechen sie den Elektronentransport und verhindern die Umwandlung der Lichtenergie in chemische Energie. Geschädigte Algen geben daher im Gegensatz zu intakten Algen eine höhere Chlorophyll a-Fluoreszenz und Wärmestrahlung ab. Dieses Fluoreszenzverhalten der Algen kann mit einem speziellen Fluorometer (Hersteller bbe-Moldaenke, Kiel) erfasst werden.

Die Messung zur Bestimmung der Photosyntheseaktivität ist in zwei Phasen unterteilt. In der ersten Messphase erfolgt die Messung der minimalen Fluoreszenz (f_0- Messung). Hier wird die Wasserprobe mit den Testalgen durch ein gepulstes LED- Licht mit geringer Intensität bestrahlt. Lebende bzw. aktive Algen emittieren daraufhin nur eine geringe Fluoreszenz-Strahlung, da ein Großteil der Lichtenergie von den photosynthetischen Zentren aufgenommen wird. Tote bzw. inaktive Algen dagegen können die Lichtenergie nicht verwerten, weil ihre Photosysteme blockiert sind. Die Fluoreszenzantwort ist daher größer als von aktiven Algen.

In der zweiten Phase folgt die Messung der maximalen Fluoreszenz (f_m-Messung), in der zusätzlich zu dem gepulsten LED- Licht ein starkes Hintergrundlicht dazu geschaltet wird. Dadurch wird der Lichtbedarf der aktiven Algen sehr schnell gesättigt. Schon nach kurzer Zeit werden die photosynthetischen Zentren der Algen geschlossen, da die überschüssige Lichtenergie auf Grund der Reduktion der Photozentren und des daraus resultierenden Elektronenstaus im Photosystem nicht mehr aufgenommen und gespeichert werden kann. Dieser Effekt führt dazu, dass die Fluoreszenzantworten bei intakten Algen kurzfristig stark ansteigen. Unabhängig von der Stärke des Hintergrundlichtes geben tote bzw. geschädigte Algen dagegen die gleiche Intensität der Fluoreszenzantwort ab, da der Elektronentransport von Anfang an geschädigt ist. Hier hat die Fluoreszenzantwort auf die Lichtimpulse und das starke Hintergrundlicht von Anfang an einen hohen Wert und stagniert auf diesem.

Das Maß für die Photosyntheseaktivität der Algen ist der Genty. Je größer die Differenz zwischen f_m- und f_o-Fluoreszenz, desto höher der Anteil aktiver Algen.

$$Genty = \frac{fm - fo}{fm} * 100\ [\%]$$

Standardisierung der Versuchsbedingungen

Toxizitätstests müssen unter standardisierten Bedingungen durchgeführt werden, um eine konstante Sensitivität der Testorganismen und reproduzierbare Ergebnisse zu gewährleisten. Neben den Versuchsreihen mit Einzelsubstanzen wurde daher eine Vielzahl an Versuchen durchgeführt, um die Rahmenbedingungen für die Testdurchführung festzulegen.

Als Testorganismus dient die Grünalge *Chlorella vulgaris* (Stamm SAG-211-19), die unter standardisierten Bedingungen im Labor kultiviert wird. Die Testalgen müssen vor Versuchsbeginn eine Photosyntheseaktivität von 60-80% aufweisen. Da sowohl eine starke Trübung als auch große

Mengen Eigenchlorophyll der zu testenden Wasserprobe die Messung beeinflussen kann, ist zunächst eine maximale Chlorophyllkonzentration der Probe von 50 µg/l und eine Transmission von mindestens 80% als Rahmenbedingung festgelegt worden. Andernfalls muss der Test mit filtriertem Wasser durchgeführt werden (Glasfaserfilter 0,45 µM). Der pH-Wert der Wasserprobe muss vor Versuchsbeginn bei 7,0 ± 0,2 liegen. Die Durchführung des Tests erfolgt bei 22 ± 2 °C, da die Wassertemperatur einen großen Einfluss auf die Empfindlichkeit des Messverfahrens hat.

Als Kontrolle (Referenzwasser) sowie als Verdünnungswasser in den Versuchsreihen wird M4-Medium (LAWA, 2000) verwendet. Bei jeder Versuchsreihe werden zwei Kontrollstandards (5µg/l und 500 µg/l Isoproturon) mitgeführt. 25 ml der Wasserprobe bzw. der Referenz werden mit maximal 1 ml Testalgen-Suspension versetzt. Die zugegebene Menge wird so berechnet, dass die Chlorophyllkonzentration der Probe 100 ± 20 µg/l beträgt. Nach der Inkubation wird die Photosyntheseaktivität der Testalgen mit dem Fluorometer bestimmt. Die Hemmung der Photosyntheseaktivität ergibt sich durch den Vergleich der Photosyntheseaktivität von Referenz und Wasserprobe.

Zur Ermittlung der optimalen Inkubationszeit wurden Verdünnungsreihen mit Isoproturon, Diuron und Atrazin angesetzt und die Photosyntheseaktivität nach unterschiedlichen Inkubationszeiten gemessen. Jede Versuchsreihe wurde dabei dreimal mit jeweils drei Parallelproben durchgeführt.

Sensitivitätsvergleich mit dem Wachstumshemmtest

Zur Klärung der Sensitivität des Algenschnelltests wurde die toxische Wirkung verschiedener Herbizide ermittelt. Die Auswahl der getesteten Herbizide mit unterschiedlichen Wirkmechanismen erfolgte auf Grund ihres Handelsvolumens innerhalb Deutschlands und der Häufigkeit, mit der sie in Hamburger Gewässern nachgewiesen wurden. Getestet wurden die Photosynthesehemmer Isoproturon, Atrazin, Diuron, Terbuthylazin, Metribuzin, Bromoxynil und Irgarol, der Carotinsynthesehemmer Diflufenican, der Keim- und Mitosehemmer Pendimethalin sowie der Proteinsynthesehemmer Metazachlor. Mit allen Testsubstanzen wurden Verdünnungsreihen angesetzt und jede Versuchsreihe wurde mindestens dreimal mit jeweils drei Wiederholungen durchgeführt. Abschließend wurde der EC_{50}-Wert ermittelt und die Ergebnisse mit Literaturangaben zum Algenwachstumshemmtest verglichen. Letztere stammen aus verschiedenen Sicherheitsdatenblättern zu den einzelnen Stoffen.

Ergebnisse

Die Versuche mit unterschiedlichen Inkubationszeiten haben bei allen getesteten Pestizidkonzentrationen eine Abhängigkeit der Hemmung von der Inkubationszeit gezeigt. So wurde beispielsweise die Photosyntheseaktivität der Testalgen durch 4 µg/l Diuron nach 3,5 Minuten um 13,6 ± 1,9% gehemmt. Nach einer Inkubationszeit von 10,5 Minuten lag die Hemmung bei 22,1 ± 2,5 %, stieg dann aber bei einer Verlängerung der Inkubationszeit auf 17,5, 24,5 bzw. 31, 5 Minuten nicht mehr wesentlich an (s. Abbildung 1). Die Hemmung durch 4 µg/l Isoproturon oder Atrazin zeigte die gleiche Abhängigkeit von der Inkubationszeit und auch bei niedrigeren (1, 2 und 3 µg/l Isoproturon, Atrazin bzw. Diuron) und höheren Konzentrationen (6 und 12 µg/l Isoproturon bzw. 8 und 15 µg/l Atrazin) stieg die Hemmung der Photosyntheseaktivität nach 10,5 Minuten nicht mehr nennenswert an.

Toxische Effekte konnten ausschließlich bei den getesteten photosynthesehemmenden Herbiziden festgestellt werden. Substanzen mit anderen Wirkmechanismen (Carotinsynthesehemmer, Proteinsynthesehemmer oder Mitosehemmer) beeinträchtigten die Photosyntheseaktivität in der vorgegebenen Inkubationszeit von maximal 31,5 Minuten nicht.

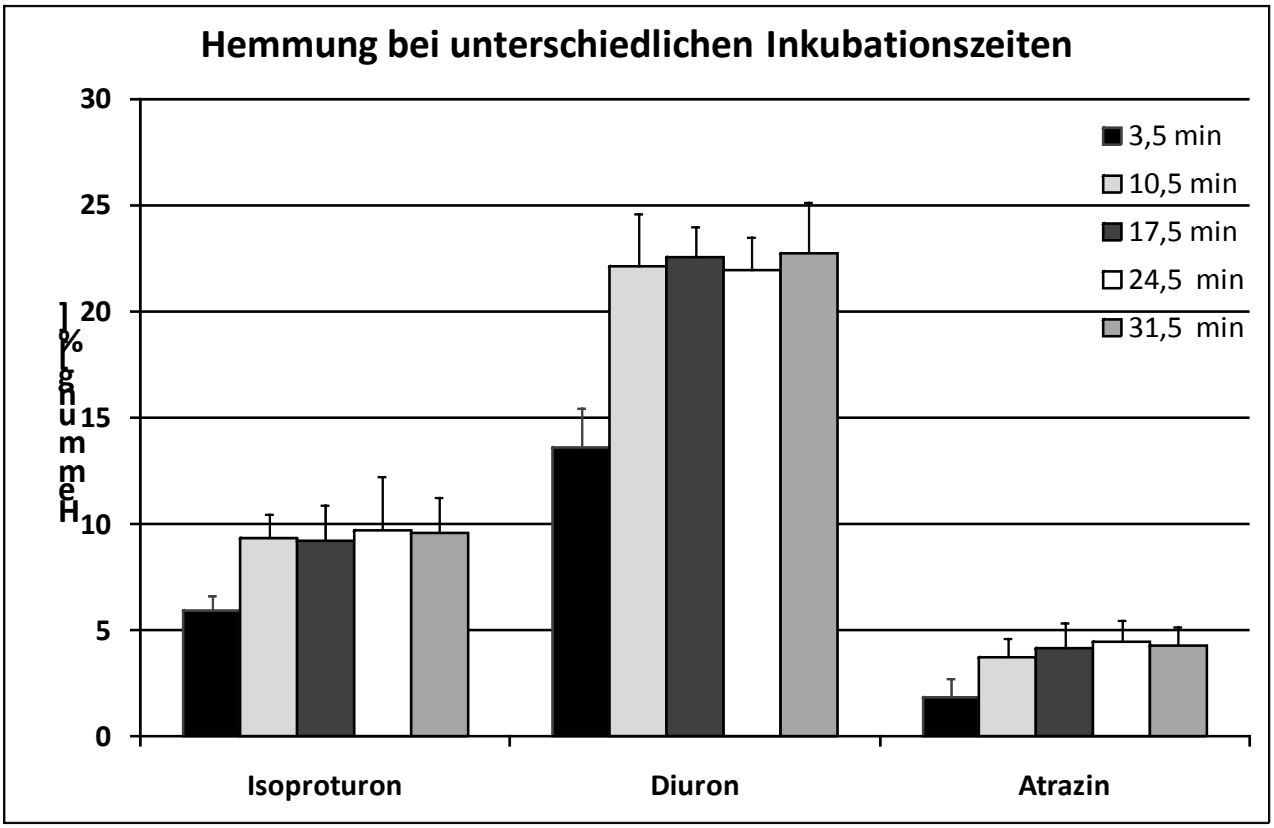


Abb. 1: Hemmung der Photosyntheseaktivität bei verschiedenen Inkubationszeiten (Herbizidkonzentration 4 µg/l). Dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichung (n = 9).

Tab. 1: Vergleich zwischen EC_{50}-Werten aus dem Algenschnelltest und dem Wachstumshemmtest. *Angaben aus Sicherheitsdatenblättern

	Schnelltest (Photosynthese-Hemmung)			**Datenbankrecherche* (Wachstumshemmtest)**		
Wirkstoff	**EC_{50}-Wert [µg/l]**	**Bioindikator**	**Inkubations-zeit [h]**	**Spanne der EC_{50}-Werte [µg/l]**	**Bioindikator**	**Inkubationszeit [h]**
Isoproturon	11,1	*Chlorella vulgaris*	0,25	22,7 – 80	diverse Grünalgen	72, 120
Atrazin	27,5	*Chlorella vulgaris*	0,25	29 – 170	diverse Grünalgen	72, 120
Diuron	9,6	*Chlorella vulgaris*	0,25	20 – 2300	diverse Grünalgen	48, 96, 240
Terbuthylazin	25,7	*Chlorella vulgaris*	0,25	16 - 20	diverse Grünalgen	72
Metribuzin	35,9	*Chlorella vulgaris*	0,25	7,2 – 66	diverse Grünalgen	72, 96, 144, 120
Bromoxynil	6450	*Chlorella vulgaris*	0,25	1400 – 89126	diverse Grünalgen	96, 72
Irgarol	7,1	*Chlorella vulgaris*	0,25	1,4 – 10	diverse Grünalgen	72

Ein Vergleich der im Algenschnelltest ermittelten EC_{50}-Werte mit den recherchierten EC_{50}-Werten aus dem Algenwachstumshemmtest zeigt eine vergleichbare Sensitivität des Algenschnelltests mit dem Wachstumshemmtest. So liegen die Werte aus dem Algenschnelltest innerhalb oder sogar unterhalb der Spanne der recherchierten EC_{50}-Werte aus dem Wachstumshemmtest (s. Tabelle 1).

Diskussion

Die Versuche mit insgesamt zehn verschieden Herbiziden haben gezeigt, dass mit dem Algenschnelltest nur toxische Effekte photosynthesehemmender Substanzen erfasst werden können. Dies deckt sich mit Untersuchungsergebnissen von Fai et al. (2007), die mittels zweier Fluoreszenzmessverfahren ebenfalls nur toxische Effekte von Photosynthesehemmern nachweisen konnten, nicht aber Herbizide mit anderen Wirkmechanismen wie beispielsweise Alachlor (Mitosehemmer). Auch wenn in den Sicherheitsdatenblättern der Testsubstanzen oftmals sehr unterschiedliche EC_{50}-Werte zum Algenwachstumshemmtest gefunden wurden, u. a. auch deshalb, weil Inkubationszeiten und verwendete Algenarten in den einzelnen Untersuchungen nicht einheitlich waren, zeigt der Vergleich mit dem Algenschnelltest doch, dass dieses Biotestverfahren für die getesteten Photosynthesehemmer vergleichbare EC_{50}-Werte erreicht und somit ähnlich sensitiv ist wie der Wachstumshemmtest. Auch Magnusson et al. (2008) konnten mit der PAM-Fluorometrie vergleichbare EC_{50}-Werte für Diuron und Atrazin ermitteln und außerdem einen linearen Zusammenhang zwischen Wachstumsrate und Photosynthesehemmung bei zwei tropischen Algenarten nachweisen.

In den Versuchsreihen mit unterschiedlichen Inkubationszeiten stieg die Hemmung der Photosyntheseaktivität bei unterschiedlichen Diuron-, Atrazin- und Isoproturon-Konzentrationen mit steigender Inkubationszeit zunächst an, nahm aber ab einer Inkubationszeit von 10,5 Minuten nicht mehr wesentlich zu. Die Inkubationszeit für das Testverfahren wurde daher auf 15 Minuten festgelegt. Alle in dieser Studie getesteten Photosynthesehemmer gehören allerdings zu den Triazinen, Triazinonen, Benzonitrilen oder Harnstoffderivaten, welche die Elektronentransportkette im Photosystem II blockieren (Heitefuss 2000). Andere photosynthesehemmende Substanzen greifen an anderer Stelle in die Photosynthese ein, beispielsweise in die Enzymkette des Calvinzyklus oder in die Phosphorylierung, und haben daher auch ein anderes Fluoreszenzverhalten der Testalgen zur Folge (Brack & Frank 1998; Schreiber et al. 2002). Weitere Versuche müssen also zeigen, ob der toxische Effekt dieser Substanzen ebenfalls schon nach einer 15-minütigen Inkubationszeit mit dem Algenschnelltest nachgewiesen werden kann und ob der Test auch für diese Substanzen ähnlich empfindlich ist wie der Wachstumshemmtest. Aktuelle Untersuchungen sollen außerdem zeigen, wie stark die Trübung und der Eigenchlorophyllgehalt einer Wasserprobe das Messergebnis tatsächlich beeinflusst und bei welcher Wassertrübung und welchem Chlorophyllgehalt eine Filtration tatsächlich notwendig ist. Auch der Einfluss der Wasserfärbung beispielsweise aus huminstoffgeprägten Gewässern (Schreiber et al. 2002) ist noch nicht genau geklärt und soll in naher Zukunft untersucht werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Das hier vorgestellte Schnelltestverfahren stellt eine attraktive Alternative zum herkömmlichen DIN-Verfahren (Algen-Wachstumshemmtest) für Substanzen mit direkt photosynthesehemmender Wirkung dar. Dazu gehören insbesondere Herbizide mit den Wirkstoffgruppen Triazine, Triazinone, Benzonitrile und Harnstoffderivate. Besonders von Vorteil ist die sehr kurze Expositionsdauer von nur 15 Minuten, die den Algenschnelltest zu einem tauglichen Screeningverfahren für photo-

synthesehemmende Substanzen macht. Das Verfahren wird daher seit Ende 2008 im Institut für Hygiene und Umwelt Hamburg in der Routine angewendet und wurde Anfang 2010 von der Deutschen Akkreditierungsstelle geprüft und erfolgreich akkreditiert.

Literatur

Brack, W., Frank, H. (1998): Chlorophyll a fluorescence: A tool for the investigation of toxic effects in the photosynthetic apparatus. Ecotoxicology and Environmental Safety, 40: 34-41.

Burhenne, H. (2000): Biotestsystem mit Bodenalgen zur ökotoxikologischen Bewertung von Schwermetallen und Pflanzenschutzmitteln am Beispiel von Cadmium und Isoproturon, Dissertation der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät I der Humboldt- Universität zu Berlin.

DEV, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser- , Abwasser- und Schlammuntersuchung, Loseblattsammlung. IN 38412: Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L)- Bestimmung der nicht giftige Wirkung von Abwasser gegenüber Grünalgen über Verdünnungsstufen (L 33), Verlag VCH, Weinheim.

Fai, P. B., Grant, A., Reid, B. (2007): Chlorophyll a fluorescence as a biomarker for rapid toxicity assessment. Environmental Toxicology and Chemistry, 26: 1520-1531.

Heitefuss, R. (2000): Pflanzenschutz: Grundlagen der praktischen Phytomedizin. 3. Auflage, Thieme Verlag, Stuttgart, New York.

Hollert, H., Claus, E., Alf, W., Brack, W., Braunbeck, T., Hudjetz, S., Manz, W., Ratte, H.T., Reifferscheid, G., Schäffer, A., Schulze, T., Schwarzbauer, J., Heininger, P. (2009): Über die Notwendigkeit der wirkungsorientierten Analytik in einer umfassenden Wasserforschung. Umweltwissenschaften und Schadstoff Forschung, 21: 235–237.

Juneau, P., Popovic, R. (1999): Evidence for the rapid phytotoxicity and environmental stress evaluation using the PAM fluorometric method: Importance and future application. Ecotoxicology, 8: 449-455.

Köpp, H. (1994): Formen des Biomonitoring in aquatischen Systemen. In: Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln. Sachstandsbericht der Senatskommission zur Beurteilung von Stoffen in der Landwirtschaft. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim.

LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2000): AQS-Merkblatt P-9/2 zu den Rahmenempfehlungen der LAWA für die Qualitätssicherung bei Wasser- Abwasser- und Schlammuntersuchungen. Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Daphnien über Verdünnungsstufen (DIN 38412 – L30). Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Magnusson, M., Heimann, K., Negri, A. P. (2008): Comparative effects of herbicides on photosynthesis and growth of tropical estuarine microalgae. Marine Pollution Bulletin, 56: 1545-1552.

Schreiber, U., Müller, J . F., Haugg, A., Gademann, R. (2002): New type of dual-channel PAM chlorophyll fluorometer for highly sensitive water toxicity biotests. Photosynthesis Research, 74: 317-330.

Umweltbundesamt (2004): Entwicklung von Alarmkriterien und Störfallerfassung in Messstationen im Elbeeinzugsgebiet für die internationale Gefahrenabwehr. Abschlussbericht, Berlin.

ERFOLGSKONTROLLE FÜR MAßNAHMEN IM RAHMEN DER WASSERRAHMENRICHTLINIE

ECKARTZ-NOLDEN, G. & D. THÖNNES: Revitalisierungsmaßnahmen an der unteren Sülz (WRRL-AG Sieg, NRW): Reaktionen der biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten

JANUSCHKE, K., D. HERING & A. W. LORENZ: Zeitliche Aspekte von Renaturierungsmaßnahmen an Mittelgebirgsflüssen – Makrozoobenthos versus Laufkäfer

LORENZ, A. W., K. JANUSCHKE, TH. KORTE & M. PASTER: Renaturierungsmaßnahmen an zwei großen Mittelgebirgsflüssen im Längs- und Zeitverlauf - Veränderungen der Fisch- und Makrophytenzönosen

SCHATTMANN, A.: Ökologische Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen an einem Tieflandfluss - Reaktion von Hydromorphologie und Makrozoobenthos

SPENGLER, C. & M. MARTEN: Vergleich des Makrozoobenthos unterschiedlich alter Renaturierungsstrecken der Alb bei Karlsruhe

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

Revitalisierungsmaßnahmen an der unteren Sülz (WRRL-AG Sieg, NRW): Reaktionen der biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten

Gabriele Eckartz-Nolden[1] & Daniela Thönnes[2]

1 Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, FB 55, Leibnizstraße 10, 45659 Recklinghausen; gabriele.eckartz-nolden@lanuv.nrw.de, 2 Biologisches Büro LYPE, Willi-Lindlar-Str. 67, 53773 Hennef; d.thoennes@googlemail.com

Keywords: Wasserrahmenrichtlinie, Revitalisierung, hydromorphologische Maßnahmen, Makrophyten, Makrozoobenthos

Einleitung

Die untere Sülz im WRRL-AG Sieg in NRW

In den Jahren 2002 bis 2006 wurden an mehreren Stellen der unteren Sülz z. T. umfangreiche hydromorphologische Maßnahmen durchgeführt. Die biologischen Qualitätskomponenten, insbesondere das Makrozoobenthos und die Makrophyten, wurden hier in mehreren Jahren im Monitoring und in Diplomarbeiten untersucht. Die Neu- bzw. Wiederbesiedlung mit typ(un)spezifischen Taxa, Beispiele der Bewertungen mit PERLODES / ASTERICS bzw. PHYLIB und dem LANUV-NRW-Verfahren werden vorgestellt und im Abgleich mit den durchgeführten Maßnahmen diskutiert.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Sülz in Nordrhein-Westfalen ist ein Nebengewässer der Agger im WRRL-AG Sieg in der Flussgebietseinheit Rhein. Ihr Einzugsgebiet umfasst ca. 245 km^2. Im Oberlauf ist die Sülz dem LAWA-Typ 5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche), im Unterlauf dem LAWA-Typ 9 (Silikatische, fein-bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse) zuzuordnen. Durch geogene und anthropogene Belastungen liegt bereits in den Zuflüssen eine Grundbelastung mit Schwermetallen (z. B. Zink, Cadmium, Kobalt) vor. Grünlandnutzung auf 46% der Fläche des Einzugsgebiets führt teilweise zu Feinmaterialeinträgen und erhöhten Nährstoffgehalten.

In der Vergangenheit wurde die Sülz auf weiten Strecken begradigt und im Doppeltrapezprofil ausgebaut. Die Ufer sind in diesen Bereichen durch Steinschüttung gesichert, an der Gewässersohle befinden sich Grund- und Sohlschwellen. Die Sülz ist unnatürlich tief, die Strömung meist nicht turbulent. Das vorwiegend grobe Substrat ist teilweise von Fadenalgen bedeckt.

Diese Beschreibung trifft auch auf den „Vorzustand“ der hier untersuchten und diskutierten Probestellen im Bereich der unteren Sülz zu.

Die Probestellen „Sülz am Krewelshof“ und „Sülz am Krewelshof oberhalb Zulauf Altenrather Bach„ liegen im Anfangs- und Endbereich einer 670 m umfassenden Revitalisierungsmaßnahme. Im Jahr 2005 wurde in diesem Abschnitt eine vollständige Laufverlegung vorgenommen, die zu einem Lauflängegewinn von 140 m führte. Es wurden eine Flutrinne und ein künstlicher Altarm angelegt und der Sülz Retentionsraum gegeben (Döbbelt 2006).

Auf einer Strecke von 340 m wurde im Jahr 2002 an der Probestelle „Sülz oberhalb Campingplatz Meigermühle“ die Uferbefestigung entfernt, eine Profilaufweitung vorgenommen und drei Sohlgleiten entfernt. Der neu angelegte 10 m breite Uferstreifen wurde mit Erlen bepflanzt. Teilweise konnten die Maßnahmen aufgrund vorgegebener anthropogener Nutzung (Campingplatz) nur einseitig durchgeführt werden.

Erst im Jahr 2006 wurden die hydropmorphologischen Maßnahmen an der Probestelle „Sülz bei Meigermühle“ abgeschlossen. Hier konnte einseitig die Uferbefestigung entfernt und ein Nebengerinne angelegt werden. Auf dem angrenzenden Grünland wurde die anthropogene Nutzung (Düngung, Bolzplatz) zurückgenommen und nicht bodenständige Gehölze wurden entfernt.

Mehrere Jahre nach Durchführung der Revitalisierungsmaßnahmen fließt die Sülz in einem breiteren, flacheren Flussbett. Das Substrat ist vielseitig und umfasst neben verschiedenen mineralischen Anteilen auch vermehrt organische Substrate. Neben flach überströmten Kiesstrecken bilden die dominierenden Kiese auch Mittel- und Uferbänke aus. Es entstehen vermehrt besondere Strukturen wie Inseln, Kolke und Uferabbrüche.

Biologische Qualitätskomponenten

Die Untersuchung des Makrozoobenthos wurde in den Jahren 2008 – 2010 gemäß PERLODES (Meier 2006) durchgeführt, die Auswertung erfolgte mit ASTERICS (Version 3.1.1).

Zur Aus- und Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten wurde neben dem PHYLIB (2006)- auch das LANUV-NRW-Verfahren (LANUV 2008) herangezogen.

Chemische und physikalische Parameter, hier insbesondere die ACP’s (allgemeine chemische und physikalische Parameter) zur Unterstützung der biologischen Qualitätskomponenten, wurden im Rahmen des operativen Monitorings und bei den biologischen Probenahmen untersucht.

Ergebnisse

Makrozoobenthos

Die deutlich feststellbaren Veränderungen in der Hydromorphologie spiegeln sich teilweise auch in den durch ASTERICS berechneten Metrices wider.

Tab. 1: Makrozoobenthos – Asterics 3.1.1: Modul „Allgemeine Degradation“.

Stelle / Jahr		2008	2009	2010
Krewelshof		mäßig (0,51)	gut (0,7)	gut (0,6)
Krewelshof oh A. Bach		mäßig (0,53)	mäßig (0,54)	mäßig (0,49)
Meigermühle oh C.platz		gut (0,62)	gut (0,76)	mäßig (0,59)
Meigermühle		mäßig (0,42)	gut (0,65)	mäßig (0,57)

Tab. 2: Makrozoobenthos – Asterics 3.1.1: Core Metric „Deutscher Fauna Index Typ 9“.

Stelle / Jahr	2008	2009	2010
Krewelshof	mäßig (0,51)	sehr gut (0,93)	mäßig (0,57)
Krewelshof oh A. Bach	mäßig (0,54)	mäßig (0,56)	unbefriedigend (0,39)
Meigermühle oh C.platz	gut (0,66)	sehr gut (0,97)	mäßig (0,57)
Meigermühle	unbefriedigend (0,35)	sehr gut (0,94)	mäßig (0,41)

Tab. 3: Makrozoobenthos – Asterics 3.1.1: Core Metric „EPT [%] (abundance classes)“.

Stelle / Jahr	2008	2009	2010
Krewelshof	unbefriedigend (46%)	unbefriedigend (46%)	unbefriedigend (47%)
Krewelshof oh A. Bach	unbefriedigend (43%)	unbefriedigend (42%)	mäßig (49%)
Meigermühle oh C.platz	unbefriedigend (44%)	unbefriedigend (47%)	unbefriedigend (44%)
Meigermühle	schlecht (41%)	unbefriedigend (46%)	mäßig (51%)

Ausschlaggebend für die Einstufung in eine Ökologische Zustandsklasse ist i. d. R. das Ergebnis der Bewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“ (Tab. 1).

Einige Metrices zeigen in den Jahren nach der Maßnahmendurchführung unregelmäßig schwankende Werte ohne erkennbaren Trend. Dies betrifft z.B. die summierte Artenzahl der Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia und Odonata (EPTCBO), den Anteil der Hyporhithralbesiedler, aber auch den Core Metric „Deutscher Fauna-Index Typ 9“ (Tab. 2).

Die Werte mehrerer Metrices verbessern sich in Folge der Revitalisierungsmaßnahmen, etwa der Anteil der Metarhithralbesiedler oder der Anteil strömungsindifferenter Taxa. Unter den bewertungsrelevanten Core Metrices ist das für den Metric „EPT [%] (abundance classes)“, dem Anteil der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera an der Gesamtbesiedlung, der Fall (Tab. 3).

Veränderungen in der Zusammensetzung der Makrozoobenthosbiozönose sind zu beobachten. In mehreren Fällen wurden deutliche Veränderungen in den Abundanzen festgestellt, dies betrifft sowohl die Zunahme (*z. B. Lepidostoma hirtum*), als auch die Abnahme (*Erpobdella octoculata*) der Häufigkeit. Einige Taxa wurden nach Durchführung der Maßnahmen nicht mehr nachgewiesen (z. B. *Rhithrogena sp.*), andere kamen neu hinzu (u. a. *Stenelmis canaliculata, Calopteryx splendens, C. virgo*, verschiedene Baetidae). Beobachtet wurde des Weiteren das verstärkte Auftreten von Taxa, die für die Gewässer des Typs 9.2 (Großen Flüsse der Mittelgebirge) charakteristisch sind (z. B. *Aphelocheirus aestivalis, Cheumatopsyche lepida, Oulimnius sp.*).

Makrophyten

Die Makrophyten sind als Teilkomponente der biologischen Qualitätskomponente Flora im operativen Monitoring des LANUV NRW, sowie in einer Diplomarbeit - in diesem Fall auf einer Fließ-

strecke von jeweils 1 km - untersucht worden (Erler 2010). Im Bereich „Sülz am Krewelshof“ spiegelt sich nach Durchführung der Revitalisierungsmaßnahmen das heterogene Erscheinungsbild hinsichtlich Substrat und Fließgeschwindigkeit in der Makrophytenbesiedlung wider. Beschattete, flachere, steinige-„blockige“ Bereiche mit größerer Fließgeschwindigkeit werden von Wassermoos-Arten (Wuchsform Bryiden) besiedelt, *Platyhypnidium riparioides* und *Fontinalis antipyretica* sind die dominanten Taxa, weiterhin kommen u. a. *Jungermannia hyalina* und *Leptodictyum riparium* vor. Sonnige, tiefere Kies- und Schlammbereiche mit geringerer Fließgeschwindigkeit werden durch eine Wasserhahnenfußgesellschaft (Wuchsform Myriophylliden) mit den Taxa *Ranunculus peltatus / penicillatus* dominiert. Das Fehlen von Großlaichkräutern ist ein Hinweis auf Eutrophierung (LANUV 2008) ebenso das Vorkommen des Störzeigers *Leptodictyum riparium*. Das Lebermoos *Jungermannia hyalina* ist ein Indikator für schwermetallbelastete Gewässer.

Die Untersuchungsstrecke „Sülz Meigermühle“, die sich an die „Krewelshof-Strecke“ anschließt, ist durch einen teilweise geraden Verlauf und durch eine stärkere anthropogene Beeinflussung (z. B. durch Campingplätze) gekennzeichnet. Bryiden und Myriophylliden sind auch hier die dominanten Wuchsformen, ebenso hier fehlen die Großlaichkräuter. *Leptodictyum riparium* tritt als Störzeiger auf.

Die Bewertung nach dem LANUV NRW-Verfahren zeigt für die untersuchten Probestrecken in den Jahren 2008 und 2010, ebenso wie die Bewertung nach PHYLIB, ein „mäßig“ an, wobei sich in 2010 die Tendenz zu „gut“ (LANUV-NRW-Verfahren) andeutet. In 2009 war auf der Basis des Anteils an *Leptodictyum riparium* die „Krewelshof-Strecke“ als *Leptodictyum*-Typ mit „unbefriedigend“ bewertet worden. Eine Untersuchung der benthischen Diatomeen aus 2008 „am Krewelshof“ führte ebenfalls zur Einstufung „unbefriedigend“ mit Tendenz zu „mäßig“.

Diskussion

Nach Durchführung der Revitalisierungsmaßnahmen konnte in den folgenden Jahren eine Zunahme der Artenvielfalt bei Makrozoobenthos und Makrophyten festgestellt werden.

Bereits im Oberlauf (Typ 5) der Sülz, oberhalb Einmündung des Dürschbachs, zeigen sich in der Zusammensetzung der Makrozoobenthosbiozönose deutliche Potamalisierungseffekte, die vermutlich mit Feinsedimenteinträgen zusammenhängen. Durch Begradigung und Verbau wirken auf großen Teilen der Fließstrecke rhithralisierende Effekte den potamalisierenden entgegen, so dass die Auswirkungen auf das Makrozoobenthos weniger deutlich sind und beispielsweise noch die rheophile Eintagsfliege *Rhithrogena sp.* vorkommt. In den revitalisierten Bereichen wurde die Uferbefestigung ein- oder beidseitig entfernt; die Rhithralisierung wird somit vermindert und die Potamalisierung tritt deutlicher hervor. Entsprechende Veränderungen zeigen sich in der Zusammensetzung der Biozönose vor allem durch den auffällig hohen Anteil typischer Arten der Großen Flüsse des Mittelgebirges (Typ 9.2), die vor der Maßnahmendurchführung nicht nachgewiesen wurden.

Die deutlich sichtbaren Verbesserungen im Bereich der Hydromorphologie, die zu einer stärkeren Leitbildnähe geführt haben, spiegeln sich (noch) nicht in gleichem Maße in den Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos und in den Makrophyten wider.

Schlussfolgerungen

Auch wenn die Erwartungen an die zeitnah sichtbaren Erfolge nicht zu hoch angesetzt werden, bleibt die Frage nach Faktoren, die einer positiven, naturnahen Entwicklung noch entgegen stehen.

Zu nennen sind im Fall der unteren Sülz vor allem die Potamalisierung (hier u. a. die Feinmaterialeinträge), das sehr geringe Vorkommen von Totholz (Umlandnutzung) sowie fehlende Impfpopulationen (Wiederbesiedlungspotenzial).

Von großer Bedeutung ist gerade bei der Bewertung durchgeführter Revitalisierungsmaßnahmen der Faktor „Zeit“. Die hier vorgestellten hydromorphologischen Maßnahmen liegen vier bis acht Jahre zurück, so dass sowohl die Entwicklung der Hydromorphologie als auch die der Biozönosen noch nicht als abgeschlossen betrachtet werden kann. Zur Erfolgskontrolle sind daher weitere biologische Untersuchungen bzw. ein Langzeitmonitoring sinnvoll, um die zukünftigen Entwicklungen zu verfolgen und zu dokumentieren. Wünschenswert wäre die Erstellung und Pflege einer zentralen Datenbank für derartige Ergebnisse.

Danksagung

Unser Dank gilt dem Aggerverband, Sebastian Döbbelt und David Erler sowie allen, die darüber hinaus zur vorgestellten Datengrundlage beitragen haben, insbesondere den biologisch-technischen Assistentinnen Susanne Schüler und Margret Flinkerbusch-Göbel vom FB 55, LANUV NRW Bonn.

Literatur

Erler, D. (2010): Querschnitt durch das Spektrum der Makrophytenvegetation entlang unterschiedlicher Fließgewässertypen in Nordrhein-Westfalen. Diplomarbeit an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universtität Bonn (unveröffentlicht).

Döbbelt,. S. (2006): Erfolgskontrolle ausgewählter Entwicklungsmaßnahmen an Schwalm und Sülz in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung von Gewässerstruktur, Makrozoobenthos und Fischfauna. Diplomarbeit der Fachhochschule Osnabrück (unveröffentlicht).

LANUV-Arbeitsblatt 3 (2008): Fortschreibung des Bewertungsverfahrens für Makrophyten in Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EG-Wasser-Rahmen-Richtlinie. Recklinghausen. LANUV 2008, 77 S.

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 - Stand Mai 2006 -.
URL: http://www.fliessgewaesserbewertung.de /download/handbuch/PHYLIB (2006): http://www.lfu.bayern.de/wasser/forschung_und_projekte/phylib_deutsch/index.htm

Thönnes, D. (2009): Untersuchung ausgewählter anthropogener Einflüsse auf die Makrozoobenthosbiozönose der Sülz und ihrer Zuflüsse. Diplomarbeit an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universtität Bonn (unveröffentlicht).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Zeitliche Aspekte von Renaturierungsmaßnahmen an Mittelgebirgsflüssen – Makrozoobenthos versus Laufkäfer

Kathrin Januschke[1],Daniel Hering[1] & Armin W. Lorenz[1]

[1] Universität Duisburg-Essen, Universitätsstr. 5, 45141 Essen, kathrin.januschke@uni-due.de

Keywords: Artenreichtum, Diversität, Sukzession

Einleitung

Die Wasserqualität der deutschen Gewässer hat sich in den letzten Jahrzehnten deutlich verbessert, so dass nur noch 34% der Gewässer in Deutschland organisch belastet sind (BMU 2006). Jedoch weisen 67% der Gewässer hydromorphologische Veränderungen auf, die ein Erreichen des guten ökologischen Zustands im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie verhindern. Renaturierungsmaßnahmen rücken somit im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie immer stärker in den Blickpunkt der Forschung. Der überwiegende Teil von Renaturierungsmaßnahmen beinhaltet z.B. die Entfernung von Uferbefestigungen, die Wiederanbindung von Altarmen, das Anlegen von Nebenarmen oder die Nutzungsextensivierung und Wiederanbindung von Aue. Die durch die Maßnahmen entstehende Strömungs- und Substratvielfalt innerhalb der Gewässer bietet neue Habitate für aquatische Organismengruppen, wie z.B. das Makrozoobenthos. Strukturreiche Ufer- und Aubereiche besitzen nicht nur eine hohe Bedeutung für den gesamten Funktionshaushalt eines Gewässers (Ward et al. 2002), sondern auch für auf diese Bereiche spezialisierte Organismengruppen (Tockner et al. 2010). Laufkäfer-Zönosen reagieren z.B. deutlich auf Renaturierungsmaßnahmen (Günther & Assmann 2005; Jähnig et al. 2009; Januschke et al. 2009). Mit zunehmendem Alter der Maßnahmen unterliegen renaturierte Fließgewässerabschnitte im Zuge von Sukzession und Fließgewässerdynamik weiteren strukturellen Veränderungen. Ziel dieser Untersuchung ist ein Vergleich der Besiedlung von jungen und älteren renaturierten Fließgewässerabschnitten zweier Mittelgebirgsflüsse durch das Makrozoobenthos und die Laufkäfer. Folgenden Fragestellungen wird nachgegangen:

- Wirkt sich das Alter von Renaturierungsmaßnahmen auf die Besiedlung durch das Makrozoobenthos und die Laufkäfer aus?
- Unterscheiden sich die beiden Flusssysteme hinsichtlich der Besiedlung nicht-renaturierter Fließgewässerabschnitte?

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und -design

Untersucht wurden sieben Renaturierungsmaßnahmen an den zwei Mittelgebirgsflüssen Lahn in Hessen und Ruhr in Nordrhein-Westfalen. (Tab. 1). Die Renaturierungsmaßnahmen wurden zwischen 2000 und 2009 durchgeführt und hatten Längen zwischen 200 m und 1 km. Die Maßnahmen

an der Lahn beinhalteten die Entfernung der Uferbefestigung und das Graben von Überflutungsflächen auf Flussniveau. An der Ruhr im Stadtgebiet von Arnsberg wurde neben der Entfernung der Uferbefestigung das Gewässerprofil aufgeweitet und Nebenarme geschaffen. Für die gesamte Gestaltung wurden große Kiesmengen in und an das Gewässer ausgebracht.

Neben jedem renaturierten Abschnitt wurde ein nicht-renaturierter (begradigter) Abschnitt untersucht, der ca. 500 m oberhalb lag. Beide Untersuchungsabschnitte hatten eine Länge von 200 m. Die begradigten Abschnitte entsprachen jeweils dem Zustand der renaturierten Abschnitte vor Durchführung der Maßnahme („space-for-time Untersuchungen“).

Tab. 1: Probestellen, Jahre der Umsetzung der Maßnahmen und Untersuchungsjahre

					Untersuchungsjahr	
Fließgewässer	**Probestelle**	**Gauß-Krüger-Koordinaten (Rechtswert)**	**Gauß-Krüger-Koordinaten (Hochwert)**	**Umsetzung der Renaturierung (Jahr)**	**Makrozoobenthos**	**Laufkäfer**
Lahn	Cölbe	3485362	5636336	2000	2004, 2007, 2009	2005, 2009
	Wallau	3463940	5643686	2001	2005, 2009	2005, 2009
	Ludwigshütte	3464830	5643466	2002	2005, 2009	2005, 2009
	Sterzhausen	3480151	5636316	2006	2009	–
Ruhr	Arnsberg - Altes Feld	3434640	5695370	2004	2007	2008
	Arnsberg - Binnerfeld R1	3427770	5701320	2008	2008, 2009	2008, 2009
	Arnsberg - Binnerfeld R2	3427296	5701939	2009	2009	2009

Faunistische Untersuchungen

Die Beprobung des Makrozoobenthos erfolgte nach dem Multihabitat-Sampling (Meier et al. 2006) zwischen 2004 und 2009 (Tab.1). 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). Für die Erfassung der Laufkäfer wurde eine Kombination aus Barberfallen (Barber 1931) und Handaufsammlungen (vgl. Trautner 1992/1999) gewählt. Pro Fließgewässerabschnitt wurden sechs Barberfallen und sechs Handaufsammlungen im Spätsommer (Tab.1) durchgeführt. Die Barberfallen (Tiefe 8 cm, Öffnungsdurchmesser 4 cm, Volumen 200 ml) wurden mit jeweils 100 ml Renner-Lösung (Renner 1981/82) befüllt und für den Zeitraum von einer Woche ebenerdig in bewachsene Habitate ausgebracht. Unbewachsene Uferbereiche wurden mit Hilfe eines Exhaustors einmalig für einen Zeitraum von 10 Minuten beprobt. Auf einer Probefläche von jeweils 1 m^2 wurden mineralische Substrate (Steine, Kies) und organische Substrate (Blätter) umgedreht und vorkommende Laufkäfer aufgesammelt. Zusätzlich wurde jede Probefläche mit Wasser aufgeschwemmt, um auch die im Boden befindlichen Laufkäfer zu erfassen. Die Laufkäfer wurden in 70 %-iges Ethanol überführt und nach Müller-Motzfeld (2004) auf Artniveau bestimmt.

Datenanalyse

Für beide Organismengruppen wurden an jeder Probestelle der Artenreichtum und die Diversität nach Shannon-Wiener (Shannon & Weaver 1949) als Maß für die Besiedlung berechnet. Um Ver-

änderungen der Zönosen hinsichtlich von Arten mit bestimmten Habitatpräferenzen zu beschreiben, erfolgte die Berechnung des Anteils an Phytal-Arten für das Makrozoobenthos mit Hilfe der aktuellen Fassung der ASTERICS-Software (Version 3.1.1; Download unter www.fliessgewaesserbewertung.de) sowie des Anteil ripicoler Laufkäferarten, basierend auf autökologischen Angaben nach GAC (2009). Abundanzen des Makrozoobenthos und der im Rahmen der Handaufsammlungen gefangenen Laufkäfer werden in der Einheit Individuen pro m^2 angegeben. Für beide Organismengruppen getrennt werden die Index-Mittelwerte von nicht-renaturierten und renaturierten Abschnitten der Ruhr und der Lahn gegenübergestellt.

Ergebnisse

Makrozoobenthos

Der Artenreichtum und die Diversität des Makrozoobenthos liegen im Mittel sowohl in nicht-renaturierten und renaturierten Abschnitten der Ruhr und der Lahn in vergleichbaren Größenordnungen (Tab. 2). Der durchschnittliche Anteil an Phytal-Arten ist in den jüngeren Ruhr-Renaturierungen niedriger als in den nicht-renaturierten Vergleichsabschnitten und den Lahn-Abschnitten. Dagegen ist die Abundanz in den älteren Lahn-Maßnahmen deutlich höher als in den zugehörigen Vergleichsabschnitten und ebenfalls höher als in nicht-renaturierten und renaturierten Abschnitten der Ruhr. Renaturierte Abschnitte der Lahn und der Ruhr zeigen eine hohe Variabilität bezüglich des Artenreichtums und der Abundanz.

Tab. 2: Mittelwerte und Standardabweichungen der Indices für das Makrozoobenthos, getrennt nach nicht-renaturieren und renaturierten Abschnitten der Lahn und der Ruhr

		Ruhr **-junge Maßnahmen-**	**Lahn** **-ältere Maßnahmen-**
Artenreichtum	nicht-renaturiert	46,0 (±5,9)	45,7 (±5,8)
	renaturiert	45,8 (±10,1)	49,7 (±10,0)
Diversität	nicht-renaturiert	2,9 (±0,2)	2,9 (±0,2)
	renaturiert	2,7 (±0,2)	2,8 (±0,2)
Phytal [scored taxa=100%]	nicht-renaturiert	26,7 (±4,8)	27,4 (±4,0)
	renaturiert	**20,8 (±6,8)**	27,1 (±4,0)
Abundanz [Individuen pro m^2]	nicht-renaturiert	1968,4 (±193,8)	1708,2 (±528,9)
	renaturiert	**1834,5 (±1030,5)**	**2390,1 (±1153,5)**

Laufkäfer

Bei den Laufkäfern sind alle Index-Werte der nicht-renaturierten Abschnitte der Lahn deutlich höher als die der nicht-renaturierten Abschnitte der Ruhr, am auffälligsten beim Artenreichtum und dem Anteil ripicoler Arten (Tab. 3). Die renaturierten Ruhr-Abschnitte weisen im Vergleich zu den renaturierten Lahn-Abschnitten im Durchschnitt einen geringeren Artenreichtum und eine geringere Abundanz, dafür aber mit ca. 59% einen deutlich höheren Anteil an ripicolen Arten auf.

Tab. 3: Mittelwerte und Standardabweichungen der Indices für die Laufkäfer, getrennt nach nicht-renaturieren und renaturierten Abschnitten der Lahn und der Ruhr

		Ruhr –junge Maßnahmen-	**Lahn –ältere Maßnahmen-**
Artenreichtum	nicht-renaturiert	4,8 (±3,0)	**8,2** (±3,8)
	renaturiert	13,3 (±5,1)	**18,2** (±4,7)
Diversität	nicht-renaturiert	1,3 (±0,5)	1,8 (±0,4)
	renaturiert	2,2 (±0,3)	2,1 (±0,3)
Anteil ripicoler Arten [%]	nicht-renaturiert	7,5 (±12,9)	**24,7** (±15,7)
	renaturiert	**59,2** (±14,0)	31,3 (4,4)
Abundanz Handauf-sammlung [Individuen pro m^2]	nicht-renaturiert	0,4 (±0,7)	**2,7** (±2,6)
	renaturiert	8,8 (±8,1)	**15,8** (±9,5)

Diskussion

Das Alter der Renaturierungsmaßnahmen sowie die Maßnahmen an sich bewirken keine Veränderung der Makrozoobenthos-Zönose. Eine Veränderung der Zönose bezüglich des Artenreichtums und der Diversität über einen vergleichsweise kurzen Zeitraum („ältester“ Lahndatensatz mit Zeitraum von 9 Jahren) konnte auch in anderen Untersuchungen nicht festgestellt werden (Jähnig et al. 2009; Palmer et al. 2010). Die hohe Variabilität des Artenreichtums und der Abundanz des Makrozoobenthos in den renaturierten Abschnitten spiegelt die trotz des unterschiedlichen Maßnahme-Alters vorhandenen Pionierstadien einzelner Habitate wider. Die nicht-renaturierten Abschnitte beider Gewässer besitzen eine geringe Variabilität in der Individuendichte, so dass die vorhandenen Habitate eine relativ ähnliche Besiedlung aufweisen und weitere Veränderungen im Sinne einer Sukzession nicht zu erwarten sind. Die Laufkäfer-Besiedlung unterliegt zeitlichen Effekten und resultiert aus unterschiedlichen lokalen Bedingungen, sichtbar anhand von Veränderungen des Artenreichtums, der Abundanz und dem Anteil ripicoler Arten. Die renaturierten Ruhr-Abschnitte bieten aufgrund des Vorhandenseins ausgedehnter Kiesflächen und -ufer gute Habitatbedingungen für ripicole Laufkäferarten. Der Anteil an stabilen Wald- oder Wiesenbereichen als Habitate für eurytope Arten ist sehr gering. Die renaturierten Abschnitte der Lahn sind von fortschreitender Sukzession geprägt; die Mischung aus vegetationslosen Uferbereichen und Wiesen- und Waldhabitaten bietet Lebensräume für ein insgesamt breiter gefächertes Artenspektrum. Die nicht-renaturierten Abschnitte der Ruhr besitzen durchgängig befestigte Ufer mit schmalen Böschungsbereichen, die als Habitat für eurytope Arten, in geringen Abundanzen vorkommend, dienen. Die nicht-renaturierten Abschnitte der Lahn sind verfallende Regelprofile, bei denen die Uferbefestigung zum Teil erodiert ist, so dass kleine Uferbänke entstanden sind. Daraus resultiert eine Zönose bestehend aus eurytopen Arten, aber auch einem vergleichsweise hohen Anteil ripicoler Arten.

Zusammenfassung

Untersucht wurde die Makrozoobenthos- und Laufkäfer-Besiedlung an unterschiedlich alten renaturierten Abschnitten zweier Mittelgebirgsflüsse, der Ruhr und der Lahn. Signifikante Effekte der Renaturierungsmaßnahmen konnten für das Makrozoobenthos kaum festgestellt werden. Laufkäfer zeigten deutliche Reaktionen auf die neu entstandenen Uferhabitate. Die Abschnitte der jüngeren Ruhr-Maßnahmen, bestehend aus großen Kiesflächen, sind größtenteils von Uferspezialisten besiedelt; die Abschnitte der älteren Lahn-Maßnahmen zeigen eine artenreichere und diversere Zönose, die die zunehmende Sukzession dieser Abschnitte widerspiegelt.

Danksagung

Ich danke Sonja Jähnig für die Bereitstellung der Makrozoobenthos-Daten der Lahn aus den Jahren 2004/2005 sowie Karsten Hannig für die Nachbestimmung schwer zu bestimmender Laufkäferarten.

Literatur

BMU. 2006. Water Framework Directive - Summary of River Basin District Analysis 2004 in Germany. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. Available at http://www.umweltbundesamt.de/uba-infomedien/mysql_medien.php?anfrage=Kennummer&Suchwort=3045 (13/07/2010).

GAC (Gesellschaft für Angewandte Carabidologie) (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands – Wissensbasierter Katalog. Angewandte Carabidologie, Supplement 5: 45 S.

Günther, J. & T. Assmann (2005): Restoration ecology meets carabidology: effects of floodplain restitution on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). Biodiversity and Conservation 14: 1583-1606.

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]

Jähnig, S.C., Brunzel, S., Gacek, S., Lorenz, A.W. & D. Hering (2009): Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers. Journal of Applied Ecology 46: 406-416.

Januschke K, Sundermann, A., Antons, C., Haase, P., Lorenz , A.W. & D. Hering (2009): Untersuchung und Auswertung von ausgewählten Renaturierungsbeispielen repräsentativer Fließgewässertypen der Flusseinzugsgebiete Deutschlands. Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen. Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.). Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 82: 23-39.

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. http://www.fliessgewaesserbewertung.de [Stand Mai 2006].

Müller-Motzfeld, G. (2004): Bd. 2 Adephaga 1: Carabidae (Laufkäfer). Freude H, Harde KW, Lohse GA, Klausnitzer B. Die Käfer Mitteleuropas. Heidelberg/Berlin: Spektrum Verlag Heidelberg/Berlin. 521 S.

Palmer, M.A., Menninger, H.L. & E. Bernhardt (2010): River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? Freshwater Biology 55: 205-222.

Renner, K. (1980): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Käferfauna pflanzensoziologisch unterschiedlicher Biotope im Evessell-Bruch bei Bielefeld-Sennestadt. Berichte des Naturwissenschaftlichen Vereins Bielefeld, Sonderheft 2: 145–176.

Shannon, C.E. & W. Weaver (1949): The Mathematical Theory of Communication. The University of Illinois Press: Urbana, IL.

Tockner, K., Lorang, M.S. & J.A. STANFORD (2010): River flood plains are model ecosystems to test general hydrogeomorphic and ecological concepts. River Research and Applications 26: 76-86.

Trautner, J. (1992): Laufkäfer - Methoden der Bestandsaufnahme und Hinweise für die Auswertung bei Naturschutz- und Eingriffsplanungen. In Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen [BVDL-Tagung Bad Wurzach, 9.-10. November 1991], Trautner, J. (Hrsg..). Ökologie in Forschung und Anwendung 5: 145-162.

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.

Ward, J.V., Tockner, K., Arscott, D.B. & C. Claret (2002): Riverine landscape diversity. Freshwater Biology 47: 517-539.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Renaturierungsmaßnahmen an zwei großen Mittelgebirgsflüssen im Längs- und Zeitverlauf - Veränderungen der Fisch- und Makrophytenzönosen

Armin W. Lorenz[1], Kathrin Januschke[1], Thomas Korte[1] & Markus Paster[2]

1 Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Abteilung Angewandte Zoologie/Hydrobiologie, Universitätsstr. 5, 45141 Essen, armin.lorenz@uni-due.de, 2 Limares GmbH, Institute for Limnological and Marine Research, Essen, markus.paster@limares.de

Keywords: ökologische Zustandsklasse, Phylib, FIBS, Reproduktion, Metrics

Einleitung

In den letzten Jahren wurde sehr viel Grundlagenforschung in Hinsicht auf Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern betrieben. Die Verbesserung der Gewässermorphologie wurde als Ansatzpunkt genommen, um Veränderungen in den aquatischen Zönosen zu detektieren. Auch auf den Jahrestagungen der DGL wurden seit 2006 von verschiedenen Autoren Ergebnisse zu diesem Thema vorgestellt (Jähnig et al. 2007; Jähnig et al. 2008; Lorenz et al. 2009; Januschke et al. 2010). Quintessenz der Untersuchungen war, dass die Gewässermorphologie erheblich verbessert und leitbildnah gestaltet wurde, die Auswirkungen auf einzelne aquatische Gruppen waren hingegen sehr unterschiedlich. Das Makrozoobenthos reagierte kaum, Fische und Makrophyten zeigten deutlich positive Antworten. Diese positiven Reaktionen der Fische und Makrophyten wurden zum Anlass genommen, um weitergehende Fragen zum Alter und zur Länge von Renaturierungsmaßnahmen zu stellen:

- Hat das Alter der Maßnahmen Auswirkungen auf die Organismengruppen Fische und Makrophyten? D.h. zeigen Fische und Makrophyten in alten Maßnahmen andere Reaktionen als in jungen Renaturierungsmaßnahmen?
- Hat die Länge der Maßnahmen Auswirkungen auf die Organismengruppen Fische und Makrophyten? D.h. gibt es Limitationen bei der Reaktion der Organismengruppen im Vergleich zwischen langen und kurzen renaturierten Gewässerstrecken?

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden beispielhaft an Datensätzen der zwei Mittelgebirgsflüsse Lahn und Ruhr durchgeführt. Beide Flüsse entspringen im Rheinischen Schiefergebirge und münden von Osten kommend in den Rhein. Ihre Länge (Ruhr: 219 km, Lahn: 245 km) und die Größe des Einzugsgebietes ist vergleichbar (Ruhr ca. 4500 km^2, Lahn: ca. 5925 km^2). Der von uns untersuchte

Bereich gehört bei beiden Flüssen dem LAWA-Typ 9, d.h. dem silikatischen, fein- bis grobmaterialreichen Mittelgebirgsfluss an.

An der Ruhr (im Raum Arnsberg) wurden seit 2004 und besonders seit 2007 auf einer Länge von ca. 12 km neun größere Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt. Der begradigte und festgelegte Verlauf des Gewässers wurde entfesselt und stark aufgeweitet, Inseln geschaffen, Uferbefestigungen herausgenommen und die Ruhr der eigendynamischen Entwicklung überlassen. Die Maßnahmen waren zwischen 700 m und 4500 m lang.

An der Lahn (zwischen Bad Laasphe und Marburg) wurden zwischen 2000 und 2006 auf einer Länge von ca. 25 km fünf Abschnitte renaturiert. Jeweils wurden leitbildnah Nebenarme und offene Kiesbänke geschaffen sowie Uferbefestigungen entfernt. Die Abschnitte maßen zwischen 200 m und 300 m.

Die Gegenüberstellung der beiden Flusssysteme (Tab. 1) zeigt dementsprechend alte (Abstand von 3-9 Jahren nach der Maßnahme) und kurze Renaturierungsstrecken an der Lahn im Vergleich zu jungen (1-3 Jahre nach den Maßnahmen) und langen Strecken an der Ruhr.

Tab. 1: Charakterisierung der renaturierten Untersuchungsabschnitte der Lahn und der Ruhr.

	Lahn	Ruhr
Ø renaturierte Längen (m)	200 – 300	700 – 4500
ges. renaturierte Längen (km)	~ 1,3	~ 6,7
Beprobung nach Fertigstellung (Jahre)	3-9	1-3
Anzahl Beprobungen (Fische)	5	4
Anzahl Beprobungen (MP)	5	5

Biotische Untersuchungen

Die Fischfauna wurde nach dem standardisierten Verfahren (Dußling 2007) mittels Elektrobefischung im Spätsommer mit Hilfe eines Bootes untersucht. Alle Individuen wurden vermessen, protokolliert und in das Gewässer zurück gegeben. Die resultierenden Taxalisten wurden in das Bewertungsprogramm fiBS (Dußling 2007) eingegeben. Die weiteren Auswertungen beruhen auf den von fiBS berechneten Indices.

Die Makrophyten wurden nach dem in Deutschland anzuwendenden Phylib-Verfahren (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2006) beprobt. Neben der Aufnahme der Quantität aller in den Abschnitten vorkommenden Taxa (nach Kohler 1978) wurde ihre jeweilige Wuchsform (nach van de Weyer 2001) protokolliert. Die Auswertung der resultierenden Taxalisten erfolgte mit dem Bewertungsprogramm Phylib.

Zusätzlich zu den Untersuchungen an den renaturierten Abschnitten wurden jeweils degradierte Vergleichsabschnitte oberhalb der renaturierten Abschnitte beprobt.

Der Vergleich der Ergebnisse zwischen den beiden Flusssystemen erfolgt auf Basis der Veränderung der renaturierten Abschnitte im Vergleich zu den jeweiligen degradierten Abschnitten. Des Weiteren werden flusssystemübergreifende Unterschiede diskutiert.

Ergebnisse

Fische

In beiden Flüssen zeigten jeweils drei von fünf Untersuchungen eine Verbesserung um jeweils eine Klasse zu den oberhalb gelegenen degradierten Vergleichsabschnitten (Tab. 2).

Bei der EQR (Ecological quality ratio, Skala 0-1) war die Verbesserung im Vergleich zu den jeweiligen degradierten Stellen an der Ruhr im Durchschnitt etwas deutlicher als an den Stellen der Lahn. Beim Arten- und Gildeninventar schneiden die alten Maßnahmen der Lahn etwas besser ab als die Stellen der Ruhr, da mehr typspezifische Arten und Begleitarten vorkommen. Generell ist das Inventar bei beiden Flusssystemen defizitär. Auch die Abundanz der Leitarten (QK Artenabundanz) ist in beiden Systemen im Mittel gering. Des Weiteren ist die Gildenverteilung schwach, was besonders auf das Fehlen vieler typspezifischer Arten und Begleitarten zurückzuführen ist. Daraus resultiert, dass der Index Qualitätsklasse Artenabundanz und Gildenverteilung sehr niedrige Werte in beiden Flusssystemen annimmt. Bei der Alterstruktur der Fische zeigt sich ein großer Unterschied zwischen den jungen, langen Renaturierungsstrecken der Ruhr und den alten, kurzen der Lahn. Während die Qualitätsklasse Alterstruktur bei der Lahn um 2 schwankt (Skala: 1-5), liegt der Mittelwert bei der Ruhr mit 3,1 signifikant höher ($p < 0,05$).

Tab. 2: Ergebnisse verschiedener Indices der Fische der renaturierten Probestellen der Lahn und der Ruhr. In Klammern das Ergebnis der Vergleichsabschnitte, MW = Mittelwert, QK = Qualitätsklasse (Skala 1-5), EQR = Ecological Quality Ratio (Skala 0-1), * = signifikant mit $p < 0,05$.

Indices	Lahn	Ruhr
MW Ökologische Zustandsklasse	2,14 (1,93)	2,53 (2,12)
MW EQR	0,29 (0,24)	0,39 (0,28)
MW QK Arten- und Gildeninventar	2,40	2,25
MW Typspezifische Arten (%)	73	59
MW Begleitarten (%)	24	17
MW QK Artenabundanz und Gildenverteilung	2,37	2,12
MW QK Altersstruktur	2,00	3,10*
Anzahl Leitarten	4 von 6	6 von 6

Makrophyten

Die Ökologische Zustandsklasse ist in beiden Flusssystemen jeweils gut oder mäßig, wohingegen die degradierten Vergleichsstrecken auf Grund häufig fehlender oder zu geringer Makrophytendeckung nicht bewertbar waren (Tab. 3).

Der Vergleich im Arteninventar zeigt deutlich, dass in den alten Maßnahmen der Lahn mehr Taxa insgesamt, mehr submerse Taxa und mehr Wuchsformen gefunden wurden. Die durchschnittliche Anzahl submerser Taxa ist in den Lahnstellen im Vergleich zu den Ruhrstellen signifikant höher. Die Quantität der Makrophyten ist in beiden Systemen im Durchschnitt gleich.

Tab. 3: Ergebnisse verschiedener Indices der Makrophyten der renaturierten Probestellen der Lahn und der Ruhr. MW = Mittelwert, EQR = Ecological Quality Ratio (Skala 0-1), a = Qualitätskriterium nicht erfüllt, * = signifikant mit $p < 0,05$.

Indices	Lahn	Ruhr
Ökologische Zustandsklasse	gut oder mäßig	gut oder mäßig (eine nicht bewertbar)
Ökologische Zustandsklasse der Vergleichsabschnitte	nicht bewertbar oder mäßig	nicht bewertbar (eine gut[a])
MW EQR (Skala 0-1)	0,44	0,32
MW Taxa submers u. emers	12,8	11,5
MW Submerse Taxa	8,6*	6,3
MW Wuchsformen	8,4	7,0
MW Submerse Wuchsformen	6,2	5,3
MW Abundanz/Quantität	46,2	46,7

Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass bei den Fischen besonders die „Alterstruktur“ den Unterschied zwischen beiden Flusssystemen ausmacht. An den langen, aber auch jungen Strecken der Ruhr reproduzieren die Leitarten sehr gut, während an den kurzen alten Strecken der Lahn die Leitarten zwar vorkommen, aber nur in geringem Maße reproduzieren. Daraus könnte man ableiten, dass die Länge der renaturierten Strecken und somit die Größe der vorhandenen Habitate entscheidend sind für die Reproduktion. D.h. auch in kurzen Strecken kann eine typspezifische Lebensgemeinschaft vorgefunden werden, allerdings ist für die Etablierung bzw. Reproduktion dieser Gemeinschaft die Arealgröße entscheidend und nicht das Alter der Maßnahme. Die naturnahen Umgestaltungen haben in beiden Flusssystemen eine Verbesserung in der ökologischen Zustandsklasse bewirkt, jedoch scheint eine weitere Verbesserung von der Arealgröße der einzelnen Arten abzuhängen. Diese wird bei den Stellen an der Lahn besonders bei den Leitarten nicht erreicht. Zukünftig muss geklärt werden, wie lang eine Renaturierungsmaßnahme für eine nachhaltige Reproduktion der jeweiligen Leitarten sein muss?

Bei den Makrophyten zeigen die Ergebnisse deutlich, dass die kurzen, alten Maßnahmen der Lahn gleiche Verbesserungen der ökologischen Zustandsklasse bewirkt haben wie bei den langen, jungen Maßnahmen der Ruhr. Darüber hinaus sind aber teilweise signifikant mehr Taxa in den Lahnmaßnahmen gefunden worden. Dies kann als ein Zeichen für eine Sukzession und ein Eindriften und Etablieren von Taxa, die gleichzeitig weitere Wuchsformen repräsentieren, mit steigendem Alter von Renaturierungsmaßnahmen gedeutet werden. Die Quantität der Makrophyten in den jungen Ruhrabschnitten erreicht ähnliche Mengen wie in den alten Lahnabschnitten, d. h. diese Organismengruppe reagiert sehr schnell auf morphologische Verbesserungen. Eingespülte oder der Samenbank entstammende Pflanzen und Ausbreitung durch Zoochorie bewirken, dass sich die Makrophyten schnell etablieren und dadurch auch die jungen Maßnahmen bewertbar werden und sich leitbildnah entwickeln.

Sobald also durch eine Renaturierungsmaßnahme geeignete Habitate entstanden sind, wurden diese wie im System der Ruhr sowohl von den Fischen als auch den Makrophyten schnell angenommen und kolonisiert. Im Gegensatz zu den Fischen scheint aber bei den Makrophyten die Länge von im Durchschnitt 200 m bei den Lahnabschnitten nicht limitierend für eine Etablierung zu sein, da die Bewertungsergebnisse durchweg gute Resultate zeigen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Unsere Beispieluntersuchungen an zwei Flusssystemen im Mittelgebirge zeigen, dass bei den Fischen das Alter der Renaturierungsmaßnahmen nicht entscheidend war. Vielmehr reagierten sie sehr schnell auf Verbesserungen der Gewässermorphologie und besiedelten renaturierte Abschnitte rasch. Jedoch müssen für eine natürliche oder naturnahe Alterstruktur und Reproduktion geeignete Habitate und Areale in genügender Menge vorhanden sein, d.h. naturnahe/renaturierte Strecken müssen weit länger als 200 m sein, um nachhaltig für eine Verbesserung zu sorgen.

Auch die Makrophyten zeigten sehr schnell positive Reaktionen auf die Renaturierungsmaßnahmen. Zudem zeigt sich der Faktor Sukzession in den Daten; mit steigendem Alter stieg die Anzahl Arten und Wuchsformen. Im Gegensatz zu den Fischen war aber die Länge der Maßnahmen nicht limitierend für eine nachhaltige Verbesserung.

Danksagung

Wir danken der Bezirksregierung Arnsberg und der NZO für die Zusammenarbeit und für die Überlassung von Befischungsdaten.

Literatur

Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos.

Dußling, U. (2007): FiBS 8.0 – Softwareanwendung zum Bewertungsverfahren aus dem Verbundprojekt zur Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL; Website der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg: <www.LVVG-BW.de> (23.09.2008)

Jähnig, S.C., Lorenz, A.W., Hering, D. (2007): Wieder-Verzweigung von Fließgewässerabschnitten im Mittelgebirge – Auswirkungen auf das Makrozoobenthos. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2006 (Dresden), Weißensee Verlag, Berlin: 271-275.

Jähnig, S.C., Lorenz, A.W., Hering, D. (2008): Wiederverzweigung von Flussabschnitten im Mittelgebirge: Hydromorphologie, Auenvegetation, Uferarthropoden, Makrozoobenthos. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2007 (Münster), Werder: 302-305.

Januschke, K., A. Lorenz & D. Hering (2010): Biodiversität im semiaquatischen Bereich – Indikationsfunktion von Laufkäfern und Vegetation an renaturierten Fließgewässerabschnitten. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2009 (Oldenburg), Hardegsen: 332-336.

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

Lorenz, A., Antons, C., Korte, T., Paster, M., Sundermann, A., Haase, P. (2009): Wie reagieren Fische und Makrophyten auf Renaturierungsmaßnahmen? Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2008 (Konstanz), Hardegsen: 471-475.

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

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Ökologische Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen an einem Tieflandfluss – Reaktion von Hydromorphologie und Makrozoobenthos

Andreas Schattmann[1]

1 Ingenieur- und Planungsbüro LANGE GbR, Carl-Peschken-Str. 12, 47441 Moers, Andreas.Schattmann@langegbr.de

Keywords: Renaturierung, Wirksamkeit, Hydromorphologie, Makrozoobenthos

Einleitung

Das Monitoring nach EU-Wasserrahmenrichtlinie hat gezeigt, dass für viele Wasserkörper die Defizite in der Hydromorphologie ausschlaggebend sind für das Verfehlen des guten ökologischen Zustands (UBA 2010). Daher sind zunehmend entsprechende hydromorphologische Maßnahmen, wie die Renaturierung von Gewässerabschnitten, zu planen und umzusetzen. Dabei sind die leitbildtypischen Charakteristika des Gewässers zu berücksichtigen, so dass hydromorphologisch die Voraussetzungen für die Entwicklung gewässertypischer Biozönosen geschaffen werden können. Dabei richtet sich die Verortung der Maßnahmenabschnitte mittlerweile zunehmend nach dem Strahlwirkungs- und Trittsteinprinzip (DRL 2008, 2009, WVER 2009).

Erfolgskontrollen wurden bislang eher selten durchgeführt und beschränkten sich meist auf die Ermittlung der Gewässerstrukturgüte und der ökologischen Zustandsklassen für die Qualitätskomponenten. Die vorliegende Untersuchung – die im Rahmen eines Dissertationsvorhabens durchgeführt wurde – betrachtet zwei vom Niersverband bei der Ortschaft Geldern-Pont umgesetzte Renaturierungsmaßnahmen an der Niers. Ziel der Untersuchung – die im Rahmen eines Dissertationsvorhabens durchgeführt wurde - ist es, die hydromorphologischen und biologischen Auswirkungen der beiden Renaturierungen an der Niers detailliert qualitativ und quantitativ zu beurteilen und dadurch Erkenntnisse für die Planung, Umsetzung und das Monitoring weiterer Renaturierungsprojekte zu gewinnen. Folgenden Fragen wurde nachgegangen:

- Welche Unterschiede in der morphologischen Strukturvielfalt und Habitatdiversität zwischen den degradierten und renaturierten Abschnitten gibt es ?
- Ergeben sich Unterschiede in der Besiedlung zwischen den degradierten und renaturierten Abschnitten ?
- Unterscheidet sich die Besiedlung von Substraten zwischen den degradierten und renaturierten Abschnitten ?

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Gewässerabschnitte liegen im Mittellauf der Niers, einem Tieflandfluss im Westen von Nordrhein-Westfalen, der dem LAWA-Typ 12 „organisch geprägter Fluss“ zuzuordnen ist. Das Einzugsgebiet hat eine Größe von 1.382 km² und ist ein reines Tieflandeinzugsgebiet (80 müNN im Oberlauf, 9,5 müNN an Mündung). Die Lauflänge der Niers beträgt 117,7 km und das mittlere Gefälle liegt bei 0,03 % (MUNLV 2005). Im Zuge der Ausbaumaßnahmen an der Niers in den 30er bis 50er Jahren des 20. Jahrhunderts, ist die Niers in einen kanalartigen Fluss mit geradlinigem Verlauf und vereinheitlichten Ausbauprofilen mit Ufersicherungen umgewandelt worden (Strukturgüteklassen 5 bis 7). Der ökologische Zustand für den Wasserkörper in dem die untersuchten Abschnitte liegen wird als „mäßig“, der chemische Zustand als „gut“ eingestuft (MUNLV 2009). Untersucht wurden zwei unterschiedlich alte Renaturierungsstrecken, die unmittelbar aneinander angrenzen und in den Jahren 2000 bzw. 2006 fertig gestellt wurden. Verglichen werden die renaturierten Strecken mit dem degradierten Ausbauzustand des jüngeren renaturierten Abschnitts. In beiden Abschnitten wurde ein neues Gerinne angelegt, das geschwungen innerhalb einer Ersatzaue verläuft. Ein frühzeitiges Ausufern in die Ersatzaue und die eigendynamische Gewässerentwicklung sind nun möglich. Flache Uferbereiche, Rinnen- und Muldenstrukturen sowie Stillgewässer im Umfeld sind vorhanden. Gehölzinitialpflanzungen wurden durchgeführt und im 2006 hergestellten Abschnitt wurden Totholzelemente eingebracht.

Untersuchungsdesign

Der Abschnitt Pont-Nord wurde im Jahr 2000 renaturiert und in 2005 und 2006 untersucht. Der Abschnitt Pont-Süd ist im Jahr 2006 renaturiert worden und wurde vorher im degradierten Zustand 2005 und 2006 untersucht sowie 2007 im bereits renaturierten Zustand (Tab. 1). Es sind in den Jahren 2005 bis 2007 Erhebungen zur Hydromorphologie, Makrozoobenthos und Uferfauna (Laufkäfer, Spinnen) durchgeführt worden.

Tab. 1: Übersicht Untersuchungsdesign – untersuchte Abschnitte und Zeitpunkte der Probenahmen des Makrozoobenthos sowie relevante Einflussfaktoren

	Untersuchte Abschnitte	
Zeitpunkte/Einflussfaktoren	**Pont Süd degradiert**	**Pont Nord renaturiert**
2005 (Juli)	x	x
Abschalten Kläranlage Pont		
2006 (Mai)	x	x
Renaturierung		
2007 (Mai)	x	

Es wurden 235 substratspezifische Einzelproben zum Makrozoobenthos AQEM-Shovel-Sampler (25x25 cm, Maschenweite 500 µm, www.aqem.de) genommen. Die Habitatvielfalt wurde pro Abschnitt entlang von Transekten an ca. 400 Punkten durch die Aufnahme von Substrat, Tiefe und Fließgeschwindigkeit erfasst.

Für den Vergleich von degradierten und renaturierten Abschnitten wurden hydromorphologische und biologische Metrics betrachtet. Diese wurden auf Ebene der Abschnitte und auf Ebene der

Substrate verglichen. Ziel war es, Parameter, Metrics und Taxa herauszufiltern, die die Veränderungen durch die Renaturierung anzeigen und die ökologische Wirksamkeit der Maßnahmen anhand der gewonnenen Ergebnisse zu beurteilen.

Ergebnisse

Hydromorphologie

Die renaturierten Abschnitte weisen eine höhere Vielfalt der Strukturen auf. Die Uferlänge steigt in den renaturierten Strecken um den Faktor 1,3 bis 1,5 an. Die Profiltiefe ist nur im jüngeren renaturierten Abschnitt geringer als im degradierten Abschnitt. Es steigt die mittlere Ausdehnung der semiaquatischen Bereiche in den renaturierten Strecken um den Faktor 3,3 bis 3,8 (Abb. 1). Die mittlere Breite steigt nur im jüngeren renaturierten Abschnitt um ca. 33% an. Die Anzahl der Sohlenstrukturen ist in beiden renaturierten Abschnitten um ein Vielfaches höher, da diese in dem degradierten Abschnitt praktisch nicht vorhanden waren (Abb. 1). Auch die Anzahl der Uferstrukturen ist in den renaturierten Strecken um den Faktor 4 erhöht, die Auenstrukturen sogar um den Faktor 13 bis 21. Die mittlere Uferstreifenbreite liegt auch um das 1,9 bis 3,6 fache höher. Die Variationskoeffizienten für die Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe sind nur im älteren renaturierten Abschnitt erhöht. Auf der Ebene der Substrate zeigen die renaturierten Abschnitte eine Erhöhung der Anteile typspezifischer organischer und hochwertiger Substrate (Kies, Schotter) und im Vergleich zum degradierten Abschnitt weisen sie zusätzliche Substrate auf.

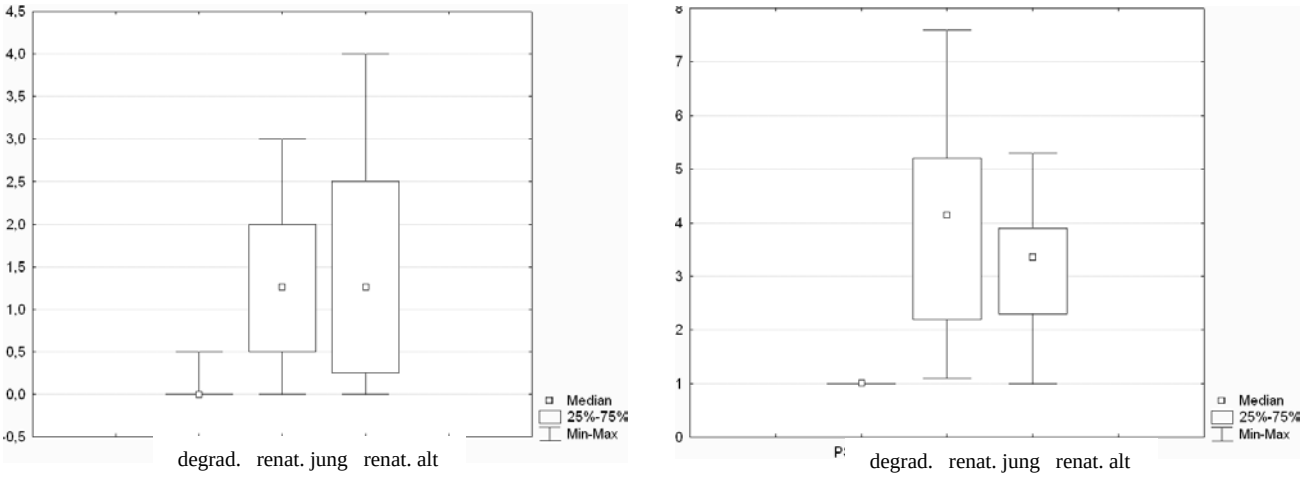


Abb. 1: Box-Whisker-Plots zur Anzahl der Sohlstrukturen (links) und zur Breite der amphibischen Zone (rechts)

Die Substratdiversität, in Form des Shannon-Wiener-Index, nimmt nur im älteren renaturierten Abschnitt zu.

Makrozoobenthos

Die Taxazahlen der gemeinsamen Substrate Kies, Sand, Makrophyten, Schlamm, die sowohl in den renaturierten als auch im degradierten Abschnitt vorkommen, sind in den renaturierten Strecken höher als im degradierten Vergleichsabschnitt (s. Abb.2). Werden die zusätzlich vorkommenden Substrate hinzugenommen (alle Substrate), zeigt sich bei allen Abschnitten ein weiterer Anstieg der Taxazahlen, der vor allem im jüngeren renaturierten Abschnitt deutlich ist. Im degradierten Abschnitt kommt als weiteres Substrat die Steinschüttung hinzu. Die untersuchten Substrate weisen unterschiedliche mittlere Taxazahlen auf, sind also unterschiedlich besiedelt (Abb. 3).

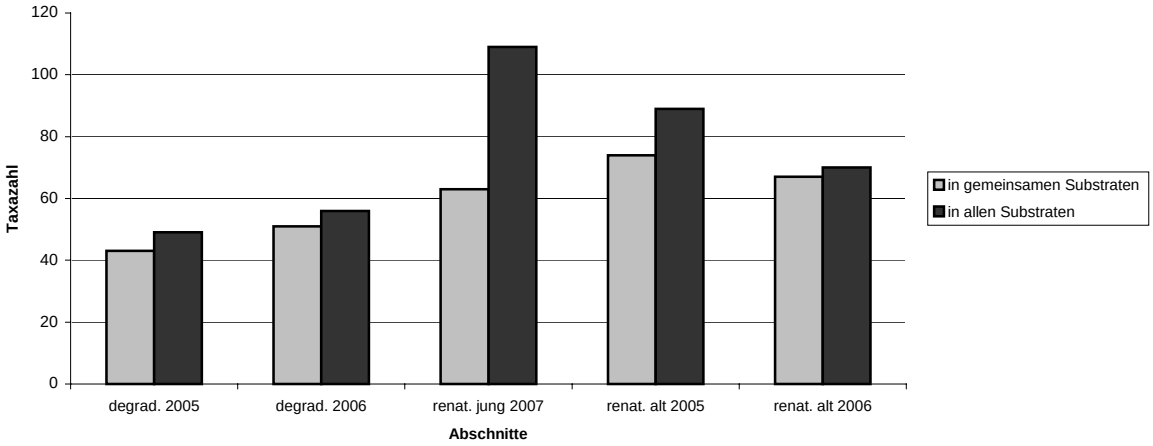


Abb. 2: Taxazahlen in den gemeinsam vorkommenden Substraten sowie in allen Substraten

Die höchsten mittleren Taxazahlen finden sich in den Substraten Totholz, Schotter und Makrophyten. Die in den renaturierten und degradierten Abschnitten gemeinsam vorkommenden Substrate (s.o.) zeigen in den renaturierten Abschnitten höhere mittlere Taxazahlen (Abb. 3) sowie auch höhere mittlere Individuenzahlen (Abb.4). Eine Ausnahme bildet in beiden Fällen das Substrat Schlamm.

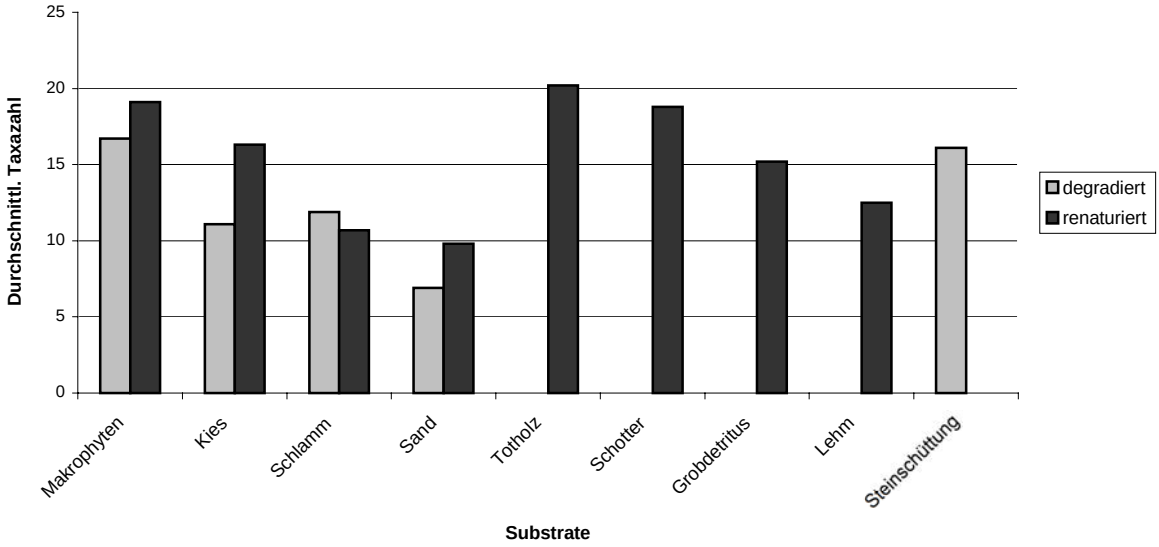


Abb. 3: Mittlere Taxazahlen in den untersuchten Substraten des degradierten und der renaturierten Abschnitte

Die Individuenzahl/m² steigt im älteren renaturierten Abschnitt um 36 % und im jüngeren renaturierten Abschnitt um 60% im Vergleich zum degradierten Abschnitt an. Die mittlere Diversität (Shannon-Wiener Index) in den gemeinsamen Substraten ist jeweils in den renaturierten Abschnitten höher, jedoch nur geringfügig (Abb. 4). Betrachtet man die Werte für die einzelnen Substrate so zeigt sich, dass die höchsten Werte des Shannon-Wiener Index im Substrat Schotter auftreten (1,95), gefolgt von den Substraten Kies und Makrophyten (Abb. 4) und Lehm.

Diskussion und Zusammenfassung

Es wird deutlich, dass die Renaturierungen zu einer signifikanten Erhöhung der strukturellen Vielfalt v.a. im Ufer- und Auenbereich geführt haben. Die Habitatvielfalt im Gewässer ist erhöht. Das

Makrozoobenthos reagiert mit tendenziell höheren Taxazahlen und Abundanzen sowie einer erhöhten Diversität (Shannon-Wiener). Die Unterschiede sind jedoch nicht in allen Fällen signifikant. Gemeinsam vorhandene Substrate sind in den renaturierten Abschnitten meist besser besiedelt. Vermutlich haben die in diesen Strecken zusätzlich vorkommenden wertvollen Substrate sowie die Zunahme der organischen Substrate einen positiven Einfluss als Habitat für weitere Taxa.

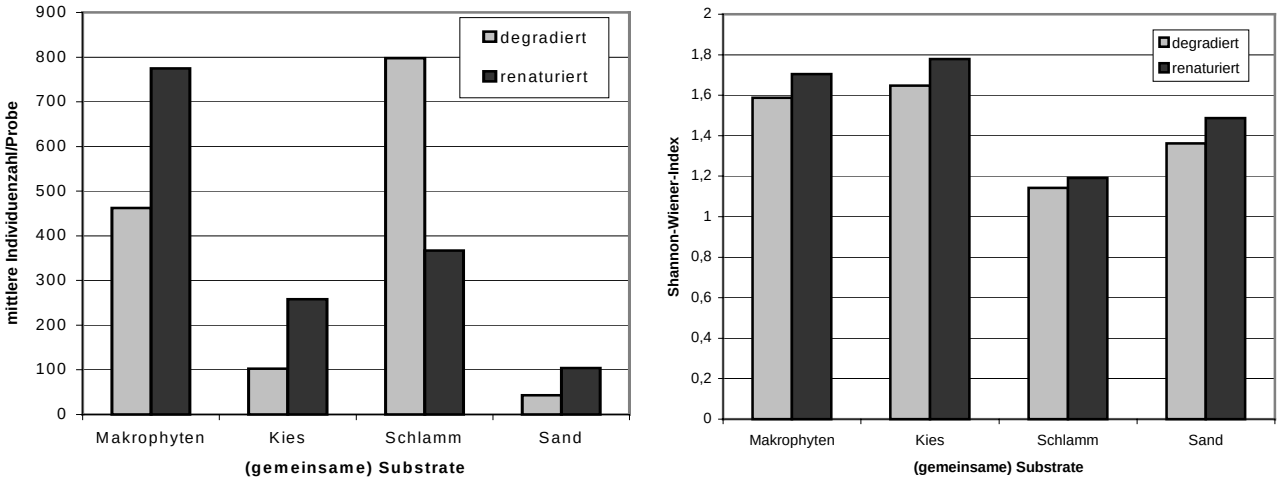


Abb. 4: Mittlere Individuenzahlen (links) und mittlere Diversität (Shannon-Wiener Index, rechts) in den gemeinsam vorkommenden Substraten

Ursachen für die teilweise nicht signifikanten hydromorphologischen Metrics sind in der Art der Maßnahmen und Einflüssen aus dem Einzugsgebiet zu suchen. Diese können auch auf das Makrozoobenthos einwirken z.B. indirekt über Sandeinträge und damit über die Substratzusammensetzung und direkt über die Ausprägung des bestehenden Wiederbesiedlungspotenzials. Im Rahmen der weiteren Auswertungen werden diese Aspekte näher beleuchtet und signifikante Unterschiede auf der Ebene von Taxa und Metrics herausgearbeitet.

Danksagung

Diese Untersuchung stellt Teilergebnisse meiner Dissertation dar. Mein Dank gilt insbesondere Prof. Dr. Daniel Hering und den Mitgliedern der Arbeitsgruppe an der Universität Duisburg-Essen.

Literatur

Deutscher Rat für Landespflege (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, H. 81.

Deutscher Rat für Landespflege (2009): Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, H. 82.

MUNLV (2005): Ergebnisbericht Niers, Schwalm und nördliche sonstige Maaszuflüsse; Bearbeitungsgebiet Maas-Deutschland (Nord), Wasserrahmenrichtlinie in NRW – Bestandsaufnahme. Düsseldorf.

MUNLV (2009): Bewirtschaftungsplan für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas 2010-2015. Düsseldorf.

UBA (2010): Hydromorphologie – Zustand. www.uba.de/wasser/themen/fluesse-und-seen/fluesse/zustand/hydromorphologie.htm

Wasserverband Eifel-Rur (2009): Auswirkungen naturnaher Rückbaumaßnahmen und naturnaher Laufabschnitte – Gezielte Nutzung von Strahlwirkungen und Trittsteineffekten zur Erreichung der Ziele der EG-WRRL im EZG Eifel-Rur. Systemanalyse und Entwicklung einer regelbasierten Entscheidungshilfe für die Bewirtschaftungsplanung an der Eifel-Rur. Düren.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Vergleich des Makrozoobenthos unterschiedlich alter Renaturierungsstrecken der Alb bei Karlsruhe

Cornelia Spengler[1] *& Michael Marten*[2]

1 Universität Landau, im Fort 7, D-76829 Landau, Tel.: 06341/28031156, Mail: spengler@uni-landau.de, 2 Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Griesbachstr. 1, D-76185 Karlsruhe, Tel.: 0721/5600-1309, Fax.: -1541, E-Mail: michael.marten@lubw.bwl.de

Keywords: Makrozoobenthos, Renaturierung, Fließgewässer, Alb, Sammelmethoden, Gewässerstrukturgüte

Einleitung

Nach wie vor sind zahlreiche Streckenabschnitte von Fließgewässern in ihrer Dynamik durch bauliche Maßnahmen stark eingeschränkt. Mit Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft (EG-WRRL) am 22.12.2000 gewinnt die Bewertung der Fließgewässer-Ökologie erheblich an Bedeutung. Mit einem eigenen Bewertungsverfahren werden biologisch ökologische Kriterien berücksichtigt, die u.a. Aussagen über eine Beeinträchtigung der Gewässermorphologie ermöglichen sollen (Meier et al. 2006). Renaturierungen von Fließgewässern lassen eine Verbesserung des ökologischen Zustands und somit der Lebensbedingungen für die benthische Lebensgemeinschaft erwarten. Im Rahmen einer Diplomarbeit wurden verschieden alte Renaturierungsstrecken an der Alb untersucht und mit Probestellen verglichen, die noch den technischen Ausbauzustand aufweisen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchung wurde an der Alb, einem kleinen silikatischen Mittelgebirgsfluss aus dem Nordschwarzwald, im Stadtgebiet von Karlsruhe durchgeführt. Die Alb hat ein Einzugsgebiet von 457 km^2 und wird seit 1995 im Rahmen des Daueruntersuchungsprogramms der LUBW beobachtet. Renaturierungsmaßnahmen an der Alb wurden zu unterschiedlichen Zeitpunkten und teilweise über längere Streckenabschnitte durchgeführt. Aufgrund der Umgestaltungsmaßnahmen ist die Alb wieder durchgängig (Roos & Marten 2000, Bostelmann & Nadolny 2005).

Durchführung

Sieben Gewässerbereiche mit 50 m Länge wurden in den Monaten April, Juni, August und Oktober 2009 untersucht. Von diesen Probestellen liegen fünf an renaturierten Abschnitten unterschiedlichen Alters und zwei in Bereichen, die degradiert sind und daher als Referenz dienten.

An allen Untersuchungsabschnitten wurde das Makrozoobenthos mit Hilfe der Multi-Habitat-Sammelmethode, die im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL Anwendung findet, erfasst (Meier et al. 2006). Die Proben der verschiedenen Habitate wurden abweichend von der Vorschrift separat ausgewertet, um Bewertungsunterschiede, hervorgerufen durch die Habitatspezifität, zu untersu-

chen. Die Multi-Habitat-Sammel-Methode wurde an der Dauerbeobachtungsstelle der LUBW mit der dort ebenfalls angewandten Zeitsammelmethode verglichen, um Aufschluss darüber zu geben, welche Methode zur Erfassung eines größeren Artenspektrums führt. Die morphologischen Unterschiede der Probestellen wurden mit Hilfe der Feinverfahren zur Gewässerstrukturbewertung nach LAWA (LAWA 2000) und des Landes Baden-Württemberg (LUBW 2010) erfasst.

Ergebnisse und Diskussion

Mit dieser Untersuchung konnten insgesamt 195 Taxa erfasst werden, von denen 133 auf Artniveau bestimmt wurden. Davon werden 18 Arten in der Roten-Liste geführt und drei den Neozoa zugeordnet. Je Probestelle und Untersuchungstermin konnten durchschnittlich 40 Arten aufgesammelt werden, auf deren Basis die verschiedenen Aspekte beurteilt wurden:

Auswirkungen der Renaturierungen auf das Makrozoobenthos

Die Ergebnisse zeigen wider Erwarten keine Unterschiede im Hinblick auf die Artenanzahl in Abhängigkeit des Zeitpunkts der Renaturierung. Dieselbe Aussage kann für die degradierten und renaturierten Abschnitte im Vergleich getroffen werden. Auch im Vergleich mit Untersuchungen vor der Renaturierung ist kein Anstieg der Artenzahlen feststellbar (Abb. 1).

Vielmehr ist eine Abfolge der ermittelten ökologischen Bewertung entsprechend der Lage der Untersuchungsabschnitte im Fließgewässerkontinuum auffällig: Die innerhalb des Untersuchungsgebietes am weitesten aufwärts gelegenen Probestellen erzielen mit der ökologischen Zustandsklasse „gut“ die besten Resultate der Bewertung nach PERLODES (ASTERICS, Version 3.1.1). Mit zunehmender Fließstrecke nehmen diese Werte kontinuierlich bis auf die Zustandsklasse „unbefriedigend“ ab. Auch die ermittelten Biodiversitätskenngrößen (Shannon-Wiener-Index, Evenness) sind im Fließverlauf rückläufig. Innerhalb des Untersuchungsgebietes ist folglich ein Gradient des Fließgewässercharakters zu erkennen (Tab. 2).

Die Alb geht im Stadtgebiet von Karlsruhe von einem sommerkalten in ein sommerwarmes Fließgewässer über (Roos 1999). Darin wird einer der Gründe der Veränderung der Lebensgemeinschaft innerhalb des Untersuchungsgebiets gesehen. Der gesamte Gewässerabschnitt mit allen Probestellen wird aber nach der Festlegung der Gewässertypen in der Karte biozönotisch bedeutsamer Fließgewässertypen Deutschlands (Stand 2003) dem Typ 9, silikatischer Mittelgebirgsfluss, zugeordnet und hier entsprechend formal korrekt mit ASTERICS behandelt. D. h. die Typ-Klassifizierung der Alb, mit ihrem Wechsel des Charakters bei Eintritt in die Oberrheinebene vom Mittelgebirgsfluss zum gefällearmen Flussauen Gewässer,wird den vorliegenden Verhältnissen nicht gerecht. Wesentlich ist im Untersuchungsgebiet zudem der zunehmend anthropogene Einfluss (Urbanisierung) auf die Albaue, besonders in dem städtischen Naherholungsgebiet. Durch die Nähe der Bundesstraße 10 im Stadtgebiet von Karlsruhe kann die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos infolge diffuser Einträge von Straßenablauf negativ beeinflusst werden. Es muss auch davon ausgegangen werden, dass der Zufluss des Malscher Landgrabens und die Einleitung nährstoffreichen Wassers aus den Seen des städtischen Naherholungsgebietes ebenfalls zu dem Wandel beitragen. Diese Einflüsse aus dem Einzugsgebiet scheinen die Effekte der Renaturierung zu überdecken.

Im Jahresverlauf variieren die Ergebnisse der ökologischen Bewertung der Probestellen um bis zu eine Klasse im fünfstufigen Bewertungssystem. Der Wechsel in eine schlechtere Klasse findet vor allem im Sommer statt. Dies ist auf die geringere Artenzahl und Abundanz der Tiere zurückzuführen, die besonders durch die Emergenz der merolimnischen Insekten verursacht wird. Die räumliche Varianz beträgt bis zu drei Qualitätsklassen, von „sehr gut“ bis „unbefriedigend“ und ist somit größer als der saisonale Unterschied.

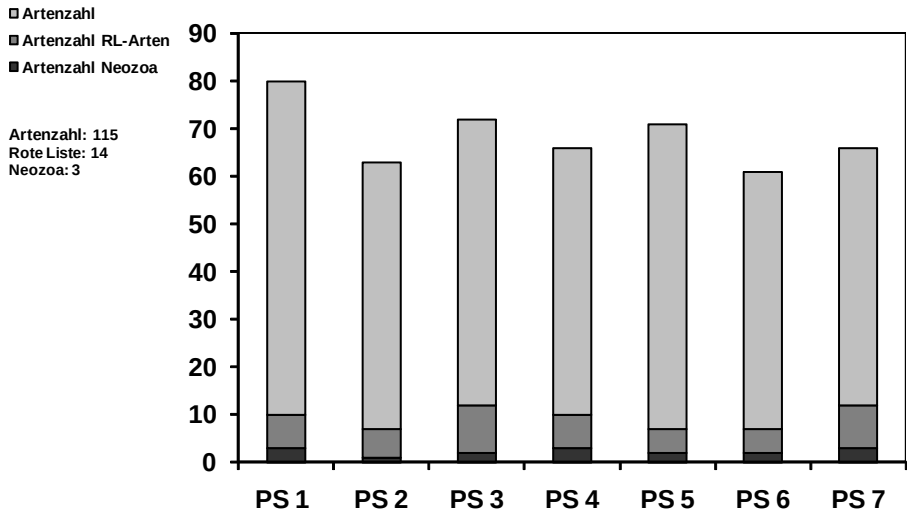


Abb. 1: Artenzahlen der Probestellen über die gesamte Untersuchung, Probestelle/Renaturierungszeitpunkt: PS 1/2001; PS 2/2000;PS 4/1989; PS 5, PS 6/2003. PS 3 und 7 sind degradiert.

Tab. 2: Ergebnisse der ökologischen Bewertung nach PERLODES. Probestelle/Renaturierungszeitpunkt siehe Legende Abb. 1.

Probenahmetermin 1	**April PS 1**	**April PS 2**	**April PS 3**	**April PS 4**	**April PS 5**	**April PS 6**	**April PS 7**
Ökologische Zustandsklasse	sehr gut	gut	mäßig	mäßig	mäßig	unbefriedigend	unbefriedigend
Modul "Saprobie"	sehr gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut
Modul "Allgemeine Degradation"	sehr gut	gut	mäßig	mäßig	mäßig	unbefriedigend	unbefriedigend
Probenahmetermin 2	**Juni PS 1**	**Juni PS 2**	**Juni PS 3**	**Juni PS 4**	**Juni PS 5**	**Juni PS 6**	**Juni PS 7**
Ökologische Zustandsklasse	gut	gut	gut	gut	mäßig	mäßig	mäßig
Modul "Saprobie"	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut
Modul "Allgemeine Degradation"	sehr gut	gut	gut	gut	mäßig	mäßig	mäßig
Probenahmetermin 3	**August PS 1**	**August PS 2**	**August PS 3**	**August PS 4**	**August PS 5**	**August PS 6**	**August PS 7**
Ökologische Zustandsklasse	gut	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	unbefriedigend	unbefriedigend
Modul "Saprobie"	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut
Modul "Allgemeine Degradation"	sehr gut	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	unbefriedigend	unbefriedigend
Probenahmetermin 4	**Oktober PS 1**	**Oktober PS 2**	**Oktober PS 3**	**Oktober PS 4**	**Oktober PS 5**	**Oktober PS 6**	**Oktober PS 7**
Ökologische Zustandsklasse	gut	gut	mäßig	mäßig	unbefriedigend	mäßig	mäßig
Modul "Saprobie"	gut	gut	gut	gut	gut	gut	gut
Modul "Allgemeine Degradation"	gut	gut	mäßig	mäßig	unbefriedigend	mäßig	mäßig

Bewertung der Gewässerstrukturgüte

Die Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA (2000) weisen deutliche Unterschiede bezüglich des morphologischen Zustands der Untersuchungsabschnitte aus. Die größten Abweichungen (bis zu drei Klassen von insgesamt sieben) sind für den Bereich Sohle festzustellen, der für das Makrozoobenthos die wichtigste Bezugsgröße darstellt. Hier erhalten die degradierten Referenzstrecken erwartungsgemäß das schlechtere Ergebnis. Die Probestellen mit dem größten Renaturierungsaufwand und der höchsten Habitatdiversität erhalten im Vergleich mit den anderen Untersuchungsabschnitten das beste Ergebnis. Dieses Resultat stützt die Annahme, dass der Einfluss der Qualität der Gewässerstruktur auf die Lebensgemeinschaft durch belastende Faktoren aus dem Einzugsgebiet übertroffen wird.

Die Bewertung mit dem Feinverfahren Baden-Württemberg (LUBW 2010) ergab für die Bereiche Sohle und Ufer diversere Ergebnisse im Vergleich mit den Ergebnissen des LAWA-Feinverfahrens (LAWA 2000). In der Gesamtbewertung führen die Verfahren zu gleichen Resultaten. Die Werte beim Feinverfahren Baden-Württembergs für Probestelle 4 und 5 liegen allerdings stärker an der Grenze zur nächst besseren Gewässerstrukturgüteklasse und bei den degradierten Referenzabschnit-

ten 3 und 7 zur nächst schlechteren Klasse. Folglich liefert dieses Verfahren ein etwas differenzierteres Bild, aber im vorliegenden Falle ohne Einfluss auf die sich ergebende Strukturklasse.

Tab. 3: Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA, Probestelle/Renaturierungszeitpunkt siehe Legende Abb. 1.

Gewässerbewertung	Probestelle/ Bereich	PS 1	PS 2	PS 3	PS 4	PS 5	PS 6	PS 7
	Sohle	4	4	6	3	3	5	6
	Ufer	4	4	5	3	3	4	5
	Land	5	4	4	4	4	4	4
	Gesamt-bewertung	4	4	5	3	3	4	5

Gewässerstrukturgüteklassen

1	unverändert
2	gering verändert
3	mäßig verändert
4	deutlich verändert
5	stark verändert
6	sehr stark verändert
7	vollständig verändert

Habitate im Vergleich

Die separate Untersuchung der Habitate ergab, dass die steinigen Substrate (Makro-, Meso- und Mikrolithal) sowohl in der ökologischen Bewertung, als auch im Hinblick auf die Artenzahlen und die Biodiversität (Shannon-Wiener-Index, Evenness) die besseren Ergebnisse liefern. Mikrolithal erhält die vergleichsweise beste ökologische Zustandsklasse („gut“) und CPOM weist mit der Einstufung „schlecht“ das schlechteste Ergebnis auf. Die Substrate Akal und Phytal 4 werden beide mit „mäßig“ bewertet. Die ökologische Bewertung fällt für die steinigen Substrate sicher deswegen besser aus, da diese sich auch in Bereichen mit starker Strömung halten und somit vor allem für rheophile Arten attraktiv sind. Diese wiederum beeinflussen die Bewertung positiv. Die Ergebnisse zeigen zudem, dass Habitate, die vor allem in strömungsberuhigten Bereichen vorzufinden sind (Psammal, Xylal, CPOM) eher schlechter bewertet werden. Dies ist auf die geringere Anzahl und Abundanz strömungsliebender Arten und einem vergleichsweise höheren Anteil an Stillwasserarten, welche negativ in die Bewertung eingehen, zurückzuführen.

Der schlechten ökologischen Bewertung des Habitats CPOM steht entgegen, dass dieses eine Bereicherung für den Gewässerabschnitt darstellen kann. In diesem Substrat konnten immerhin drei Arten *(Sigara falleni, Sigara striata* und *Limnephilus extricatus*) mit entsprechender Habitatpräferenz, die ausschließlich hier vorkamen, identifiziert werden. Das Substrat Xylal ist zudem nicht nur als Lebensraum von Bedeutung, sondern durch die Veränderung der Strömungsverhältnisse auch an der Gestaltung der Gewässersohle beteiligt und beeinflusst die Lebensgemeinschaft daher auch indirekt (Gerhard & Reich 2000). Die Ergebnisse der separaten Habitatbewertung zeigen, dass Renaturierungen von Gewässerabschnitten, die zu einer Zunahme von strömungsberuhigten Zonen mit Psammal, Xylal und CPOM führen, in der Bewertung mit PERLODES zu einer Abstufung führen müssen.

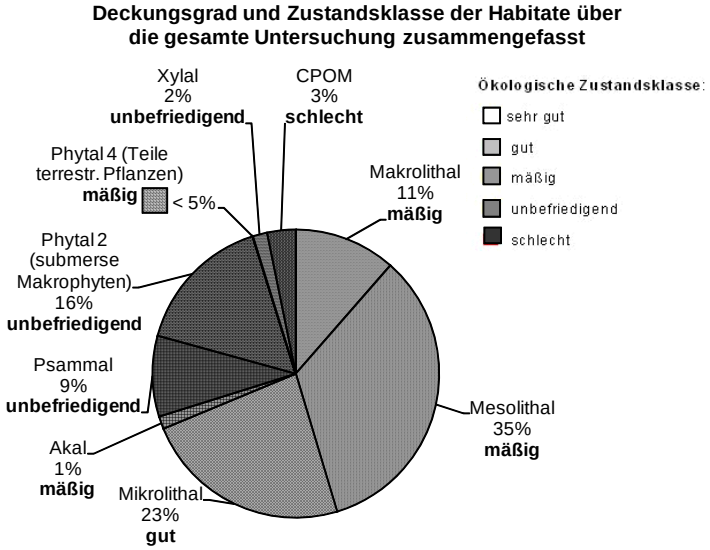


Abb. 2: Deckungsgrad und gemittelte Zusammenfassung des Ergebnisses der ökologischen Bewertung der Habitate (< 5% = 21. Teilprobe).

Sammelmethoden im Vergleich

Zur Erfassung des Artenspektrums eignet sich die Zeitsammelmethode, die im Rahmen des Trendbiomonitorings angewendet wird, besser. Mit dieser Methode konnten 13 Arten zusätzlich erfasst werden, was mit Blick auf die Gesamtartenzahl an dem Untersuchungsabschnitt 14% entspricht.

Für die Beurteilung von Fließgewässern anhand des Artenspektrums und um die Entwicklungen, bzw. Veränderungen der Lebensgemeinschaft zu dokumentieren eignet sich die Trendbiomonitoring-Methode aufgrund der umfangreicheren Erfassung der Arten folglich besser. Der hohe Standardisierungsgrad der WRRL-Methode hat dagegen den Vorteil, dass hier eine größere Vergleichbarkeit im Bezug auf die Anwendung von unterschiedlichen Bearbeitern gewährleistet wird. Letztendlich sollte das Ziel der Untersuchung ausschlaggebend für die Wahl der Methode sein.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Renaturierte Abschnitte der Alb im Stadtbereich von Karlsruhe weisen im Vergleich zu degradierten Abschnitten eine bessere strukturelle Ausgestaltung auf. Dies konnte mit Methoden der Strukturkartierung aufgezeigt und mit bis zu drei Klassen besserer Einstufung bewertet werden. Positive Effekte der Renaturierungsmaßnahmen auf die Fließgewässerlebensgemeinschaft konnten dagegen nicht dargestellt werden. Weder die Artenvielfalt noch der mit PERLODES bewertete ökologische Zustand scheinen von der Renaturierung zu profitieren. Eine im Zuge von Renaturierungen ebenso wie im Fließkontinuum zunehmende Potamalisierung, sowie der urbane Einfluss im Stadtgebiet führen zu Abwertungen im Bewertungssystem PERLODES. Die Abwertung der ökologischen Bewertungsergebnisse im Fließwasserkontinuum der Alb um bis zu drei Stufen, innerhalb des gleichen nominellen Gewässertyps, zeigt andererseits den Bedarf zur regionalen Präzisierung der Gewässertypeneinstufung. Auch für eine bessere indikatorische Abgrenzung der vielfältigen anthropogenen Belastungen in urban beeinflussten Fließgewässern sind in Zukunft weitere Untersuchungen zur Aussagefähigkeit des Bewertungssystems erforderlich.

Literatur

Bostelmann, R., Nadolny, I. (2005): Morphologie und Hydrologie der Alb, in LfU (2005): Das Albtal - Natur und Kultur vom Schwarzwald bis zum Rhein. Heidelberg Ubstadt-Weiher Basel (Verlag Regionalkultur): 22 – 32.

Gerhard, M., Reich, M. (2000): Die Bedeutung des Totholzes als Initiale zur Struktur- und Habitatverbesserung eines begradigten Fließgewässers. Angewandte Landschaftsökologie, Heft 37: 81-90.

LAWA (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer,.Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), Schwerin: 145 S.

LUBW (2010): Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg – Feinverfahren. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), 3. Aufl., Karlsruhe: 64 S.

Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung – Stand Mai 2006. http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/abschlussbericht_20060331_anhang_IX.pdf (20.04.09).

Roos, P. (1999): Faunistische Untersuchungen im Stadtgebiet von Karlsruhe (Bericht zur biologischen Erfolgskontrolle), Karlsruhe.

Roos, P. & Marten, M. (2001): Das Makrozoobenthos der Alb im Stadtgebiet von Karlsruhe. Lauterbornia 41: 89-104.

DER KLIMAWANDEL UND SEINE FOLGEN FÜR DIE GEWÄSSERQUALITÄT

HOFFMANN, M., ST. ZIMMERMANN, U. RAEDER & A. MELZER: Welche Faktoren begrenzen das Wachstum von Najas marina ssp. intermedia?

HÜRDLER, J. & M. VENOHR: Auswirkungen des Klimawandels und der sozioökonomischen Entwicklung auf zukünftige Nährstoffeinträge in die Oder

KLEIN, T., ST. ZIMMERMANN, U. RAEDER & A. MELZER: Najas marina ssp. intermedia und Elodea nuttallii – Profiteure des Klimawandels?

KUEMMERLEN, M., B. SCHMALZ, N. FOHRER, Q. CAI & S. C. JÄHNIG: Arealmodellierung von ausgewählten Makrozoobenthosarten in Fließgewässern: Auswirkungen von Klimawandel und Landnutzung

MARTEN, M.: Makrozoobenthos und Klimawandel – reichen unsere Monitoringsysteme aus?

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Welche Faktoren begrenzen das Wachstum von Najas marina ssp. intermedia?

Markus Hoffmann[1], Stefan Zimmermann, Uta Raeder & Arnulf Melzer

Limnologische Station der TU München, Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf; Email: 1Markus.Hoffmann@wzw.tum.de

Keywords: *Najas marina*, Klimawandel, Keimung, Sediment, Makrophyten, Wassertemperatur

Einleitung

Najas marina ssp. *intermedia* (*Najas intermedia*) galt in Deutschland lange Zeit als gefährdete Art In den letzten Jahren konnte sie jedoch in bayerischen Seen vermehrt beobachtet werden. Betroffen von dieser Verbreitung sind unter anderem der Ammersee und der Staffelsee, aber auch im Chiemsee wurden erste Bestände nachgewiesen. Da es sich bei *Najas* um eine wärmeliebende Wasserpflanze handelt, ist ihre Ausbreitung bis jetzt durch die jeweils in einem See vorherrschenden Temperaturverhältnisse begrenzt. Es besteht jedoch die Gefahr, dass diese Barriere als Folge des Klimawandels verschwindet. Dadurch könnte eine massive Ausbreitung in Habitate erfolgen, die derzeit noch nicht für die Art geeignete sind bzw. in bereits besiedelten Seen könnten sich extreme Massenvorkommen entwickeln. Daher wurde mit Keimungs- und Wachstumsexperimenten im Freiland und Aquarien versucht die Temperaturgrenzen der Art zu definieren und weitere begrenzende Ausbreitungsfaktoren zu identifizieren.

Material und Methoden

Versuchssgebiete

Die Freilandversuche wurden in vier verschiedenen Seen durchgeführt. Drei der Versuchsgebiete, der Sengsee, der Eishaussee und der Große Ostersee gehören zur Osterseenkette, welche sich 50 Kilometer südwestlich von München befindet und in den Starnberger See abfließt. Die Seenkette besteht aus über 20 Einzelseen, die über Kanäle miteinander verbunden sind. Sowohl der Eishaussee als auch der Große Ostersee sind mesotroph und ohne nennenswerten Grundwassereinfluss. Der Sengsee andererseits verfügt über einen starken Grundwassereinfluss und ist auf Grund diverser diffuser Quellen und historischer Vorbelastungen eutroph (Raeder 1990). Unterschiede gibt es auch in der Temperaturentwicklung der Seen. Während der Eishaussee und der Große Osterseen innerhalb der Vegetationsperiode Temperaturen von 20 bis 25°C erreichen können, liegt die Wassertemperatur im Sengsee im gleichen Zeittraum bei Werten zwischen 10 und 13°C. Der Kochelsee, der vierte der Standort liegt 70 km südlich von München am Rand der Bayerischen Alpen. Er wird als oligo-mesotroph eingestuft und verfügt über eine sehr geringe Wassererneuerungszeit von 0,13 Jahren. Die Wassertemperatur des Kochelsees überschreitet nur selten die 15°-Grenze (Lenhart 1995).

Versuchsdurchführung

Von Juli bis Oktober 2009 wurde im Sengsee und im Eishaussee ein Wachstumsversuch mit *Najas intermedia* auf vier verschiedenen Sedimenten durchgeführt. Für das Experiment wurden Sedimente aus dem Starnberger See, dem Waginger See, dem Großen Ostersee und dem Ammersee entnommen, homogenisiert und in Plastiktöpfe mit etwa 2,5 Liter Volumen gefüllt. Forschungstaucher brachten in jedem der Seen 16 Töpfe mit Sediment (vier Wiederholungen pro Sediment) auf einer Wassertiefe von 3 Meter aus. Jeder der Töpfe war mit drei etwa fünf Zentimeter großen *Najas*-Keimling aus dem Waginger See bestückt. Insgesamt wurden 96 Versuchspflanzen in 32 Töpfen vorbereitet. Messungen der Gesamtlänge der Pflanzen fanden wöchentlich statt, zusätzlich wurde mit einem HOBO Temperatursensor der Firma ONSET die Wassertemperatur in ein Stunden Intervallen aufgezeichnet.

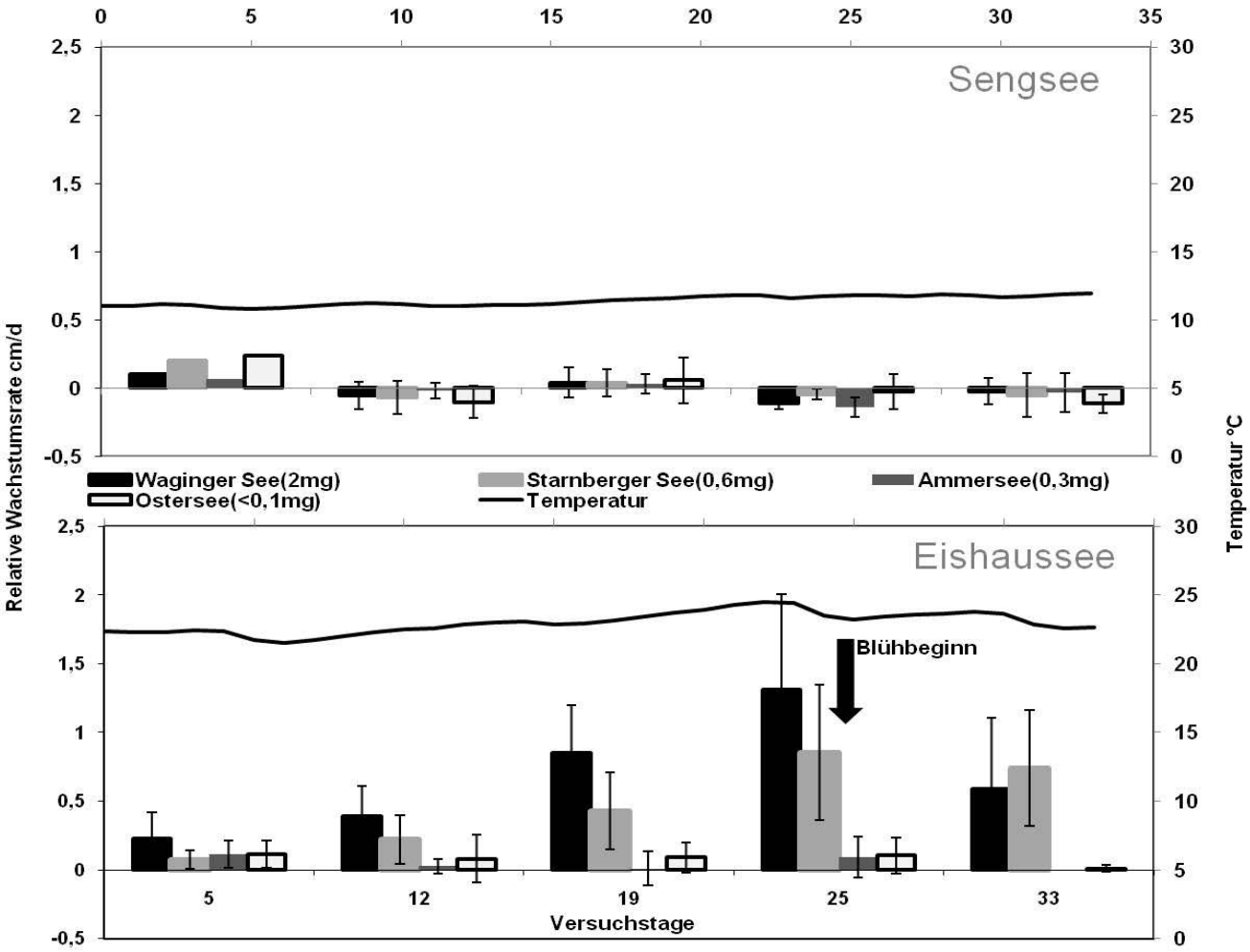
Tab. 1: Nährstoffgehalt der verwendeten Sedimente (mg/kg Sediment)

Sediment	Nitrat	Ammonium	Phosphat
Starnberger See	> 0,5	0,18	**0,6**
Waginger See	> 0,5	0,25	**2**
Großer Ostersee	> 0,5	0,02	**<0,1**
Ammersee	> 0,5	0,06	**0,3**

Im Jahr 2010 wurde die Keimung von *Najas intermedia* an Hand von Samen verschiedener Reifegrade untersucht. Die Samen waren 2009 im Waginger See gesammelt worden und wurden bis zu ihrer Verwendung bei konstanten 4°C in Leitungswasser gelagert. Als Versuchsgebiete dienten der Eishausse, der Große Ostersee, der Sengsee und der Kochelsee. Der Versuchsaufbau bestand aus je einer 40 Zentimeter langen, 5 Zentimeter breiten und 5 Zentimeter hohen Aluminiumschale, welche über 80 Kompartimente verfügt. Jedes Kompartiment war mit homogenisiertem Sediment aus dem Waginger See gefüllt und beinhaltete je einen Samen, der einen Zentimeter tief in das Sediment gedrückt wurde. Es wurde darauf geachtet, dass jede Schale die gleiche Menge an grünen, braunen und schwarzen Samen enthielt. Um einen Verlust der Samen zu verhindern waren alle Aluminiumschalen mit einer engmaschigen Gaze bedeckt. Die Kontrolle der Samen fand vom Anfang Mai bis Ende Juni zweimal die Woche statt, zusätzlich wurde die Wassertemperatur in ein Stunden Intervallen aufgezeichnet.

Ergebnisse und Diskussion

Während des Wachstumsversuchs zeigten sich bereits kurz nach Beginn des Experiments deutliche Unterschiede in der Pflanzenentwicklung. Wie bei Klein (2010) kam es im Sengsee bei Wassertemperaturen unter 15°C zu keinem signifikanten Zuwachs, sondern zu einem Zerfall der Pflanzen. Innerhalb von drei Wochen nach Beginn des Experiments waren im Sengsee keine lebenden Pflanzen mehr auffindbar (Abb.1). Bei Wassertemperaturen zwischen 20 und 25°C wuchsen die *Najas*-Pflanzen im Eishaussee hingegen bis zum Ende der Vegetationsperiode Mitte September. Dies entspricht den Ergebnissen von Klein (2010) der in Aquarienversuchen



nachweisen konnte, dass *Najas* bei Temperaturen unter 15°C nicht lebensfähig ist, bzw. dass ab Wassertemperaturen von 20°C die Wachstumsrate der Pflanze deutlich ansteigt.

Abb.1: Durchschnittliche relative Wachstumsraten von Najas intermedia auf verschiedenen Sedimenten in Sengsee und Eishaussee

Bis zum Blühbeginn in der dritten Versuchswoche korrelieren die Wachstumsraten mit den Phosphatgehalten der Sedimente, mit Ausnahme des Ammersee-Sediments. Obwohl es mit einem Phosphatgehalt von 0,3 mg/kg deutlich über dem Phosphatgehalt des Großen Ostersees liegt, sind die Wachstumsraten auf dem Ammersee-Sediment kontinuierlich niedriger. Die Ursache für diese Abweichung ist in der Zusammensetzung des Sediments zu finden (Tab.2). Ammersee-Sediment besteht im Gegensatz zu Ostersee-Sediment vornehmlich aus sandigen Bestandteilen (0,06 – 2 mm), welche die benötigte Kraft zum durchdringen des Substrates deutlich erhöhen und somit die Wurzelentwicklung bei *Najas marina* hemmen (Handley 2002). Als Folge der gestörten Wurzelentwicklung ist die Nährstoffaufnahme aus dem Sediment deutlich geringer, was sich wiederum negativ auf das Wachstum auswirkt. Nach Einsetzen der Blütenbildung kam es auf allen Sedimenten zu einer stetigen Reduzierung der Wachstumsraten bis zum Ende der Vegetationsperiode. Der Blühbeginn setzte bei allen Pflanzen, unabhängig vom Substrat, in der dritten Woche nach Versuchsbeginn ein. Der Blühzeitpunkt ist somit nicht abhängig von der Wachstumsrate der Pflanzen bzw. dem Sediment auf dem sie wachsen. Freilandbeobachtungen an verschiedenen natürlichen Beständen von *Najas intermedia* in den Jahren 2008 bis 2010 zeigten, dass nach einer Überschreitung der 20°C-Temperaturgrenze innerhalb von zwei bis vier Wochen

Blüten gebildet wurden. Der gleiche Effekt konnte auch von Klein (2010) in verschiedenen Versuchen in Klimakammern beobachtet werden. Die Blütenentwicklung ist somit primär temperaturabhängig.

Tab.2: Korngrößen der Sedimente aus Ammersee und Großem Osterseen

Sediment	Korngröße [%]			
	0-0,002 mm	**0,002-0,006 mm**	**0,006-0,02 mm**	**0,02-0,06 mm**
Ostersee	4,5	14,3	20,2	19,8
Ammersee	<0,2	<0,2	0,8	0,8
	0,06-0,2 mm	**0,2-0,6 mm**	**0,6-2 mm**	**> 2mm**
Ostersee	20,4	16,8	3,0	1,0
Ammersee	18,6	77,9	1,9	<0,1

Agami (1984) und van Vierssen (1982) konnten in ihren Untersuchungen zur Keimung von *Najas marina* nachweisen, dass die Keimungsraten der Samen von mehreren Faktoren beeinflusst werden. Beispielsweise kommt es zu einer Erhöhung der Keimungsrate wenn die Schale der Samen beschädigt ist oder wenn die Samen unter Lichtausschluss keimen können. Als wichtigster Faktor für eine erfolgreiche Keimung zeigte sich die Überschreitung einer bestimmten Temperaturschwelle. Sowohl van Vierssen (1982) als auch Agami (1984) definierten als Kriterium für eine erfolgreiche Keimung eine Schwellentemperatur von 15°C bei Licht bzw. von 12°C unter Lichtausschluss und bestätigten dies auch experimentell. Die 2010 durchgeführten Keimungsversuche im Freiland unterstützen diese Ergebnisse. Samen die im Kochelsee und Sengsee ausgebracht wurden, kamen innerhalb der zweimonatigen Versuchsdauer nicht zur Keimung, da keiner der Seen Wassertemperaturen von mehr als 11 °C erreichte. Nur im Eishaussee und im Großen Ostersee waren die Samen bei Temperaturen zwischen 13 bis 18°C (Abb.2) in der Lage zu keimen. Die Zeitspannen zwischen Einsetzen der Samen und erstem sichtbaren Keimling waren mit 20 (Eishausse) bzw. 18 Tagen (Gr. Ostersee) in beiden Seen relativ ähnlich. Ein deutlicher Unterschied zeigte sich dagegen bei der Keimungsrate (Abb.2).

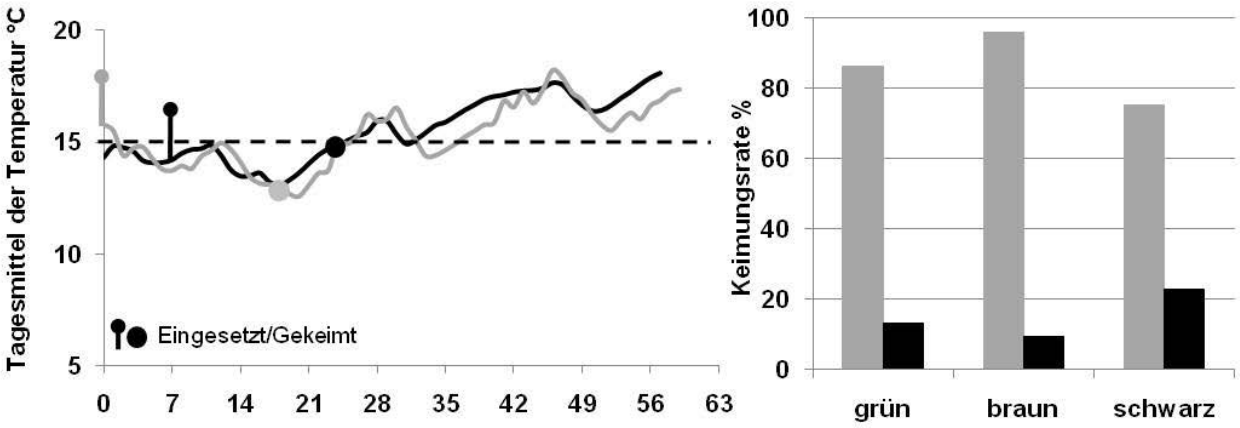


Abb. 2: a) Temperaturkurven und b) Keimungsraten nach Reifegrad der *Najas*-Samen im Eishaussee (schwarz) und Großer Ostersee (grau).

Während im Großen Ostersee insgesamt über 80 Prozent der Samen keimten, so waren es im Eishaussee im gleichen Zeitraum nur 18,5 Prozent. Dieser geringe Keimungserfolg im Eishaussee lässt sich auf einen Effekt zurückführen den Handley (2005) entdeckte. *Najas*-Samen die längere Zeit bei unter 15°C gelagert werden verfallen in regelmäßigen Abständen in Samenruhe, sofern die Temperatur innerhalb der aktiven Periode nicht über 15°C steigt. Ein Wechsel von Aktiv- in Ruhephase kann innerhalb von zwei bis vier Wochen geschehen. Da im Eishaussee diese Temperaturschwelle erst zwei Wochen nach dem Einsetzten der Samen erreicht bzw. überschritten wurde, ist es angesichts der signifikant niedrigeren Keimungsraten wahrscheinlich, dass die Samen in Dormanz verfielen. Die Wassertemperaturen im Großen Ostersee hingegen lagen bereits am Tag der Ausbringung und einige Tage danach bei über 15°C (Abb.2). Ein kurzzeitiger Impuls von 15°C oder mehr scheint somit auszureichend um innerhalb der aktiven Phase der Samen einen hohen Keimungserfolg zu bewirken.

Zusammenfassung und Ausblick

Die Ergebnisse der Freiland- und Aquarienversuche, sowie die Erkenntnisse von Agami (1984) und Handley (2002; 2005), legen nahe, dass die Ausbreitung und das Wachstum von *Najas intermedia* vornehmlich durch bestimmte Temperaturschwellen limitiert wird. Diese Grenzwerte konnten im Rahmen der Experimente relativ genaue definiert werden. Minimaltemperaturen von 12 bzw. 15°C werden für die Keimung und das Wachstum benötig, für den Beginn der Blütenbildung hingegen müssen Temperaturen von 20°C oder mehr erreicht werden. Es ist wahrscheinlich das diese Schwellenwerte auf Grund der stetigen klimabedingten Erwärmung der Gewässer (Austin 2008; Winder 2004) in immer mehr Seen erreicht und überschritten werden und somit eine verstärkte Ausbreitung von *Najas intermedia* in Zukunft nicht auszuschließen ist. Für genauere Prognosen ist es jedoch wichtig den Faktor Zeit in Zusammenhang mit den festgestellten Temperaturschwellen genauer zu untersuchen. Besonders die Auswirkung von Dauer und Zeitpunkt der Überschreitung müssen genauer analysiert werden.

Danksagung

Besonderer Dank geht an die Mitarbeiter und Studenten der Limnologischen Station der TU München für ihre Unterstützung bei der Durchführung der Versuche. Desweiteren an den Forschungsverbund FORKAST für die Finanzierung der Doktorarbeiten, in deren Rahmen diese Untersuchungen durchgeführt wurden.

Literatur

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

Austin, J. & Coleman, S. (2008): A century of temperature variability in Lake Superior. *Limnology and Oceanography*, 53, 2724-2730.

Handley, R. & Davy, A. (2005): Temperature effects on seed maturity and dormancy cycles in an aquatic annual, Najas marina, at the edge of its range. Journal of Ecology 93(6): 1185-1193.

Handley, R. & Davy, A. J. (2002): Seedling root establishment may limit Najas marina L. to sediments of low cohesive strenght. Aquatic botany 73: 129-136.

Lenhart, B., Hamm A., et al. (1995): Limnologische Entwicklung des Kochelsees 1979 - 1993. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft; 2; 95. München, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.

Klein, T. (2010): Najas marina ssp. intermedia und Elodea nuttallii als Profiteure des Klimawandels. DGL-Tagungsbericht 2010 (Bayreuth)

Raeder, U. B. C. (1990): Vergleichende Untersuchung der Phytoplanktonsukzession in 15 Seen des Osterseengebietes. Limnologische Station, WZW, Department für Ökologie TU München,

van Vierssen, W. (1982): SOME NOTES ON THE GERMINATION OF SEEDS OF NAJAS MARINA L. Aquatic Botany 12: 201-203.

Winder, M. & Schindler, D.E. (2004): Climatic effects on the phenology of lake processes. *Global Change Biology*, 10, 1844-1856.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth)

Auswirkungen des Klimawandels und der sozioökonomischen Entwicklung auf zukünftige Nährstoffeinträge in die Oder

Jens Hürdler & Markus Venohr

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Abteilung Limnologie von Flussseen, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin

Keywords: MONERIS, Entwicklungsszenarien, Nährstoffeinträge, Oder, Nährstofffrachten

Einleitung

Im Rahmen des europäischen Projektverbunds BONUS wurde das Projekt AMBER (**A**ssessment and **M**odelling **B**altic **E**cosystem **R**esponse) im Jahr 2009 etabliert. Der Fokus wird hierbei auf die Schaffung einer Brücke zwischen ökologischen Bedürfnissen und der Anwendung politischer Managementoptionen gelegt. Direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche und Frachten der angrenzenden Flusseinzugsgebiete stellen die dominanten Nährstoffeintragsquellen für die Ostsee dar und beeinflussen somit auch erheblich das Ostseeökosystem. Um angemessene Managementpläne für eine Verbesserung des Gewässerökosystems zu schaffen, ist es notwendig, die funktionale Beziehung zwischen den Einträgen in das Flusseinzugsgebiet, den dortigen Transformations- und Retentionsprozessen sowie den daraus resultierenden Frachten aus dem limnischen System in die Küstengewässer zu verstehen. Das Nährstoffeintragsmodell MONERIS (**MO**delling **N**utrient **E**missions in **RI**ver **S**ystems) wird hierbei verwendet, um vergangene, rezente und zukünftige Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet in die Oberflächengewässer und die Nährstofffrachten aus dem Gewässersystem in die angeschlossenen Wasserkörper zu berechnen. Durch seine bedeutende Position als einer der wichtigsten Emittenten von Nährstoffen in das Stettiner Haff und somit in die Ostsee wurde die Oder als Untersuchungsgebiet gewählt. Darüber hinaus wurden modellierte klimatische und sozioökonomische Änderungen in die Betrachtungen mit einbezogen. Die Effekte dieser Umgestaltungen auf die Hydrologie und die Nährstoffeinträge in das limnische System wurden bei der Modellierung zukünftiger Bedingungen im Einzugsgebiet der Oder berücksichtigt (BACC Author Team 2008).

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Odereinzugsgebiet ist im Süden der Ostsee gelegen und bedeckt eine Fläche von 118.611 km² (Behrendt et al. 2005). Die maximale Ausdehnung des Einzugsgebietes erstreckt sich zwischen 49°30’ N und 53°50’ N sowie zwischen 13°00’ E und 20°00’ E. Nach einer Lauflänge von 912 km entwässert die Oder sein Einzugsgebiet mit einem mittleren Abfluss von 550 m³/s in das Stettiner Haff. In Bezug auf die Ostsee ist das Einzugsgebiet der Oder einer der dominantesten Nährstoffemittenten. Dieser Umstand ist begründet durch eine intensive Landwirtschaft und Emissionen von 15,5 Mio. Einwohnern (Abb. 1), welche zu großem Anteil in Agglomerationsräumen leben (Behrendt et al. 2008).

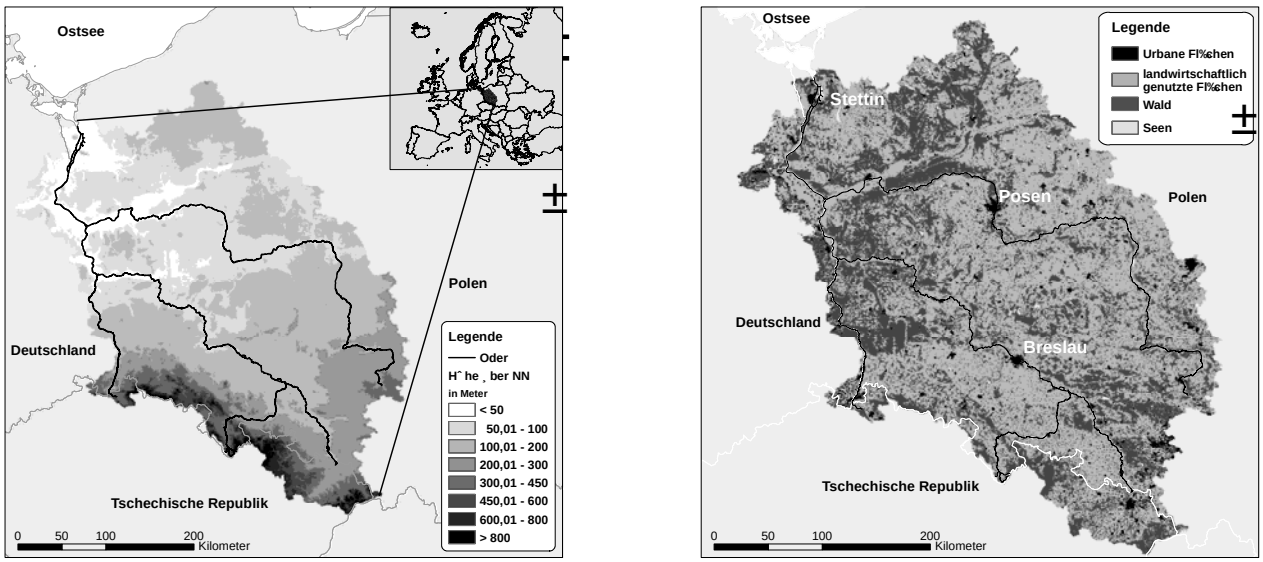


Abb. 1: Odereinzugsgebiet: geographische Verortung (links) und Landnutzungsverteilung (rechts)

Daten

Für die Berechnungen mit MONERIS wurde das Odereinzugsgebiet in 493 Teileinzugsgebiete unterteilt. 14 % der Teileinzugsgebiete besitzt eine Größe unter 20 km², die mittlere Größe der gesamten Teileinzugsgebiete beläuft sich auf 240 km². Der Großteil der benötigten Daten für die Modellläufe wird durch ein Geographisches Informationssystem (GIS) bereitgehalten. Die Niederschlagsinformationen sind einer globalen Datenbasis entnommen. Hierfür wurden die Daten des Global Precipitation Climatology Centre (GPCC) herangezogen. Als Erweiterung der Niederschlagszeitreihe kommen zukünftige Niederschlagsdaten aus dem Regionalen Klimamodell (REMO) des Max-Planck-Instituts für Meteorologie zur Anwendung (Umweltbundesamt 2006). Werte für die atmosphärische Deposition entstammen der Datenbank des European Monitoring and Evaluation Programm (EMEP). Für die Betrachtung der sozioökonomischen und landwirtschaftlichen Entwicklung werden Ergebnisse des IKZM-Oder Projektes herangezogen, basierend auf den Arbeiten des Instituts für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) (Hirschfeld et al. 2009).

Methoden

Die Modellierung von Nährstoffeinträgen in das limnische System im Zeitraum von 1983 bis 2020 wurde mit Hilfe des Nährstoffeintragsmodells MONERIS realisiert. Für die Berechnung werden diffuse Einträge über Erosion, Abschwemmung, Grundwasser, drainierte Flächen und versiegelte urbane Flächen sowie atmosphärische Deposition auf Wasserflächen unterschieden. Ferner werden über ein Kläranlageninventar Punkteinträge berücksichtigt. Um Nährstofffrachten in den Oberflächengewässern und in die Meere beschreiben zu können werden zusätzlich Retentions- und Verlustprozesse im Grundwasser und in Oberflächengewässern modelliert (Venohr et al. 2010b, http://moneris.igb-berlin.de/). Unter Berücksichtigung sozioökonomischer Veränderungen, insbesondere des Landnutzungswandels, sowie klimatischer Veränderungen erfolgte die Modellierung zukünftiger Nährstoffeintragsbedingungen. Hierfür wurden die sozioökonomischen Entwicklungsszenarien „business as usual“, „Liberalisation“ und „Regionalisation“ in die Modellierung integriert. Die Spanne der sozioökonomischen Entwicklungsszenarien reicht von einem Anstieg der landwirtschaftlichen Aktivitäten („Regionalisation“ Szenario) bis zu einer Verringerung derselben („Liberalisation“ Szenario) (Hirschfeld et al. 2009). Eine Abschätzung der modellierten zukünftigen Nährstoffeintrags- und Nährstofffrachtbedingungen konnte durch die Kombination der sozioöko-

nomischen Entwicklungsszenarien und Klimaszenarien erreicht werden. Zur Identifikation realer Effekte der klimatischen Veränderungen und einem sozioökonomischen Wandel erfolgte eine separate Berechnung der Szenarien. Konstante klimatische Bedingungen ermöglichen eine Analyse der realen Effekte aus sozioökonomischen Veränderungen.

Zu diesem Zweck wurden mittlere Bedingungen über den Zeitabschnitt 1983 bis 2005 (long term) verwendet, welche in ihrer Ausprägung den Bedingungen des Jahres 2005 sehr ähnlich sind. Es zeigte sich, dass die mittleren Bedingungen sowohl hinsichtlich des Gesamtabflusses als auch der monatlichen Verteilung der Abflüsse in etwa den Bedingungen im Jahr 2005 entsprechen (Venohr et al. 2010).

Ergebnisse

Die Entwicklung der Gesamtstickstoff- (TN) und Gesamtphosphoreinträge (TP) in die Oberflächengewässer des Oderflusssystems von 1983 bis 2005 ist von starken Transformationsprozessen und Umbrüchen gekennzeichnet.

In Folge der deutsch-deutschen Wiedervereinigung und einem daraus resultierenden vorübergehenden Zusammenbruch der landwirtschaftlichen Nutzung in den polnischen und tschechischen Einzuggebietsbereichen kam es zu einem signifikanten Rückgang der Gesamtstickstoffeinträge. Im weiteren Verlauf der frühen 1990'iger Jahre kam es zu einer Erholung der Landwirtschaft und einem damit einhergehenden gesteigerten Düngemitteleinsatz, wodurch die Gesamtstickstoffeinträge wieder leicht anstiegen. Auf Grund einer stärkeren Anreicherung von Phosphor in den Böden zeigt sich für die Gesamtphosphoreinträge eine kontinuierliche Entwicklung. Einer Steigerung der Gesamtphosphoreinträge bis zu einem Maximum in den frühen 1990'iger Jahren folgte ein Rückgang auf das Niveau von 2005 (Venohr et al. 2010a).

Für eine detaillierte Betrachtung der modellierten zukünftigen Nährstoffeinträge werden die Ergebnisse des Jahres 2020 verwendet.

Der reale Effekt auf die zukünftigen Nährstoffeinträge durch die sozioökonomischen Entwicklungsszenarien fällt gering aus. Die Veränderung der spezifischen Nährstoffeinträge des Jahres 2020 im Vergleich zu denen unter long term Bedingungen (7,3 kg/(ha·a) TN und 0,48 kg/(ha·a) TP) ist geringer als 1 kg/(ha·a) für TN und unter 0,01 kg/(ha·a) für TP (siehe Tab. 1).

Tab. 1: Vergleich der Effekte aus Szenarienkombinationen

		klimatische long term (1983-2005) Bedingungen		Klimaszenarien REMO					
				A1B	A2	B2	A1B	A2	B2
sozio-ökonomische Entwicklungs-szenarien	BAU 2020	7,6	0,48	8,9	8,3	6,7	0,61	0,59	0,49
	LIB 2020	7,2	0,48	8,4	7,8	6,4	0,60	0,59	0,49
	REG 2020	8,0	0,48	9,4	8,7	7,1	0,61	0,59	0,49
		TN in kg/(ha·a)	TP in kg/(ha·a)	TN in kg/(ha·a)			TP in kg/(ha·a)		

Durch die Kombination der sozioökonomischen Entwicklungsszenarien mit den Klimaszenarien erhöhen sich die Effekte auf die modellierten zukünftigen Nährstoffeinträge.

Ein starker Anstieg der spezifischen Gesamtstickstoffeinträge ist für die Kombination des Regionalisationsszenarios mit relativ feuchten Bedingungen (REMO A1B) zu erkennen. Im Vergleich zu

den long term Bedingungen steigen die modellierten Einträge um 2,1 kg/(ha·a) TN. Im Gegensatz dazu kommt es für die Kombination des Liberalisationszenarios mit relativ trockenen Bedingungen (REMO B2) zu einem modellierten Rückgang der Gesamtstickstoffeinträge um 0,8 kg/(ha·a) TP. Diese beiden Werte beschreiben in ihrer Ausprägung die obere und untere Grenze der modellierten Gesamtstickstoffeinträge.

Eine ähnliche Entwicklung können die potentiellen Gesamtphosphoreinträge verzeichnen. Die Kombination des Regionalisierungsszenarios mit relativ feuchten Klimabedingungen (REMO A1B) ergibt eine modellierte Steigerung um 0,13 kg/(ha·a) TP im Verhältnis zu den long term Bedingungen. Auch für die Gesamtphosphoreinträge markiert diese Szenarienkombination die maximal modellierte Steigerung. Die untere Grenze der modellierten gebietsspezifischen Gesamtphosphoreinträge wird durch die Kombination von relativ trockenen Klimabedingungen (REMO B2) und dem Liberalisierungsszenario festgelegt. Hierbei kommt es zu einer Steigerung der Gesamtphosphoreinträge um 0,01 kg/(ha·a) TP (siehe Tab. 1).

Der Bereich in dem sich die modellierten Nährstoffeinträge für das Jahr 2020 bewegen kann für Gesamtstickstoff zwischen einer Steigerung und einem Rückgang im Verhältnis zu den long term Bedingungen schwanken. Hingegen ist der Schwankungsbereich für modellierte zukünftige Gesamtphosphoreinträge nur durch steigende Einträge im Verhältnis zu den long term Bedingungen gekennzeichnet.

Diskussion

Die Entwicklungsbetrachtung von Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphoreinträgen aus dem Odereinzugsgebiet in den Jahren 1983 bis 2005 hat gezeigt, dass anthropogene Transformationsprozesse einen großen Einfluss auf die Nährstoffeintragssituation in einem Flusseinzugsgebiet ausüben können. Speziell im Falle der Gesamtstickstoffeinträge erscheinen diese Effekte sehr drastisch (Venohr et al. 2010a).

Für eine Abschätzung modellierter zukünftiger Nährstoffeinträge ist es daher von hohem Interesse eine Implementierung sozioökonomischer Entwicklungsszenarien in den Modellierungsprozess zu berücksichtigen. Die drei in dieser Studie verwendeten sozioökonomischen Entwicklungsszenarien erzielten einen relativ geringen eigenständigen Effekt auf die Nährstoffeintragssituation.

Für weiterreichende Studien erscheinen intensivere sozioökonomische Entwicklungsszenarien als realistischer. Es sollte die im Odereinzugsgebiet zunehmende landwirtschaftliche Nutzung durch den Anbau von Pflanzen für die Bioenergiegewinnung (Mais, Raps etc.) beachtet werden, wie auch eine sich steigernde Tierproduktion für einen gesteigerten Fleischbedarf als Nahrungsmittel (Krämer et al. 2010).

Die gewonnenen Erkenntnisse durch die Berechnung der Szenarienkombinationen aus sozioökonomischer Entwicklung und klimatischer Veränderung zeigen eine hohe Beeinflussung der Ergebnisse durch die klimatische Entwicklung. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die verwendeten Klimaszenarien nur eine mögliche Entwicklung des Klimatrends beschreiben. Das Ostseeeinzugsgebiet befindet sich bei der Klimamodellierung in einem Bereich großer Unsicherheiten. Es befindet sich in einer Übergangszone stark abweichender Klimaentwicklungen in Abhängigkeit von den verwendeten Klimamodellen. Bei der Vielzahl von verschiedenen Klimamodellen schwanken diese Bereiche unterschiedlich stark und somit auch die modellierten zukünftigen klimatischen Bedingungen (Kjellström et al. 2010). Daher ist eine detaillierte Betrachtung der verwendeten Eingangsdaten notwendig. Durch eine Multimodellstudie sollte die Bandbreite möglicher Änderungen betrachtet werden.

Danksagung

Diese Untersuchungen wurden im Rahmen der Projekte IKZM-Oder (03F0465F) und AMBER (03F0485C), durch das BMBF und die EU gefördert.

Literatur

BACC Author Team (2008): Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin, Springer, Berlin, 473 pp.

Behrendt, H., Opitz, D., Kolanek, A., Korol, R., Stronska, M. (2008): Changes of nutrient loads in the Oder River during the last century – their causes and consequences. Journal of Water and Land Development. No.12, 127-144.

Behrendt, H. und Dannowski, R. (2005): Nutrients and heavy metals in the Oder River system, Weißensee Verlag, Berlin, 353 pp.

Hirschfeld, J., Behrendt, H., Edler, J., Janßen, H., Knippschild, R. & Czarnecka-Zawada, S. (2009): Transformationsprozesse im Einzugsgebiet der Oder – Szenarien 2020. IKZM Oder Berichte 56.

Kjellström, J., Nikulin, G., Hansson, U., Strandberg, G., Ullerstig, A. (2010): 21st century changes in the European climate: uncertainties derived from an ensemble of regional climate model simulations, Tellus 2010.

Krämer, I., Hürdler, J., Hirschfeld, J., Venohr, M., Schernewski, G. (eingereicht 2010): Nutrient fluxes from land to sea: consequences of future scenarios on the Oder river basin – lagoon – coastal sea system, International Review of Hydrobiologie.

Umweltbundesamt (2006): Künftige Klimaänderungen in Deutschland – Regionale Projektionen für das 21.Jahrhundert. 7 pp.

Venohr, M., Hürdler, J. & Opitz, D. (2010a): Potential von Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffflüsse im Einzugsgebiet der Oder. Coastline Reports 15. S. 151-166.

Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Ortelbach, K., Natho, S., Neumann, F., Hürdler, J. (2010b): Handbuch MONERIS, Berlin, 122 S.

Najas marina ssp. *intermedia* und *Elodea nuttallii* – Profiteure des Klimawandels?

Tobias Klein[1], Stefan Zimmermann[1], Uta Raeder [1] & Arnulf Melzer[1]

[1] Limnologische Station der TU München, Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf, Email: tobias.klein@wzw.tum.de; stefan.zimmermann@tum.de; uta.raeder@tum.de; arnulf.melzer@wzw.tum.de

Keywords: Makrophyten, aquatische Neophyten, Temperatureinfluss, Keimung

Einleitung

Durch den Klimawandel kommt es zu einem Anstieg der Jahresmitteltemperaturen, mit Auswirkungen auf die Flora aquatischer Ökosysteme. Heimische thermophile Makrophyten breiten sich in der Folge aus und es kommt vermehrt zu Invasionen neophytischer Arten. Beispiele dafür sind die heimische *Najas marina* ssp. *intermedia* (im Weiteren *N. intermedia*) und der Neophyt *Elodea nuttallii*. Während *N. intermedia* bis vor wenigen Jahren nur in einigen warmen Seen vorkam, so ist sie mittlerweile in vielen weiteren Seen anzutreffen. Auch *E. nuttallii*, breitet sich momentan invasiv aus und bildet teilweise Massenvorkommen. Die Ausbreitungsstrategien beider Arten ist jedoch grundsätzlich unterschiedlich: Während sich *N. intermedia*, eine annuellen Art, ausschließlich durch Samen verbreitet, vermehrt sich *E. nuttallii* bei uns rein vegetativ.

Im Rahmen der Untersuchungen, zeigte sich, dass es ab einer mittleren Wassertemperatur von 20°C zur Vegetationszeit eine deutliche Änderung der Wachstumsraten gibt (20°C-Hypothese). Ein weiterer Aspekt ist der Einfluss der Temperatur auf die Blütebildung, Samenreife und Keimung von *N. intermedia.*

Material und Methoden

Alle Aquarienversuche wurden in Klimakammern an der Limnologischen Station in Aquarien mit 120 Litern Fassungsvermögen durchgeführt. Um möglichst natürliche Bedingungen zu erhalten wurden Sediment aus Seen entnommen, an denen sich im Freiland *Najas*- beziehungsweise *Elodea*-Bestände befinden. Das Wasser stammt aus dem Starnberger See, welches sich auf Grund seiner Wasserchemie für die Versuche als geeignet erwies. Als Versuchspflanzen wurden *Najas*-Keimlinge aus dem Waginger See und *Elodea*-Sprossstücke aus dem Tegernsee genutzt.

Für die Keimungsexperimente wurden am Ende der Vegetationsperiode 2009 an fünf Seen in Oberbayern Samen von *Najas* gesammelt und bei 4°C lichtgeschützt gelagert. Im Frühjahr 2010 wurden die Samen in Petrischalen, mit Wasser bedeckt und abgedunkelt, bei vier unterschiedlichen Temperaturstufen (10°C, 15°C, 20°C, 25°C) ausgebracht.

Ergebnisse und Diskussion

Aquarienversuch mit Najas intermedia

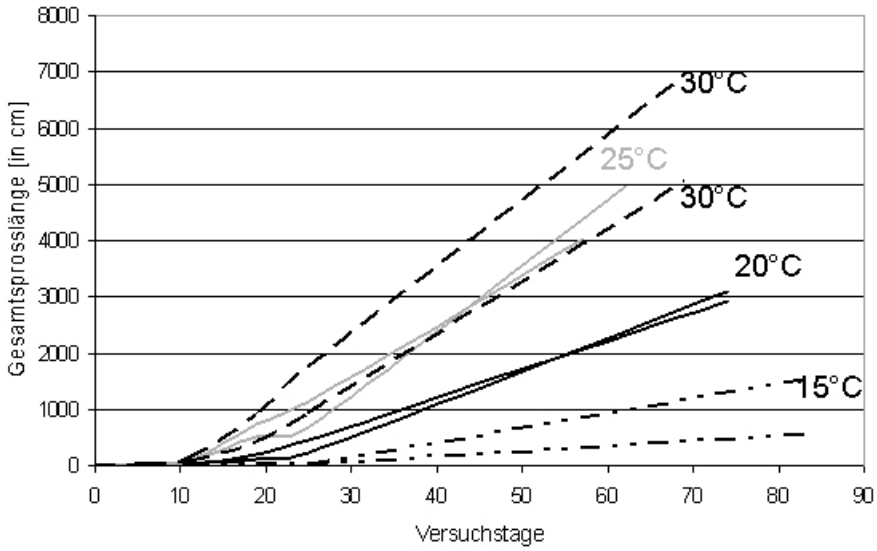


Abbildung 1: Absolute Sprosslängen in den jeweiligen Aquarien (10°C-Stufe nicht dargestellt)

Es zeigt sich deutlich (Abb. 1), dass das Längenwachstum von *N. intermedia* bei 25°C und bei 30°C annähernd gleich ist und dass bei 15°C sich nur ein vergleichsweise geringeres Wachstum stattfand. Deutlich abgesetzt ist dagegen die 20°C-Stufe. Nicht dargestellt sind die Aquarien der 10°C-Stufe, deren Pflanzen nach nur 11 Tagen ohne Wachstum abgestorben waren. Außerdem war in den Aquarien zu beobachten, dass es erst ab 20°C zur Blütenbildung kam und erst ab 25°C Bildung von Samen.

Offenbar liegt bei etwa 15°C Wassertemperatur die untere Grenze für das Wachstum von *Najas intermedia*. Die genaue Grenze ist aber noch nicht bekannt, so konnten Agami & Waisel (1983) bei 13°C geringes Wachstum beobachten. Eine weitere Grenze stellt 20°C dar, oberhalb dieser Temperatur gibt es starkes Wachstum, unterhalb herrschen für die Pflanzen keine optimalen Bedingungen. Der ökologische Hintergrund dürfte die Saisonalität von *N. intermedia* sein, die erst nach Überschreiten des Schwellenwertes von 20°C starkes Wachstum aufweist. Der Effekt zeigt sich auch bei der Blüten und Samenbildung, hier ist der Schwellenwert von 20°C bzw. 25°C entscheidend für die Arterhaltung und die Verbreitung.

Keimungsversuch mit Najas intermedia

Nach 77 Tagen Versuchslaufzeit war bei allen vier Temperaturstufe eine Keimung zu beobachten (Abb. 2), allerdings gibt es deutliche Unterschiede bei der Anzahl an Keimungen. Sehr deutlich ist der Unterschied zwischen 10°C und den anderen drei Temperaturstufen. Während bei der niedrigsten Temperaturstufe insgesamt nur 3 Samen gekeimt sind, keimten bei den anderen drei Stufe insgesamt zwischen 37 (20°C) und 54 Samen (25°C).

Wie schon beim Wachstumsversuch ist auch beim Keimungsversuch eine deutliche Grenze zu erkennen, die miteinander korrelieren: Die Keimung erfolgt praktisch erst ab 15°C, der Temperatur die sich beim anderen Versuch als Untergrenze für das Wachstum erwies. Frühere Untersuchungen (Agami & Waisel 1984a; Handley & Davy 2005) zeigten ebenfalls, dass die optimale Keimtemperatur für *Najas* im Bereich von 20°C liegt. Allerdings konnte van Vierssen (1982), bei Dunkelheit, die Samen bereits bei 12°C zur Keimung bringen.

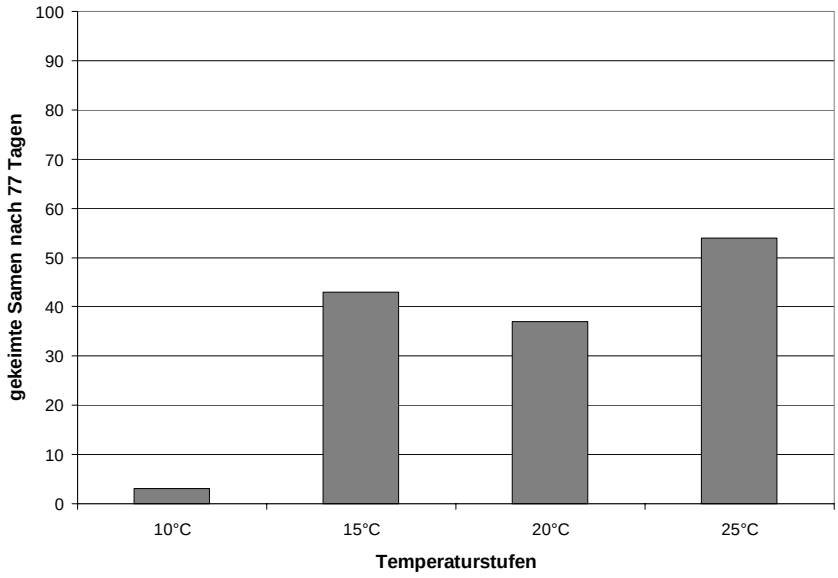


Abbildung 2: Gesamtzahl der gekeimten Najas-Samen der verschiedenen Temperaturstufen

Aquarienversuch mit Elodea nuttallii

Bei diesem Versuch wurde das Konkurrenzverhalten der beiden Wasserpest-Arten *Elodea nuttallii* und *E. canadensis* verglichen, wobei das Mischungsverhältnis der Arten variierte (Dominanz einer Art, gleiches Verhältnis, Reinbestand) und zwei Temperaturstufen existierten (10°C, 20°C).

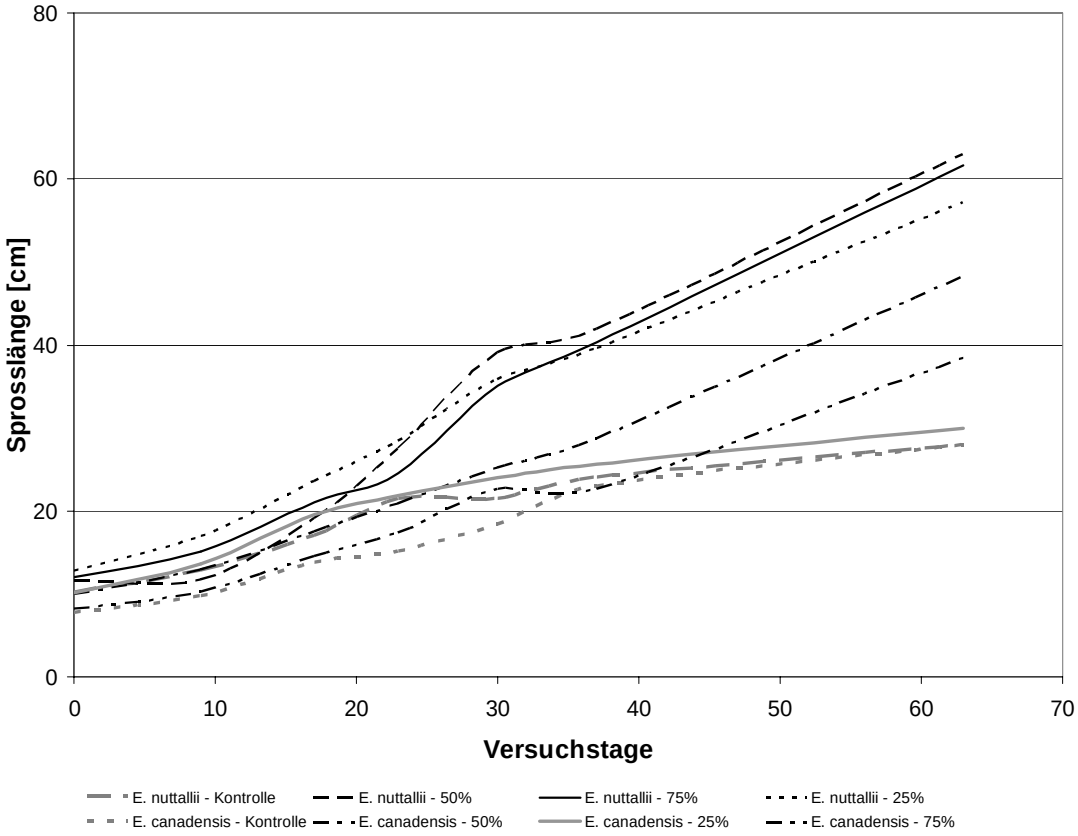


Abbildung 3: Sprosslängen von Elodea nuttallii und E. canadensis bei unterschiedlich starker Konkurrenz und einer Wassertemperatur von 20°C

Während bei die 10°C praktisch kein Unterschied zwischen den Varianten zu erkennen ist, so ergibt sich bei 20°C (Abb. 3) ein sehr eindeutiges Bild: *E. nuttallii* zeigt immer das deutlich besseres Wachstum wie *E. canadensis*. Auffällig ist auch, dass beide Arten im Reinbestand (Kontrollen) keinen Unterschied aufweisen und zudem die Kontrollen auch das geringste Wachstum überhaupt zeigen.

Offenbar fördert Konkurrenz das Wachstum der *Elodea*-Arten. Dies könnte ein Grund für Massenausbreitung beider Arten sein, wovon besonders *E. nuttallii* zu profitieren scheint. Bereits Barrat-Segretain (2005) zeigte, dass *E. canadensis* gegenüber *E. nuttallii* unterlegen ist. Dieses Phänomen ist auch vielerorts im Freiland zu beobachten, wo *E. nuttallii*, die bereits früher nach Mitteleuropa eingeschleppte, *E. canadensis* von ihren Standorten verdrängt. Ebenfalls ein Konkurrenzvorteil beider *Elodea*-Arten ist das Verhalten bei niedrigen Temperaturen. So zeigen sie zwar bei 10°C praktisch kein Wachstum, allerdings sterben sie nicht ab. Dadurch können sie die kältere Periode überdauern und bei Erwärmung des Wassers sofort mit dem Wachstum beginnen, womit sie die anderen Makrophyten übervorteilen.

Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Die Ergebnisse zeigen, dass die beiden vorgestellten Makrophytenarten unterschiedlich auf die Folgen einer Klimaveränderung reagieren. So profitiert *Najas intermedia* besonders davon, dass durch die steigenden Temperaturen die Vegetationsperiode verlängert wird. Im wärmeren Frühjahr kann die Pflanze früher auskeimen und ein längerer, warmer Herbst stellt sicher, dass die Samenreife erfolgreich ist. Somit ist ein Überleben des Bestands auch für das nächste Jahr gewährleistet. Die 20°C-Marke stellt hierbei offenbar einen entscheidenden Schwellenwert dar, bei dessen Überschreitung *N. intermedia* ein deutlich verstärktes Wachstum zeigt. *Elodea nuttallii* dagegen profitiert eher von den milderen Wintern, welche sie leicht überdauern kann und dann frühzeitig austreiben kann, wodurch sie einen Konkurrenzvorteil hat. Ein weiterer Vorteil gegenüber anderer Makrophyten ist die hohe Konkurrenzstärke von *E. nuttallii*.

In weiteren Experimenten, die zum Teil bereits im Sommer 2010 gelaufen sind oder im Moment aktuell noch laufen, sollen diese ersten Ergebnisse untermauert werden. Außerdem ist es noch nötig weitere Einflussfaktoren zu betrachten um sich ein abschließendes Bild machen zu können. Ein interessanter Aspekt ist dabei auch, wie sich der klimtisch ungewöhnliche verlaufene Sommer 2010 auf die Makrophytenbestände, besonders von *N. intermedia*, im Folgejahr auswirkt.

Danksagung

Diese Untersuchungen wurden im Rahmen des Forschungsverbundes FORKAST durchgeführt, gefördert durch das Bayrische Staatsministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst. Ein besonderer Dank geht auch an Susanne Lehner, Anna David, Barbara Litzlfellner und Martin Friedel für ihre hilfreiche Mitarbeit im Rahmen ihrer Diplomarbeiten.

Literatur

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

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

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

Barrat-Segretain, M. (2005): Competition between invasive and indigenous species: impact of spatial pattern and developmental stage. Plant Ecology 180: S. 153-160

Forsberg, C. (1965): Sterile germination of oospores of Chara and seeds of *Najas marina*. Physiologia Plantarum 18: S. 128-137

Handley, R.J.; Davy, A.J. (2002): Seedling root establishment may limit *Najas marina* L. to sediments of low cohesive strength. Aquatica Botanica 73(2), S. 129-136

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

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

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Arealmodellierung von ausgewählten Makrozoobenthosarten in Fließgewässern: Auswirkungen von Klimawandel und Landnutzung

M. Kuemmerlen[1,2], B. Schmalz[3], N. Fohrer[3], Q. Cai[4] & S. C. Jähnig[1,2]

[1]Senckenberg, Abteilung Limnologie und Naturschutzforschung, Clamecystr. 12, D-63571 Gelnhausen, mkuemmerlen@senckenberg.de; sjaehnig@senckenberg.de; [2]LOEWE Biodiversität und Klima Forschungszentrum (BiK-F), Georg-Voigt-Straße 14-16, D-60325 Frankfurt a.M., Germany; [3]Abteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft, Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstr. 75, D-24118 Kiel, bschmalz@hydrology.uni-kiel.de; nfohrer@hydrology.uni-kiel.de; [4]Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, 7 Donghu Nanlu, Wuchang, Wuhan 430072, P.R. China, qhcai@ihb.ac.cn

Keywords: Makrozoobenthos, Arealmodellierung, Hydrologie, Hydraulik, Modellierung, China

Einleitung

Untersuchungsgebiet

Fließgewässer in vielen Regionen der Welt weisen anthropogene Belastungen auf und werden durch den globalen Klimawandel unter weiteren Druck gesetzt. Die negativen Auswirkungen sind, unter vielen anderen aquatischen Gruppen, auch bei Makrozoobenthos nachzuweisen, z.B. einer Minderung der Artenvielfalt (Grantham et al, 2010). Solche Veränderungen in dem Vorkommen von Arten können mit Hilfe von Arealmodellen (aus dem Englischen Species Distribution Model, SDM) berechnet werden, die auf einer statistischen Korrelation zwischen den Fundpunkten von Organismen und den entsprechenden Umweltvariablen beruhen. Unter Berücksichtigung zukünftiger Klimaszenarien können diese Modelle genutzt werden, um die Auswirkungen des Klimawandels auf die Verbreitungen von Arten abzuschätzen. So kann deren potentieller Lebensraum bestimmt und ein möglicher zukünftiger Gewinn oder Verlust dessen prognostiziert werden (Elith & Leathwick, 2009). Bis jetzt wurde diese Methode weitgehend in der terrestrischen Ökologie genutzt und hat nur selten Anwendung in limnischen Systemen gefunden.

Durch die Verbindung der Fließgewässer mit der umgebenden Landschaft durch Wasser gibt es einen Einfluss des gesamten Einzugsgebiets auf die aquatischen Ökosysteme. Hydrologie und Hydraulik spielen, neben klimatischen Faktoren, eine wichtige Rolle in der Strukturierung der Artengemeinschaften in Flüssen. Bisher wurden diese noch nicht in der Arealmodellierung berücksichtigt. Diese Studie beschäftigt sich damit, Arealmodelle zu erstellen, die wichtige Faktoren der Landnutzung, der Hydrologie und der Hydraulik des Einzugsgebietes integriert, um deren Aussagekraft umfassend zu verbessern. Die Integration dieser Variablen ist vor dem Hintergrund des Klimawandels besonders wichtig, da diese Prozesse interagieren und somit verstärkt auf die Verbreitung von Organismen wirken können.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Methode zur Integration der Modelle wird für ausgewählte Einzugsgebiete in Deutschland und China entwickelt und getestet, da diese Initiative ein Teil einer Deutsch - Chinesischen Kooperation ist. Das Einzugsgebiet der Treene (ca. 500 km^2) in Schleswig Holstein wird gegenwärtig bearbeitet, da hier für erste Entwicklungsschritte Daten über benthische, physikalisch-chemische Parameter und die Landnutzung des Einzugsgebietes zur Verfügung stehen. Darüber hinaus wird das Changjiang-Einzugsgebiet (ca. 1.500 km^2) in den Provinzen Jiangxi und Anhui des südöstlichen Chinas derzeit beprobt, so dass diese Methode auch hier angewendet werden kann.

Modell-Design

Der vorgeschlagene Ansatz besteht aus der Integration von hydrologischen und hydraulischen Modellen mit Arealmodellen im Rahmen eines DPSI-Systems (Driver-Pressure-State-Impact). Der erste Schritt besteht darin, Daten über das Vorkommen von benthischen Makroinvertebraten sowie Daten zu physikalisch-chemischen Variablen und der Struktur der Flussabschnitte zu sammeln.

Prozesse im Einzugsgebiet werden anhand des „Soil and Water Assessment Tool“ (SWAT) analysiert, welches die Beziehung zwischen Fließgewässer und deren Umgebung modelliert (Arnold et al., 1998, Gassmann et al., 2007). Es simuliert den hydrologischen Kreislauf innerhalb eines Einzugsgebietes unter Berücksichtigung von z.B. der Landnutzung. Die Fließgewässerhydraulik wird mit dem „Hydrologic Engineering Center’s River Assessment System“ (HEC-RAS) abgebildet. Dieses Programm berechnet eindimensionale hydraulische Daten für natürliche oder künstliche Kanäle, wie z.B. Sedimenttransport und Wassertemperatur (HEC-RAS, 2010, USACE, 2008).

Dem DPSI-System nach werden die hydrologischen und hydraulischen Modelle von SWAT und HEC-RAS mit Parametern wie Klima-, Flächennutzungs- und Störungsmustern versorgt (Driver), mit denen die Belastung (Pressure) bewertet wird, die auf die Umwelt ausgeübt wird. Die Ergebnisse dieser Modelle liefern die aktuellen Bedingungen (State), die wiederum als Eingabe für die Arealmodelle dienen. Das Ergebnis besteht aus einer Reihe von Arealmodellen benthischer Makroinvertebraten, die akkurater sind und deren Ergebnisse ökologisch relevanter sind und so auch im Bereich des Naturschutzes sowie der Landschaftsplanung eine Anwendung finden können.

Erste Ergebnisse und Diskussion

Die hier vorgestellten Ergebnisse von Arealmodellen wurden mit MaxEnt (Phillips et al, 2006) berechnet, wobei jedes Modell einen Mittelwert von 10 Wiederholungen darstellt. Von allen Fundpunkten einer Art werden 70% verwendet, um das Modell zu erstellen, während die restlichen 30% zur Validierung genutzt werden. Die Güte der Modelle wird durch den Indikator AUC bewertet. AUC-Werte geben die Wahrscheinlichkeit für eine korrekte Vorkommens-Vorhersage dar, wobei ein Wert von 0,5 einer zufälligen Verteilung entspricht und 1,0 einer perfekten Zuteilung des Vorkommens.

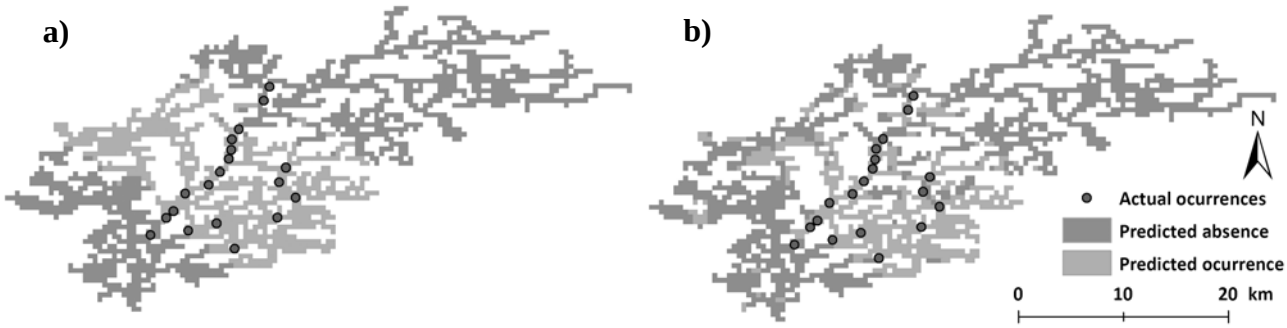


Abb. 1: Prognostizierte gegenwärtige Verbreitung für *Ephemera danica* (MÜLLER, 1764) imTreene-Einzugsgebiet, Schleswig Holstein. a) Bioklimatische Variablen (AUC_{TEST} = 0,624), b) Kombination von bioklimatischen und Landnutzungsvariablen (AUC_{Test} = 0,725).

Unser Beispiel-Modell für die gegenwärtige Verbreitung der Eintagsfliege *Ephemera danica* (MÜLLER, 1764) zeigt, dass bei einer kleinen Skala und einer feinen räumlichen Auflösung (<1000 km^2, 500 x 500 m Raster), bioklimatische Variablen allein keine aussagekräftigen Variablen für die Verbreitung der Art sind (Abb. 1a). Bessere Vorhersagen dagegen werden erzielt, wenn eine Kombination von bioklimatischen und Landnutzungsvariablen verwendet wird (Abb. 1b).

Bei immer feineren Auflösungen werden die Unterschiede in den Klimadaten von benachbarten Rasterzellen immer geringer. So sind klimatische Variablen keine ausreichenden Variablen auf diesen Skalen, um die Verbreitung der Art zu untersuchen. Die Einbeziehung anderer Variablen mit signifikanter ökologischer Bedeutung, wie z.B. der Landnutzung sind in diesem Fall eine gute Ergänzung. Darüber hinaus sollen hydraulische und hydrologische Variablen in die Arealmodelle integriert werden, um die Vorhersagen von Arealverschiebungen von benthischen Makroinvertebraten zu verbessern.

Danksagungen

Diese Untersuchung ist Teil einer Promotion die im DFG Projekt „Integrated modelling of the response of aquatic ecosystems to land use and climate change in the Poyang lake region, China“ durchgeführt wird.

Die vorliegende Untersuchung wurde durch das Forschungsförderungsprogramm „LOEWE – Landes-Offensive zur Entwicklung Wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz" des Hessischen Ministeriums für Wissenschaft und Kunst finanziell unterstützt.

Die biologischen Daten wurden freundlicherweise von dem "Landesamt für Landwirtschaft, Ländliche Räume und Umwelt Schleswig-Holstein" zur Verfügung gestellt.

Literatur

Arnold JG, Srinivasan R, Muttiah RS & Williams JR. (1998) Large area hydrologic modelling and assessment part I: model development. *Journal of American Water Resources Association,* 34(1): 73–89.

Elith, J. & Leathwick, J.R. (2009) Species Distribution Models: Ecological Explanation across Space and Time. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 40: 677-697.

Gassmann, P.W., Reyes, M.R., Green, C.H., & Arnold, J.G. (2007) The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications and Future Research Directions. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50: 1211 - 1250.

Grantham, T.E., Merenlender, A.M., & Resh, V.H. (2010) Climatic influences and anthropogenic stressors: an integrated framework for streamflow management in Mediterranean-climate California, U.S.A. *Freshwater Biology*, 55: 188 - 204.

HEC-RAS (2010) River Analysis System - User's Manual Hydrologic Engineering Centre, Institute of Water Resources, US Army Corps of Engineers, Davis, California.

Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. (2006): Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231-259.

USACE (2008) HEC-RAS, River Analysis System, Hydraulic Reference Manual, Version 4.0. US Army Corps of Engineers, Hydraulic Engineering Center, Davis, California, USA.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Makrozoobenthos und Klimawandel – reichen unsere Monitoringsysteme aus?

Michael Marten

Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Postfach 100163, D-76231 Karlsruhe, michael.marten@lubw.bwl.de

Keywords: Makrozoobenthos, Klimawandel, Biodiversität, Fließgewässer, Trendbiomonitoring

Einleitung

Die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) führt seit 1995 an 30 Messstellen eine Dauerbeobachtung des Makrozoobenthos (Trendbiomonitoring) an Fließgewässern Baden-Württembergs zum Aufzeigen schleichender Veränderungen durch. Messnetz Trendbiomonitoring und Methodik sind in Marten et al. 1999 und Marten 2001, 2010 beschrieben. Die Erhebungen dienen der Überwachung der Biodiversität der Fließgewässer mit Focus auf Auswirkungen von Klimaveränderungen und Aufkommen von Neozoa.

Die Erde hat sich in den letzten 100 Jahren (1906-2005) um 0,74 ° C erwärmt; 11 der 12 Jahre von 1995 bis 2006 waren unter den zwanzig wärmsten Jahren seit Beginn der Beobachtungen. Fossiler Brennstoffverbrauch, die Landwirtschaft und geänderte Landnutzung haben das Klima verändert (IPPC 2007). Als Konsequenz prägt der Klimawandel in vielen Bereichen die aktuelle regionale Umweltpolitik (UVM/LUBW 2010). „Das vergangene Jahrzehnt war in Deutschland das wärmste seit 130 Jahren“ (DWD 2010). Seit 1891 bis 2009 hat die mittlere Lufttemperatur in Deutschland um rund 1,1° C zugenommen, abgeleitet aus dem linearem Trend der aktuellen Graphik des Deutschen Wetterdienstes.

In Karlsruhe (Baden-Württemberg) ist es seit Beginn der Datenreihe 1878 bis 2009 im linearen Trend sogar um rund 1,5 ° C wärmer geworden (DWD 2010). Ab 1988 zeichnet sich in der Folge der Jahresmitteltemperaturen in Karlsruhe ein deutlich höheres Temperaturniveau als in den davor liegenden Jahrzehnten ab. In den letzten 5 Jahren deutet sich eine rückläufige Entwicklung der Karlsruher Lufttemperatur an: 2009 hat mit 10,83 ° C die niedrigste Jahresmitteltemperatur seit dem auch in Karlsruhe ausgenommen kalten Jahr 1996 (9,7 ° C). Eine ähnliche, wenn auch nicht so deutliche Entwicklung zeichnet sich an den beiden anderen in Baden-Württemberg onlinedatenverfügbaren Stationen Stuttgart und Konstanz ab (Datenlage DWD 2010), insbesondere die letzten beiden Winter waren kälter und wiesen längere Schneeperioden auf. Lockwood et al. (2010) weisen auf eine mögliche Folge weiterer kalter Winter in Europa aufgrund der zyklischen und z. Z. noch abnehmenden Sonnenaktivität hin; diese Entwicklung ist nach Ansicht der Autoren unabhängig vom globalen Erwärmungstrend.

Methode

Bisher gab es keine Methode die biozönotischen Befunde aus Gewässern indikativ im Hinblick auf deren Temperatursensitivität auszuwerten. Der Zonierungsindex (Marten 2009) kann zwar Auswirkungen von Temperaturverschiebungen zum Ausdruck bringen, würde aber auch Renaturierungseffekte (Aufweitung des Flussbettes mit Verminderung der Strömungsgeschwindigkeit) im Sinne einer „Potamalisierung“ anzeigen (letzteres an den 30 Dauerbeobachtungsstellen im Untersuchungszeitraum nicht relevant). Buffagni et al. 2009, Graf et al. 2008, Graf et al. 2009 sowie Graf & Schmidt-Kloiber 2008 haben nach Auswertungen autökologischer Literatur Temperatur Präferenzen für die arten- und abundanzstarken Tiergruppen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) aufgestellt und unter http://www.freshwaterecology.info verfügbar gemacht. Die verschiedenen Arten werden mit einem 10 Punktesystem über 5 Temperaturbereiche eingestuft (1 = very cold, < 6°C; 2 = cold, < 10°C; 3 = moderate, < 18°C; 4 = warm, > 18°C; 5 = eurytherm, no specific preference). Diese Informationen wurden mit einem ‚temperature preference index’ – tpi analog zum Zonierungs- und Saprobienindex verrechnet und zur Indikation der Temperaturverhältnisse und derer Änderung über die Zeitachse genutzt: $\mathbf{tpi = \sum tpix * Ax * Gx / \sum Ax * Gx}$. Der Temperatur Index **tpix** ist der Mittelwert der mit der Punkteverteilung gewichteten Temperaturbereichsziffern 1 – 5 der Art x. **Ax** ist die häufigkeitsklassierte Abundanz der x-ten Art. Das Indikationsgewicht **Gx** ergibt sich für jede Art aus der Anzahl der belegten Temperaturbereiche und ist umgekehrt proportional zu dieser, d. h. Gx = 5 bis 1, stenök - euryök. Der tpi wurde vergleichend mit (tpi_5) und ohne (tpi_4) Temperaturbereich 5 = eurytherm, no specific preference berechnet. Der tpi_5 zeichnet zwar den zeitlichen Verlauf der Veränderungen etwas deutlicher als der tpi_4, es erscheint aber wenig plausibel, eurytherme Organismen in der Berechnung zu berücksichtigen. Daher wird nachfolgend nur auf Berechnungen des tpi_4 Bezug genommen.

Die statistische Signifikanz der ermittelten Trends wurde mit MAKESENS 1.0, Mann-Kendall Test and Sen's Slope Estimates for the Trend of Annual Data geprüft, einer Statistik Freeware des Finish Meteorological Institute Helsinki, 2002 (http://ilmatieteenlaitos.fi/organization/contacts_25.html). Der Mann-Kendall (MK) Test (Mann 1945, Kendall 1975), Ja/Nein Test für Existenz eines Trends (Steigung) mit Signifikanz gegen Null, und die Sen Methode (Sen 1968), kalkuliert Wert und Vertrauensbereich des Trends (Steigung), sind nicht parametrische Tests für verteilungsfreie Daten. MAKESENS ist daher für die Auswertung i. d. R. nicht normal verteilte Freilanddaten geeignet. Die Tests erlauben das Fehlen von Daten und sind unempfindlich gegenüber Datenausreißern. Signifikanz Level sind bei Mann-Kendall 99,9 %, 99,0 %, 95 % und 90 %, bei Sen 95 und 99%. Vorraussetzung ist, dass keine Jahresperiodik vorliegt. Die biologischen Daten der 4 saisonalen Beprobungen wurden daher zu Jahressummenwerten zusammen gefasst.

Ergebnisse

Qualitative Betrachtungen

Erste Auswertungen zur Entwicklung des Makrozoobenthos in den letzten 14 Jahren, auch mit Bezug zum Klimawandel, wurden bereits von Marten (2010) dargestellt. Während eine Tendenz der Aufwärtswanderung von Flussarten in die kühleren Bäche in 1996 – 2005 beobachtet werden konnte (Zunahme an den Bachstellen um 17,5 % ihres bisherigen Anteils), nehmen die Bacharten um 7% (des bisherigen Anteils) ab. Im Vergleich zu diesen, gemessen am relativ kurzen Gesamtuntersuchungs-Zeitraum von 14 Jahren, deutlichen prozentualen Verschiebungen der Bachfauna, ergibt sich für die Entwicklung der Lufttemperatur bei einem Δ T Luft Karlsruhe von 1,5 ° C in 134 Jahren für den Vergleichszeitraum (14 Jahre) nur eine + 1,6 %-ige Erhöhung (bezogen auf den bisherigen Wert). Bei in gleichem Maße fortschreitender Entwicklung der Bachfauna würden die ausge-

wählten Bachstandorte beurteilt am Zonierungsindex (Marten 2009) in rund 70 Jahren biozönotisch die Grenze vom Bach zum Fluss überschreiten.

Zonierungsindex (Z) und temperature preference index (tpi) korrespondieren im zeitlichen Verlauf mit der Sonnenscheindauer und der Jahresmitteltemperatur, errechnet auf Basis der drei Messstationen Karlsruhe, Stuttgart und Konstanz. Da der tpi nur für die EPT Gruppen berechnet werden kann, wurde anhand des Zonierungsindex demonstriert, dass Z_{EPT} den zeitlichen Verlauf ebenso pointiert wie der Zonierungsindex für alle Taxa (Z_{MZB}). Daher wird angenommen, dass die EPT-Arten auch für den tpi eine repräsentative Auswahl sind. Allen genannten Größen ist gemein, dass sie von 1996 bis 2005 leicht ansteigen und nachfolgend tendenziell eher abfallen oder stagnieren (Abb. 1).

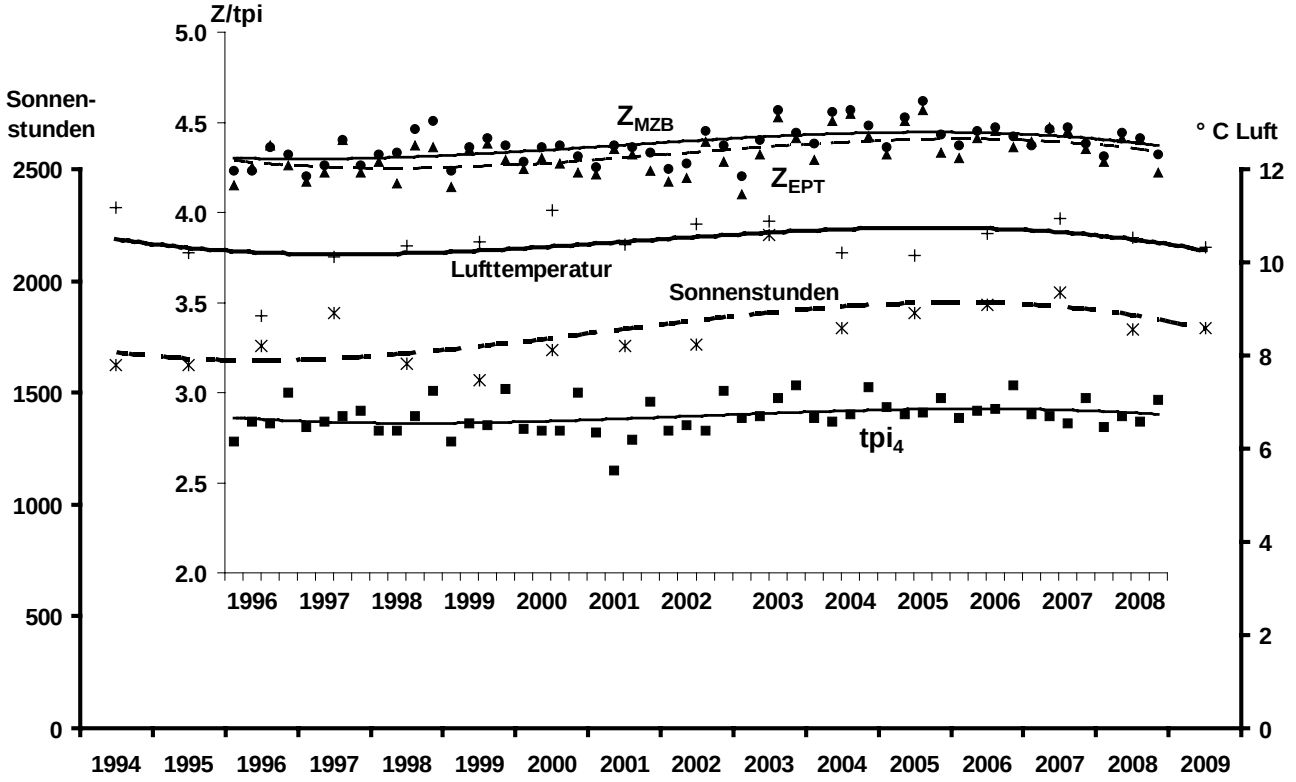


Abb. 1: Jahresmittel der Lufttemperatur gemittelt über die Standorte Karlsruhe, Stuttgart und Konstanz (Quelle: DWD 2010), Jahressonnenscheindauer, Zonierungsindex für alle Arten des Makrozoobenthos (Z_{MZB}, Punkte, durchgezogene Linie), Zonierungsindex für Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (Z_{EPT}, Dreiecke, gestrichelte Linie), und temperature preference index für die Temperaturbereiche 1-4 (tpi_4), vgl. Text. Für die biologischen Indices wurde das Indexmittel von 10 rhithralen Probestellen der 30 Dauerbeobachtungsstellen dargestellt.

Statistik zur Entwicklung der biologischen Kenngrößen

Die statistische Auswertung der Trends für den Zonierungsindex ergibt für 26 von 30 Probestellen (PS) mit dem Mann-Kendall Test einen positiven Trend („Potamalisierung"), an 10 PS signifikant: 90 % (4 PS), 95 % (3 PS) 99 % (2 PS), 99,9 % (1 PS). Nur 3 PS haben einen leicht negativen Trend (nicht signifikant), 1 PS zeigt keine Veränderung. Die Probestelle mit dem stärksten Anstieg von 0,37 Indexeinheiten = 8,5 % ist die Donau bei Zimmern (QQ304, Signifikanz: 99 % MK, 99 % Sen, Abb. 2, links). Die 10 Probestellen mit rhithralem Charakter zeigen im Mittel einen Anstieg um 0,12 = 2,8 % (Signifikanz: 90 % MK, Sen n. s., Abb. 2, rechts). Werden alle 30 Dauerbeobachtungsstellen gemittelt, verbleibt ein Anstieg im Index von 0,12 (MK Signifikanz: 95 % MK, 99 %

Sen), das Mittel liegt aber durch Hinzunahme potamal geprägter Stellen um 0,5 Indexeinheiten höher und damit die prozentuale Steigerung mit 2,5 % niedriger als an den Bachstellen.

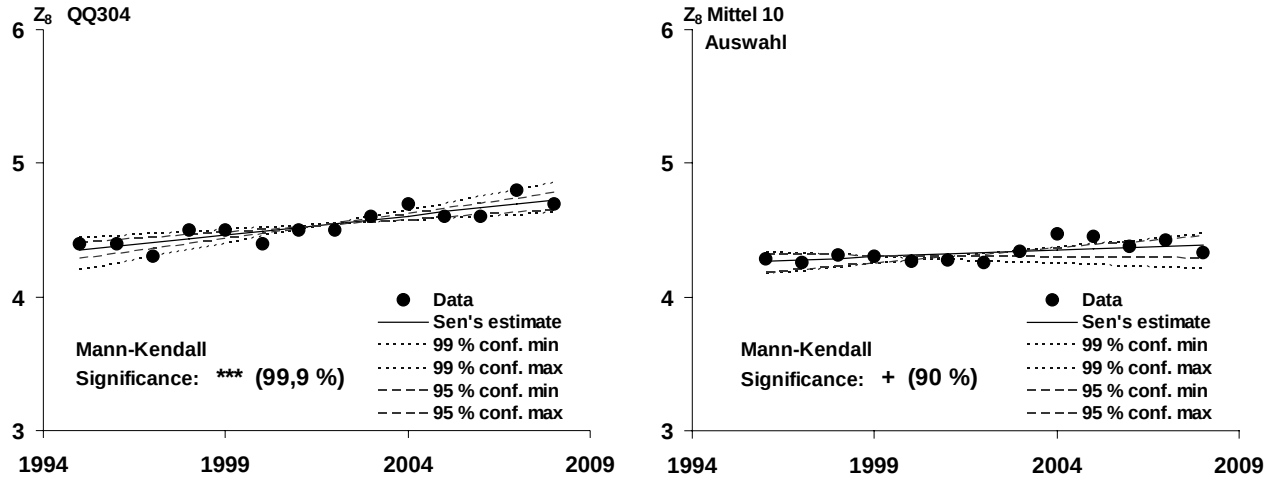


Abb. 2: Der Zonierungsindex Z im Verlauf der Jahre 1995/1996 bis 2008 an der Donau bei Hausen (links) und über 10 rhithrale Messstellen gemittelt (rechts), vgl. Text.

Die Mann-Kendall Statistik weist für den temperature preference index an 22 der 30 Probestellen ansteigende Trends (indizierte Erwärmung) aus, an 4 PS davon signifikant (90 % 3 PS, 95 % 1 PS). 6 PS sind im Trend leicht negativ, davon 1 PS signifikant (90 %). 2 PS weisen keinen Trend auf. Probestelle mit dem stärksten Trend (+ 0,12 = 4,1 %, Signifikanz: 95 % MK, Sen n. s.) ist die Donau bei Zimmern (QQ104, Abb. 3 links). Während bei der Auswahl der 10 rhithralen PS kein signifikanter Trend (+ 0,04 = + 1,4 %) festzustellen ist, weist das Probestellenmittel über alle 30 Dauerbeobachtungsstellen einen leicht signifikanten, sehr schwach positiven Trend auf (+ 0,04 = + 1,3 %, Signifikanz: 90 % MK, Sen n. s.).

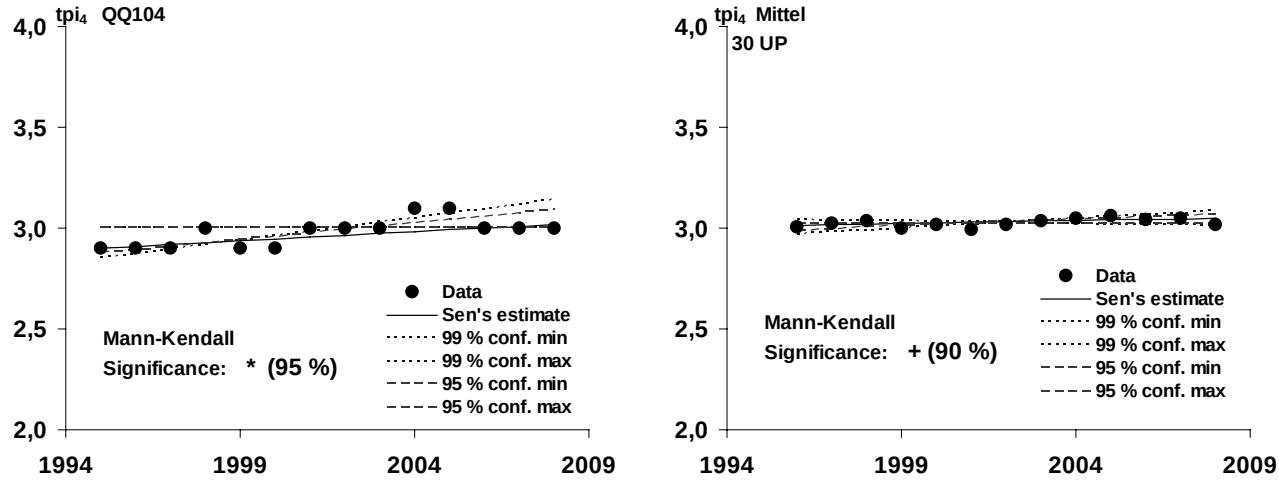
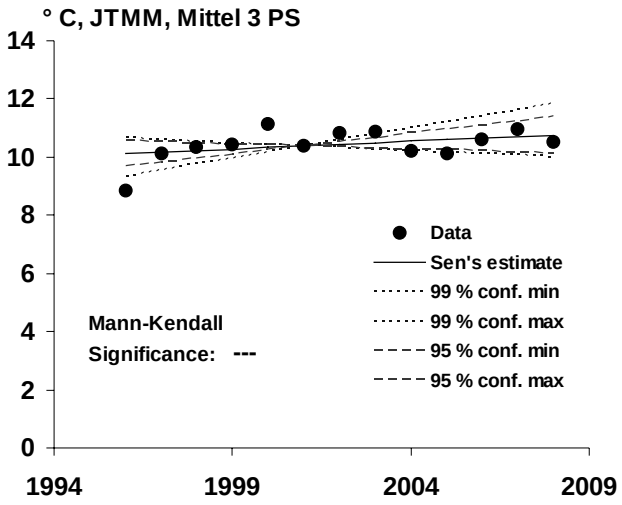


Abb. 3: Temperature preference index im Verlauf der Jahre 1995/1996 bis 2008 an der Donau bei Zimmern (links) und über 30 Dauerbeobachtungstellen gemittelt (rechts), vgl. Text.

Statistik zu Trends der Lufttemperatur

Die Karlsruher Datenreihe Lufttemperatur von 1878 bis 2009 (134 Jahreswerte, s. o.) ergibt mit MAKESENS eine 99,9 %ige MK und eine 99 %ige Sen Signifikanz, mit Δ T = + 1,48 ° C (15,4 %) = 0,011 ° C (0,11 %) / a. Bis zum Niveauwechsel 1987/88 (112 Jahreswerte) liegt Δ T bei + 0,54 ° C (5,5 %) = 0,005 ° C (0,05 %) / a, Trend MK und Sen zu 99 % signifikant. Ab 1988 bis 2009 (22 Jahreswerte) beträgt die Temperatursteigung Δ T + 0,34°C (3,0 %) = 0,015 °C (0,14 %) / a und ist weder nach Mann-Kendall noch nach der Sen Methode signifikant.



Wird ein zu den biologischen Erhebungen vergleichbarer, kleinerer Zeitabschnitt (1996 – 2008) gewählt und das in Abb. 1 bereits dargestellte Mittel der Messstellen Karlsruhe, Stuttgart und Konstanz betrachtet, so ist die mittlere Temperatur in diesem Zeitraum um + 0,65 ° C (6,4 %, 0,050 ° C / a) angestiegen, allerdings signifikant weder nach Mann-Kendall, noch nach Sen!

Abb. 4: Jahresmittel der Lufttemperaturen im Mittel der Messstellen Karlsruhe, Stuttgart und Konstanz von 1996 bis 2008 (vgl. Text).

Diskussion

Die Korrespondenz möglicher Auswirkungen des Klimawandels dargestellt anhand der biologischen Kenngrößen Zonierungsindex und temperature preference index mit der Sonnenscheindauer und der Jahresmitteltemperatur auf Basis der drei Messstationen Karlsruhe, Stuttgart und Konstanz ist qualitativ durch den gleichsinnigen Verlauf der Kurven mit Maximum in 2005 und nachfolgend abfallendem Trend gut ersichtlich. An den quellnahesten Bachmessstellen ist die ‚Potamalisierung' zwar nicht wesentlich stärker als im Durchschnitt aller Probestellen, allerdings sind 22 der 30 Probestellen in der biozönotischen Grundeinstufung dem Rhithral zuzurechnen, nur 8 PS (unterer Rhein- und Neckar) dem Potamal. Ein Ansteigen des Flusscharakters der Biozönose an überwiegend Oberlauf Standorten ist wegen des höheren Wärmebedarfs der Flussarten, bzw. auch deren höherer Wärmetoleranz durchaus plausibel. Aufgrund der hohen Mobilität der im Besiedlungsbild oft dominanten Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (Drift flussabwärts, Lufttemperatur abhängiger Flug der Imagines flussaufwärts), war eine schnelle Adaptation der Fließgewässer Biozönose im Längskontinuum auch zu erwarten.

Die wegen der statistischen Mindestanforderungen erforderliche Verrechnung der aus dem gesamten Untersuchungszeitraum vorliegenden Ergebnisse des Trendbiomonitoring, d. h. unter Vernachlässigung der sich in Abb. 1 andeutenden Trendänderung ab 2005, bestätigt die überwiegende Tendenz der biozönotischen Verschiebung flussaufwärts. Dem entsprechen die ebenfalls über den gesamten Zeitraum gesehen tendenziell zunehmenden Jahresmitteltemperaturen. Bezüglich Datenvariabilität und damit der statistischen Absicherbarkeit der Trends schneiden die biologischen Daten auch hier, wie allgemein aus der Bioindikation im Vergleich zu physikalisch chemischen Daten bekannt, vergleichsweise gut ab. Sicher wegen des über den Lebenszyklus integrativ, d. h. Extrema ausgleichend messenden Charakters der Organismen und auch wegen der Anzahl der zugrundelie-

genden „Messsonden“ (Arten). Meteorologische Daten weisen eine höhere Variabilität auf und sind daher, wie auch in der meteorologischen Praxis üblich, erst nach längeren Zeiträumen abschließend zu beurteilen. Signifikante Trends im entsprechenden Zeitraum waren mit den gewählten Methoden weder für einzelne Lufttemperatur Messstellen noch für das Mittel aus 3 Messstellen zu erhalten. Dafür ist der gewählte Betrachtungszeitraum (14 Jahre) zu kurz und vor allem die Streuung der Jahresmitteltemperaturen in der Zeitachse zu groß.

Schlussfolgerungen

Lange Datenreihen wie anhand der Messstelle Karlsruhe gezeigt, können trotz Niveausprüngen im Verlauf der Jahre für Jahresmitteltemperaturen hochsignifikante Trends liefern. Die Wahl einer ausreichenden Anzahl von „Messsonden“ und Messungen in genügender Dichte ist ausschlaggebend für die Ermittelung zeitnaher Trends. Die verfügbare Trend-Statistik erfordert mindestens 10 Datenpunkte für die Berechnung. Ein biologisches Monitoring im Dreijahreszyklus wie z. B. minimal für das Monitoring ausgewählter Gewässer nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vorgesehen, könnte daher frühestens nach 30 Jahren Vorlauf (10 Termine), bei Beginn des WRRL-Monitoring in Baden-Württemberg in 2006 also frühestens ab 2036, einen Trend aufzeigen. Rückwirkend also für die dann vergangenen 30 Jahre. Aktuelle Trendberechnungen zur Beschreibung der Auswirkungen von Phasen kälterer und wärmerer Jahre mit einer Anzeigeabsicherung von nicht mehr als 10 Jahren, erfordern regelmäßige Jahreswerte, die im Jahresverlauf witterungsbedingte Unterschiede durch Erfassung der jahreszeitlichen Aspekte abzudecken in der Lage sind. Diese Anforderungen sind durch das Messprogramm Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg abgedeckt.

Literatur

Buffagni, A., Cazzola, M., López-Rodríguez, M.J., Alba-Tercedor, J. & Armanini, D.G. (2009): Distribution and Ecological Preferences of European Freshwater Organisms. Volume 3 - Ephemeroptera. Edited by Schmidt-Kloiber, A. & D. Hering. Pensoft Publishers (Sofia-Moscow). 254pp.

DWD 2010: Homepage des Deutschen Wetterdienstes, http://www.dwd.de/

Graf, W., Lorenz, A.W., Tierno de Figueroa, J.M., Lücke, S., López-Rodríguez, M.J. & Davies, C. (2009): Distribution and Ecological Preferences of European Freshwater Organisms. Volume 2 - Plecoptera. Edited by Schmidt-Kloiber, A. & D. Hering. Pensoft Publishers (Sofia-Moscow). 262pp.

Graf, W., Murphy, J., Dahl, J., Zamora-Muñoz, C. & López-Rodríguez, M.J. (2008): Distribution and Ecological Preferences of European Freshwater Organisms. Volume 1 - Trichoptera. Edited by Schmidt-Kloiber, A. & D. Hering. Pensoft Publishers (Sofia-Moscow). 388pp.

Graf, W. & Schmidt-Kloiber, A. (2008): Additions to and update of the Trichoptera Indicator Database. www.freshwaterecology.info.

IPPC (2007): Climate Change 2007, Synthesis Report – An Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change. - IPCC, Geneva, Switzerland: pp 104.

Kendall, M.G. (1975): Kendall Rank Correlation Methods, Griffin, London (1975).

Lockwood, M. et al. 2010: Are cold winters in Europe associated with low solar activity? - Environ. Res. Lett. 5 (2010) 024001 (7pp)

Mann, H. B. (1945): Non-parametric tests against trend: Econometrica v. 13, p. 245–259.

Marten, M., W. Hackbarth & C. - J. Otto (1999): Neue Eintags- und Steinfliegenfunde aus Baden-Württemberg und Stand der derzeitigen Erfassung im Rahmen der biologischen Umweltbeobachtung an Fließgewässern. – Lauterbornia H. 37: 63-86.

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. (2010): 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.

Sen, P.K. (1968): Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. - Journal of the American Statistical Association. 63:1379-1389

UVM/LUBW 2010: Klimawandel in Baden-Württemberg. Fakten – Folgen – Perspektiven. – Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg (UVM), LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Stand Juni 2010: 47 S.

WASSER UND BILDUNG

FREY, W.: Act4Rivers - Lehrerfortbildung zu Gewasserökologie und mehr

KORTE, TH.: AquaWis. Ein Umweltbildungsprojekt für BiologielehrerInnen und SchülerInnen

SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Wasser – Bildung elementar

Act4Rivers - Lehrerfortbildung zu Gewasserökologie und mehr

Wolfgang Frey [1]

[1] TU Kaiserslautern, KLIFF – Institut für Hochwassermanagement und Gewässerentwicklung, Paul-Ehrlich-Str. 14, 67663 Kaiserslautern und ProLimno Büro für Süßwasserökologie, Hauptstr. 14, 66907 Rehweiler

Keywords: Active Citizenship, Bildung, Europa, Lehrer, Makrozoobenthos, Wasserrahmenrichtlinie, web-basiertes Lernen

Einleitung

Die **Europäische Wasserrahmenrichtlinie** fordert die Sanierung aller natürlicher Gewässer in Europa, die den guten chemischen oder den guten ökologischen Zustand nicht erreichen. Die aktive Beteiligung der Bevölkerung, eine wichtige Voraussetzung für eine erfolgreiche Umsetzung dieser Richtlinie, ist noch in weiten Teilen verbesserungswürdig. Auch die Schulausbildung sollte ihren Teil zu einer erfolgreichen Umsetzung beitragen.

Entsprechende **Bildungsinitiativen** wurden bereits von Mitgliedsstaaten begonnen bzw. von der EU gefördert, um dieses Thema in die Schulen zu tragen. Die Lehrer benötigen hierzu aber Fortbildungen, die ihnen notwendiges Wissen und Kompetenzen vermitteln, um das komplexe Thema „Süßwasserökosysteme“ in ihren Unterricht zu integrieren. Außerdem sollte Schulbildung vermehrt grenzüberschreitende didaktische Ansätze entwickeln, so wie auch Flüsse oft grenzüberschreitend sind.

Es bleibt eine beträchtliche Herausforderung für **Lehrerfortbildungen**, die Lehrer mit den notwendigen Kompetenzen zu versorgen, um angemessen auf diese neuen gesellschaftlichen Ansprüche einzugehen. Innovative Lernziele stehen hier zur Debatte, wie die Fähigkeit wissenschaftliche Vorgehensweisen anzuwenden, der effektive Einsatz von IT-Methoden, das autonome Lernen, das aktive Handeln auf lokaler Ebene und die Kooperation innerhalb des örtlichen Gemeinwesens sowie auf europäischer Ebene.

FreeYourRiver und Act4Rivers

FreeYourRiver ist europaweites Webprojekt, das zahlreiche Werkzeuge zum aktiven Arbeiten in schulischen Gewässerprojekten liefert (www.freeyourriver.net). Dazu gehören Anleitungen, Anregungen und Hintergrundinformationen für schulische Gewässerprojekte, Erhebungsbögen, Auswertungsprogramme und das digitale „Flusstagebuch“ sowie interaktive Webforen für Schüler und Lehrer in mehreren europäischen Sprachen. Zielgruppe sind Schüler zwischen 14 und 19 Jahre

„Active Citizens for Freshwater Ecology“ (Kurzform: **Act4Rivers**) ist ein von EU-Comenius-Mitteln gefördertes Projekt, das einen fünftägigen Fortbildungskurs entwickelt hat, der den Wissensstand von Lehrern über die EU-Wasserrahmenrichtlinie und über Süßwasserökosysteme verbessern soll. Der Kurs stellt den Lehrern ein didaktisches Konzept und Hilfsmittel vor, um dieses

Thema in ihren Unterricht zu integrieren und befähigt sie umweltbezogenes gemeinnütziges Engagement zu vermitteln. Schließlich gibt er den Teilnehmern einen guten Überblick und einen Zugang zu den Inhalten, Methoden und Werkzeugen von FreeYourRiver“

Der Kurs beinhaltet sowohl Seminareinheiten („Tutorials“) als auch praktische Übungen (Feldarbeiten am Gewässer, Arbeit mit IT-Tools), Diskussionen und Arbeitseinheiten in Kleingruppen. Alle Kurs-Materialien sind auf Englisch, Deutsch, Italienisch und Rumänisch auf www.act4rivers.net frei verfügbar.

Der fünftägige Kurs deckt folgende Themen ab:

Der erste Tag führt mit vielen allgemeinen Erläuterungen und Hinweisen in den Kurs ein. Der Tag ist wichtig für das Kennenlernen und die Gruppendynamik. Es erfolgt eine erste **Einführung** in das „FreeYourRiver“-Konzept und in die Themen Süßwasserökologie und Wasserrahmenrichtlinie.

Der zweite Tag bietet einen vertieften Einblick in die **didaktischen Aspekte** von “Free your River”. Hier wird das modulare und fächerübergreifende Konzept der FreeYourRiver-Checkliste mit ihren verschiedenen Kapiteln vorgestellt und die Möglichkeiten aufgezeigt, die sich durch das aktive Arbeiten am Gewässer und die spätere Dateneingabe auf der Web-Plattform ergeben.

Der dritte Tag ist der **Kooperation** zwischen Schulen gewidmet. Die Teilnehmer lernen, warum, wo und wie sie mit anderen Schulen auf lokaler, aber auch auf internationaler Ebene kooperieren können.

Der vierte Tag widmet sich der Verknüpfung von **Bildung und Forschung**. Sowohl der wissenschaftliche Ansatz in der modernen Gewässerbewirtschaftung, als auch Methoden wissenschaftliches Arbeiten zu lehren, werden angesprochen. Mit den FreeYourRiver-Werkzeugen als Grundlage lernen die Teilnehmer wissenschaftliche Untersuchungs- und Bewertungsmethoden, die von professionellen Methoden abgeschaut und auf Schülerniveau heruntergebrochen wurden.

Der fünfte Tag stellt die Frage in den Vordergrund, wie Schüler **selbst aktiv werden** können, um die Bedingungen an Gewässern zu verbessern. Die Kursteilnehmer sollen hierzu Motivation und Fähigkeiten erwerben, um die Jugendlichen bei einem solchen Projekt zu unterstützen.



Abb. 1: Impressionen aus Act4Rivers-Kursen: links: Makrozoobenthos-Bestimmung im Gelände, rechts: gemeinsames Arbeiten auf der Webplattform FreeYourRiver

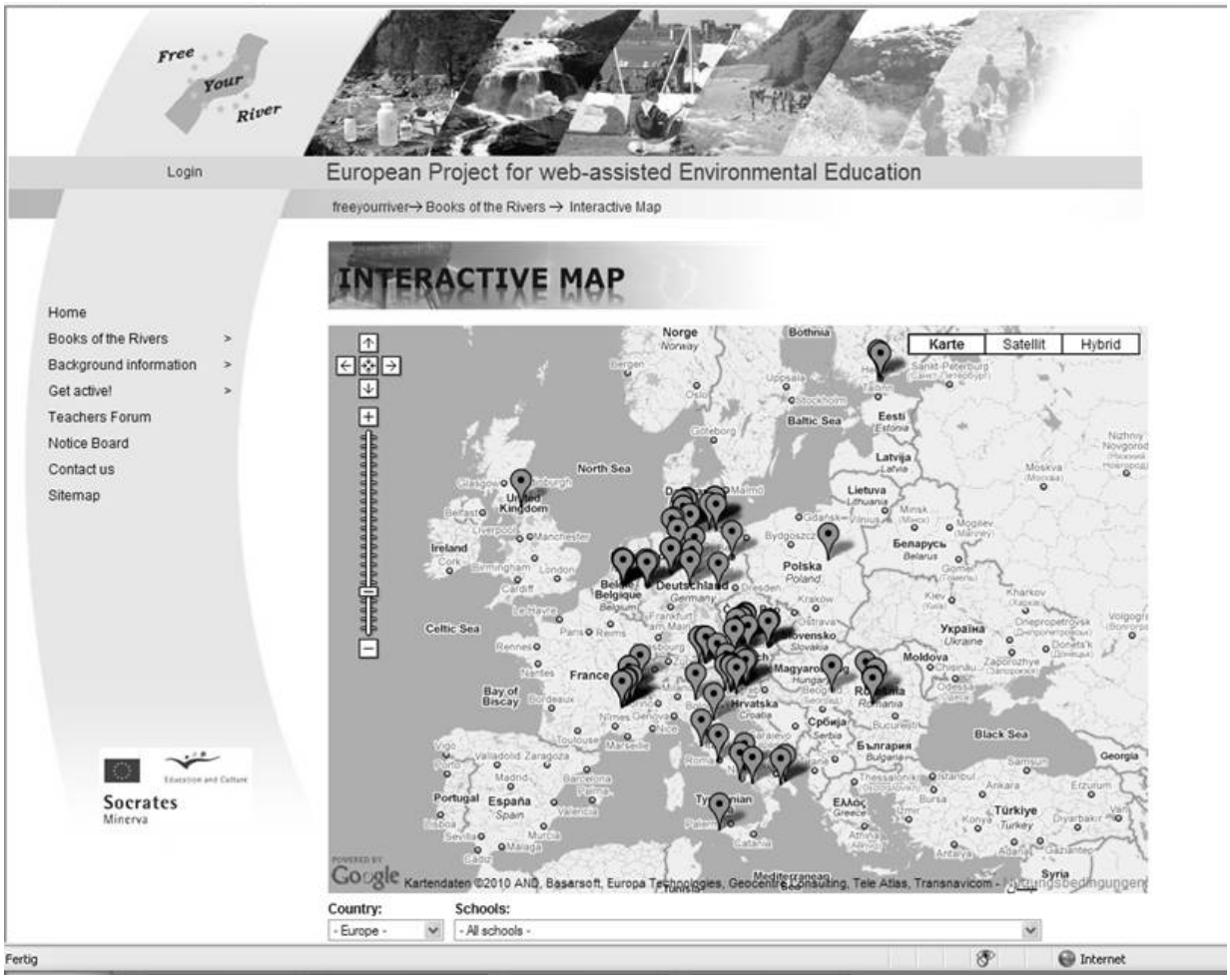


Abb. 2: FreeYourRiver-Website mit interaktiver Karte mit den bislang in FreeYourRiver teilnehmenden Schulen (Stand: September 2010)

Didaktische Schwerpunkte

Im Mittelpunkt von Act4Rivers und FYR stehen damit:

- **Wissenschaftliches Arbeiten auf dem Gebiet der Gewässerökologie**

Nach der Formulierung einer oder mehrerer Fragestellungen, die interaktiv nach einer ersten Begehung des Gewässers erarbeitet werden, erlernen die Teilnehmer Erhebungs- und Bewertungsmethoden zur Hydrologie, zum Stoffhaushalt, zur Gewässermorphologie, zum Makrozoobenthos, zur Landschaft und zu Nutzungen im Einzugsgebiet sowie auch zu kulturhistorischen und sozialen Aspekten. Als Beispiel einer vereinfachten Methode sei hier die Anwendung des BISEL (Biotic Index at Secondary Education Level) zur Bewertung des Makrozoobenthos auf Gruppenniveau genannt (www.bisel.hu). Die Bestimmung der Wirbellosen wurde dazu passend mit dem „Freshwater Name Trail“ durchgeführt (Orton et al. 1996). Am Ende steht die Kunst der sachgerechten Dateninterpretation, wozu FreeYourRiver zahlreiche Hilfen bietet.

- **IT-Kompetenz**

Hier trifft man in der Regel auf sehr unterschiedliches Vorwissen. Eine Grundkompetenz, die die Daten-, Bilder- und Texteingabe auf die interaktive Plattform sowie die digitale Kommunikation

und den Datenaustausch ermöglicht, ist Voraussetzung für die Arbeit mit FreeYourRiver und daher essentieller Bestandteil des Kurses.

- **Europaweite Kooperation**

Die Anwendung der oben genannten IT-Methoden ermöglicht eine Online-Kooperationen zwischen Schulen und befördert die lokalen Projekte auf eine europäische Dimension. Dazu stehen zahlreiche Hilfsmittel zur Verfügung (siehe Abb. 3).

- **Active Citzenship**

Schließlich sollen Lehrer und Schüler befähigt werden selbständig Projekte zu planen und durchzuführen (und zu evaluieren) und die Ergebnisse der Untersuchungen sowie sich daraus ergebende Ideen und Forderungen nach außen zu tragen. Lernziel ist dabei, Kompetenzen für die gesellschaftliche Teilhabe zu erwerben.

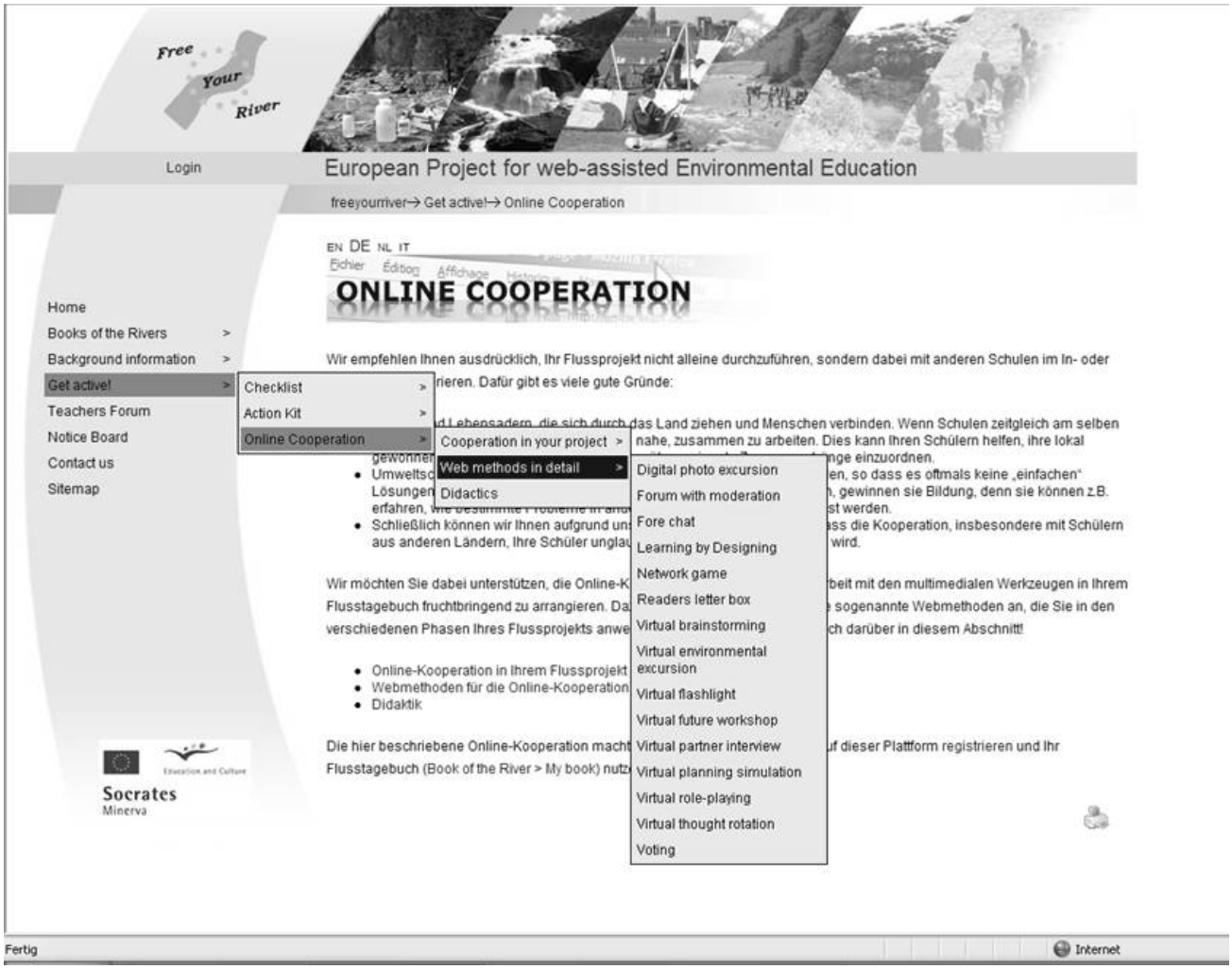


Abb. 3: FreeYourRiver-Website mit Menüführung zum Punkt Online Cooperation und Liste der Ideen für die Kommunikation zwischen Schulen

Anwendung für Limnologen

Die FreeYourRiver-Tools werden vorrangig im schulischen Bereich angewandt. Sie können im Rahmen des regulären **Fachunterrichts** benutzt werden (Geografie, Biologie, Chemie usw.) oder

idealer weise in fächerübergreifenden Ansätzen. Hier bietet sich die Chance für Gewässerbiologen als **externe Fachkraft**, z. B. im Rahmen von Projektwochen, tätig zu werden. Der modulare Ansatz erlaubt verschiedene Vertiefungsstufen, von mehreren Schulstunden bis zu einem Arbeiten über mehrere Schuljahre, z. B. über eine Gewässer-AG. Hier bieten sich gerade im Rahmen der **Ganztagsschulen** gute Möglichkeiten. Natürlich können die Instrumente auch in **außerschulischen Tätigkeiten** angewandt werden wie Jugendgruppen, Pfadfinder, Umweltverbände usw.

Für die Durchführung weiterer Lehrer-Fortbildungskurse sind **Limnologen als kompetente Trainer**, insbesondere der fachlichen Inhalte, gefragt. Aber auch das **selbständigen Anbieten der Act4Rivers-Kurse** ist möglich und durch die freie Zugänglichkeit der Schulungsunterlagen einschließlich des Trainer-Handbuchs erlaubt und erwünscht.

Zusammenfassung

Unter Beteiligung von Pädagogen und Ökologen aus mehreren europäischen Ländern wurde ein fünftägiger Lehrer-Fortbildungskurs konzipiert, der neben der Vorstellung gewässerökologischer Grundlagen die EU-Wasserrahmenrichtlinie vorstellt, didaktische Methoden am Gewässer aufzeigt und IT-Kompetenzen vermittelt. Lehrer werden damit in die Lage versetzt, ihren Schülern wissenschaftliches Arbeiten näher zu bringen und, dadurch dass die Methoden europaweit angewendet und die Ergebnisse zwischen den untersuchten Gewässern und Schulen ausgetauscht werden können, internationale Kontakte zu knüpfen. Die finale Stufe des Kurses ist es, die Schuler zur Initiierung eigener Projekte und zu gesellschaftlichem Engagement am Beispiel Gewässer zu bringen (Active Citizenship). Gearbeitet wird auf der Plattform "Free Your River" (www.freeyourriver.net), auf der sich jede Schule / Klasse ihr eigenes Flussbuch anlegen kann und zahlreiche Anleitungen und Hilfestellungen zur Durchführung von Gewässeruntersuchungen zur Verfügung stehen und natürlich am Gewässer selbst. Der Zugang ist frei und auch ohne den Besuch des Kurses, der in den Sprachen Englisch, Deutsch, Italienisch und Rumänisch verfügbar vorliegt, möglich.

Danksagung

Das Act4Rivers-Projekt wurde von der Europäischen Kommission finanziell unterstützt (Projekt-Nummer 141978-LLP-1-2008-1-AT-COMENIUS-CMP). Es entstand in der Zusammenarbeit von neun (überwiegend pädagogischen) Institutionen aus fünf europäischen Ländern: EDUCATION HIGHWAY Innovationszentrum für Schule und Neue Technologie GmbH, Linz, Österreich (Projektleitung), Universität Rostock, Zentrum für Qualitätssicherung in Studium und Weiterbildung, Deutschland (Evaluation), Bezirks-Schulinspektorat Valcea, Rumänien, Schulverbünde ISIS MALIGNANI, Cervignano del Friuli, Italien und Katholiek Onderwijs Geel, Kasterlee (Belgien), TU Kaiserslautern, KLIFF, Deutschland, Private Pädagogische Hochschule der Diözese Linz, Österreich, World Wildlife Fund, Österreich, Umweltbüro Nord e.V., Stralsund, Deutschland. Die deutschen Übersetzungen der Act4Rivers-Schulungsunterlagen wurden von Dr. Jürgen Langner, Anja Frey und ProLimno erstellt. Der Autor möchte allen Projektpartnern, vor allem der Projektleiterin, Christine Radler, für ihre kompetente und motivierende Arbeit danken.

Literatur

Orton R., Bebbington, A., Bebbington, J (1996): Freshwater Name Trail: A Key to the Invertebrates of Ponds and Streams, FSC publications

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

AquaWis. Ein Umweltbildungsprojekt für BiologielehrerInnen und SchülerInnen

Thomas Korte[1]

[1] Universität Duisburg-Essen, Fakultät f. Biologie, Abteilung Angewandte Hydrobiologie, Universitätstr. 5, 45141 Essen, thomas.korte@uni-due.de

Keywords: Unterrichtsmaterialien, Exkursionsanleitung, Bestimmungsschlüssel, Lehrerfortbildung, Fließgewässerökologie, Makrozoobenthos, Zentralabitur, Sekundarstufe 2

Einleitung

In den letzten Jahren ist der Schutz von Fließgewässern zunehmend in den Fokus der Öffentlichkeit gerückt. Allerdings nimmt die Fließgewässerökologie im Curriculum des Biologieunterrichtes in der Oberstufe eine vergleichsweise untergeordnete Stellung ein – völlig zu Unrecht, denn mit der Fließgewässerökologie können umfassend die Inhalte der Ökologie praxisnah und schülergerecht vermittelt und erlebt werden. AquaWis bietet ein fließgewässerbezogenes Konzept für den Ökologieunterricht in der gymnasialen Oberstufe (vornehmlich für den Biologie-Leistungskurs), welches die inhaltlichen Vorgaben des Zentralabiturs berücksichtigt. Zentrales Element des Unterrichts ist die praktische Untersuchung eines Fließgewässers. Die Anleitung "Untersuchung von Fließgewässern", der „Feld-Bestimmungsschlüssel“ und die „Interpretationshilfen“ bilden Hauptbestandteile der Unterrichtsreihe. Mit diesen Materialien wird der ökologische Zustand eines Fließgewässers mittels Kleintieren der Gewässersohle (Makrozoobenthos) bestimmt. Den Schülerinnen und Schülern werden im vorher stattfindenden Unterricht die ökologischen Grundlagen vermittelt, um die Untersuchung erfolgreich durchzuführen. Des Weiteren bietet AquaWis den Lehrerinnen und Lehrern viele weitere Unterrichtsstunden für die Unterrichtsreihe. Zu jeder entwickelten Unterrichtseinheit wird eine komplette Unterrichtsplanung, inkl. Materialteil und Musterlösung angeboten. Das AquaWis-Projekt wurde von der Komenius Universität in Bratislava (Slowakei) und der Universität Duisburg-Essen, Abteilung Angewandte Hydrobiologie und Abteilung Didaktik der Biologie geplant und umgesetzt. Das Projekt hatte eine Laufzeit von zwei Jahren und endete im August 2010.

Methoden

Im ersten Teil des Projektes wurden Pädagogen in einem vorbereitenden theoretischen (2 Seminartage) und praktischen Teil (2 Exkursionstage) geschult, die Ökologie von aquatischen Lebensräumen selbstständig den Schülern zu vermitteln. Nach der Fortbildung haben die Pädagogen im zweiten Teil des Projektes mit ihren Schülerinnen und Schülern zusammen unter Anleitung von Hochschulmitarbeitern Exkursionen an Fließgewässern in Schulnähe durchgeführt. Sie haben am Untersuchungsabschnitt eine ökologische Fließgewässerbewertung durchgeführt und die entwickelten Exkursions- und Unterrichtsmaterialien zur Vorbereitung, Durchführung und vertieften

Auswertung einer Exkursion angewendet. Der Austausch an Information und die Vermittlung von Wissen zwischen den slowakischen und deutschen Schülern und Pädagogen wurde über eine eigens für das Projekt gestaltete Internetseite (www.aquawis.eu) umgesetzt; z.B. haben die teilnehmenden slowakischen und deutschen Schulen sich gegenseitig ihre Exkursionsergebnisse auf der Internetseite vorgestellt. Im dritten Projektteil fand ein abschließendes Treffen der deutschen und slowakischen Schulen in der Slowakei statt, auf dem die Schulen ihre Exkursionen und Projekte an Fließgewässern präsentierten. Die Schülerinnen und Schüler wurden auch ermutigt, ihre Arbeiten zur Fließgewässerökologie fortzuführen. Dazu wurden verschiedene Umweltakteure eingeladen, die Arbeiten zum Gewässerschutz vorstellten und Möglichkeiten der Durchführung von Projekten aufzeigten.

Zur Durchführung eines anwendungsorientierten Ökologieunterrichts in der Sekundarstufe 2 mit Schwerpunkt Fließgewässerökologie, in dessen Mittelpunkt die Durchführung einer Exkursion zur ökologischen Fließgewässerbewertung steht, wurden umfassende Unterrichts- und Exkursionsmaterialien entwickelt.

Ergebnisse

Innerhalb des Projektes ist eine Unterrichtsreihe mit Begleitmaterialien entstanden, welche die inhaltlichen Vorgaben des Zentralabiturs für Nordrhein-Westfalen für den Ökologieunterricht der Sekundarstufe 2 zum Thema Fließgewässerökologie umfassend abdeckt. Die Unterrichtsreihe ist zu einem **Lehrerordner** (191 Seiten) zusammengefasst worden, der folgende Vorgaben des Zentralabiturs abgedeckt: Erfassen physikalischer und chemischer Faktoren, Methoden der Bestandsaufnahme, Gewässergütebestimmung, Selbstreinigung, Zonierung, Anpassungen an Temperatur und Feuchtigkeit bei Tieren und Pflanzen, Biogeochemischer Kreislauf am Beispiel des Stickstoffkreislaufs, Problematik des Eingreifens des Menschen in Ökosysteme und nachhaltige Bewirtschaftung.

Zentrales Element des Unterrichts ist die praktische Untersuchung eines Fließgewässers. Die **Exkursionsanleitung** "Untersuchung von Fließgewässern. Eine Anleitung zur einfachen ökologischen Bewertung angelehnt an die Europäische Wasserrahmenrichtlinie" (66 Seiten), der **Feld-Bestimmungsschlüssel** (35 Seiten) und die **Interpretationshilfen** (33 Seiten) bilden Hauptbestandteile der Unterrichtsreihe. Mit diesen Materialien wird der ökologische Zustand eines Fließgewässers mittels Kleintieren der Gewässersohle (Makrozoobenthos) bestimmt. Die genannten Materialien und angegliederten Unterrichtseinheiten sind aufeinander abgestimmt. Die biologische Güteklasse wird z.B. nur mit den Taxa bestimmt, die auch im Feld-Bestimmungsschlüssel enthalten sind. In den Interpretationshilfen werden ebenfalls nur die Tiere besprochen, die im Gelände mit dem Feld-Bestimmungsschlüssel bestimmt werden.

Der Lehrerordner bietet **16 Unterrichtsstunden** mit einer Dauer zwischen 45-135 Minuten (siehe Tabelle 1).

Zu jeder entwickelten Unterrichtsstunde wird eine vorbereitende Unterrichtsplanung, inklusive Materialteil und Musterlösung angeboten. Die Unterrichtsplanung

a) enthält eine Kurzbeschreibung, welche den Inhalt und die Methoden der Stunde zusammenfasst,
b) formuliert die Ziele für die aktuelle Stunde,
c) nennt die Fachbegriffe der Stunde,

d) führt detailliert auf, in welcher Form und in welchem Umfang die Materialien aus dem Materialteil und welche Medien in der Stunde benötigt werden,
e) gibt einen Ausblick auf die nächste Stunde, bzw. empfiehlt eine geeignete Folgestunde und
f) enthält eine tabellarische Übersicht über die einzelnen Unterrichtsphasen (Dauer der Phasen, Lehrerinnen und Lehrer (LuL)-Aktion, Schülerinnen und Schüler (SuS)-Aktion, Sozialform, Methode und Medium und Material)

Tabelle 1 Entwickelte Unterrichtsstunden

	Titel Unterrichtsstunde	**Dauer (Min.)**	**Begleitmaterial**
1	Transparenter Einstieg in die Unterrichtsreihe zur Fließgewässerökologie	45	Film
2	Fachbegriffe zur aquatischen Ökologie	90	
3	Morphologie und Taxonomie ausgewählter Fließgewässerorganismen	90	
4	Strömung als ökologischer Umweltfaktor im Fließgewässer	90	Film
5	Stoffkreisläufe: Der Stickstoffhaushalt in Fließgewässern	45	
6	Anpassungen an die abiotischen Faktoren Temperatur und Sauerstoff	45	
7	Die Fischbesiedlung im Längsverlauf von Fließgewässern	90	PowerPoint-Präsentation
8	Die Aue und ihre Vegetation	45	
9	Die Makrozoobenthos - Ernährungstypen	90	
10	Abiotische Faktoren und Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften im Längsverlauf von Fließgewässern	90	
11	Das Kartenspiel "RiverFun", Methodenstunde	90	
12	Vorbereitung auf die Exkursion	135	
13	Auswertung der Exkursion	45	PowerPoint-Präsentation
14	Renaturierung von Fließgewässern	90	PowerPoint-Präsentation
15	Selbstreinigung von Fließgewässern	45	
16	Nachhaltige Fließgewässerbewirtschaftung, Funktion eines Klärwerks	45	

Im Materialteil werden alle benötigten Materialen für den Unterricht und die Arbeitsaufträge für die Schülerinnen und Schüler bereitgestellt in Form von Arbeitsblättern, Sachtexten, Folienvorlagen, PowerPoint-Präsentationen, dem Kartenspiel RiverFun und Filmen auf der DvD. Die Anweisungen der Arbeitsaufträge nutzen die definierten Bedeutungen der Operatoren aus Stark, Abitur 2009 (Prüfungsaufgaben mit Lösungen, Biologie). Der Materialteil enthält zusätzlich wichtige fachinhaltliche Informationen für die Lehrerinnen und Lehrer. Im Teil Musterlösungen werden den Lehrerinnen und Lehrern Musterlösungen für alle gestellten Arbeitsaufträge angeboten.

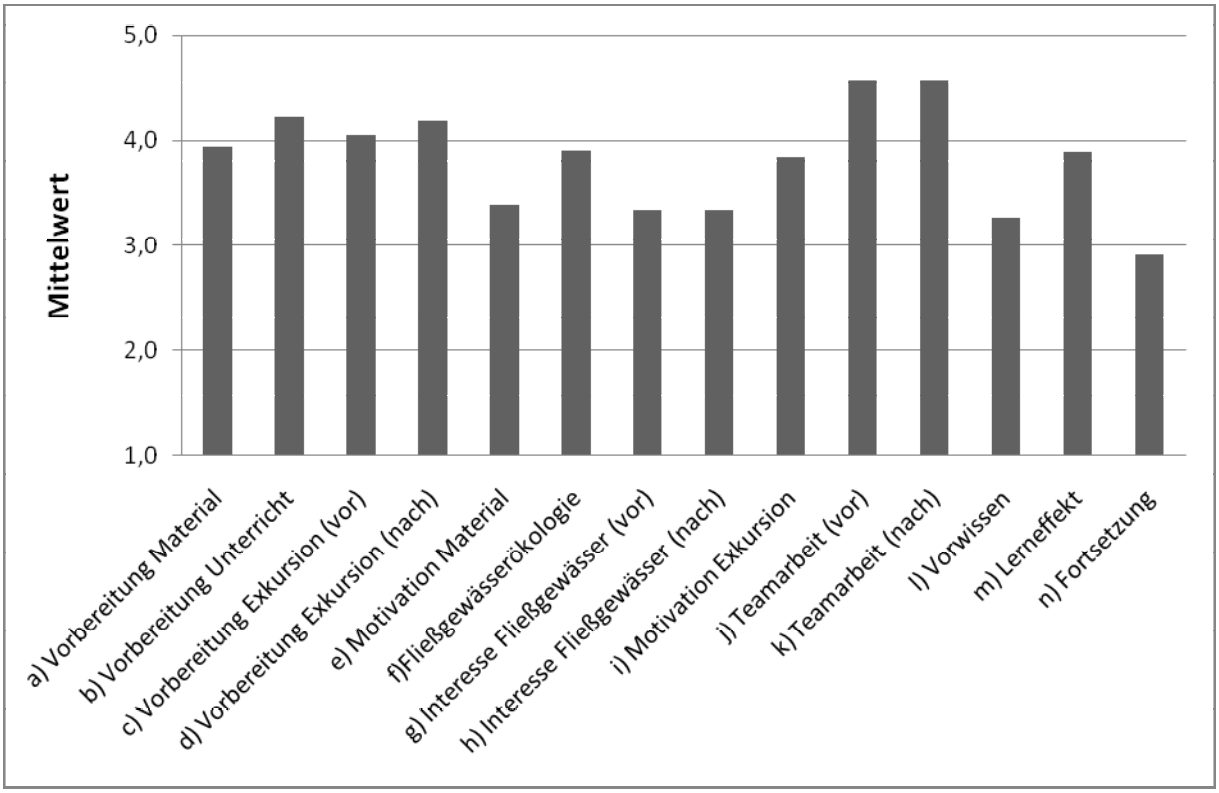
Diskussion

Während der Projektlaufzeit wurde das Projekt von den teilnehmenden Lehrerinnen und Lehrern und den Schülerinnen und Schülern bewertet. An der Fragebogenevaluation beteiligten sich insgesamt 175 Schülerinnen (53%) und Schüler (47%) der Jahrgangsstufen neun (16%) und zwölf (84%). Diese besuchten zu etwa gleichen Teilen Gymnasien (46%) und Gesamtschulen (54%) in NRW.

Die Schülerinnen und Schüler wurden vor und nach der Exkursion um ihre Einschätzung zu verschiedenen Elementen des AquaWis-Konzepts befragt. Hierzu sollten sie auf einer fünfstufigen Skala angeben, wie stark sie mit verschiedenen Aussagen übereinstimmen. Dabei zeigt sich ein

insgesamt sehr positives Bild. Die Zustimmung liegt bei allen Aussagen (mit einer Ausnahme) signifikant über dem Mittelwert von drei Punkten (MW=3; s. Abbildung 1).

Abbildung 1. Auswertung Fragebogenevalutation



Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Das Projekt ist von den teilnehmenden Lehrerinnen und Lehrern und Schülerinnen und Schülern durchweg positiv bewertet worden. Die entwickelten Unterrichts- und Exkursionsmaterialien und die angebotenen Lehrerfortbildungen haben dazu geführt, dass das bestehende Vakuum im Ökologieunterricht der Sekundarstufe 2 zur Fließgewässerökologie in Deutschland verkleinert werden konnte. Nach Abschluss des Projektes werden alle Unterrichts- und Exkursionsmaterialien als Druckversion veröffentlicht (Kontakt: aquawis@uni-due.de) und die Materialien werden als kostenlose Downloadversion auf der AquaWis-Internetseite (www.aquawis.eu) und Internetseite der Natur- und Umweltschutzakademie NRW (NUA, www.nua.nrw.de) zur Verfügung stehen. Auf Grundlage der entwickelten Unterrichts- und Exkursionsmaterialien werden weitere Lehrerfortbildungen zur Fließgewässerökologie angeboten.

Danksagung

Alle Unterrichts- und Exkursionsmaterialien sind im Rahmen des von der DBU geförderten Projektes „AquaWis. Ein Umweltbildungsprojekt für BiologielehrerInnen und SchülerInnen“ entstanden (AZ 26080-43/0). Das Projekt wurde zusätzlich vom Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW, dem Ruhrverband und der Stiftung Sauberes Wasser Europa gefördert. Bei allen Förderern möchte ich mich im Namen aller beteiligten Projektpartner und Mitarbeiter bedanken.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Wasser – Bildung elementar

Schmidt-Halewicz, Sabine[1]

[1] LimSa Gewässerbüro, [2, 3] Joseph-Belli-Weg 5, 78467 Konstanz

Keywords: Elementarpädagogik, Wasserphänomene, naturwissenschaftliche Bildung

Naturwissenschaftliche Bildung im Kindergarten

Einleitung

Kinder sind anders als Erwachsene. Sie sind so ziemlich genau das Gegenteil von Erwachsenen. Eine Beschreibung die besagt: *„Sie denken anders“*, reicht bei weitem nicht. Kinder hören leisere und höhere Töne als wir, sie sehen, riechen, schmecken und fühlen besser. In diesem Sinne, im besten Sinne, gehört den Kindern die Welt mehr, als sie uns Erwachsenen gehört.

Mathematik, Philosophie und die Naturwissenschaften waren in ihrem Beginn nicht voneinander getrennt. Die Trennung in Fachwissenschaften ist modern und vom Menschen geschaffen. Sie mag an der Universität Sinn ergeben, im kindlichen Denken hat sie diesen nicht. Die Kinder sehen mehr das Material, dass die Dinge miteinander verbindet. Stellt man das Thema Wasser voran, lassen sich alle modernen Disziplinen der Naturwissenschaften anschneiden.

In diesem Sinne wurden im Vortrag – der lebendigen Erfahrbarkeit halber – neue Experimente zum Themenkomplex Wasser vorgestellt. Diese wurden in verschiedenen Vorschüler-Gruppen in mehreren Kindertageseinrichtungen erprobt, flossen in Fortbildungen für ErzieherInnen zur naturwissenschaftlichen Bildung ein und fanden letztlich Niederschlag in einem Buch zu naturwissenschaftlicher Elementarbildung (Kramer u. Schmidt-Halewicz, 2010). Da hier keine Versuchsanweisungen niedergelegt werden sollen, wird in dieser Zusammenfassung etwas weiter ausgeholt bezüglich naturwissenschaftlicher Bildung im Kindergarten.

Warum ist es wichtig, mit naturwissenschaftlicher Bildung bereits vor der Schule zu beginnen?



Undurchschaubare Weißkittelträger, vertrottelte Forscher und zerstreute Professoren, die sich mit unverständlichen Phänomenen beschäftigen, prägen leider noch immer vielfach das öffentliche Bild der Naturwissenschaften (Pareigis 2008).

Abb. 1: Spannender als Fußball, oder mal was anderes – der 6-jährige Arne im Kindergarten Maria-Hilf während der WM 2010 beobachtet den Sog eines Strudels.

Naturwissenschaft, so hatten Entwicklungspsychologen in den 70er Jahren des letzten Jahrhunderts herausgearbeitet, würde frühestens im Grundschulalter verstanden, da das anschauliche Denken erst im Alter von 6 bis 7 Jahren dafür gereift sei (Piaget mit seinem Stufenmodell, z.B. 1975). Dagegen weiß man inzwischen, dass das Gehirn auch kleinerer Kinder sich automatisch aus einem variantenreichen Input das heraussucht, was es lernen kann (Spitzer, 2007). Manche Pädagogen wenden ein, dass Kinder sich später in der Schule langweilten, wenn sie schon im Kindergarten zu viel Wissensstoff aufgenommen haben.

Die 4-5-jährigen Kinder sind im Warum-Frage-Alter (Lück, 2007), sozusagen als bereit für Bildung wie ein saugfähiger Schwamm. Lück (2007) unternahm bspw. einen Test, der ergab, dass ein Experimentierangebot zu 70% einem Fußballangebot vorgezogen wurde – das Interesse bei den Kindern also ist da (vergl. Abb. 1). Viele Phänomene hingegen gehören zum Weltwissen, die bei Kindern, die in die Schule kommen, vorausgesetzt werden müssten (Elschenbroich, 2002). Nun wissen wir allerdings inzwischen, dass viele Kinder dieses mögliche Weltwissen eben nicht von Hause aus bis zum Schuleintritt mitbringen (ebenda). Aus diesen Gründen muss die Möglichkeit genutzt werden, im Kindergarten elementare Erfahrungen auch hinsichtlich der Naturwissenschaften anzubieten bzw. den Kindern zu ermöglichen.

Was wird getan, damit mehr naturwissenschaftliches know how in die Einrichtungen gelangt?

Projekte mit Kindergarten- oder Vorschulkindern

Zwischen dem frühkindlichen Interesse, der Bildungsbereitschaft der Kinder und der Weiterentwicklung dieses Interesses durch das deutsche Bildungssystem klafft immer noch eine große Lücke (Welzel u. Zimmermann, 2007). Solange nicht die ErzieherInnen selber die Inhalte ausfüllen, annehmen und anbieten können und der Raumgestaltung in Kindergärten mehr Zuwendung gegeben wird, können Angebote von Außenstehenden erfolgreich naturwissenschaftliches Denken im Kindergarten anregen. Solche von außerhalb der Einrichtung ´eingeflogenen Angebote´ gibt es regional sehr verschieden von vielen Vereinen, Institutionen oder auch selbständigen BiologInnen oder NaturwissenschaftlerInnen bis hin zu Privatpersonen z.B. aus der Elternschaft – letztere Angebote sind jedoch meist peripherer Natur.

Fortbildungen für ErzieherInnen

Erste Bausteine zur Implementierung des Themas in die Einrichtungen bestanden z.B. durch die Fortbildungseinheiten zum Lernfeld ´Denken´, die im Rahmen der Umsetzung des Orientierungsplanes (Baden Württemberg) bspw. verpflichtend waren (8 Unterrichtseinheiten (UE)). Andere Träger (Evangelischer Landesverband Kindertageseinrichtungen BW) organisieren z.B. modulare Reihen, die thematisch aufgebaut sind.



Abb. 2: Was hat ein Strudel in der Flasche mit einem Tornado oder mit dem Strudel in der Badewanne zu tun?

So können z.B. mit Wasser-Themen allein 16 UE abgedeckt werden. Die Akademie für wissenschaftliche Weiterbildung (Freiburg i. Br.) bietet einen

7-monatigen Kurs an, mit dem sich die ErzieherIn zur ´Facherzieherin Natur- und Wissenschaft im Kindergarten´ ausbilden lassen kann (ca. 78 UE). Im Rahmen des Scout-Projektes ´Spielerisch die Welt erforschen´ bei der Landesstiftung Baden Württemberg waren 2 Jahre Ausbildung für die ErzieherInnen inbegriffen (etwa 300 UE). Die Länge und Intensität der Fortbildung allein garantiert jedoch noch nicht für eine erfolgreiche Implementierung in der Einrichtung. Die betroffenen ErzieherInnen sind meist allein mit dem Thema in ihrer Einrichtung. Deshalb bedarf es längerer Begleitung und Unterstützung bis zur gelingenden Implementierung.

Daneben gibt es eine Vielzahl an Konzepten, die entweder auf Materialien und zu einen kleineren Anteil auf Schulung der ErzieherInnen setzen (Haus der kleinen Forscher), oder sich ganz auf die Ausbildung und Weiterentwicklung der Berufsgruppe Erzieherin konzentrieren (Forscherstation der Klaus-Tschira-Stiftung). Infans-beleitete Kindereinrichtungen bauen auf das sog. offene Konzept in der Einrichtung, welches bessere und v.a. selbstgesteuerte Bildungsprozesse der Kinder ermöglicht (Laewen u. Andres, 2002). Das Thema Naturwissenschaften erfolgreich zu übernehmen bleibt jedoch Randerscheinung oder Nebenprodukt, das im besten Falle: glückt. Ohne weitere Anstrengungen in der Aus- und Weiterbildung des Fachpersonals, wird das Thema weiterhin ´ungeliebtes Kind´ bleiben. Die eigenen konstruktiven Erfahrungen mit naturwissenschaftlichen Phänomenen, das gestärkte Selbstkonzept, viele Erfolgserlebnisse und die eigene Freude am Umgang mit naturwissenschaftlichen Phänomenen erst können den Kopf frei machen für die Wunder des Alltags und die Neugier der Kinder unter den ErzieherInnen (Welzel u. Zimmermann, 2007).

Zurück zum Wasser: Welche Möglichkeiten bietet das Thema Wasser?

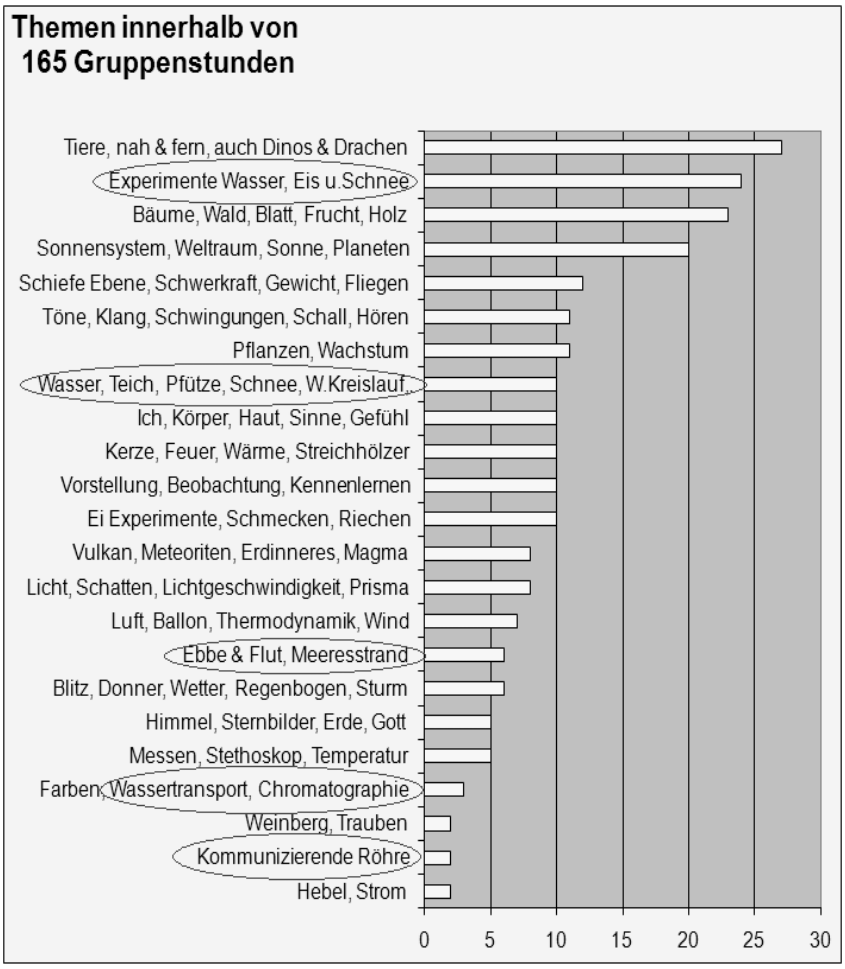


Abb. 3: Themen innerhalb von 165 Gruppenstunden in Kindergärten beim Scout-Projekt der Landesstiftung Baden-Württemberg (16 Einrichtungen im Raum Reutlingen / Tübingen) sowie 2 in Konstanz (teilweise 3 Jahre) – die Kinder wurden hier zu Fragen aufgefordert. Diese Fragen wiederum ergaben die Themen der nächsten Stunde(n). Es sind also Themen gelistet, die die Kinder selbst provoziert haben (Menzel u. Spurk, 2009).

Abbildung 3 stellt dar, wie die Themenwahl aussieht, wenn man auf die Fragen der Kinder eingeht, und daraus Themen gestaltet, statt Themen vorzugeben. In den Ovalen markiert sind die Wasserverwandten Themen. Hätte man also eine Gruppierung nach ´Wasser´ vorgenommen, würden sich allein 47 von 165 Gruppenstunden mit diesem Thema befassen, etwa ein knappes Drittel demnach (28%). In den Themen Bäume, Wald, Klang, Schwingungen, Pflanzen… stecken natürlich ebenfalls Wasserthemen. Das Thema hat also zentrale Bedeutung bei den Interessen der Kinder.

Wasser übt besondere Anziehungskraft auf Kinder aus. Stundenlang können sie mit Schlauch, Gießkanne, am Wasserhahn oder in der Badewanne spielen. Auch ein Teich, Bach oder Seeufer mit seinen Lebewesen wird Kinder mit Leichtigkeit einen halben Tag und mehr beschäftigen. Allein in dieser knappen Themenauswahl ist bereits das verbindende Element erkennbar – Wasser berührt physikalische, chemische und biologische Themen.

Einerseits ist das Wasser ein ganz besonderes und unverzichtbares Element unserer Lebenswelt, besitzt es doch ganz besondere Eigenschaften, die das Leben auf unserem Planeten erst in seiner jetzigen Form ermöglicht haben und weiterhin ermöglichen. Dazu gehören seine Dipol-Eigenschaft, seine Dichte-Anomalie sowie die Tatsache, dass alle drei Aggregatzustände auf unserem Planeten anzutreffen sind, also innerhalb unseres Temperaturregimes auf der Erde vor kommen. Pflanzen und Tiere bestehen zu einem Großteil aus Wasser. Der Wasserkreislauf der Erde sorgt dafür, dass kein Wasser verloren geht von unserem Planeten.

Andererseits hat das Wasser gesellschaftlich große Bedeutung, da es auf der Erde ungleich verteilt ist und nicht alle Menschen Zugang zu sauberem Trinkwasser, einem Grundbedürfnis, haben. Dies sind Themen, die die Kinder im Alter vor dem Schuleintritt, also unter 6-7 Jahren bereits zum großen Teil als Phänomene wahrnehmen können. Gefühl und Mitgefühl wiederum ist Inhalt eines der Lernfelder im Kindergarten, was ebenfalls sehr gut anhand von Wasser (global) thematisiert werden kann.

Wahrnehmung und die Bedeutung der Sinne

Unser Körper besitzt fünf Pforten, mit denen wir unsere Umgebung wahrnehmen können: Sehen, hören, tasten, schmecken und riechen. Aus den Informationen, die durch diese Pforten gelangen, basteln wir uns ein Weltbild (Kramer u. Schmidt-Halewicz, 2010). Dieses Weltbild stellt bei den Kindern im Vorschulalter den Beginn des Denkens dar, weshalb folgerichtig Naturwissenschaften auch dem ´Lernfeld Denken´ zugeordnet werden. Diese Basis wird immer wieder ergänzt, revidiert, umgebaut im kindlichen Hirn, und die Grundlagen dazu bestehen aus elementaren, sinnlichen Erfahrungen. So kann bspw. eine Eisdecke auf einem Gewässer in seiner Dicke erklingen und somit gehört werden, indem man einen Stein oder Stock darüber gleiten lässt.



Abb. 4: Wasser-Fühl-Test: Verschieden temperierte Wasser sind mit den Füßen zu fühlen und in eine sinnvolle Reihenfolge zu bringen. Maria-Hilf-Kindergarten Konstanz

2010.

Auch Flüssigkeiten kann man am Klang unterscheiden. Leitungswasser, Sprudel, Saft, Öl oder Wandfarbe haben beim Gießen einen verschiedenen Klang, sogar heißes und kaltes Wasser (Auer, 2007). Gefühlt werden mittels Wärmesinn können Temperaturunterschiede – bis zu 2° C Differenz können wir mit linker und rechter Hand getrennt unterscheiden. Dieser Wärmesinn bildet sich bei Kindern im betreffenden Alter erst heraus (Auer, 2007). Schmecken kann man bspw. die verschiedenen Inhaltsstoffe von handelsüblichen Wässern, aber auch erste ´Chemie´ in Form von Citronensäure, Bittersalz oder Kochsalz, die sich nicht sichtbar und nicht riechbar in Wasser auflösen. Darum hob Lück (2007) als Chemie-Didaktikerin auch schon in früheren Werken an, dass sinnliche Erfahrungen für chemische Experimente große Bedeutung haben.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Wasser bietet vielfache Möglichkeiten elementarer, sinnlicher Erfahrungen, die Kinder im Vorschulalter spätestens gemacht haben sollten. Wasser hat einerseits Lebens-elementare Bedeutung, andererseits gesellschaftliche Brisanz, weshalb viele Bereiche von Wasser-Erlebnissen im Kindergarten sinnvoll erscheinen. Alle Bereiche naturwissenschaftlichen Arbeitens lassen sich anhand von Wasser anschneiden. Mindestens ein Drittel selbstgewählter Themen von Kindern haben mit Wasser Berührung.

Kinder langweilen sich nicht, wenn sie bereits im Kindergarten Kontakt zu Wissensbereichen bekommen, die lange Zeit auf die Schulzeit verschoben wurden. Im Gegenteil wiederholen sie Bekanntes ausgesprochen gerne. Sofern durch die frühe Vermittlung bzw. die Erfahrung aufgrund von sinnlichen Wahrnehmungen ein ganzheitlich erlebbarer Zugang zu Naturvorgängen gebahnt werden konnte, dürfen wir im Ergebnis von solchen Kindern späterhin wahrscheinlich mehr lebendigen Forschergeist anstelle unkreativen Datensammelns erwarten. Zum Schlausein braucht das Gehirn einen Körper, der sich bewegt und der sinnliche Wahrnehmungen hat (Auer, 2007).

Literatur

Auer, W. (2007): Sinnes-Welten – Die Sinne entwickeln, Wahrnehmung schulen, Mit Freude lernen; Kösel, München.

Elschenbroich, D. (2002): Weltwissen der Siebenjährigen – wie Kinder die Welt entdecken können; Kunstmann, München.

Kramer, M. u. Schmidt-Halewicz, S. (2010): Geht der Winter im Sommer an den Nordpol? Spielerisch die Welt entdecken: Naturwissenschaftliches Denken und Erleben im Kindergarten; Beltz, Weinheim.

Laewen, H.-J. u. Andres, B. (2002): Bildung und Erziehung in der frühen Kindheit. Bausteine zum Bildungsauftrag von Kindertageseinrichtungen; Beltz, Weinheim

Lück, G. (2007): Handbuch der naturwissenschaftlichen Bildung - Theorie und Praxis für die Arbeit in Kindertageseinrichtungen; Herder, Freiburg.

Menzel, P. / Spurk, M. (2009): Schriftreihe der Landesstiftung Baden Württemberg; 39: Naturwissenschaftlich-technische Modellprojekte in Kindergärten. Dokumentation des Programmes der Stiftung Kinderland Baden-Württemberg. (Spielerisch die Welt erforschen. Dr. S. Schmidt-Halewicz, S. 40ff). Stuttgart 2009

Pareigis, J. (2008): Anleitung zum Forschersein – Naturwissenschaft und Weltwissen für Kinder und Erwachsene; Verlag Das Netz, Weimar.

Piaget, J. (1975): Die Entwicklung des Erkennens, Bd. 2: Das physikalische Denken; Klett, Stuttgart.

Spitzer, M. (2007): Lernen: Gehirnforschung und die Schule des Lebens; Spektrum, Heidelberg.

Welzel, M. u. Zimmermann, M. (2007): Ein Verfahren zur Erfassung und Förderung von naturwissenschaftlicher Frühförderkompetenz; Perspektiven Nr. 73: 15-30.

Infans: Institut für angewandte Sozialforschung / Frühe Kindheit e.V.; http://www.infans.net

FREIE THEMEN

BASSIOS, I., T. KLEIN & U. RAEDER: Erste Untersuchungen der Diatomeen der Flüsse Kalamas und Arachthos im Nordwesten Griechenlands

FOCKE, R. & E. KIEL: Substratangebote (Phragmites australis) zur Beprobung des Makrozoobenthos in einem Marschgewässer

FRINDTE, K., W. ECKERT, ST. RÖSEL & H.-P. GROSSART: Breathe in the absence of oxygen! Shifts in Microbial Activity along a Redox Gradient at the Sediment-Water-Interface

LÜHKEN, R., T. LIECKWEG & E. KIEL: Classification system of mosquito breeding sites for a dune and salt marsh complex

PETZOLD, M., H. BORMANN & E. KIEL: The coastal Mbezi River in Dar es Salaam (Tanzania). Aspects of Ecology and River Dynamics

RÖßLER, S., P. WOLF, TH. SCHNEIDER, ST. ZIMMERMANN, U. RAEDER & A. MELZER: Fernerkundung zur Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen

SCHULZ, C.-J.: Desalinisation of the river Wipper (Thuringia, Germany): Results from long-term monitoring of the macrozoobenthos

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Erste Untersuchungen der Diatomeen der Flüsse Kalamas und Arachthos im Nordwesten Griechenlands

Irini Bassios[1], Tobias Klein[1] & Uta Raeder[1]

[1] Limnologische Station, Technische Universität München

Keywords: Diatomeen, Fliessgewässer, Griechenland, Arachthos, Kalamas

Einleitung

Das Augenmerk der Umweltforschung richtet sich auf Methoden, welche eine kontinuierliche, online Kontrolle des Gewässers erlauben, um Änderungen sofort zu erfassen. Noch ist es den Forschern nicht gelungen die konventionellen, traditionellen Methoden mit validierten, moderneren zu ersetzen.

Seit über 100 Jahren werden Diatomeen als Indikatororganismen verwendet, um Rückschlüsse auf die Gewässerqualität zu schließen. Trotz der Vielfalt an verwendbaren Indikatororganismen im aquatischen Bereich, haben sich Diatomeen erfolgreich durchgesetzt. Dies basiert auf ihrem Vorkommen in allen Gewässern und auf der Korrelation zwischen einzelnen Arten und deren spezifischen Habitatansprüchen (z.B. Battarbee, 1984, Van Dam, 1996, Coring, 1996, Hofmann, 1994). Auch die Tatsache, dass Diatomeen eine kurze Generationszeit besitzen macht sie zu idealen Kurzzeitindikatoren des Trophiezustandes (Raeder and Busse, 2001). Damit gehören Diatomeen zu den häufig verwendeten Indikatororganismen für die Beschreibung ökologischer Zustände innerhalb des Biomonitorings von Binnengewässern (Whitton et al., 1991) und folglich auch innerhalb der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EC). Viele Mitgliedsstaaten haben eigene Trophie-Indices entwickelt, die auf verschiedenen Diatomeenarten basieren.

In Griechenland sind die Diatomeengesellschaften der Binnengewässer noch weitgehend unerforscht, nur wenige Studien haben sich überhaupt mit diesen Indikatororganismen auseinandergesetzt (z.B. Ziller and Montesanto, 2004). Für Gewässeruntersuchungen in Griechenland werden eher chemische Analysen und der Saprobieindex als Maß für den Zustand verwendet (Lekka et al., 2004).

In dieser Arbeit wurden zum ersten Mal die Diatomeen der Fließgewässer Kalamas und Arachthos untersucht. Ziel war es den Zusammenhang der Diatomeenarten mit den entsprechenden Habitatparametern zu untersuchen und eine erste Datenmatrix der vorhandenen Diatomeenarten zu erfassen. Dies kann helfen die WRRL in Griechenland umzusetzen und für ein Langzeit-Monitoring geeignete Probenahmestellen zu finden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Probenahmen haben in der Region Epirus stattgefunden. Es ist die nordwestlichste Region Griechenlands und grenzt im Norden an Albanien (Abb. 1).

Die Gesamtfläche der Region beträgt knapp 9200 km², die Einwohnerzahl liegt bei 360.000. Ungefähr 1/3 der Einwohner lebt in Ioannina der Hauptstadt der Region, diese liegt im Zentrum der Region. Fast 74% der Fläche von Epirus ist gebirgig. Das Klima der Region ist mediterran. Vergleichbar zum Rest von Griechenland kommt es in Epirus zu höheren Niederschlagsmengen. Der Jahresniederschlag beträgt 1100 mm/m². Bedingt durch die Morphologie und die hohen Niederschlagsmengen durchziehen zahlreiche Flusssysteme das Land.

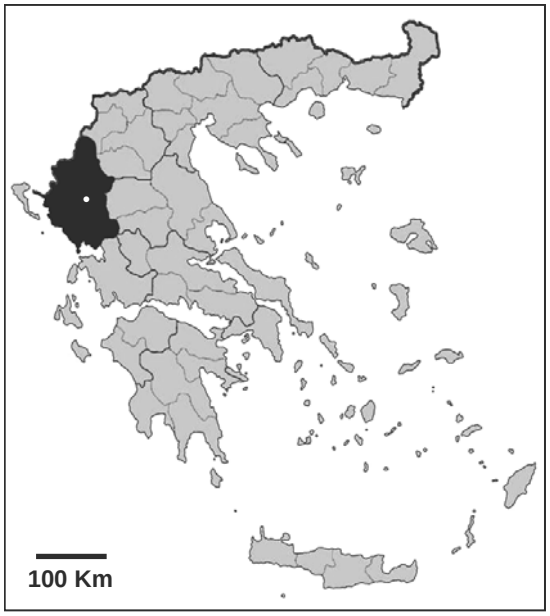


Abb. 1: Die Region Epirus im Nordwesten Griechenlands in schwarz. Der weisse Punkt im Zentrum steht für die Hauptstadt der Region, Ioannina.

Einer dieser Fluss ist der Kalamas mit einer Gesamtlänge von 115 km, er entspringt in Kalpaki nördlich von Ioannina und bereits nach 7 km mündet ein größerer Nebenfluss der Gormos (Abb. 2). Zahlreiche weitere Nebenflüsse speisen den Fluss, bis dieser nördlich der Hafenstadt Igoumenitsa in einem Delta in das ionische Meer fließt. Das Flussbett besteht aus Flysch und Kalkstein (Nitsiakos and Arapoglou, 2004). Die maximale Abflussmenge liegt im Winter bei 54 m³/sec und im Sommer bei 32 m³/sec (Lekka et al., 2004). Entlang des Flusses dominieren landwirtschaftlich Flächen, die ausgetragnen Nährstoffe belasten den Fluss. Neben diesen wird der Kalamas durch den Abfluss der Kläranlage, die südlich der Hauptstadt Ioannina liegt, beeinflusst. Das geklärte Wasser wird in einem künstlichen Graben über 20 km durch landwirtschaftlich genutzte Flächen abgeleitet. Schließlich fließt es durch einen Tunnel in einen Vorfluter. Dieser mündet über einen Nebenfluss in den Kalamas.

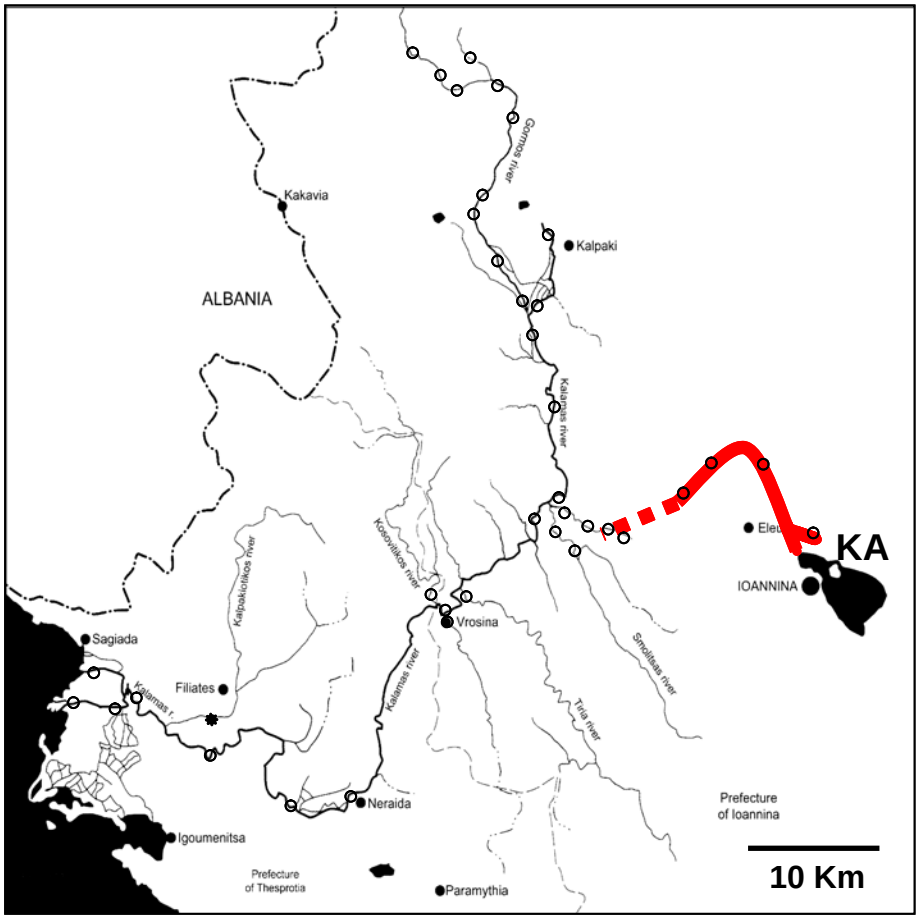


Abb. 1: Der Kalamas. Alle Kreise symbolisieren die Probenahmestellen. Die dicke Linie östlich des Fließgewässers zeigt wie das geklärte Abwasser von der Kläranlage (KA) der Stadt Ioannina durch einen Vorfluter in den Fluss gelangt.

Der Arachthos hat eine Gesamtlänge von 110 km (Abb.3). Das Einzugsgebiet umfasst 1900 km². Der Arachthos entspringt im Osten des Landes, in der Nähe von Metsovo, als Metsovitikos. Nach weiteren Zuflüssen durchfließt der Arachthos in Richtung Norden die

Region und mündet im Amvrakikos Golf. Auch hier besteht das Flussbett aus Kalkstein. Vor allem im Oberlauf und im Unterlauf grenzen landwirtschaftlich genutzte Flächen an den Fluss. Im Mittellauf fließt er durch eine unberührte Schlucht.

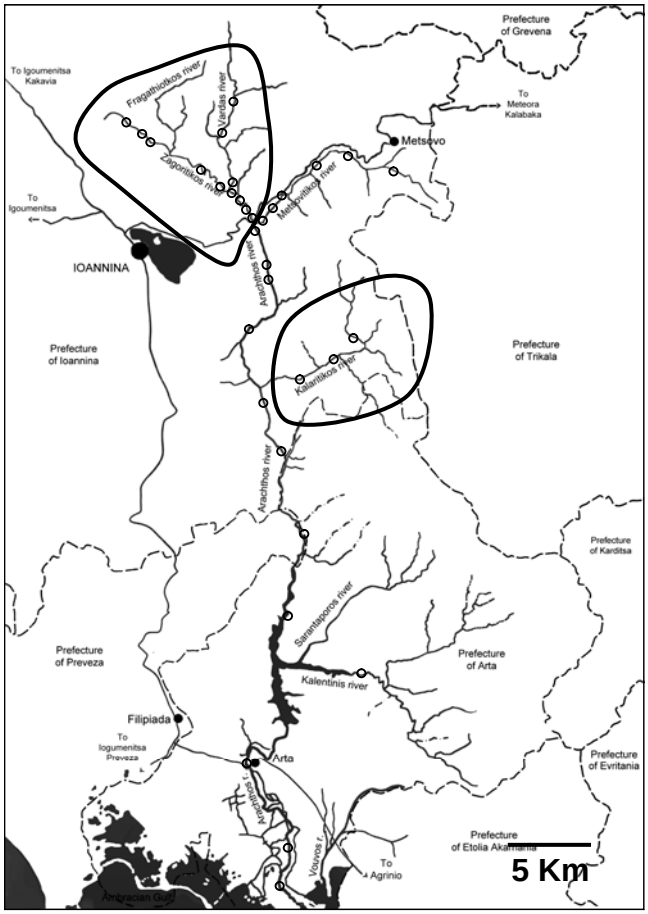


Abb. 3: Der Arachthos. Er entspringt bei Metsovo. Eingekreist sind die Zuflüsse, Zagoritikos und Vardas aus dem Nordwesten und Kalaritikos aus dem Osten. Die kleinen Kreise entsprechen den Probenahmestellen.

Untersuchungsmethoden

Insgesamt wurden im Frühjahr und Herbst 40 Probenahmestellen am Kalamas und seinen Nebenflüssen sowie 33 Standorte am Arachthos untersucht. Es wurden die Artzusammensetzung und die Häufigkeiten aller vorkommenden Diatomeen erfasst. Ergänzend wurden die physikalischen und die chemischen Parameter an den ausgewählten Standorten bestimmt. Zur Messung der physikalischen Parameter wurde von WTW die Multisonde „Multi 350i“ benutzt. Vor Ort wurden damit die Sauerstoffsättigung (in %), der Sauerstoffgehalt (in mg/l), die Leitfähigkeit (in µS/cm), der pH-Wert sowie die Luft- und die Wassertemperatur (in °C) gemessen.

Für die chemischen Wasseranalysen wurde das Küvettenphotometer „PhotoLab S12“ von WTW mit „Spectroquant“-Küvettentests der Firma Merck und WTW verwendet. Bestimmt wurden die wichtigsten chemischen Parameter: Gesamtphosphor (TP), gelöster Phosphor (SRP), Ammonium-Stickstoff (NH_4-N), Nitrat-Stickstoff (NO_3-N), Gesamthärte, Silicium (Si), Sulfat (SO_4^{2-}) und Chlorid (Cl^-). Vor der Bestimmung des Gesamtphosphor-Gehaltes mussten die Proben noch mit Hilfe des „Crack Set 10“ vom Merck und des Thermoreaktor „CR 2200“ von WTW aufgeschlossen werden. Alle gemessenen Extinktionswerte wurden durch das Photometer automatisch in Konzentrationen (mg/l) umgerechnet und ausgegeben.

Die statistische Datenanalysen wurden mit der kostenlosen Statistiksoftware R gerechnet (www.r-projekt.org).

Ergebnisse und Diskussion

Erste Analysen zeigen deutliche Unterschiede sowohl der chemischen und physikalischen Parameter, als auch der Abundanzen der Diatomeen. Im Fall des Kalamas lassen sich die Probestellen anhand der physikochemischen Daten in drei Gruppen zusammenfassen (Abb.4). Die Gruppen wurden mit unterschiedlichen Ziffern bezeichnet. Jede einzelne dieser Ziffern hier entspricht einer Probenahmestelle. Mit der Ziffer 3 werden alle Probenahmestellen die vom Abwassersystem beeinflusst werden und extrem belastet sind zusammengefasst (0,678 mg/l bis 1,174 mg/l TP). Ihnen gegenüber liegen die Probestellen der Ziffer 1 die oberhalb der Abwassereinleitung liegen und nur mit wenigen Nährstoffen belastet sind (0,010 mg/l bis 0,055 mg/l TP). Zwischen beiden, mit der

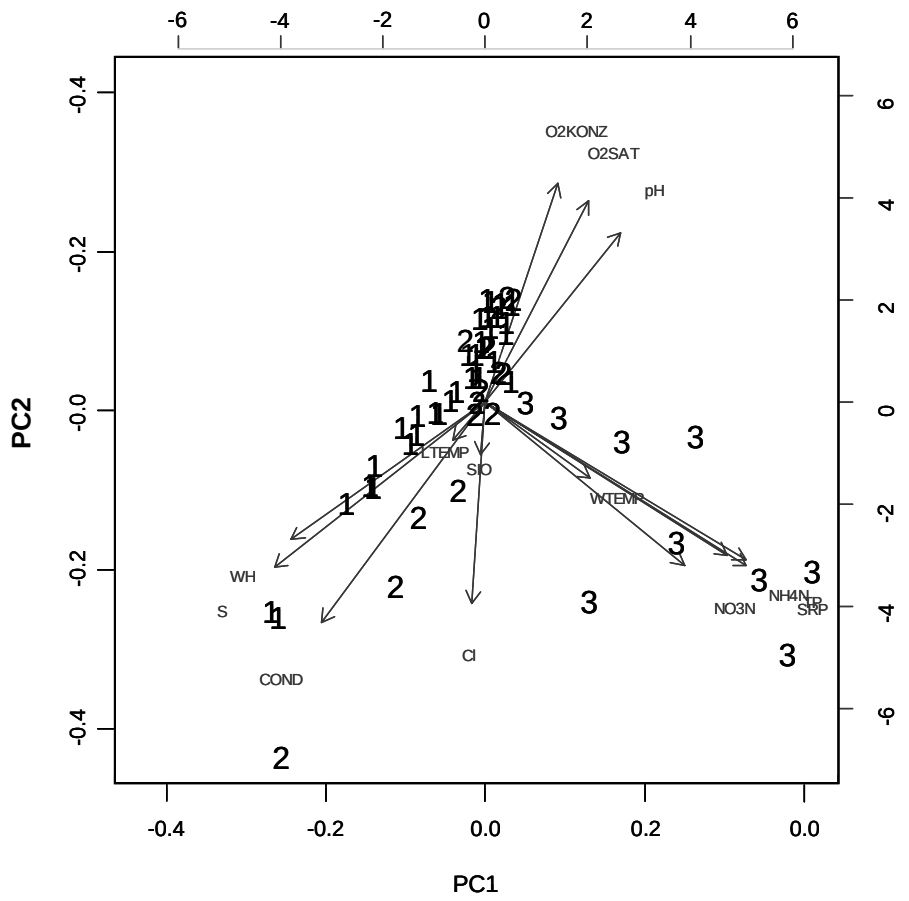


Abb. 4: PCA der physikochemischen Daten des Kalamas. Die Pfeile symbolisieren die verschiedenen physikochemischen Parameter. Alle Ziffern entsprechen einer Probenahmestelle. Mit der Ziffer 1 werden alle Probestelle vor der Einleitung des Abwassers zusammengefasst. Mit der Ziffer 2 werden alle Probestellen nach der Einleitung charakterisiert und mit der Ziffer 3 die Probestellen des Abwassersystems.

Ziffer 2 bezeichnet, sind die Stellen nach der Einleitung. Die Mischung des belasteten und unbelasteten Wassers (0,025 mg/l bis 0,148 mg/l TP). Durch die Selbstreinigungskraft des Kalamas wird die enorme Belastung bis auf 0,025 mg/l TP abgebaut, dadurch kommt es zu einer Überlappung einiger Probestellen der Gruppe 1 und Gruppe 2 in der Abbildung 4. Durch erneute Belastung im Unterlauf durch Obstplantagen, steigt die TP Konzentration erneut auf 0,090 mg/l. Die Pfeile in der Abbildung 4 zeigen in drei unterschiedlichen Richtungen. Die Nährstoffzeiger NH_4N, NO_3N, TP und SRP liegen beisammen und zeigen nach rechts unten. Leitfähigkeit, Cl, WH und S zeigen nach links unten und korrelieren negativ mit den Werten von Sauerstoff und pH. Links unten liegen einige Stellen, die durch eine hohe Leitfähigkeit charakterisiert werden, das sind die Quelle und die Mündung. Die Quelle ist stark schwefelhaltig, die Mündung durch das Salzwasser beeinflusst. Durch die Extremwerte dieser Standorte und der Standorte der Gruppe 3 werden die Probenahmestellen im Zentrum zusammengestaucht. Weitere PCA-Analysen nach der Entfernung der Extremgruppen haben deutlich gezeigt, dass aufgrund der physikochemischen Daten Gruppe 1 sich von Gruppe 2 trennt.

258 verschiedene Diatomeenarten wurden in den quantitativen Analysen im Kalamas gefunden. CA-Analysen basierend auf den Abundanzdaten der Diatomeen zeigen die gleiche Verteilung wie bei den physikochemischen Analysen. Die Zusammensetzung der Arten der Standorte von Gruppe 1 unterscheidet sich von der Zusammensetzung innerhalb der Gruppe 2.

Ähnliche Ergebnisse wurden auch für den Arachthos beobachtet. Wobei keine vergleichbare einzelne Nährstoffquelle wie beim Kalamas vorhanden ist. Die TP-Werte des Arachthos lagen zwischen 0,017 mg/l und 0,131 mg/l TP. Hohe TP-Werte wurden schon im Oberlauf des Arachthos ermittelt. Für die Nährstoffeinträge ist die im Einzugsgebiet liegende Landwirtschaft verantwortlich. In den Zuflüsse dagegen (Abb. 3) lassen sich TP Werte von 0,010 mg/l bis 0,042 mg/l nachweisen. Damit

sind diese unbelasteter als der Hauptfluss. In den Proben des Arachthos wurden 230 Diatomeenarten nachgewiesen. Auch im Arachthos lassen sich die Nährstoffkonzentrationen in der Zusammensetzung der Diatomeenarten nachvollziehen.

Schlussfolgerungen

Erste Analysen von beiden Flüssen zeigen aber, dass keine einzelnen Parameter gefunden wurden, die einen Zusammenhang zwischen den Diatomeenarten und den entsprechenden Habitatparametern nachweisen können. Das Auftreten von einer bestimmten Art lässt sich z.B. nicht die TP-Konzentration erklären. Vermutlich ist das Zusammenspiel mehrer Parameter für die Verteilung entscheidend. Neben der Phosphor-Konzentration könnte z.B. auch der Stickstoff-Gehalt Einfluss haben. Um die multidimensionale Fragestellung zu lösen, sind weitere Untersuchungsreihe mit Probenahmen in kürzeren Zeitabständen und an unterschiedlichen Standorten notwendig.

Danksagung

Ein besonderer Dank gilt Frau Margarete Ammon Ehrensenatorin der TU München für die Finanzierung dieses Projektes. Wir danken auch WTW und Anek lines für die Unterstützung. Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Doktorarbeit.

Literatur

Battarbee, R.W. (1984): Diatom analysis and the acidification of lakes. Philosophical Transactions of the Royal Society of London 305, 451-477.

Coring, E. (1993): Zum Indikationswert benthischer Diatomeengesellschaften in basenarmen Fließgewässern. Dissertation an der Universität Göttingen 1-65, Verlag Shaker, Aachen

Hofmann, G. (1994): Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. Bibliotheca Diatomologica 30, 1-241.

Lekka, E., Kagalou, I., Lazaridou-Dimitriadou, M., Albanis, T., Dakos, V., Lambropoulou, D., Sakkas, V. (2004). Assessment of the Water and Habitat Quality of a Mediterranean River (Kalams, Epirus, Hellas), in Accordance with the EU Water Framework Directive, Acta hydrochimica et hydrobiologica 32 (3), 175-188.

Nitsiakos, V., Arapoglou, M. (2004): Ta potamia tis Ipirou. Ekdoseis Odusseas, 1-106.

Raeder, U., Busse L. (2001): Composition and development of epipsammic diatoms in a oligotrophic lake (Lake Lustsee, Germany) under natural conditions and under artificial phosphate supply using enclosure experiments. In: Jahn, R., Kociolek, J.P., Witkowski, A., Compère P.: Lange-Bertalot-Festschrift: 383-400.

Van Dam, H. (1996): Partial recovery of moorland pools from acidification: indications by chemistry and diatoms. Netherlands Journal of Aquatic Ecology 30 (2-3), 203-218.

Whitton, B.A., Rott, E., Friedrich, G. (1991): Use of algae for monitoring rivers. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, 193pp.

WRRL-EU, Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft 22/12/2000. 1-72.

Ziller, S., Montesanto, B. (2004): Phytobenthos (diatoms) and water frame directive implementation: The case of two Mediterranean rivers in Greece. Fresenius Environmental Bulletin. 13 (2), 128-138.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Substratangebote (*Phragmites australis*) zur Beprobung des Makrozoobenthos in einem Marschgewässer

René Focke & Ellen Kiel

AG Gewässerökologie & Naturschutz, FK V – IBU, Carl von Ossietzky Universität, D-26111 Oldenburg Rene.Focke@uni-oldenburg.de

Keywords: Marschgewässer; künstliches Substratangebot; Makrozoobenthos; ökologische Inseln

Einleitung

Nicht tidebeeinflusste Gewässer der Küstenmarschen der Nordsee entwässern künstlich gesteuert über Siele und/oder Schöpfwerke Richtung Nordsee. Dadurch unterscheiden sie sich grundsätzlich von den tideoffenen Gewässern.

Die Makrozoobenthoszönosen der geschöpften Marschgewässer erweisen sich als relativ artenarm. Nicht zuletzt durch geringe Kenntnisse über die Artengemeinschaften und eine fehlende Referenzsituation bestehen Schwierigkeiten bei der Erstellung eines Bewertungssystems für diesen Gewässertyp.

Diese Gewässer weisen meist keine Strömung und hohe Nährstoffgehalte auf. Zudem sind die Ufer in der Regel steil abfallend, der Wasserkörper stark getrübt und der Gewässerboden schlammig bis schlickig und aufgrund der starken Trübung ist ein Multi-Habitat-Sampling kaum möglich. Dadurch gestaltet sich die Beprobung der Marschengewässer mit dem Kescher als schwierig, zumal sie augrund der Ufer- und Bodenstruktur schwierig zu bewaten sind. Das bei einer Maschenweite von 500 µm kaum ausspülbare Bodensubstrat liefert außerdem extrem große Probenvolumina, welche die Bearbeitung der gewonnenen Proben aufwendig und zeitintensiv macht.

Für Gewässer, die mit Keschern nicht zu beproben sind, hat sich für die Untersuchung der Makroinvertebraten oftmals die Verwendung künstlich angebotener Substrate als bruchbare Alternative erwiesen (de Pauw et al. 1994; Blocksom & Flotemersch 2005). Vorteile dieser Methoden sind unter anderem ihre definierte Probengröße und damit eine gute Vergleichbarkeit sowie der geringe Bearbeitungsaufwand für die Probenaufbereitung (Crossman & Cairns 1974; Resh & Jackson 1993). Als Nachteil wird allerdings oft die selektive Wirkung der angebotenen Substrate auf die Invertebraten genannt, insbesondere weil künstliche Substrate keine natürlichen Lebensraumbedingungen widerspiegeln (Crossman & Cairns 1974; de Pauw et al. 1986).

Um den natürlichen Gegebenheiten der Marschgewässer möglichst nah zu kommen, wurde in dieser Untersuchung Schilfrohr, *Phragmites australis*, getestet. Es kommt fast überall an dem Marschgewässern natürlicherweise vorkommt und dort, wo es die Ufervegetation dominiert, liegen am Gewässerboden abgestorbene Stängel von *Phragmitis* in großer Zahl vor.

Material und Methoden

Die Versuche wurden zunächst im September/Oktober 2009 an 2 Stellen des Fehntjer Tiefs durchgeführt, einem östlich gelegenen Marschgewässer im Einzugsgebiet der Ems (Abb. 1). Die Messstelle FT-Bun liegt im oberen und die Messtelle FT-Pet im unteren, mündungsnahen und saisonalen salzbeeinflussten Bereich .

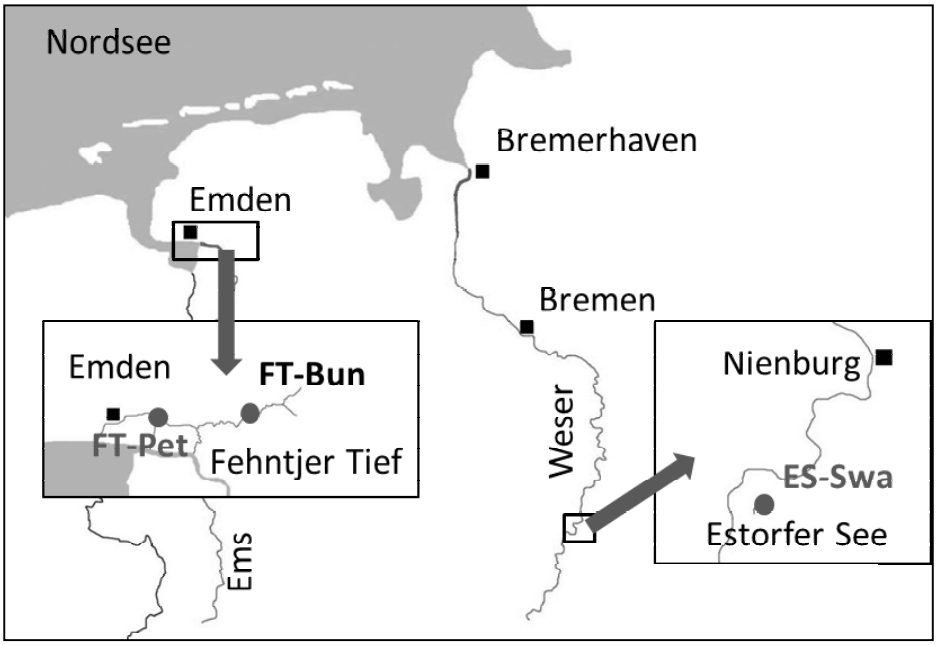


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgewässer und Messstellen am Fehntjer Tief und Estorfer See

Im Juni/Juli 2010 wurden die Versuche wiederholt, mit dem Unterschied, dass neben der bereits im Vorjahr verwendeten Messstelle FT-Bun eine Messstelle am Estorfer See herangezogen wurde, um die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf einen anderen Gewässertyp zu überprüfen. Der Estorfer See ist ein Auengewässer an der Mittelweser, südlich von Nienburg gelegen. Er steht bei Hochwasser mit der Weser in Verbindung, ist saisonal ebenfalls durch leichten Salzeinfluss geprägt und generell durch die Präsenz des Amphipoden *Gammarus tigirinus* gekennzeichnet.

Als Substratangebot wurden Exponate bestehend aus jeweils 25 *Phragmites*-Stängeln verwendet. Diese hatten eine Länge von 25 cm und wurden mit Hilfe von Bindedraht zu einem Bündel gebunden. Für die Verankerung am Gewässerboden wurden ca. 20 cm lange Holzstäbe an diesen Paketen angebracht. Je Messstelle wurden 50 Exponate in einer Gewässertiefe von 30 bis 40 cm ausgebracht. Diese lagen waagerecht am Gewässerboden auf. Der Abstand zum Ufer betrug etwa 1,5 m und der Abstand der Exponate zueinander ca. 1 m.

Die ersten 10 Exponate je Probestelle wurden nach 2 Wochen Exposition eingeholt. Dies erfolgte wöchentlich, bis nach 6 Wochen alle Exponate eingeholt waren. Im Gelände wurden die Exponate in verschließbare Kunststoffbeutel überführt und mit 70% Ethanol fixiert und anschließend im Labor unter fließendem Wasser über einem Sieb (Maschenweite 500 µm) abgespült. Die Besiedlung wurde sortiert und bis auf das Niveau der Operationellen Taxaliste (Haase & Sundermann 2004) bestimmt.

Ergebnisse

Bei der Versuchsdurchführung 2009 konnten insgesamt 11 Invertebraten-Taxa nachgewiesen werden. 10 dieser Taxa kamen an der Messstelle FT-Bun vor, lediglich 6 an der Messstelle FT (Abb. 2a). Die größte Taxazahl ist bereits nach 2 Wochen Exposition im Gewässer nachgewiesen worden (9 an FT-Bun, 6 an FT-Pet).

a) b)

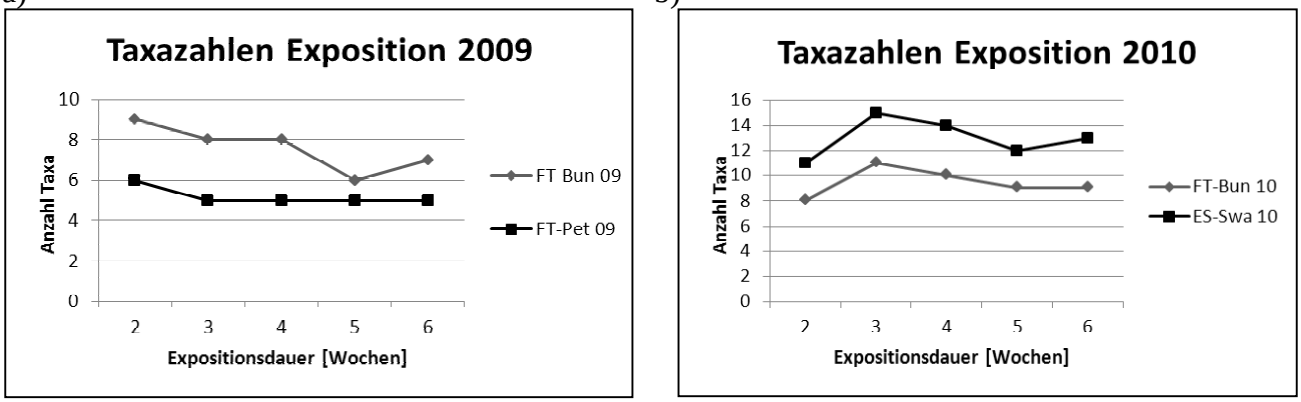


Abb. 2: a) Taxazahlen der Versuchsdurchführung 2009 am Fehntjer Tief;
b) Taxazahlen der Versuchsdurchführung 2010 am Fehntjer Tief und Estorfer See;
FT-Bun = Messstelle Fehntjer Tief, oberer Gewässerabschnitt; FT-Pet = Messstelle Fehntjer Tief, mündungsnah; ES-Swa = Messstelle am Estorfer See

Insgesamt wurden bei der Versuchsdurchführung 2009 an der Messstelle FT-Bun 206, an der Messstelle FT-Pet 133 Individuen nachgewiesen (Abb. 3). Die größte Gesamtindividuenzahl wurde an beiden Messstellen nach 3 Wochen Exposition der Substartpäckchen festgestellt. Der größte Teil davon wurde von den Amphipoda gestellt, d.h. an der Messstelle FT-Bun ausschließlich *Gammarus tigrinus*. An der Messstelle FT-Pet wurden dagegen auch 2 Exemplare *Corophium lacustre* festgestellt.

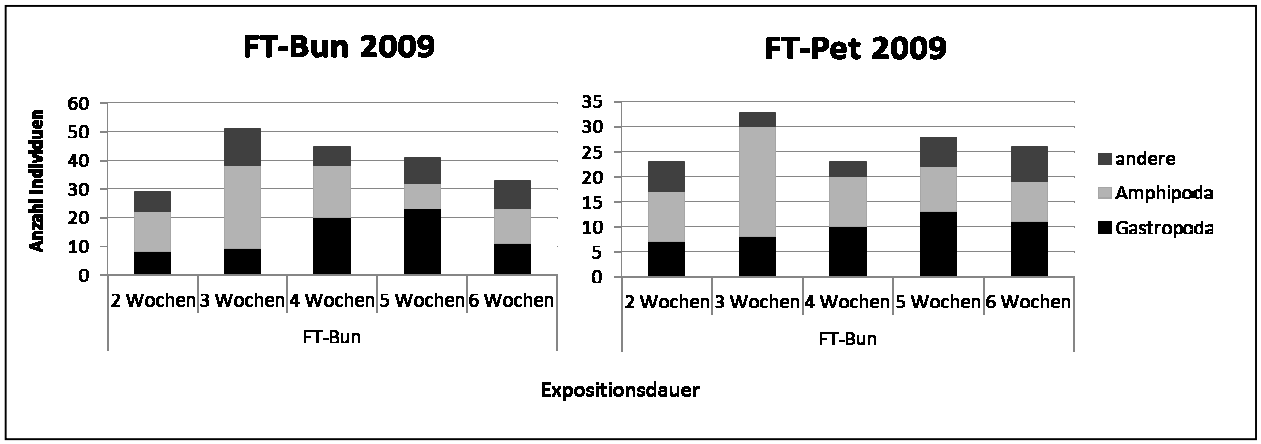


Abb. 3: Anzahl nachgewiesener Individuen der Taxagruppen Gastropoda und Amphipoda sowie weiterer Gruppen (andere), Versuchsdurchführung 2009 am Fehntjer Tief

Die zweithäufigste Gruppe, die Gastropoda, bestanden überwiegend aus *Potamopyrgus antipodarum*, gefolgt von *Valvata piscinalis*. Ferner wurden Einzelexemplare von *Bithynia*

tentaculata festgestellt. Die maximale Anzahl an Amphipoda wurde nach 3 Wochen Exposition, die der Gastropoda nach 5 Wochen Exposition nachgewiesen.

Die 2010 durchgeführte Versuchsreihe am der Messstelle FT-Bun des Fehntjer Tiefs lieferte 14 Taxa (Abb. 2b). Zu den bereits im Vorjahr nachgewiesenen Gastropoda kamen einzelne Exemplare von *Anisus vortex* und *Gyraulus albus* hinzu. Hier wurde nach 5-6 Wochen Exposition die höchste Taxazahl nachgewiesen. Am Estorfer See (ES-Swa) konnten 17 Taxa nachgewiesen werden. Hier wurde die maximale Taxazahl nach 3-4 Wochen festgestellt.

Die größte Gesamtindividuenzahl wurde an FT-Bun nach 4 Wochen Versuchslaufzeit vorgefunden (Abb. 4). Ähnlich wie im Vorjahr gab es hier einen Wechsel von den Amphipoda als größte Gruppe bei 2 bzw. 3 Wochen Exposition zu den Gastropoda nach 4 bis 5 Wochen Exposition. Wie 2009 wurden die Amphipoda komplett von *G. tigrinus* repräsentiert.

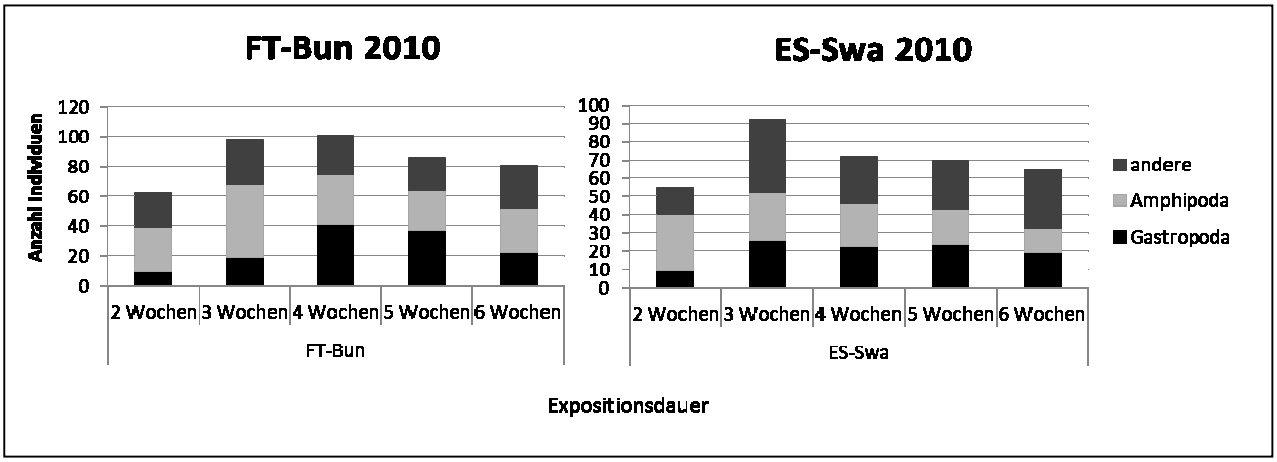


Abb. 4: Anzahl nachgewiesener Individuen der Taxagruppen Gastropoda und Amphipoda sowie weiterer Gruppen (andere), Versuchsdurchführung 2010 am Fehntjer Tief („FT-Bun“) und Estorfer See („ES-Swa“)

Am Auengewässer (ES-Swa) wurden nach 3 Wochen Exposition der Substratangebote die höchste Taxazahl festgestellt. Auch hier bildeten Amphipoda und Gastropoda die beiden größten Taxagruppen, wobei erstere komplett durch *G. tigrinus* repräsentiert wurden. Die Gastropoda wurden hauptsächlich von *B. tentaculata* gestellt, wobei vereinzelt auch *Lymnaea stagnalis* und *Stagnicola palustris* nachgewiesen wurden. Ein Wechsel der häufigsten Gruppe von Amphipoda zu Gastropoda war nur schwach ausgeprägt und beruhte im Gegensatz zu den Ergebnissen am Fehntjer Tief nicht auf der Zunahme der Gastropoda.

Diskussion

Der Wechsel im Verlauf der jeweiligen Versuchsdurchführung von den Amphipoda zu den Gastropoda als häufigste Gruppe trat bei allen Durchführungen am Marschgewässer Fehntjer Tief auf. Am Auengewässer Estorfer See konnte dieser Wechsel nicht bestätigt werden. Dieser Wechsel könnte im Zusammenhang mit einer zunehmenden Feinsedimentablagerung während der Versuche auf den Substratangeboten stehen, die beobachtet, leider aber nicht quantifiziert werden konnte. Diese Ablagerungen kommen der Pelal- und Psammal besiedelnden Art *Potamopyrgus antipodarum* entgegen, der den größten Teil der Gastropoden darstellt. Auf den Amphipoden *Gammarus tigrinus*, welcher wahrscheinlich lediglich das Lückensystem der Substratangebote als Behausung nutzt, dürften die Ablagerungen dagegen eher störend wirken.

Der Vergleich früheren Untersuchungen am Fehntjer Tief (Focke & Kiel 2008) zeigen, dass mit Hilfe der Substratangebote eine wesentlich geringere Zahl an Taxa nachgewiesen werden konnte als mit Kescherproben (117 Taxa an FT-Bun; 48 Taxa an FT-Pet). Die mit den verwendeten Substratangeboten nachgewiesenen Taxazahlen dürften für eine Bewertung der Marschgewässer zu gering sein.

Künstliche Substratangebote werden oft als ökologische Inseln angesehen (Osman 1982). Die Theorie der Besiedlung ökologischer Inseln geht zurück auf die Gleichgewichts-Theorie der Biogeographie von Inseln von McArthur & Wilson (1967). Danach nimmt die Artenzahl auf den Inseln bis zu einem bestimmten Maximum zu (Akkumulationsphase), worauf hin sich die Artenzahl auf ein bestimmtes Niveau einpendelt (Gleichgewichtsphase). Auf die vorliegenden Ergebnisse angewendet bedeutet dies, dass die Akkumulationsphase im Versuchsdurchlauf 2009 bereits nach 2 Wochen (maximale Taxazahlen, Abb. 2a), 2010 nach 3 Wochen (Abb. 2b) abgeschlossen sein könnte. Dabei ist natürlich nicht abzusehen, ob sich bei einer längeren Versuchsdauer andere Gleichgewichtssituationen ergeben würden.

Die Inselbesiedlungstheorie besagt weiterhin, dass größere oder eine höhere Anzahl an Inseln ein größeres Maximum an Artenzahlen ergeben. Sollt die Inselbesiedlungstheorie bei den verwendeten Substratangeboten zutreffen, so wäre bei der Verwendung größerer Substratpakete oder einer größeren Anzahl derselben eine größere Anzahl nachgewiesener Taxa zu erwarten. Dieses bleibt in weiteren Versuchen zu testen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die angebotenen *Phragmites*-Exponate wurden insbesondere von Gastropoda und Amphipoda angenommen. Die erreichten Taxazahlen lagen jedoch weit hinter denen früherer Kescherproben. Für eine Bewertung der Marschgewässer liefert diese Methode eine zu kleine Basis zu liefern, allerdings bleibt zu prüfen, ob die Verwendung größerer Exponate oder eine höhere Anzahl derselben eine größere Datenbasis liefern könnte.

Literatur

Blocksom, K.A. & Flotemersch, J.E. (2005): Comparison of macroinvertebrate sampling methods for nonwadeable streams. Environmental Monitoring and Assessment 102, 243-262.

Crossman, J.S. & Cairns, J. (1974): A Comparative study between two different Artificial Substrate Samplers and Regular Sampling Techniques. Hydrobiologia 44, 517-522.

De Pauw, N., Roels, D. & Fontoura, A. P. (1986): Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water quality by the Belgian Biotic Index. Hydrobiologia 133, 237-258.

De Pauw, N., Lambert, V., van Kenhove, A. & Bij de Vaate, A. (1994): Performance oft wo artificial substrate samplers for macroinvertebrates in biological monitoring of large and deep rivers and canals in Belgium and The Netherlands. Environmental Monitoring and Assessment 30, 25-47.

Focke, R. & Kiel, E. (2008): Gewässerökologische Charakterisierung geschöpfter Marschengewässer der Küstenmarschen Norddeutschlands. Projektbericht für die Niedersächsische Wattenmeerstiftung, Oldenburg.

Haase, P. & Sundermann, A. (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. www.fliessgewaesserbewertung.de

McArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967): The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press, Princeton.

Osman, R.W. (1982): Artificial substrates as Ecological Islands. In: Cairns, J. [Hrsg.]: Artificial substrates. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, S. 71-114.

Resh, V.H. & Jackson, J.K. (1993): Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthis macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M. & Resh, H.: Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

BREATHE IN THE ABSENCE OF OXYGEN! Shifts in Microbial Activity along a Redox Gradient at the Sediment-Water-Interface

Katharina Frindte[1], Werner Eckert[2], Stefan Rösel[1] & Hans-Peter Grossart[1]

1 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, frindte@igb-berlin.de, 2 Israel Oceanographic & Limnological Research, The Yigal Allon Kinneret Limnological Laboratory

Keywords: Sediment-Wasser Grenzschicht, Redoxgradient, anaerobe Atmung, mikrobielle Aktivität

Einleitung

In natürlichen Gewässern stellt die Sediment-Wasser-Grenzschicht (SWG) eine Zone des intensivsten Stoffumsatzes dar. Das Zusammenspiel physikalischer und biologischer Prozesse auf engstem Raum führt zu ausgeprägten chemischen Gradienten. Hierbei spielen mikrobiell vermittelte Redoxreaktionen, in Abhängigkeit von der Anwesenheit geeigneter Elektronen-akzeptoren und –donatoren, die entscheidende Rolle (Santschi 1990).

In der vorliegenden Studie haben wir uns mit den Veränderungen der mikrobieller Aktivität beim Übergang von oxischen zu anoxischen Bedingungen beschäftigt. Dabei standen die folgenden Fragen im Mittelpunkt:

I. Wie schnell passen sich Bakterien an veränderte Redoxbedingungen an?

II. Wie kann diese Adaptation am Besten detektiert werden?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden die mikrobiellen und redoxabhängigen Prozesse, die in unterschiedlichen Tiefen der Sedimentsäule stattfinden, in künstlich induzierter zeitlicher Abfolge im überstehenden Wasser eines natürlich geschichteten Sediment-Wasser-Systems untersucht. Unser Versuch zeigt, dass Bakterien auf 16S rRNA-Ebene, trotz großer Änderungen in den chemischen Parametern, während des gesamten Versuches nur wenig variieren, während die Betrachtung funktioneller Gene eine z.T. massive Änderung in den zeitlichen Aktivitätsmustern spezifischer Bakteriengruppen enthüllt. Daher empfehlen wir für zukünftige Studien zur Funktionalität von Mikroorganismengemeinschaften an der SWG, die Dynamik funktioneller Gene in den Focus der Studien zu stellen.

Material und Methoden

Es wurde ein intakter Sedimentkern aus dem oligotrophen Stechlinsee entnommen und luftdicht verschlossen. Dem System wurde Nitrat (30 mg N) als zusätzlicher Redoxpuffer zugefügt. Dabei wurden mit verschieden Messsystemen Sauerstoff, Nitrat, Sulfid, pH und die Redoxaktiviät elektrochemisch erfasst und kontinuierlich aufgezeichnet. Gelöstes Methan wurde in Zwischenproben gaschromatographisch bestimmt (Tabelle 1). Mit einem Magnetrührer wurde die Wassersäule stän-

dig durchmischt, um eine Ausbildung von stabilen Gradienten innerhalb der Wasserphase zu verhindern. Der Versuch wurde über einen Zeitraum von ungefähr einem Monat durchgeführt.

Tabelle 1: Übersicht über die verwendeten Meßgeräte

	Komponente	**Firma**
	Sauerstoffelektrode Oxi96	WTW
	Nitratelektrode DX262	Mettler-Toledo
	pH_2S-Elektrode	Ingold
	kombinierte pH-Glas/Pt Elektrode	Ingold
	Referenzelektrode	Mettler-Toledo
	Methanmessung mit Gaschromatographen	Shimadzu, GC-14A
	Datenlogger	Keithley

Für die molekularbiologischen Untersuchungen wurden, in Abhängigkeit von den jeweiligen Messwerten, interessante Probennahmezeitpunkte ausgewählt. Das Sediment wurde für die Probennahme resuspendiert und über eine Spritze aus dem Kern gezogen, ohne dass Sauerstoff in den Kern gelangen konnte. Es wurde die RNA extrahiert, die DNA mit Turbo-DNase (Ambion) verdaut und die rRNA und mRNA in cDNA umgeschrieben (Array Script, nach Protokoll von Ambion) (Nercessian 2005). Die mikrobielle Aktivität wurde mit verschiedenen Primersystemen für 16S-rDNA und funktionelle Gene bestimmt (Tabelle 2). Anschließend wurden die PCR-Produkte mittels Denaturierender Gradienten Gelelektrophorese (DGGE) in einem Acrylamidgel mit einem Harnstoff-Formamid-Gradienten von 40-70% aufgetrennt (Ingeny, PhorU).

Table 2: Verwendete Primer und PCR-Programme.

Primer	**Funktion**	**Sequenz**	**Thermozykler Programm**	**Quelle**
341f	16S-ribosomale Untereinheit Bakterien	CCT ACG GGA GGC AGC AG	95°C 10 min; 1 min 95°C, 1 min 54°C, 2 min 72°C (30 Zyklen); 10 min 72°C	Muyzer 1993
907r	16S-ribosomale Untereinheit Bakterien	CCG TCA ATT CMT TTG AGT TT		Teske 1996
nirS cd3aF	Nitrite-Reduktase, cytochrome cd_1-haltig	GTS AAC GTS AAG GAR ACS GG	95°C 10 min; 45 s 95°C, 45s 60°C, 45 s 72°C (35 Zyklen); 10 min 72°C	Throbäck 2004
nirS R3cd*	Nitrite-Reduktase, cytochrome cd_1-haltig	GAS TTC GGR TGS GTC TTG A		Throbäck 2004
nirK FlaCu	Nitrite-Reduktase, Cu-haltig	ATC ATG GTS CTG CCG CG	95°C 10 min; 45 s 95°C, 45s 65°C, 45 s 72°C (35 Zyklen); 10 min 72°C	Throbäck 2004
nirK R3Cu*	Nitrite-Reduktase, Cu-haltig	GCC TCG ATC AGR TTG TGG TT		Throbäck 2004

dsr1F	Dissimilatorische Sulfitereduktase	ACS CAC TGG AAG CAC G	95°C 10 min; 45 s 95°C, 45s 59-53°C step down (21 Zyklen), 45 s 72°C (35 Zyklen); 10 min 72°C	Soerensen 2009
dsr4R	Dissimilatorische Sulfitereduktase	GTG TAG CAG TTA CCG CA		Soerensen 2009
P2060F*	Dissimilatorische Sulfitereduktase	CAA CAT CGT YCA YAC CCA GGG	Semi nested PCR mit dsr4 95°C 10 min, 45 s 95°C, 45s 56°C, 45 s 72°C (35 Zyklen), 10 min 72°C	Soerensen 2009

** GC-Klammer:: CGC CCG CCG CGC CCC GCG CCC GTC CCG CCG CCC CCG CCC*

Ergebnisse und Diskussion

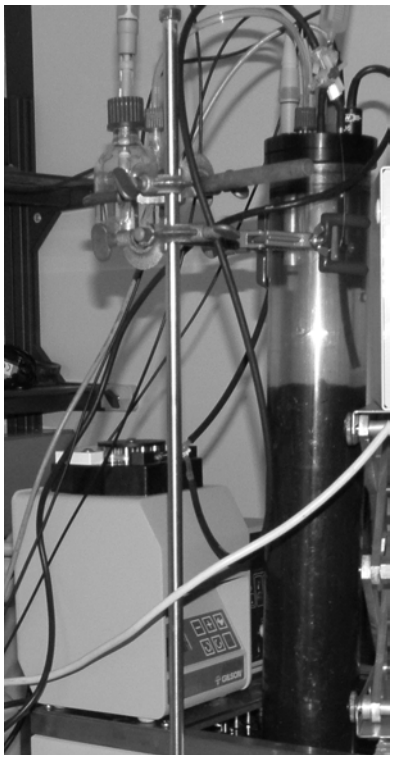


Abbildung 1: Versuchsapparatur mit dem Aufsatz für die Meßinstrumente und die Probe-

Die kritischen Redoxübergänge wurden in einem Zeitraum von einem Monat in dem inkubierten Kern aufgezeichnet. Die Redoxverläufe zeigen, dass mikrobielle Prozesse statt in unterschiedlichen Tiefen des Sediments, nacheinander an der SWG ablaufen. Energetisch günstige Prozesse laufen dabei zuerst ab, bis die entsprechenden Elektronenakzeptoren verbraucht sind. Abbildung 2 zeigt deutlich, dass nach Verbrauch des Sauerstoffs das Nitrat innerhalb von 8 Tagen komplett verbraucht wurde. Methan konnte in diesem Zeitraum nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden. Sowohl Sauerstoff als auch Nitrat scheinen zur mikrobiellen Methanoxidation genutzt zu werden. Nach etwa 6 Tagen gab es einen kurzzeitigen Sauerstoffeintrag in das Messsystem, der zu einer deutlichen Abnahme der Methankonzentrationen durch verstärkte Methanoxidation führte. Erst nach dem Verbrauch des Nitrats nahmen die Sulfidkonzentrationen stark zu. Chemolithotrophe Sulfidoxidation kann offensichtlich nicht mehr durchgeführt werden. Parallel zur Sulfidkonzentration stieg auch die Konzentration des Methans an, da es offensichtlich in Abwesenheit von Sauerstoff und Nitrat nicht mehr oxidiert werden konnte. Eine erneute Zugabe von Nitrat führte zum sofortigen Abbau des Sulfids und zur Abnahme des Methans bis das Nitrat komplett verbraucht war. Danach stieg Sulfid wieder stark an, bis es nach erneutem Sauerstoffeintrag am Ende des Experiments wieder abgebaut wurde, ebenso wie das Methan. Der Verlauf des Redoxpotentials spiegelte diese Entwicklungen wieder. Abbildung 2 zeigt die vorläufigen molekularbiologischen Ergebnisse. Anhand der Bandenmuster wird deutlich, dass sich die genspezifischen Primer, in diesem Fall für Sulfatatmung und Nitritreduktion, im zeitlichen Verlauf des Experiments stark verändern. Eine Bande stellt dabei jeweils mindestens 1% der aktiven Gemeinschaft dar. Hingegen verändern sich die Muster bei den universellen Primern für Bakterien recht wenig, obwohl sich die chemischen Gradienten stark von den Ausgangsbedingungen unterscheiden. Im

Gegensatz dazu, spiegeln die Primer für funktionelle Gene sehr gut die Aktivitätsänderung der Bakteriengemeinschaft wider.

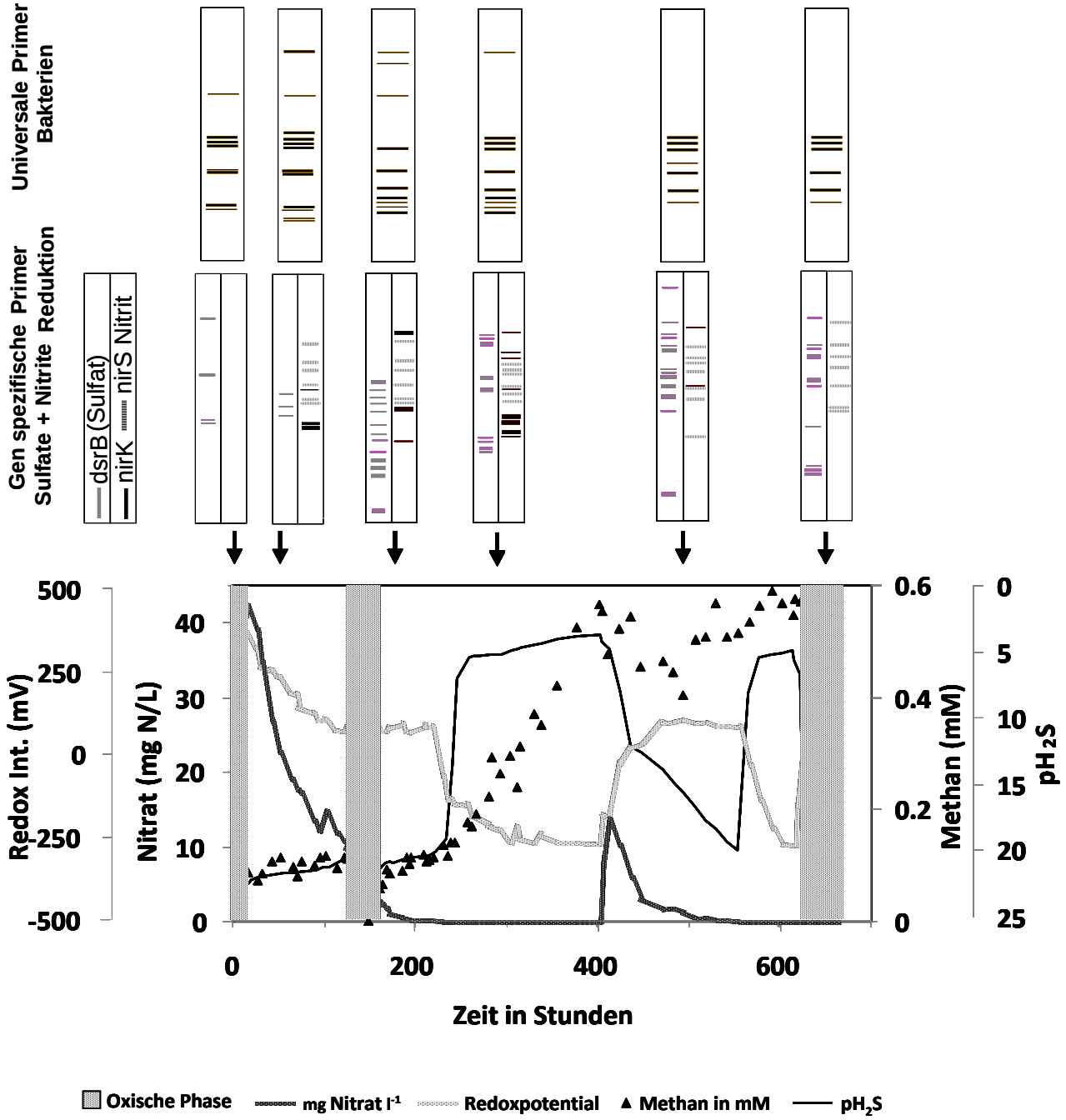


Abbildung 2: Zeitlicher Verlauf der einzelnen Meßparameter in Kombination mit den bisher ausgewerteten Probennahmezeitpunkte (Pfeile) und dem jeweils spezifischen DGGE-Bandenmuster für a) universelle und b) genspezifische Primer.

Interessanterweise, wurden die Gene für die Nitritreduktase (nirS und nirK) zu Beginn des Experiments und vor Zugabe des Nitrats nicht expremiert. Nach der Nitrat-Zugabe erfolgte eine rasche Expression der Gene, allerdings wurden nirS und nirK auch nachdem Nitrat verbraucht wurde noch weiter expremiert. Ebenfalls interessant ist, dass das dsrB-Gen (codierend für die dissmilatorische Sulfite Reduktase) bereits stark expremiert wurde, bevor die Sulfid-Elektrode in der Lage war, Schwefelwasserstoff zu detektieren und bevor das Nitrat vollständig verbraucht war.

Zusammenfassung

Mit Hilfe des beschriebenen Versuchsansatzes sind wir in der Lage, verschiedene Redoxzustände zu simulieren und ihre Auswirkungen auf mikrobielle Aktivitäten zu untersuchen. Bisher wurde nur ein Teil der Proben im Zeitverlauf ausgewertet, wobei diese bereits interessante Tendenzen insbesondere zur Funktionalität spezifischer Bakteriengemeinschaften zeigen. Ferner stellte sich heraus, dass sich die universellen Primer nicht als Marker für kurzzeitige Veränderungen in der bakteriellen Aktivität in Abhängigkeit von Veränderungen im Redoxpotentials eignen. Funktionelle Gene hingegen eignen sich sehr gut für die Detektion von veränderten Aktivitätsmustern. Da bisher nur ein Teil der Proben ausgewertet ist und die Fragestellung nach der Geschwindigkeit der bakteriellen Adaptation noch nicht ausreichend geklärt werden konnte, sind weitere molekularbiologische Untersuchungen nötig. Außerdem sollen verstärkt Primersysteme für funktionelle Gene und 16S-Marker für ausgewählte Bakteriengruppen getestet werden.

Danksagung

Wir danken Sylvia Jordan und Juliane Bernhardt für ihre Hilfe und der DFG für die finazielle Ermöglichung des Projekts (DFG GR 1540/15-1, GR 1540/12-1). Diese Arbeit entstand im Rahmen zweier Doktorarbeiten.

Literatur

Muyzer G, de Waal EC, Uitterlinden AG et al. (1993) Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. Applied and environmental microbiology. 1993;59:695.

Nercessian O, Noyes E, Kalyuzhnaya MG, et al. (2005) Bacterial populations active in metabolism of C1 compounds in the sediment of Lake Washington, a freshwater lake. Applied and environ-mental microbiology. 2005;71:6885.

Santschi P, Höhener P, Benoit G, et al. (1990) Chemical processes at the sediment-water interface. Marine Chemistry. 1990;30:269-315.

Soerensen K, Rehakova K, Zapomelova E, et al. (2009) Distribution of benthic phototrophs, sulfate reducers, and methanogens in two adjacent saltern evaporation ponds in Eilat, Israel. Aquatic Microbial Ecology. 2009;56:275-284.

Teske A, Sigalevich P, Cohen Y, et al. (1996) Molecular identification of bacteria from a coculture by denaturing gradient gel electrophoresis of 16S ribosomal DNA fragments as a tool for isola-tion in pure cultures. Applied and environmental microbiology. 1996;62:4210.

Throbäck IN, Enwall K, Jarvis +, et al. (2004)Reassessing PCR primers targeting nirS, nirK and nosZ genes for community surveys of denitrifying bacteria with DGGE. FEMS microbiology ecology. 2004;49:401-417.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Classification system of mosquito breeding sites for a dune and salt marsh complex

Renke Lühken[1], Tammo Lieckweg[2] & Ellen Kiel[1]

1Working Group Aquatic Ecology and Nature Conservation, 2Working Group Landscape Ecology, Department of Biology and Environmental Sciences, Faculty V, Carl-von-Ossietzky University, D-26111 Oldenburg, renke.luehken@uni-oldenburg.de, tammo.lieckweg@gmx.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: mosquitoes, Culicidae, classification system, breeding sites, East Frisian Islands

Introduction

Mosquito nuisance events were recorded on the East Frisian Islands at least since 2004 (e.g. Baltum: Wietjes, personal communication; Mellum: Sven Oltrop, personal communication). Our study was motivated by the fact that a limitation of tourism through plague events could endanger the economic basis of these islands, which is primarily based on about 10 million overnight stays a year (Niedersächsisches Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Verkehr 2005).

Scientific statements on mosquito control measurements and reliable predictions of future plagues were difficult, because basic data about the pest species and their breeding sites were scarce. This could be traced back to a significant reduction of scientific research on mosquitoes in Germany in the middle of the 20th century, which was closely linked to the eradication of malaria (Weyer 1956) through consequent dewatering and drainage of marshes, swamps and fens (Maier 2004). Additional factors were housing improvement, advances in hygiene, optimization of diagnostic methods, and effective treatment of malaria cases (Bruce Chwatt & Zulueta 1980).

This lack of information in particular matched the island chain. In a first step, the aim of this study was the identification of suitable and unsuitable water bodies by a small number of environmental data.

Material and methods

Study area

The East Frisian Islands are situated in the 278,000 ha Wadden Sea National Park of Lower Saxony. The climate within this region is maritime, semi-humid and moderately temperate (Bauer 1996) with the average temperature about 10 °C and the annual precipitation between 600 to 800 mm.
Having a total area of 7 km^2 (5 km in maximum length, 1.4 km in maximum width), Baltrum is the smallest of the permanently inhabited islands. The 63 ha area, where most of the studies were carried out, is situated in the most eastern part of Baltrum. Due to seasonal flooding by tidal saltwater, soil salinities here rise to about 5–20‰ (Scheffer & Schachtschabel 2002), thus causing the typical vegetation types of salt marshes and dunes (Pott 1995; Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer 2004). Except for a few trails and drainage ditches, there is no anthropogenic use in this part of the island.

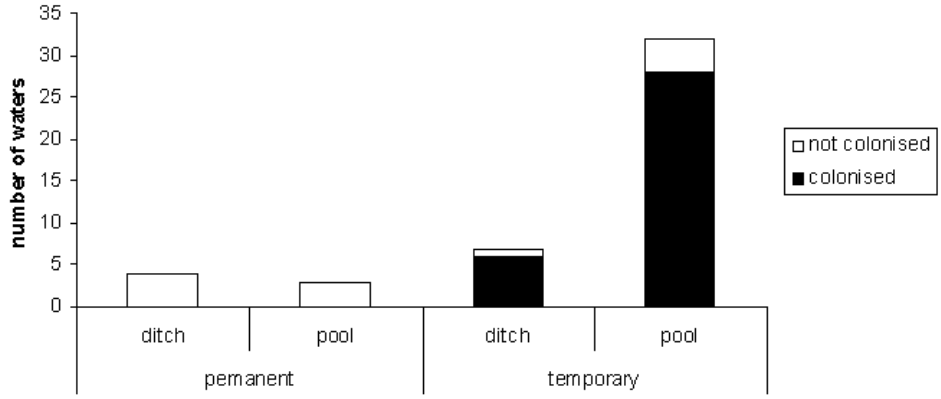


Fig. 1: Number of colonised permanent and temporary pools and ditches.

Biotic & abiotic data

Species composition, densities of larvae and pupae, and phenology of mosquitoes were studied for 47 pools and ditches approximately every two weeks (every 14-19 days) between March and July 2008. Immature stages were sampled with a 500 µm mesh net (frame height and width 250 mm). Furthermore, abiotic and biotic data were collected for every water body: duration of flooding (= occasions with water present), surface area, water depth, total cover of vegetation, maximal vegetation height, exposition to the wind, and pH, conductivity, salinity, oxygen (% and mg/l).

Data analyses

The software Canoco (Version 4.5, Biometrics©) was used to explore differences between the pools via Partial Correspondence Analysis (PCA). Density data were therefore log (n+1) transformed. Waters were grouped in categories based on PCA results and their data were compared with the Kruskal-Wallis test. All results were used to develop a simple classification key for potential mosquito breeding sites on the East Frisian Islands.

Results

Permanent pools and ditches or water bodies with direct connection to the North Sea were never colonised by mosquitoes (Fig. 1, Fig. 2). The first two dimensions of the PCA explained 84.6% of inertia (Fig. 3). According to the ordination diagram, two groups were identified. These mirrored a differentiation between pools that were colonised before drought (black circles), having a short duration of flooding (data not shown here), and pools that were only colonised after drought (black rectangles), which had a long duration of flooding (data not shown here).

Mosquito density differed significantly between the groups (Kruskal-Wallis-Test, $p<0.05$) (Tab. 1), which also matched the abiotic data “duration of flooding”, “surface area”, and “water depth” (Kruskal-Wallis-Test, $p<0.05$). Not surprisingly, these parameters were correlated with each other (not shown here). Therefore, only the parameter “day of flooding” was used in dichotomy key. Other environmental data showed no significant differences (not shown here).

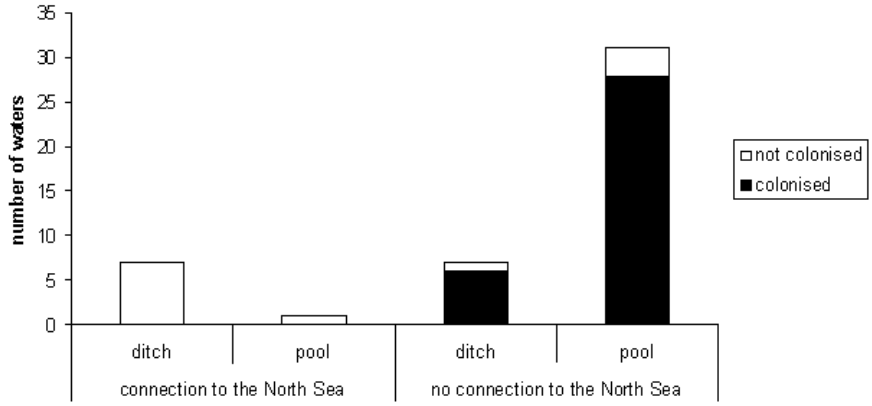


Fig. 2: Number of colonised pools and ditches with and without connection to the North Sea.

Discussion

Mosquitoes colonized only temporary pools and ditches (Fig. 1). This matched observations by Wilbur (1987), who assumed a predation avoiding strategy behind this kind of preference. Nevertheless, this is not necessarily the only factor, because also temporary pools are not ‘enemy-free` (reviewed by Fryer 1986). Some common predators in temporary pools could be Notonecta, predatious Coleoptera or Odonata (Williams 1997).

Furthermore, waters with a connection to the North Sea were never colonised (Fig. 2), which could be the result of two environmental conditions: tidal velocity and predation. These habitats are probably unsuitable, because the mosquitoes would risk to become flushed out by the tides (Remmert 1955). Another reason again could be the effect of predators, e.g., Resh and Balling (1983) observed an improved fish species access to the aquatic system in marshes via tidal ditches.

The genus *Ochlerotatus* predominated all sampling dates before and after drought. The most native species of this genus are typical flood water mosquitoes and deposit their eggs into the soil in dried habitats (Pfeffer & Dobler 2008). In contrast, species of the genus *Culex* and *Anopheles* showed a preference for waters, which were not colonised before drought. These waters significantly differed from the other waters by higher surface area, water depth, and longer water duration (Tab. 1). Mosquitoes of this genera need a longer duration of flooding, because their eggs do not tolerate drought (e.g. Bradshaw and Holzapfel 1988).

Conclusion

Based on field data, we developed a dichotomy key for simple identification of mosquito breeding sites on the East Frisian Islands (Fig. 4). Prior ranking factors for the differentiation of suitable and unsuitable habitats were “connection to the North Sea” and “hydrology” (permanent/temporary). An additional factor was “duration of flooding”, which was usable for the containment of the colonisation time and a rough description of the mosquito genera composition.

Our approach appears to be a promising first step for the identification of mosquito breeding sites of the coastal areas in Northern Germany, and future research could focus on these pools and ditches. Nevertheless, we especially need more information on the transferability to other coastal areas. Further studies should focus on the relationship between mosquitoes and more detailed environ-

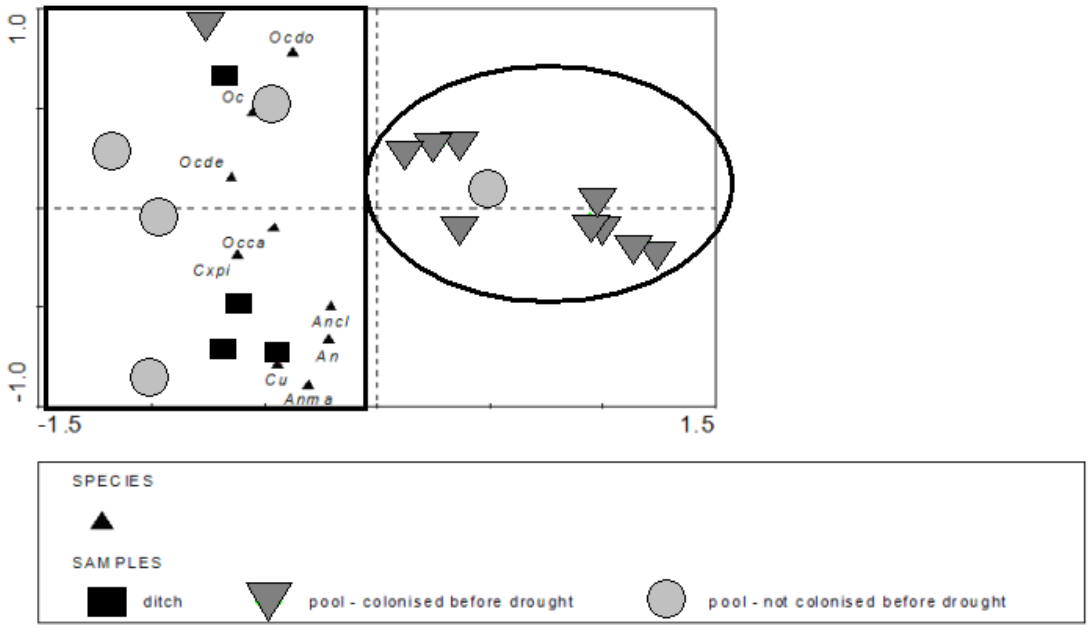


Fig. 3: PCA ordination diagram of mosquitoes for the last sampling date on 29th July, 2008 in a salt marsh/dune complex on the Island of Baltrum (northern Germany). Notation: An: *Anopheles* sp., Ancl: *Anopheles claviger* complex, Anma: *Anopheles maculipennis* complex, Cu: *Culex* sp., Cupi: *Culex pipiens* complex, Oc: *Ochlerotatus* sp., Occa: *Ochlerotatus caspius*, Ocde: *Ochlerotatus detritus*, Ocdo: *Ochlerotatus dorsalis*.

mental variables, e.g., spatial distribution of waters, vegetation, variability of hydrology, and predators.

Tab. 1: Significant results of the Kruskal-Wallis-tests between the groups identified with PCA (Fig. 3).

data	H-value	p-value
mosquito density	8.473	0.020
surface area	14.063	0.003
water depth	9.237	0.026
day of flooding	8.928	0.030

Acknowledgement

Sincere thanks to Hermann Wietjes (NWLKN, Baltrum, Germany) for field assistance and Achim Kaiser (KABS, Waldsee, Germany) for identifying some mosquito specimens. Furthermore, we would like to thank the administration department of the Wadden Sea National Park of Lower Saxony for constructive cooperation. This study was supported by the "Niedersächsische Wattenmeerstiftung" (project no. 16-NWS 04/08).

Literature

Bauer, M. (1999): Das Klima: Temperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer. In: Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer & Umweltbundesamt (eds): Umweltatlas Wattenmeer – Wattenmeer zwischen Elbmündung und Emsmündung 2: 22–23, Ulmer Verlag, Stuttgart.

Bradshaw, W. E., Holzapfel, C. M. (1988): Drought and the Organization of Tree-Hole Mosquito Communities. Oecologia 74: 507-514.

Bruce-Chwatt, L. J., de Zulueta, J. (1980): The Rise and Fall of Malaria in Europe: Historico-Epidemiological Study. Oxford University press, New York (New York): 256 pp.

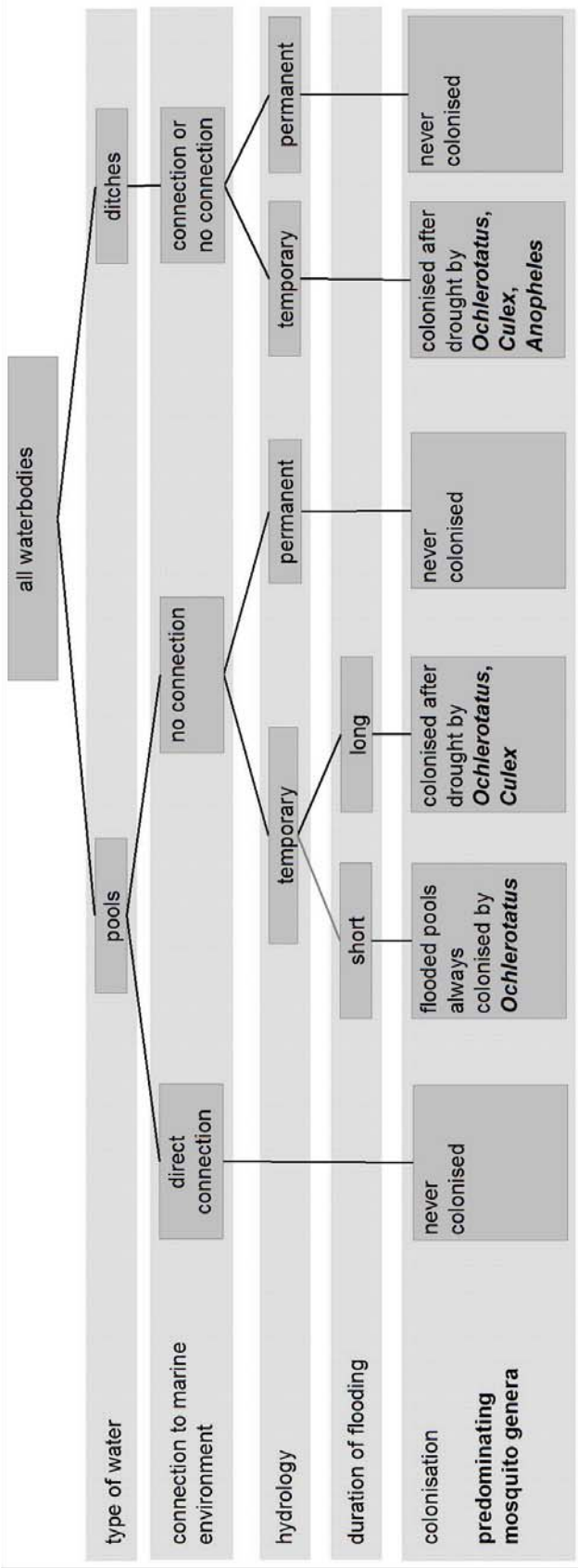


Fig. 4: Dichotomy key for the identification of mosquito suitable waters on the East Frisian Island of Baltrum and information on the predominating genera.

Fryer, G. (1986): Enemy-Free Space - a New Name for an Ancient Ecological Concept. Biological Journal of the Linnean Society 27: 287-292.

Maier, W. A. (2004): Das Verschwinden des Sumpffiebers in Europa: Zufall oder Notwendigkeit? Denisia 13: 515-527.

Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer (2004): Vegetationskartierung der terrestrischen Bereiche des Nationalparks Nds. Wattenmeer. FFH-Lebensraum- und TMAP-Typen. – URL: http://www.nationalparkwattenmeer.niedersachsen.de/master/C28089931_N28551166_L20_D0_I5-912119.html.

Niedersächsisches Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Verkehr (2005): Tourismus in Niedersachsen: Zahlen – Daten – Fakten. Niedersächsisches Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Verkehr, Hannover: 14 pp.

Pfeffer, M., Dobler, G. (2008): Biologie, Ökologie und medizinische Bedeutung von Stechmücken in Deutschland. In: Lozán, J. L., Graßl, H., Jendritzky, G., Karbe, L., Reise, K., Maier, W. A. (eds.): Warnsignal Klima: Gesundheitsrisiken für Menschen, Tiere und Pflanzen: 190-197, Hamburg.

Pott, R. (1995): Farbatlas Nordseeküste und Nordseeinseln. 1. edition, Ulmer Verlag, Stuttgart (Hohenheim): 288 pp.

Remmert, H. (1955): Ökologische Untersuchungen über die Dipteren der Nord- und Ostsee. Archiv für Hydrobiolgie 15: 1-53.

Resh, V. H., Balling, S. S. (1983): Tidal Circulation Alteration for Salt Marsh Control. Environmental Management 7: 79.

Scheffer, F., Schachtschabel, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde, 15. edition, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart: 593 pp.

Weyer, F. (1956): Bemerkungen zum Erlöschen der ostfriesischen Malaria und zur Anopheles-Lage in Deutschland. Zeitschrift für Tropenmedizin und Parasitologie 7: 219-228.

Williams, D. D. (1997): Temporary Ponds and their Invertebrate Communities. Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 7: 105-117.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

The coastal Mbezi River in Dar es Salaam (Tanzania). Aspects of Ecology and River Dynamics

Maximilian Petzold[1], Helge Bormann[2] & Ellen Kiel[1]

[1] Department for Biology and Environmental Sciences, Aquatic Ecology and Nature Conservation Group, Carl von Ossietzky University D-26111 Oldenburg. max.in.africa@gmail.com, ellen.kiel@uni-oldenburg.de, [2] Department for Biology and Environmental Sciences, Carl von Ossietzky University D-26111 Oldenburg. helge.bormann@uni-oldenburg.de

Keywords: stream reaches, geomorphology, stream structure, degradation

Introduction

River channels in most urban areas all around the world are affected by morphological degradation. In general this is the result of stream flow alterations induced by impervious soil and imbalances in sediment yields (Chin 2006). The consequential channel adjustments, often enlargement and incisement, have destructive impacts on riparian ecosystems and may threaten building structures. In cities characterized by rapid population growth and poor town planning strategies this problem often is of serious magnitude. Due to a lack of proper regulations for land-use distribution, riparian wetlands are extensively occupied for settlement and other unfavourable anthropogenic activities.

A typical example in this context is the city of Dar es Salaam, the largest urban centre in Tanzania located at the coast of the Indian Ocean. The region is characterized by numerous small and medium-sized rivers which drain the undulating coastal hinterland. The fast growing number of Dar es Salaam inhabitants, currently 3.3 million people (UN-HABITAT 2008), exceeds the capacities of responsible government authorities to provide surveyed land for settlement. Therefore, about 70% of all Dar es Salaam residents live in informal settlements (Sawio 2008). These circumstances put the river systems in the city under high pressure. In many places severe degradations of river channels, riparian areas and floodplains are observable. However, considerable studies about general stream morphology and relations between land-use activities and channel degradation in Dar es Salaam Region do not exist. In order to start closing this gap, a research was undertaken at Mbezi River in the north-western outskirts of the city from October 2008 to May 2009. The major objective was to determine different morphological stream reaches of Mbezi River and to evaluate their current condition in relation to different land-use practices.

Research area

The nearly 60 km² large basin of Mbezi River was chosen as the study site, because land-use activities in this area are characterized by different stages of urban development. On the one hand the central and the outermost western parts of the catchment area (Fig. 1) are still of rural character. Population density still is relatively low and the predominant land-use activity is small-scale farm-

ing. By contrast, the local centre of Mbezi Louisi in the west and Kawe Ward near the river mouth exhibit typical urban aspects. Settlement density is high and small-scale farming is limited to a minor extent, mostly restricted to floodplains. Due to these aspects it is possible to observe stream morphological features related to different intensities of anthropogenic influences at Mbezi River.

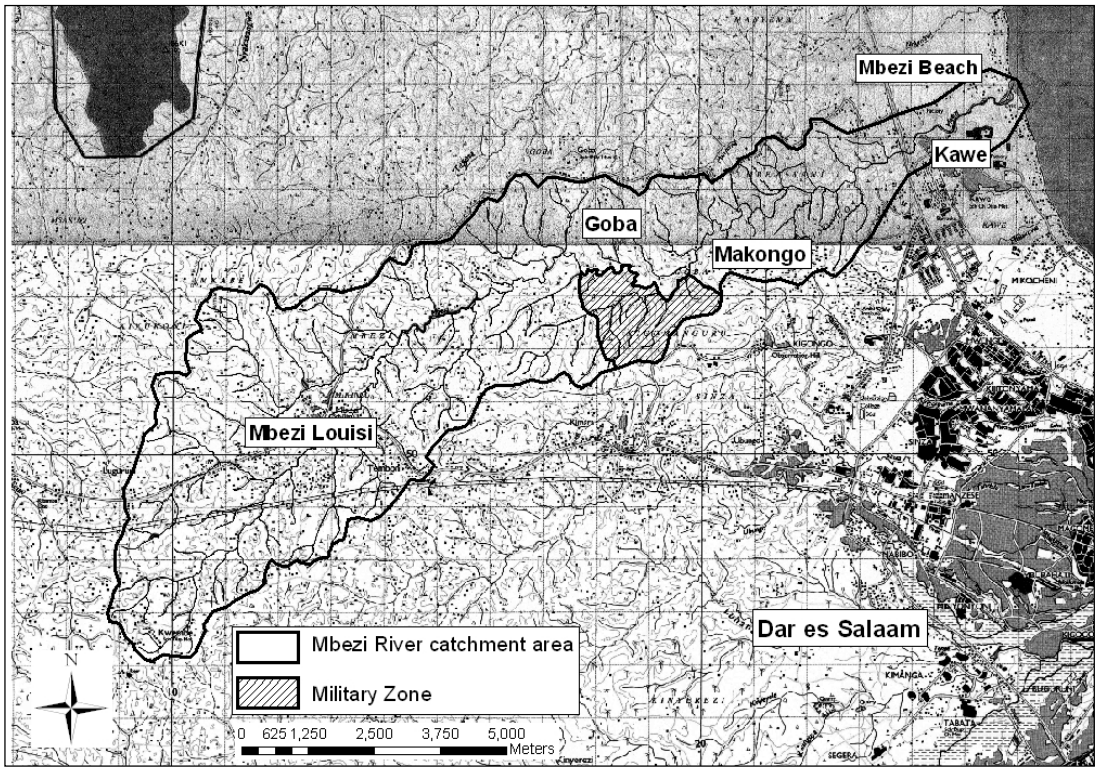


Fig. 1: Overview map of the research area. Base map: Series Y742 (D.O.S.422), Sheets 186/1 & 186/2 (Kawe), 186/3 (Kisarawe). Surveys and Mapping Division, Ministry of Lands, Natural Resources and Tourism, Tanzania (1988).

Material and Methods

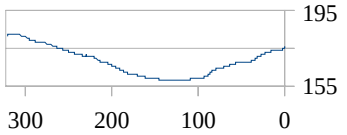
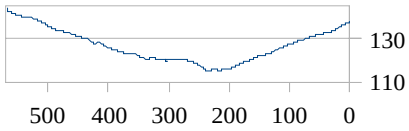
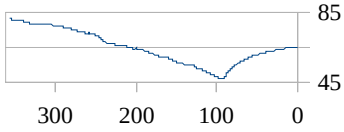
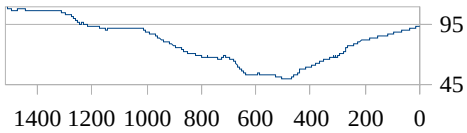
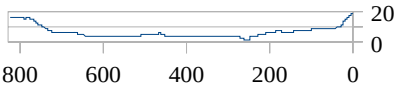
In order to determine stream morphological conditions of the Mbezi River basin, ten sample reaches were designated. Each of the sample reaches extends to 600 m to 2400 m length, representing all relevant parts of the catchment area. Each sample reach was divided into several stream sections of equal length (about 200 m). On this stream section scale, stream morphology and anthropogenic influences in the river channel were recorded by application of methods described by Rasper (2001) and LUA NRW (1998). Each stream section was surveyed twice, first before the short rains in November/December and later during the long rains from March to May. Furthermore, substrate features of stream beds and banks were analyzed on the sample reach scale.

In nine of the ten sample reaches land-use types, vegetation cover, soil conditions and erosion on the adjacent slopes were surveyed in one representative valley transect respectively. Thereby it was possible to connect the status of stream morphology in the sample reaches to different land-use practices and intensities on the slopes.

Stream Reach Classification

For the purpose of evaluating the status of stream morphology in Mbezi River, a stream reach classification was undertaken (Tab. 1). The aim was to define preferably homogeneous units of stream reaches which are well circumscribable of each other. The classification should facilitate a precise appraisal of the natural status for each stream reach unit and an adequate interpretation of impacts by human activities. Furthermore, it was aspired to create as few units as possible to ensure clarity of the classification.

Tab. 1: General features and valley profiles of Mbezi River stream reaches[Ellen Kie1]. Vally profile units: abscissae – Distance [m], ordinates – Elevation [m] above mean sea level.

Stream reaches	General features	Exemplary valley profiles
Upper Reaches	Small valleys near the borders of the river basin without permanent stream reaches, situated on the Inland Plateau	
Undulating Valley Reaches	In western part of river basin, situated in small valleys with moderately steep slopes on the Inland Plateau	
Deeply Incised Valley Reaches	Tributaries in central part of river basin, situated in deep, narrow valleys on the Inland Plateau	 [Ellen Ki
Terrace Valley Reach	Main channel situated on Inland Plateau, valley characterized by several terraces	
Coastal Plain Reach	Meandering reach in wide valley situated on Coastal Plain	
Estuary Reach	Estuary and river mouth, situated on Beach Ridge Terrace	No valley (flat plain)

For the division of Mbezi River into different stream reaches, ideas of two concepts were adopted. The first of these concepts is described by Briem (2003). He developed a classification for streams and rivers in Germany according to the geology and geomorphology of their catchment areas. Briem's approach was translated to Mbezi River, by selecting the geological setting in the research area as basic factor in order to differentiate the stream reaches. The geology of Dar es Salaam Region was analyzed by Temple (1970) who identified three landscape units, namely the Beach Ridge Terrace and the Coastal Plain in the east and the Inland Plateau in the center and the west of Mbezi River Basin. In order to include factors with regard to stream morphology into the stream reach classification of Mbezi River, the concept of Rosgen (1996) was utilized. He specified the status of

stream reaches in four hierarchical steps: Level 1 - “Geomorphic characterization“, Level 2 - “Morphological description“, Level 3 - “Stream state“, Level 4 - “Validation level. The first two of these levels are suitable to determine morphological stream reaches. For the classification of stream reaches at Mbezi River, however, the application of the first level was sufficient, which describes eleven valley types with respect to different valley shapes and valley formations (Rosgen 1996). According to the combination of the concepts of Briem (2003) and Rosgen (1996), six stream reaches were designated for Mbezi River. Tab.1 gives a brief overview of the main distinctive features for each of these six stream reaches.

Discussion

The division of stream networks into different reaches is a useful tool for the assessment of stream status (Ward & Trimble 2004). Compared to entire stream networks, natural and disturbed conditions of single stream reaches can be determined in more detail. However, strictly speaking stream reaches do not exist in reality, as streams naturally are continuum systems (Vannote et al. 1980). Nevertheless, concepts of stream reach classification are helpful for a better understanding of river systems (Rosgen 1996). There are several different approaches for the division of rivers into stream reaches. Most of these classifications are based on stream morphological features (e.g. Briem 2002, Rosgen 1996, Strahler 1952). This is due to the fact that many components of riverine ecosystems, like the floristic and faunistic compositions, considerably depend on the channel morphology (Allan & Castillo 2007).

The main task of this study was to determine and assess the current morphological stream status of Mbezi River. Sample reaches within different parts of the catchment area were studied. All sample reaches cover merely 9% of the entire drainage network. This is problematic as only these parts of Mbezi River could be evaluated. Further research concerning the areas not yet surveyed would be desirable. Nevertheless, all important parts of the catchment area are represented by the sample reaches. Hence, the general results can be transferred to those parts of the research area that were not surveyed in detail.

In order to develop the stream reach classification and later to determine natural conditions of the different stream reaches at Mbezi River, the concept of Rosgen (1996) was applied. This has to be seen somewhat critically. Each of Rosgen's stream types is determined by several morphological parameters. Some of these variables strongly depend on the bankfull level (e.g. stream width and depth). Simon et al. (2007) state that especially in degrading channels it is often very hard to recognize the bankfull level. This problem also appeared during the current study. In some of the surveyed sections no depositional features or other conspicuous marks, which indicate the bankfull level, were present. However, where this was the case the bankfull level was estimated by other means. Often this could be done by translating the known bankfull level of neighbooring sections to those where this mark could not be clearly identified.

Another critical aspect of Rosgen's approach is the deduction of processes from forms. According to Rosgen (1996) different stream types indicate different processes. Simon et al. (2007) contradict this conclusion. As they point out one and the same shape of a stream channel can be the product of two or more different processes. Therefore, they conclude that form-based classifications, like that of Rosgen (1996), mostly fail to identify the active processes in a reach and to predict future changes correctly (Simon et al. 2007). They recommend to apply process-based classifications.

Despite these arguments the concept of Rosgen was the most applicable for the study at Mbezi River. There are several reasons for that. First, process-based classifications can only be utilized

when sufficient data on processes and channel resistance are available (Simon et al. 2007). This kind of data is not existent for Mbezi River. Furthermore, measuring campaigns to gather the relevant data would have gone beyond the scope of the current study. By contrast the information which is necessary to apply Rosgen's concept could be recorded easily at Mbezi River. The difficulty to identify the predominant processes from the form of the stream channel was minimized. As all sections were visited twice the channel shape could be examined on a temporal scale and the actual processes became more obvious.

Acknowledgements

We wish to express our thanks to the “Kölner Gymnasial- und Stiftungsfonds” from Cologne, Germany. Without their funding this research could not have been realized. The study at Mbezi River was conducted in the scope of a “Diplom” degree dissertation at the University of Oldenburg.

References

Allan, J.D., Castillo, M.M. (2007): Stream ecology, 2nd edition. Springer, Dordrecht.

Briem, E. (2002): Formen und Strukturen der Fließgewässer. ATV-DVWK Arbeitsbericht. GFA, Hennef.

Briem, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. ATV-DVWK Arbeits-bericht. GFA, Hennef.

Chin, A. (2006): Urban transformation of river landscapes in a global context. Geomorphology 79: 460-487.

LUA NRW (Environmental agency of North Rhine-Westphalia, Germany) (ed) (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen – Kartieranleitung. LUA Merkblätter Nr. 14, Essen.

Rasper, M. (2001): Gewässerstrukturgütekartierung in Niedersachsen – Detailverfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Regional agency for Ecology Lower Saxony, Germany (ed), Hildesheim.

Rosgen, D. (1996): Applied River Morphology. Wildland Hydrology, Pagosa Springs, Colorado.

Sawio, C.J. (2008): Perception and conceptualisation of urban environmental change. Dar es Salaam City. The Geographical Journal 174 (2): 164-168.

Simon, A., Doyle, M., Kondolf, M., Shields Jr., F.D., Rhoads, B., McPhillips, M. (2007): Critical evaluation of how the Rosgen Classification and associated “Natural Channel Design” methods fail to integrate and quantify fluvial processes and channel response. Journal of the American Water Resources Association 43 (5): 1117-1131.

Strahler, A.N. (1952): Hypsometric (area-altidude) analysis of erosional topography. Bulletin of the Geological Society of America 63: 1117-1142.

Temple, P.H. (1970): Aspects of the geomorphology of the Dar es Salaam area. Tanzania Notes and Records 71.

UN-HABITAT (United Nations Human Settlements Programme) (2008): The state of African cities. UN-HABITAT. Nairobi.

Vanotte, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E. (1980): The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 130-137.

Ward, A.D., Trimble, S.W. (2004): Environmental hydrology, 2nd edition. Lewis Publishers, Boca Raton - London - New York - Washington, D.C.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Fernerkundung zur Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen

Sebastian Rößler1, Patrick Wolf1, Thomas Schneider1, Stefan Zimmermann1, Uta Raeder1 & Arnulf Melzer1

1 Limnologisches Institut, Technische Universität München; sebastian.roessler@mytum.de; patrick.wolf@mytum.de

Keywords: Gewässerfernerkundung, Invasive Arten, Wasserinhaltsstoffe, WASI, Invertierung, RAMSES

Einleitung

In einem vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit geförderten Projektes soll untersucht werden, inwiefern das Ausbreitungsverhalten invasiver Makrophyten mit Methoden der Fernerkundung untersucht werden kann. Im Fokus stehen hierbei *Elodea nuttallii* sowie *Najas marina*, die ebenfalls im Forschungsverbund BayFORKAST untersucht werden da von ihnen angenommen wird, dass sie von einem wärmer werdenden Klima profitieren. Um die Pflanzen mit Luft- oder Satellitenbildern überwachen und unterscheiden zu können, muss jedoch zunächst der Einfluss der Atmosphäre, die gerichtete Spiegelung an der Wasseroberfläche sowie die streuende und absorbierende Wirkung des Wasserkörpers berücksichtigt werden (Mobley, 1994). Die Absorption der Wassersäule wird vorwiegend durch den Phytoplanktongehalt und partikuläre organische Substanz (Gelbstoff) sowie durch das pure Wasser bedingt, die Streuung durch den Gehalt an Schwebstoffen. Zur Überprüfung bestehender Modelle zur Ableitung dieser Wasserinhaltsstoffe aus Fernerkundungsdaten und in situ Messungen, wurden im Sommer 2009 und 2010 während Befliegungskampagnen des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt (DLR) mit dem Hyperspektralsensor HyMap – bei der das Westufer des Starnberger Sees aufgenommen wurde – Folien auf dem Litoral ausgelegt, deren Reflexionsverhalten aus Labormessungen bekannt ist. Mit einer Folienlänge von 50 m wurden Tiefenbereiche von 0,5 bis 15 m abgedeckt, man kann davon ausgehen damit die gesamte euphotische Zone abgedeckt zu haben. Während des Überflugs wurde die Reflexion über der weißen und schwarzen Folie mithilfe von RAMSES Unterwasserspektroradiometern hyperspektral vermessen. Dabei wurden von ca. 40 cm unterhalb der Wasseroberfläche in 1-Meter Schritten bis 15 cm über der Folie die auf- und abwärtsgerichtete Bestrahlungsstärke sowie die aufwärtsgerichtete Strahldichte gemessen. Die Messungen wurden vom Flachen bis in ca. 9 m Tiefe durchgeführt und ermöglichen die Ableitung der Wasserinhaltsstoffe mit dem Programm WASI (DLR). Das Programm ermöglicht durch Inversion der Reflexionskurven Rückschlüsse auf die Wasserinhaltsstoffe Phytoplankton, Gelbstoff und Schwebstoffe und wurde für HyMap und RAMSES Daten angewendet.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Starnberger See (47°55'N, 11°19'O) ist der fünftgrößte See Deutschlands und liegt ca. 25 km südwestlich von München (Abb. 1). Er besitzt eine Fläche von 56,36 km² und erreicht eine maximale Tiefe von 127,8 m. Der See ist glazialen Ursprungs und als Zungenbeckensee des Isar-Loisach-Gletschers während der Würmeiszeit entstanden. Ausgedehnte Litoralterrassen

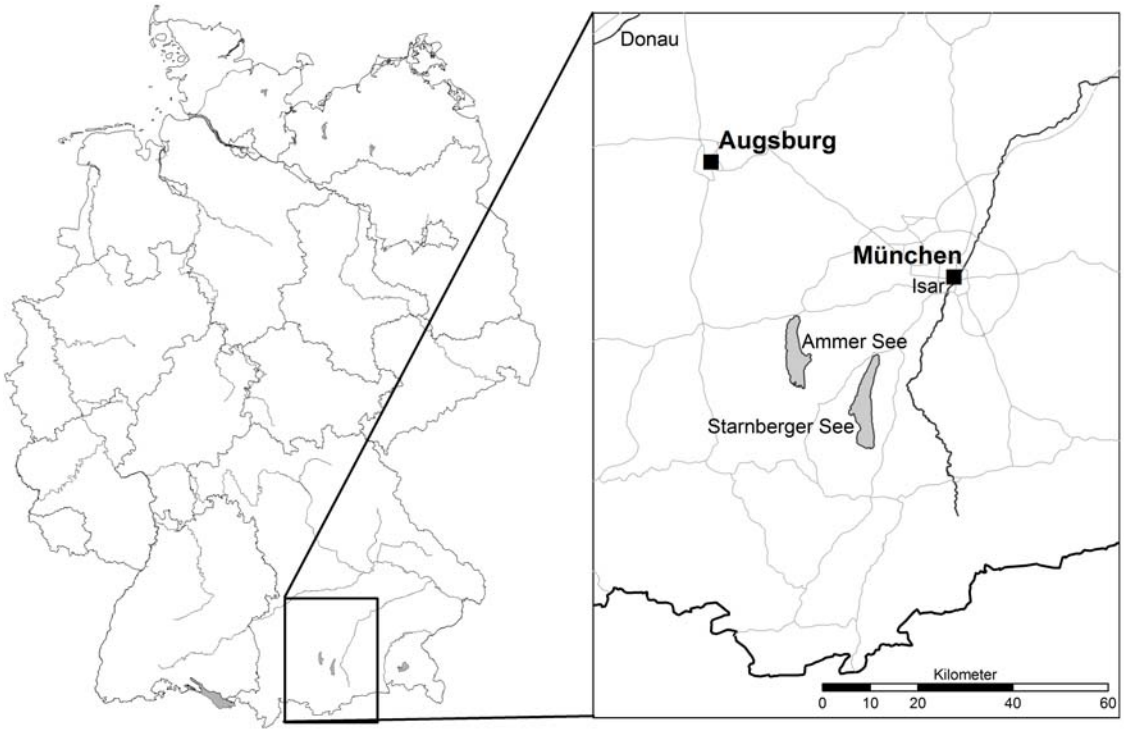


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes Starnberger See

finden sich vor allem am Westufer (LAWA, 1985). Der ehemals oligotrophe See wurde durch die Einleitung von Abwässern in den 1950er Jahren mesotroph. Die Einrichtung einer Ringkanalisation verbesserte die Wasserqualität. Typische Chlorophyllkonzentrationen liegen zwischen 2,4 und 4,8 µg l^{-1} im Winter und 6 bis 12 µg l^{-1} im Sommer, die Primärproduktion beträgt im Mittel 889 g C m^{-2} y^{-1} (Pinnel, 2007). Für die Auslegung der Folien wurde ein Standort in der Nähe der Ortschaft Bernried gewählt (Abb. 2). Hier werden Wassertiefen von 0,5 bis 15 m erreicht. Über das abfallende Litoral wurden paralell im Abstand von 50 m eine weiße und eine schwarze Folie mit einer Größe von 8m x 50m ausgebracht und mittels Sandsäcken und Heringen gegen die Strömung fixiert. Das Ausbringen und die Fixierung der Folien erfolgte durch Forschungstaucher der TU München. Zur Erzielung von Referenzwerten bei gleichen Beleuchtungsverhältnissen und zur Validierung der Atmosphärenkorrektur wurden auch an Land Folien ausgelegt.

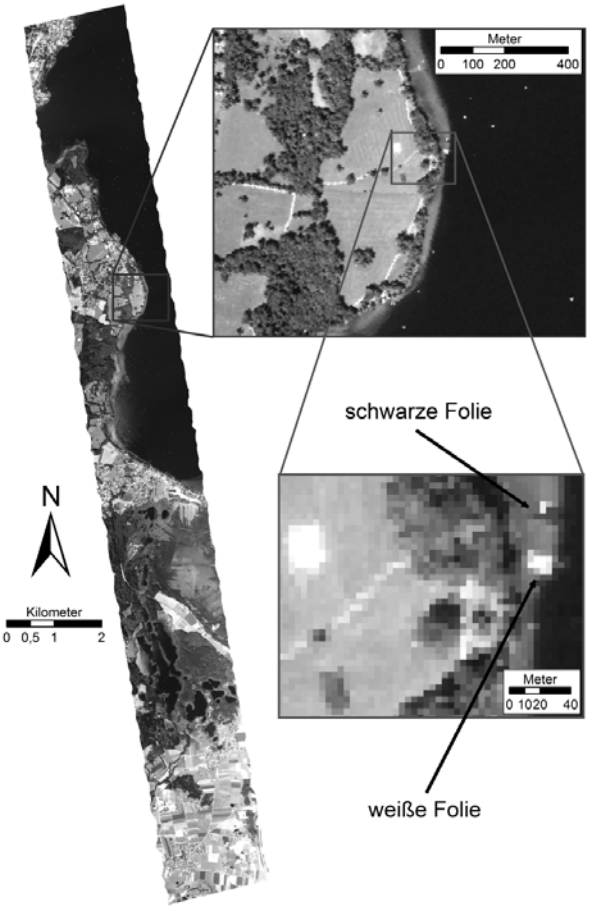


Abb. 2: ausgelegte Folien auf der HyMap Aufnahme vom 22.08.2010

Hyperspektralaufnahmen – flugzeuggestützt und in situ

Hyperspektrale Fernerkundungsdaten wurden am 22. August 2010 im Rahmen der HyEurope 2010 Kampagne des DLR aufgenommen. In zwei Streifen wurde mit einer Flughöhe von 2 490 m das gesamte Westufer des Starnberger Sees mit einer Bodenauflösung (Pixelgröße) von 4 m aufgenommen. Der hier benutzte Sensor HyMap besitzt eine spektrale Auflösung von 125 Bändern, die den Spektralbereich zwischen 0,45 µm und 2,48 µm mit einer Bandbreite zwischen 15 und 20 nm abdeckt. Die Abb. 2 zeigt den südlichen Bereich dieser Aufnahme.

In situ Messungen wurden mit RAMSES Unterwasserspektroradiometern der Firma TriOS durchgeführt. Die Sensoren decken den Bereich von 320-950 nm ab, die Bandbreite beträgt 3,3 nm. Simultan wurden die auf- und abwärtsgerichtete Bestrahlungsstärke (E_d, E_u) sowie die aufwärtsgerichtete Strahlungsflussdichte (L_u) mit einem Öffnungswinkel von 7° gemessen. Daraus lassen sich die Irradianz Reflektanz ($R = E_u/E_d$) sowie die *Remote Sensing Reflectance* ($R_{rs} = L_u/E_d$) berechnen, die in die Analyse eingehen.

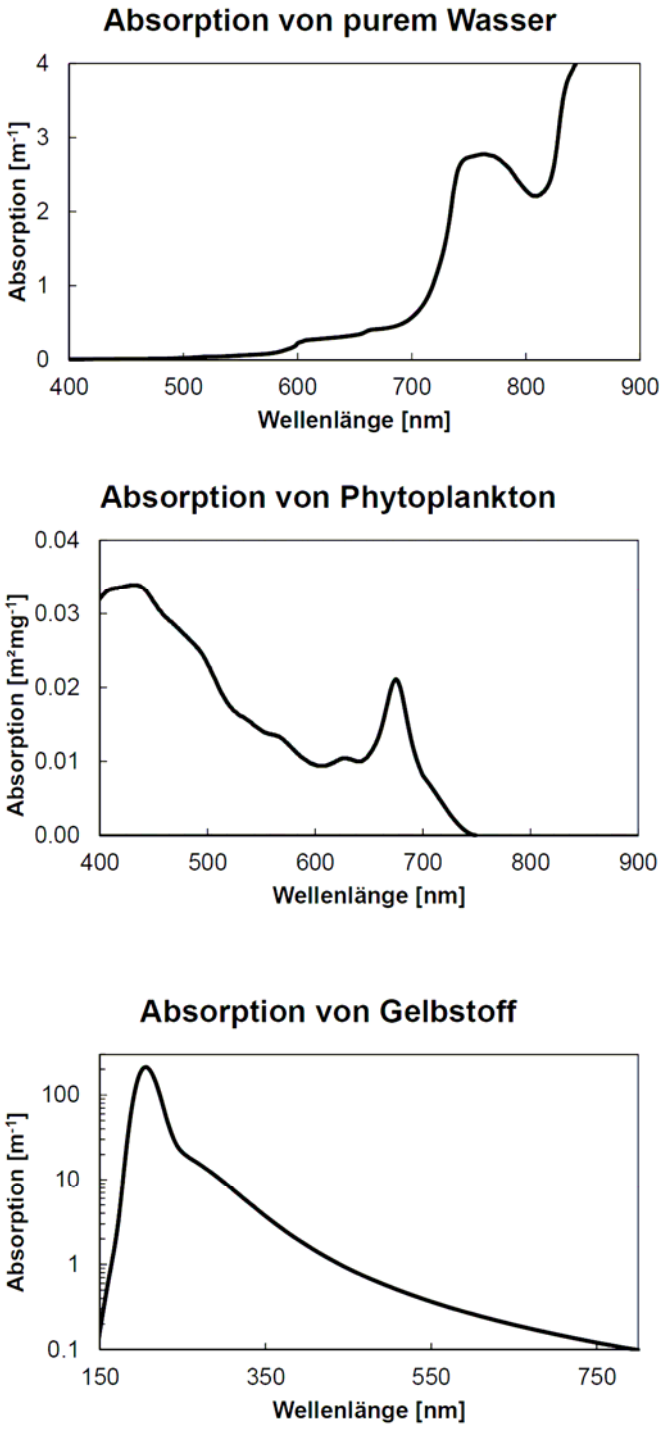


Abb. 3: Absorptionskurven von Wasser, Phytoplankton und Gelbstoff

WASI – Water Colour Simulator

WASI (Gege, 2004) ist eine Software, mit der die am häufigsten aufgenommenen Spektren analysiert und simuliert werden können. Dazu stehen zwei Modi zur Verfügung. Im „forward mode“ werden Spektren einer gegebenen Oberfläche mit bekannten Wasserinhaltsstoffen generiert. Der „inverse mode“ erlaubt durch Invertierung der Modelle die Analyse gemessener Spektren. Im vorliegenden Fall wurde aufgrund der Reflexionsspektren der beiden Folien versucht, Wasserinhaltsstoff Konzentrationen zu ermitteln. Die Abb.3 zeigt typische Absorptionsspektren von Wasserinhaltsstoffen.

Reflexionswerte der Folien aus HyMap

Um aus den HyMap Daten jene Pixel herauszufiltern, die nahezu ausschließlich aus Signalen der Folie bestehen, wurde mit den Daten eine Minimum-Noise-Fraction Transformation durchgeführt (Dekorrelation der Daten) und anschließend ein Pixel-Purity Index berechnet. Dieser dient dem aufspüren der „reinsten“ Pixel, die in einer Klassifikation die *Endmember* darstellen würden. Die errechneten Reflexionswerte der Folie in den verschiedenen Tiefenstufen sind in der Abb. 4 dargestellt.

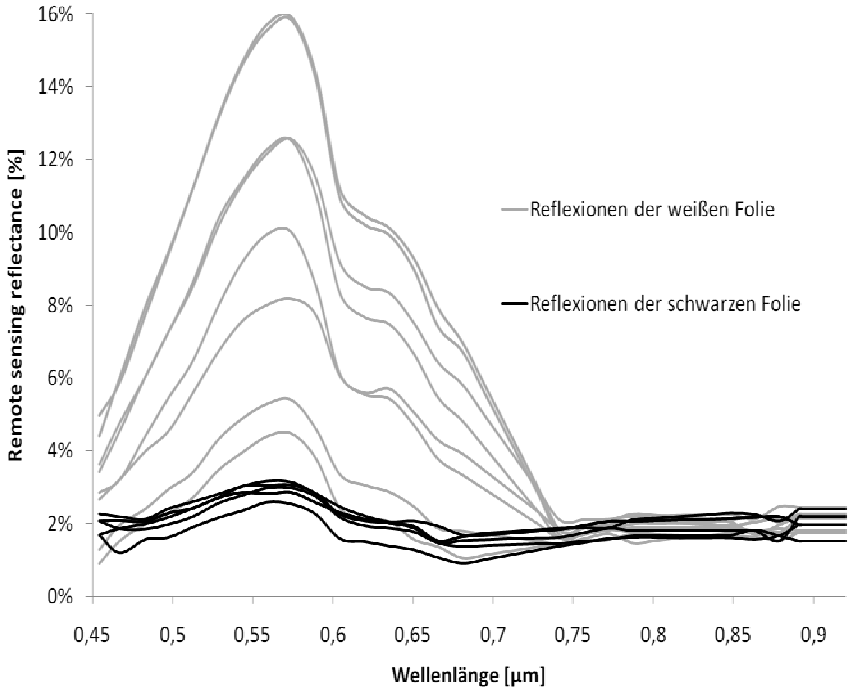


Abb. 4: Reflexionen der Unterwasserfolien aus HyMap Daten extrahiert

Ergebnisse und Diskussion

Aus den insgesamt 351 Messungen über den Folien wurde aus den abwärtsgerichteten Strahlungsintensitäten E_d die Konzentration von Gelbstoff (bzw. deren Absorption bei 440 nm) bestimmt. Die Variationen sind vor allem in den oberen Wasserschichten beträchtlich, was auf die Wellenbewegung zurückzuführen ist. Die Abb. 5 zeigt ein gutes Fitergebnis aus einer Messung in einer Tiefe von ca. 0,5 m.

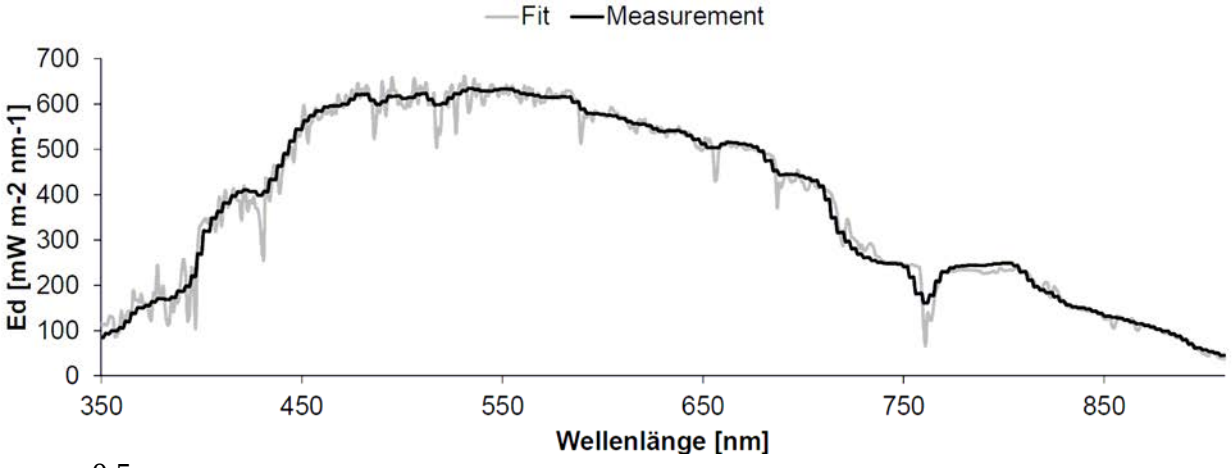


Abb. 5: Fitergebnis aus dem Programm WASI

Insgesamt ergab sich aus allen Messungen ein mittlerer Gelbstoffgehalt von 1,36 ± 0,29 m^{-1} (gemessen an der Absorption bei 440 nm). In der folgenden Abb. 6 sind die einzelnen ermittelten Gelbstoffwerte gegen die Tiefe aufgetragen, die lineare Regression zeigt eine leichte Abnahme der Gelbstoffkonzentration mit der Tiefe.

Für die Invertierung der aus dem HyMap Datensatz extrahierten (atmosphärenkorrigierten) Reflexionswerte wurden die im Labor gemessenen Reflexionskurven der weißen und schwarzen Folie als Oberflächen zugrundegelegt. Dabei wird im WASI eingegeben, dass die Bodenbedeckung bei flachem Wasser zu 100% aus der jeweiligen Folie gebildet wird. Die Invertierung erbrachte jedoch keine guten Fitergebnisse, was auf die größere spektrale Bandbreite von HyMap gegenüber RAMSES zurückgeführt wird. Als Lösung wird eine lineare Interpolation angewendet.

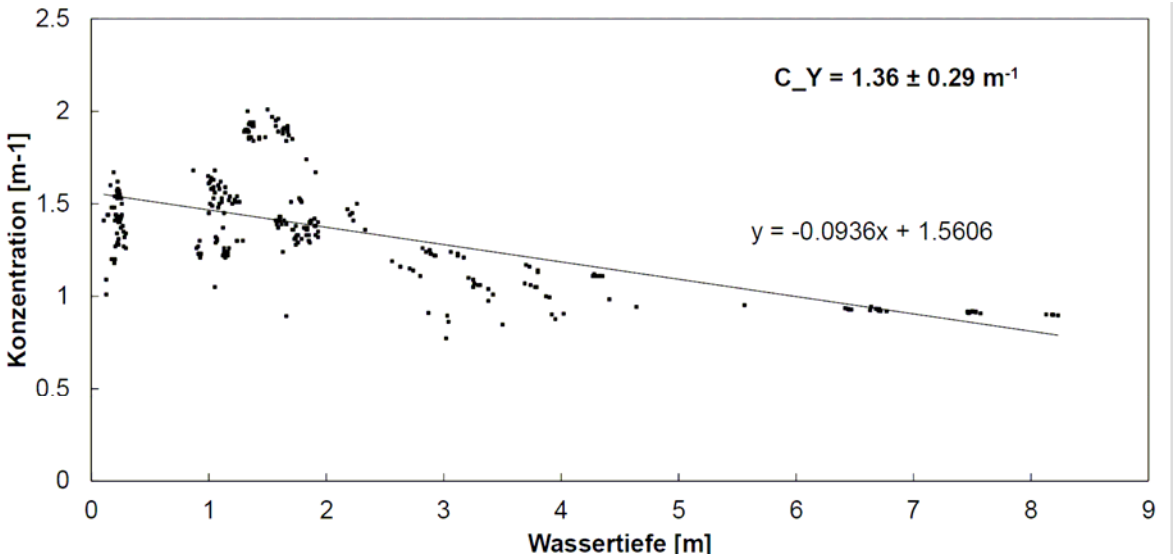


Abb. 6: Gelbstoffwerte verschiedener Tiefenstufen

Zusammenfassung und Ausblick

Das Experiment zeigte, dass eine Folienlänge von 50 m für dieses Testgebiet ausreichend ist, um das gesamte euphotische Litoral abzudecken. Für geringe Tiefen ist eine Bestimmung der Gelbstoffkonzentration mit guter Näherung gelungen (verglichen mit photometrischen Referenzmessungen), die Validierung für größere Tiefen steht noch aus. Über der weißen Folie konnten durch die starke Reflexion die Wasserinhaltsstoffe bis in einer Tiefe von 9 m gemessen werden.

Zur Verbesserung der Ableitung von Wasserinhaltsstoffen, zur Verbesserung des Modells WASI und zur Einbindung verschiedener Fernerkundungssensoren wird das experimentelle Verfahren in Zusammenarbeit mit dem Institut für Methodik der Fernerkundung – Abteilung Gewässerfernerkundung (DLR) fortgeführt. Weitere gemeinsame Kampagnen sind für das Jahr 2011 geplant.

Das Ziel ist die Gewinnung reiner Seebodenreflexionen (ohne Wassersäule) mit einem besonderen Augenmerk auf die Makrophytenzusammensetzung (insbesondere *Najas marina* und *Elodea nuttallii*).

Danksagung

Dank gilt an dieser Stelle Dr. Peter Gege (Institut für Methodik der Fernerkundung – Abteilung Gewässerfernerkundung), für die tatkräftige Unterstützung im Umgang mit der Software WASI. Daneben allen Mitarbeitern und Forschungstauchern an der TU München für die Vorbereitung und Durchführung des Experiments.

Literatur

Gege, P. (2004): The water colour simulator WASI: an integrating software tool for analysis and simulation of optical in situ spectra. Computers & Geosciences, 30, S. 523-532.

LAWA (1985): Seen in der Bundesrepublik Deutschland. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 190 S.

Mobley, C. D. (2004): Light and Water. Academic Press, 592 S.

Pinnel, N. (2007): A method for mapping submerged macrophytes in lakes using Hyperspectral remote sensing. Dissertation, TU München, 164 S.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), Hardegsen 2011

Desalinisation of the river Wipper (Thuringia, Germany): Results from long-term monitoring of the macrozoobenthos

Claus-Jürgen Schulz1

1 Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Referat Flussgebietsmanagement, Göschwitzer Straße 41, D – 07745 Jena, Germany, Claus-Juergen.Schulz@tlug.thueringen.de

Keywords: macrozoobenthos, potassium mining, river Wipper, running waters, salinisation

Introduction

Potassium mining has a long tradition in central Germany, namely in the states of Hesse, Saxony-Anhalt and Thuringia. In the latter case, mining and processing of potassium salts took place from the 1890's until the shut-down in the early 1990's. During this time, production residues were piled, forming big heaps. Salt waters originating from the potash industry and drainage waters from the heaps resulted in salinisation of several running waters, among them the river Wipper. A long term monitoring comprising chemical and biological parameters has been performed since 1992. The objective of this study is (i) to investigate the changes in the chemical conditions and (ii) to examine the responses of the macrozoobenthos communities of the river.

Material and methods

Area of investigation

The river Wipper is a tributary of the river Unstrut running into the rivers Saale, Elbe and finally into the North Sea. Major characteristics are: total length 95.3 km, catchment area 649.1 km^2, mean discharge 3.5 m s^{-1} and average low discharge 1.1 m s^{-1}. The headwater is a small coarse substrate dominated calcarous highland river, the lower course a mid-sized fine to coarse substrate dominated calcarous highland river. Four potash industries encompassing mines and factories worked along the river until they were closed down between 1990 and 1994. Today, drainage waters from the piled heaps are collected in two storage basins and discharged into the river Wipper depending on the actual water discharge. In addition, diffuse inputs from the heaps reach the river. Further aspects of the catchment area are discussed by Schulz (2007).

Sampling design

The sampling was performed in the section of highest salinisation near the village of Hachelbich and, for reference purposes, at a non-salinised location near the village of Wülfingerode. A detailed description of the sampling locations is given by Ziemann et al. (2001).
Sampling of the chemical parameters Na^+, K^+, Ca^{++}, Mg^{++}, Cl^-, $SO4^{--}$ and $HCO3^{--}$ was regularly conducted 13 times a year. Samples were processed according to „Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung". Biological samples of the macrozoobenthos were taken once a year by means of substrate-specific multi-habitat kick-sampling, preserved in EtOH (96%) and stored at 4°C in the dark in the laboratory until processing according to Meier et al. (2006). Basic statistical calculations were conducted as described in Sachs (1982).

Results and discussion

Chemical parameters

From the 1990‘s on, the decline in the discharge of salt waters resulted in decreasing salt concentrations of the river Wipper. This is illustrated with the concentrations of the ions Na^+, K^+, Mg^{++}; Cl^- and SO_4^{2-} from 1984 to 2008 at the sampling location near Hachelbich (Fig. 1 a + b).

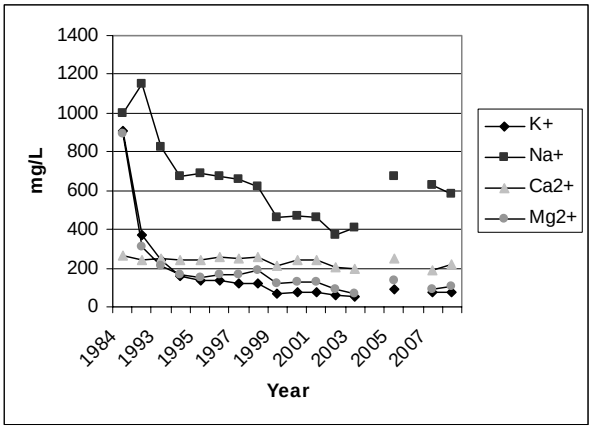


Fig. 1a: concentrations of cations (ann. mean) at the sampling location at Hachelbich

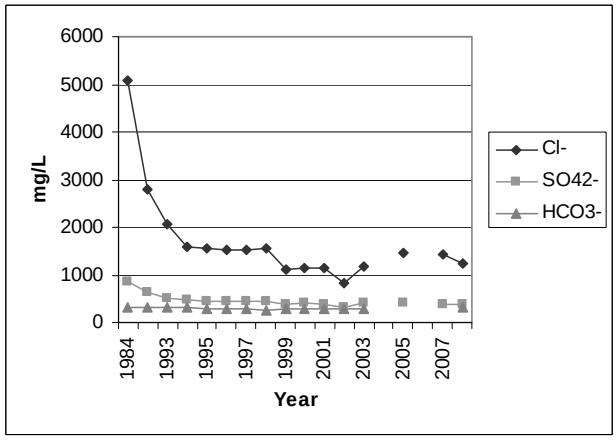


Fig. 1b: concentrations of anions (ann. mean) at the sampling location at Hachelbich

Today salt concentrations are much lower than during the period of potassium production. Table 1 gives the concentrations in the major ions for 1992 and 2008 in comparison to standard sea water.

Table 1: Conc. [mg/L] of some major cations and anions measured the river Wipper at Hachelbich in comparison to sea water (river Wipper: annual mean, minimum and maximum values)

	Na^+	K^+	Mg^{++}	Cl^-	SO_4^{--}
1992	1,153 (439-1,910)	369 (123-645)	313 (130-498)	2,789 (1,260-4,400)	644 (388-868)
2008	583 (410-875)	74 (50-94)	103 (69-159)	1,235 (830-1,610)	380 (272-572)
sea water	10,700	390	1,300	19,250	2,700

Besides total salinity, especially potassium and magnesium concentrations decreased considerably. In Table 2 K^+ and Mg^{++} concentrations are given for the sampling locations Wülfingerode situated

Table 2: Conc. [mg/L] of K+ and Mg++ of the Wipper sampling locations at Hachelbich and Wülfingerode, nd = no data available

Location	Ion	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Wülfingerode	K^+	8 (5.5-12)	7.6 (5.2-9.5)	6.7 (4.6-8.9)	7.4 (5.6-9.4)	7.6 (6.1-9.1)	6.2 (3.1-8.5)	5.7 (2.1-8.0)	6.1 (4.4-7.1)	6.4 (4.6-7.5)
Hachelbich		369 (123-645)	240 (111-346)	162 (74-312)	140 (101-230)	138 (48-221)	122 (82-172)	118 (66-143)	70 (54-143)	77 (32-106)
Wülfingerode	Mg^{++}	37 (22-48)	29 (21-43)	26 (19-33)	24 (16-30)	26 (20-35)	25 (19-31)	24 (21-30)	23 (18-27)	24 (17-26)
Hachelbich		313 (165-468)	215 (85-282)	163 (93-265)	149 (71-234)	168 (58-213)	165 (105-260)	188 (95-222)	120 (85-183)	125 (50-188)

Table 2 (continued)

Location	Ion	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Wülfingerode	K^+	7.8 (5.5-11)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	6.9 (2.8-8.6)
Hachelbich		77 (37-95)	61 (25-100)	53 (49-56)	nd	88 (65-120)	nd	nd	74 (50-94)
Wülfingerode	Mg^{++}	25 (20-32)	22 (17-26)	32 (16-47)	nd	nd	21 (7-29)	21 (17-24)	24 (19-28)
Hachelbich		130 (60-174)	92 (40-146)	70 (65-75)	nd	140 (77-174)	148 (44-215)	104 (43-170)	103 (69-159)

above the salinised section and Hachelbich located within the section of maximum salinisation. The data show that upstream of the potash mining area concentrations of potassium and magnesium were comparatively stable over time.
Within the salinised section, the concentrations increased manifold and also displayed considerable variation. Quantitative reduction of the saline discharge coincided with qualitative changes in the ioncomposition: proportions of sodium and calcium increased, proportions of magnesium and potassium decreased from 1992 to 2008. However, sea water contains comparatively more sodium and less potassium and calcium making the river Wipper an athalassogenic water.

Biological parameters

Decreasing salinities coincided with increasing species numbers. As shown for the sampling location Hachelbich in Fig. 2, the number of taxa increased from 2 (1992) to $\geq$ 20 in 2002 and later. Except for an outlier in 2004 the increase occurred in two steps. In detail salinity fell to levels of approximately 1,600 and subsequently to 1,100 to1,200 mg Cl^{-1}, respectively (see Fig. 2).

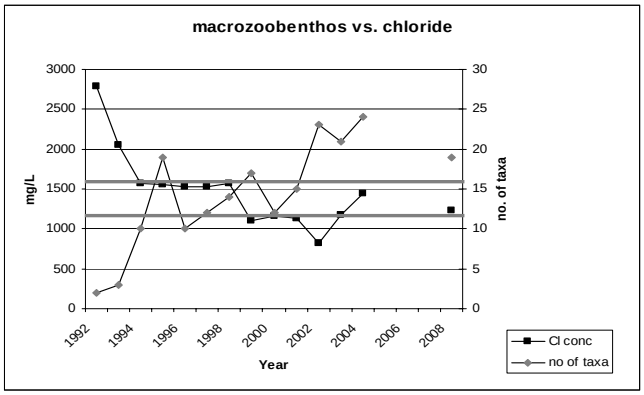


Fig. 2: numbers of macrozoobenthos taxa vs. chloride concentrations at Hachelbich 1992 – 2008

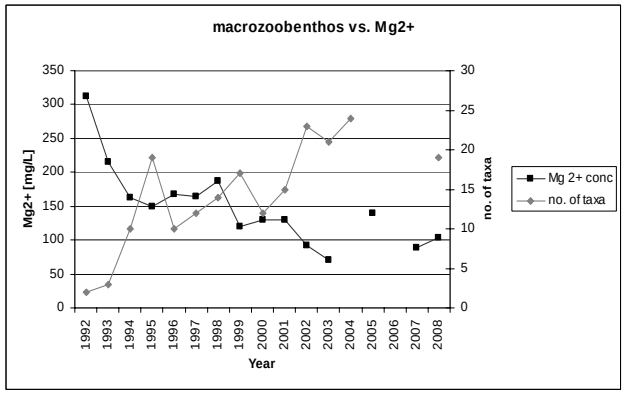


Fig. 3: numbers of macrozoobenthos taxa vs. magnesium concentrations at Hachelbich 1992 – 2008

However, it is open to debate whether the low number of species resulted from adverse effects of chloride under athalassogenic conditions. Especially the relevance of K^+ and Mg^{++} is currently under investigation. Ranges of concentration have been proposed with respect to their tolerance to aquatic communities recently (Runder Tisch Gewässerschutz Werra/Weser und Kaliproduktion 2010). Concerning the sampling location Hachelbich a strong negative correlation was found for magnesium with species number of macrozoobenthos (r = -0.88). Here numbers of taxa and concentrations of Mg^{++} developed inversely (Fig. 3). Thus decreasing Mg^{++} - concentrations may be one (main) factor promoting the recovery of the macrozoobenthos.

In 1992, the macrozoobenthos composition was very uniform and consisted of mass developments of chironomidae and a few dragonflies (such as *Platycnemis pennipes* occurring occasionally, for data see Schulz 2000). Today further taxonomic groups such as Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) are also present but they represent only a low fraction of species in the salt-polluted section. This is illustrated in Fig. 4 where proportions (%) of EPT taxa at Hachelbich are compared to those of the reference sampling location (Wülfingerode). EPT taxa are known to be sensitive to environmental stress including toxic pressure. They require relatively undisturbed habitats (Meier et al. 2006). The comparatively low proportion of EPT taxa in the salt-polluted section may reflect toxic effects of salt - including the fluctuations of salinity and the temporary exceedance of toxic threshold values of particular ions - to sensitive aquatic insects. Specifically threshold values of K^+ and Mg^{++} may be of importance (80 and 150 mg/L, respectively, as proposed by Runder Tisch Gewässerschutz 2010) which are exceeded casually (Table 2).

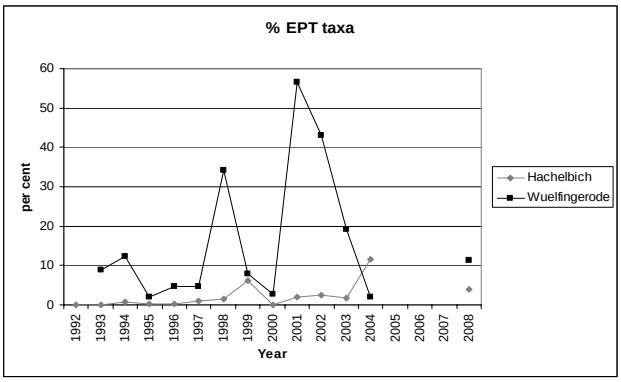


Fig. 4: proportion of EPT taxa at the salt-loaded ampling location Hachelbich vs. not-salinised location Wülfingerode

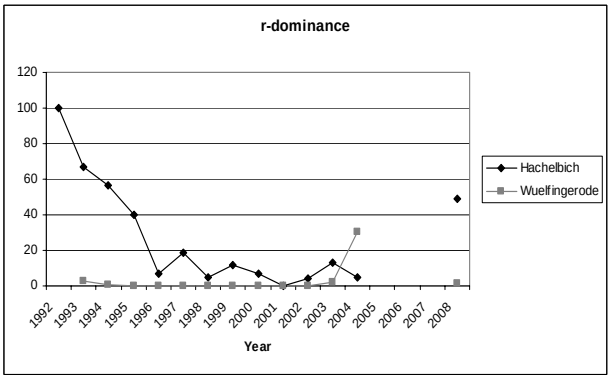


Fig 5: dominance of r strategists at the salt-loaded location Hachelbich vs. not-salinised location Wülfingerode

Moreover, the response of the macrozoobenthos communities to decreasing salinities and shifts in their qualitative composition becomes visible (i) from the decreasing role that r-strategists play and (ii) from the increasing numbers of feeding types.
r-strategists are (usually ubiquitous) short-time colonisers recolonising habitats after disturbing events (Schönborn 2003). Over time they are replaced by long-time colonisers (K-strategists), among them those species that are representative for the particular river section. A high frequency of disturbance events within a running water usually leads to a dominance of r-strategists. This dominance was found at Hachelbich in 1992 and decreased considerably in the following years (Fig. 5). In contrast to this, low values for r- strategists were found in the non-salinised section of the river (represented by the sampling location Wülfingerode) almost for the complete sampling period (Fig. 5). The decreasing dominance of r-strategists in the salinised section may be interpreted as a response of the macrozoobenthos community to decreasing disturbances in connection with declining salinities.
In 1992, 99.9 % of the specimen were designated as gatherers/collectors and 0.1 % as predators (Fig. 6). In 2008, the diversity in feeding types was much higher: the community comprised gatherers and collectors (33.4%), passive filter feeders (29.1%), grazers and scrapers (9.4%), shredders (8.0%), predators (4.7%), miners (2.6%), active filter feeders (1.9%), parasites (1.0%), others (10.1% including taxa without data) . This means that both the macrozoobenthos community and the food web has become more diverse and stable than before thus fostering decomposition of particular organic matter and nutrient cycling (Schönborn 2003).

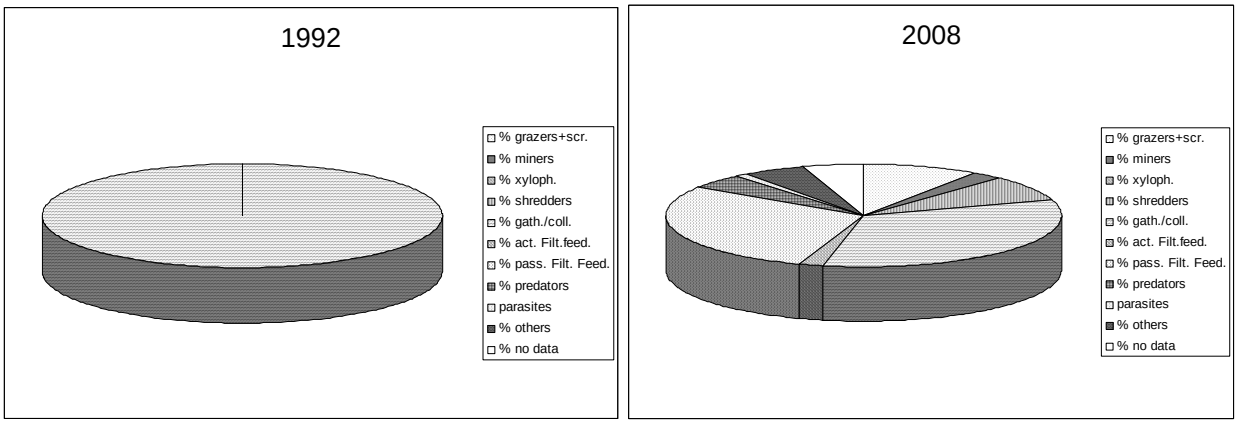


Fig. 6: Feeding types at the sampling location Hachelbich in 1992 (left) and 2008 (right)

Summary

A drop in total salinity as well as in specific cations K^+ and Mg^{++} were observed along the river Wipper from 1992 to 2008. This decrease in the number of "toxic salinisation events" improved the living conditions for the macrozoobenthos communities of the formerly salinised section: Species number, proportion of sensitive taxa (% EPT) and the number of feeding types increased whereas the fraction of of r-strategists in the community decreased. However, exceedance of ecological threshold values still occurs occasionally, and species that are expected to occur in this river are still missing in the salinised section.

Acknowledgements

This contribution originates from an oral presentation held in a modified version at the Intecol 10 - meeting in Brisbane/Australia (August 16 – 21, 2009). Thanks are due to the German Limnological Society for financial support (travel grant) that facilitated the attendance of this meeting.
The author is also indebted to Ralf B. Schäfer (University of Koblenz-Landau, Germany) for helpful comments and proofreading.

Literature

Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung. Wasserchemische Gesellschaft, Fachgruppe in der GDCh / Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN e.V. (eds.). Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. Germany.

Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A. & Hering, D. (2006): Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Duisburg Essen, Germany.

Runder Tisch Gewässerschutz Werra/Weser und Kaliproduktion (2010): Empfehlung (summary in English). 90 pp. Kassel, Germany.

Sachs, Lothar (1982): Statistische Methoden. Springer Verlag Berlin Heidelberg New York. 5th ed.

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

Schulz, Claus-Jürgen (2000): Aquatische Insekten der Wipper, einem salzbelasteten Fluss Nordthüringens. Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 12, 249-254.Gießen, Germany (abstract in English).

Schulz, Claus-Jürgen (2007): Die Bewirtschaftung der salzbelasteten Fließgewässer Wipper und Unstrut (Nordthüringen) 1893 – 2005. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): Tagungsbericht 2006 (Dresden) Werder 2007, 559-563.

Ziemann, H., Kies, L. & Schulz, C.-J. (2001): Desalinization of running waters. III. Changes in the structure of diatom assemblages caused by a decreasing salt load and changing ion spectra in the river Wipper (Thuringia, Germany). Limnologica 31, 257-280.

APELT, S., J. FASTNER & S. KLITZKE: Einflussfaktoren auf die Dauer der Lagphase bei der Elimination von Cylindrospermopsin (CYN) im Sediment 313

BASEN, T., R. GERGS & D. MARTIN-CREUZBURG: Benthisch-pelagische Kopplung durch die invasive Süßwassermuschel Corbicula fluminea 184

BASSIOS, I., T. KLEIN & U. RAEDER: Erste Untersuchungen der Diatomeen der Flüsse Kalamas und Arachthos im Nordwesten Griechenlands 397

BAUER J., F. FISCHER & I. SCHLÖßER: Langzeitmonitoring an versauerten Fließgewässern Bayerns 214

BECKE, C., A. NIEHUES, M. DREES & E. I. MEYER: Populationsgenetische Untersuchung von Gammariden benachbarter Einzugsgebiete anhand von Mikrosatelliten mit Fokus auf ‚long distance dispersal' 218

BELYAEVA, M.: Can one species live everywhere? Cosmopolitanism and eurytopy versus cryptic speciation in a benthic cladoceran species complex 2

BEUSCH, CH., J. FASTNER & S. KLITZKE: Sorption der Cyanobakterientoxine Cylindrospermopsin und Anatoxin-a an verschiedenen Sedimenten 318

BORK, J., A. FUCHS, K. P. BARUFKE & H. J. HAHN: Ökologisches Dauermonitoring der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg 40

BRAIG, E., U. RAEDER & A. MELZER: Untersuchung der trophischen Vergangenheit des Fischkaltersees anhand von Sedimentproxies (δ13C /δ15N) 95

BRUNKE, M. & M. PURPS: Bedeutung morphologischer Strukturen für die räumliche Verteilung von Fischarten 288

DETHLEFS-HAMMES, A., M. BRUNKE & H. BRENDELBERGER: Untersuchungen zum Vorkommen von Flusskrebsen (Astacus astacus) in Schleswig-Holstein 222

DIETER, D., E. M. GARCÍA-ROGER, M. M. SÁNCHEZ-MONTOYA, R. GÓMEZ, J. M. GÓMEZ4, F. SANGIORGIO, D. VON SCHILLER, J. GELBRECHT & K. TOCKNER: Effekte periodischen Austrocknens auf die Zersetzung von Laub in temporären Bächen 187

DIETZ, S., D. LEßMANN & B. BOEHRER: Dichtebeiträge gelöster Stoffe als entscheidender Faktor für die Schichtungsstabilität meromiktischer Seen 100

ECKARTZ-NOLDEN, G. & D. THÖNNES: Revitalisierungsmaßnahmen an der unteren Sülz (WRRL-AG Sieg, NRW): Reaktionen der biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten 330

ECKERT, N., U. RAEDER & A. MELZER: In situ-Messungen zur Lichtanpassung von Süßwasser-Makrophyten mittels PAM-Fluorometrie 174

ELIGEHAUSEN, J., J. & D. BORCHARDT: Eine Äschenregion ohne Äschen: Untersuchungen zum Bestandsrückgang am Beispiel der Lenne 293

FEHSE, C.: Der Einfluss einer Entfichtungsmaßnahme auf die Makroinvertebratenfauna im Quellbereich eines Mittelgebirgsbachs im Nationalpark Eifel 192

FLECKENSTEIN, K., T. BASEN & D. MARTIN-CREUZBURG: Wachstum der invasiven Süßwassermuschel Corbicula fluminea im Bodensee: Einfluss von Temperatur und Futterqualität 197

GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUROREN	SEITE
FOCKE, R. & E. KIEL: Substratangebote (Phragmites australis) zur Beprobung des Makrozoobenthos in einem Marschgewässer	402
FREIER, K., R. SUDBRACK, A. HEISER & K. GRUNEWALD: Steigende Huminstoffeinträge in sächsischen Trinkwassertalsperren – Auswirkungen auf die Trinkwasserbereitstellung und Lösungsansätze am Beispiel der Talsperre Carlsfeld	103
FREY, W.: Act4Rivers - Lehrerfortbildung zu Gewasserökologie und mehr	382
FRIEDEL, M., A. J. HANSELMANN , K.-O. ROTHHAUPT & R. ECKMANN: Limnomysis benedeni als Futterorganismus für Flussbarsche	300
FRINDTE, K., W. ECKERT, ST. RÖSEL & H.-P. GROSSART: Breathe in the absence of oxygen! Shifts in Microbial Activity along a Redox Gradient at the Sediment-Water-Interface	407
GABEL, F., M. T. PUSCH, PH. BREYER, V. BURMESTER, N. WALZ & X.-F. GARCIA: Schiffswellen beeinflussen das Wachstum und das Verhalten von einheimischen Invertebraten stärker als von eingewanderten	268
GELLERT, G.: Bewegungsmuster und -dynamik der Makrozoobenthosfauna in der Lippeseeumflut innerhalb eines Zeitraums von fünf Jahren	227
GROSS, E. M.: Alles anders unter Wasser? Chemische Ökologie im Vergleich	200
GUTJAHR, S., J. BORK & H. J. HAHN: Pilotprojekt zur Bewertung des Einflusses von Oberflächenwassereinträgen aus Baggerseen auf die Grundwasserfauna – Erste Ergebnisse	45
HANSELMANN, A. J., B. HODAPP & K.-O. ROTHHAUPT: Welche Ressourcen nutzt Limnomysis benedeni im Bodensee?	273
HELLER, CH., D. MÖLLER & J. ZEITZ: CARBSTOR - ein Verfahren zur Quantifizierung und Bewertung der C-Speicher und des C-Freisetzungspotentials von organischen Böden	71
HELLINGER, F. & A. MARTENS: Links- oder Rechtshänder? Der asymmetrische Klammergriff des Gammarus-Männchens während der Präkopula	17
HERBST, CH., B. BAIER, T. TOLASCH & J. L. M. STEIDLE: Nachweis von Sexualpheromonen bei der Schwimmkäferart Rhantus suturalis (MacLeay 1825) (Dytiscidae)	208
HOFFMANN, M., ST. ZIMMERMANN, U. RAEDER & A. MELZER: Welche Faktoren begrenzen das Wachstum von Najas marina ssp. intermedia?	356
HÜRDLER, J. & M. VENOHR: Auswirkungen des Klimawandels und der sozioökonomischen Entwicklung auf zukünftige Nährstoffeinträge in die Oder	361
ILMBERGER, J. & CH. VON ROHDEN: Untersuchung der Grundwasserankopplung eines meromiktischen Bergbausees mithilfe von konservativen Tracern	136
JANUSCHKE, K., D. HERING & A. W. LORENZ: Zeitliche Aspekte von Renaturierungsmaßnahmen an Mittelgebirgsflüssen – Makrozoobenthos versus Laufkäfer	335
JORDAN, S., CH. EBELING, J. LEWANDOWSKI & M. HUPFER: Langzeitexperiment zum Einfluss von Chironomiden-Larven auf die Phosphor-Festlegung im Sediment	109
KAPA, R.: Sensationsfund einer verloren geglaubten Fischart in Bayern – Der Steingressling (Romanogobio uranoscopus, Agassiz 1828)	303
KLEEBERG, A., A. KÖHLER & M. HUPFER: Wie effektiv wirkt eine einmalige oder kontinuierliche Eisen-Zufuhr im Phosphor-Haushalt von belüfteten Seen?	114

GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUROREN	SEITE
KLEIN, T., ST. ZIMMERMANN, U. RAEDER & A. MELZER: Najas marina ssp. intermedia und Elodea nuttallii – Profiteure des Klimawandels?	366
KLINGENBERG, K.: Der § 40 Bundesnaturschutzgesetz im Kontext weiterer Instrumente und der naturschutzfachlichen Diskussion zur Bekämpfung gebietsfremder invasiver Arten	277
KORTE, TH.: AquaWis. Ein Umweltbildungsprojekt für BiologielehrerInnen und SchülerInnen	387
KUEMMERLEN, M., B. SCHMALZ, N. FOHRER, Q. CAI & S. C. JÄHNIG: Arealmodellierung von ausgewählten Makrozoobenthosarten in Fließgewässern: Auswirkungen von Klimawandel und Landnutzung	371
LECHELT, M., L. EIS & B. BAIER: Algenschnelltest – eine Alternative zum Wachstumshemmtest?	323
LECHNER, R. & A. MELZER: Populationsbiologie, Ökologie und Verbreitung des Seerosenblattkäfers Galerucella nymphaeae in Europa unter besonderer Berücksichtigung möglicher Fraßpräferenzen	232
LEßMANN, D., K. JENEMANN & B. NIXDORF: Ansatz zur Bewertung saurer Bergbauseen anhand des Phytoplanktons gemäß den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie	141
LIPINSKI, A. & E. KIEL: Renaturierung großflächig abgetorfter Moorflächen: Faunistische Besiedlung aus dem aquatischen Umfeld?	76
LORENZ, A. W., K. JANUSCHKE, TH. KORTE & M. PASTER: Renaturierungsmaßnahmen an zwei großen Mittelgebirgsflüssen im Längs- und Zeitverlauf - Veränderungen der Fisch- und Makrophytenzönosen	340
LÜDERITZ, V. & U. LANGHEINRICH: Renaturierung von Niedermooren am Beispiel des Drömlings in Sachsen-Anhalt	82
LÜHKEN, R., T. LIECKWEG & E. KIEL: Classification system of mosquito breeding sites for a dune and salt marsh complex	412
MÄHRLEIN, M., N. WALZ & M. BRAUNS: Vergleich der Längen-Massen-Beziehungen benthischer Invertebraten zwischen Fließgewässern und Flachseen des Norddeutschen Tieflandes	237
MARTEN, M.: Makrozoobenthos und Klimawandel – reichen unsere Monitoringsysteme aus?	375
MARTIN, J., B. WISSEL & G. BECKER: Untersuchung des Nahrungsspektrums der Chinesischen Wollhandkrabbe (Eriocheir sinensis, Varunidae) im Niederrhein mit Hilfe stabiler Isotope	21
METZLER, PH., B. BOEHRER & W. AESCHBACH-HERTIG: Gas supersaturation in meromictic mining lake Vollert Süd, Sachsen-Anhalt	146
MISCHKE, U., L. CARVALHO, G. PHILLIPS, C. DE HOYOS, CH. LAPLACE-TREYTURE & A. L. SOLHEIM: Biodiversität des Phytoplanktons in europäischen Seen	119
NEUMANN, K., S. GRAHL & E. L. MEYER: Der Mythos von unberührten Quellen und die ökologische Realität in der Seppenrader Schweiz (Münsterland, NRW)	26
NIEHUES, A., C. BECKE, M. DREES & E. I. MEYER: Analyse zeitlicher Veränderungen der populationsgenetischen Struktur von Gammariden mit Hilfe von Mikrosatelliten	30

OEXLE, S., N. BREDE, M. WESSELS, H. B. STICH & D. MARTIN-CREUZBURG: Molekulargenetische Rekonstruktion evolutionärer Prozesse innerhalb einer sich etablierenden Population - D. pulicaria im Bodensee-Untersee 34

PETZOLD, M., H. BORMANN & E. KIEL: The coastal Mbezi River in Dar es Salaam (Tanzania). Aspects of Ecology and River Dynamics 417

PODRAZA, P. & M. KÜHLMANN: Ökologische Unterhaltung des Fischaufstiegs Harkortsee 307

POETTINGER, TH., I. S. WEHRTMANN & CH. D. SCHUBART: Genfluss in Flussoberläufen des zentralen Hochlands von Costa Rica? Vorläufige Ergebnisse bei Süßwasserkrabben (Pseudothelphusidae) 242

POHLON, E., J. MARXSEN & K. KÜSEL: Effekte von kleinen Wehren auf mikrobielle Biofilme in der Ilm (Thüringen) 8

PÜTZSCHLER, J. A. & CH. D. SCHUBART: Barcoding und molekulare Phylogenie der Gattung Hydropsyche (Trichoptera: Hydropsychidae) in Mitteleuropa 247

RÖNICKE, H., M. SCHULTZE & J. TITTEL: Einfluss der Neutralisierung des Tagebaues Bockwitz auf seine Planktonstruktur 151

RÖßLER, S., P. WOLF, TH. SCHNEIDER, ST. ZIMMERMANN, U. RAEDER & A. MELZER: Fernerkundung zur Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen 422

RUMM, A., O. DEICHNER, F. FOECKLER, R. HOTZY & J. RÖMHELD: Monitoring von Optimierungsmaßnahmen an Kalktuffquellen in der Frankenalb 50

SCHARF, E.-M., ST. SANDROCK & J. MATHES: Nährstofffällungen in Flachseen „Schmuddelkind“ oder Alternative ? 124

SCHATTMANN, A.: Ökologische Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen an einem Tieflandfluss - Reaktion von Hydromorphologie und Makrozoobenthos 345

SCHMIDT, M., S. FARAHANI, H. W. RISS & E. I. MEYER: Auswirkungen der Infektion mit Polymorphus minutus auf das geo-taktische und phototaktische Verhalten sympatrischer Gammaridae 252

SCHMIDT, S., K.-H. POKRANDT, C. NITSCHE & I. CARMIENKE: Limnologische Prognosen als Werkzeug zur Herstellung von Tagebauseen und Ableitung von Therapiemaßnahmen am Beispiel des Leipziger Neuseenlandes 156

SCHMIDT-FORMANN, O., N. KASCHEK & E. I. MEYER: Charakterisierung der Ahse (Einzugsgebiet Lippe, NRW) und ihrer Nebengewässer anhand chemisch-physikalischer Parameter unter Berücksichtigung der Verbreitung von Echinogammarus berilloni (Amphipoda) 282

SCHMIDT-HALEWICZ, S.: Wasser – Bildung elementar 391

SCHÖNTHAL, M., J. BORK, H. J. HAHN, M. MAIER & K. ROTH: Untersuchungen zu Eintragspfaden und zur Verbreitung von Tieren in Trinkwassergewinnungsanlagen und im Leitungsnetz 55

SCHULZ, C.-J.: Desalinisation of the river Wipper (Thuringia, Germany): Results from long-term monitoring of the macrozoobenthos 428

SCHWEDER, H.: Integrale Entwässerungsplanung (IEP) beim Ruhrverband unter besonderer Berücksichtigung von Einleitungen der Siedlungsentwässerung 257

GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUROREN	SEITE
SCHWERDT, B., M. DREES, N. KASCHEK, H. W. RISS & E. I. MEYER: Experimentelle Studie zum Potenzial für „long-distance dispersal" des invasiven Süßwasser-Amphipoden Echinogammarus berilloni im Vergleich mit den heimischen Arten Gammarus pulex und Gammarus fossarum (Crustacea)	36
SEIDEL, M. & M. MUTZ: Sohlsanierung eines sandgeprägten Tieflandbachs durch Kieszugabe und Holzeinsatz	60
SPARRER, TH. E. & CH. D. SCHUBART: Genetische Erfassung und Charakterisierung von Ecdyonurus (Ephemeroptera: Heptageniidae) im westlichen Bayerischen Wald	261
SPENGLER, C. & M. MARTEN: Vergleich des Makrozoobenthos unterschiedlich alter Renaturierungsstrecken der Alb bei Karlsruhe	350
SPERFELD, E. & A. WACKER: Effekte von Temperatur und Ernährung auf das Wachstum und die Cholesterolallokation bei Daphnien	12
STEIN, H., S. BERKHOFF, D. MATZKE, H. J. HAHN, C. KELLERMANN & CH. GRIEBLER: Räumliche Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna in Deutschland auf biogeographischer Ebene	65
TÄUSCHER, L., I. WIEHLE, I. SCHÖNFELDER & H. HENKER: Untersuchungen des Phytoplanktons zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie in 77 Seen Nordbrandenburgs in den Jahren 2007 bis 2009	129
ULRICH, K.-U., I. GUDERITZ, L. PAUL & C. NITSCHE: Meromixie im Tagebausee – eine „sichere" Senke für Acidität?	161
ULRICH, K.-U., I. GUDERITZ, U. MENZEL, B. HEINRICH, L. WEBER, K.-H. POKRANDT, K. HÄFNER & C. NITSCHE: Quantifizierung und Prognose der Säurefreisetzung aus dem Sediment eines Tagebausees (Zwenkauer See) mittels Labor- und Feldversuch	167
WIĘCEK, M., P. MARTIN, L. BURCHARDT, M. GĄBKA & Ł. LAMENTOWICZ: Zur Wassermilbenfauna (Hydrachnidia, Acari) ausgewählter Moore Westpommerns (Polen)	89
WIESER, S., N. ECKERT, U. RAEDER & A. MELZER: Physiologische Anpassung von Elodea canadensis in Abhängigkeit von Licht und Temperatur	179