



DGL

Deutsche Gesellschaft
für Limnologie e. V.

(German Limnological Society)

**Erweiterte Zusammenfassungen
der Jahrestagung 2014**

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

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH (UFZ)
Hochschule Magdeburg-Stendal

Magdeburg, 29. Sept. - 2. Okt. 2014



(German Limnological Society)

**Erweiterte Zusammenfassungen
der Jahrestagung 2014**

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

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH (UFZ)
Hochschule Magdeburg-Stendal

Magdeburg, 29. Sept. - 2. Okt. 2014

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:
vertreten durch das Präsidium der DGL;
Lange Str. 9, 37181 Hardegsen.
Erweiterte Zusammenfassungen der Tagung in Magdeburg-Stendal 2014
Eigenverlag der DGL, Hardegsen 2015

Redaktion und Layout:

Geschäftsstelle der DGL, Dr. J. Bätke, Dr. E. Coring & R. Förstermann

Druck:

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

ISBN-Nr. 978-3-9813095-7-7

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

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

**DGL - Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2014 (Magdeburg/Stendal) -
Inhaltsverzeichnis**

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
DGL NACHWUCHSPREIS 2014	1
MÜLLER, M.: Multivariate Statistik – ein rotes Tuch im Gewässermonitoring? Von klassischen Indices zu integrativen multivariaten Methoden	2
LUKAS, M. & A. WACKER: Atmen oder nicht atmen – das ist hier die Frage. Kohlenstoffregulation von Daphnien	11
SCHARNWEBER, K., S. HILT & TH.MEHNER: Terrestrial - aquatic coupling across ecosystem boundaries: Fluxes of terrestrial particulate organic carbon in food webs of shallow lakes and the subsequent return to the terrestrial environment	16
POSTERPRÄMIERUNG 2014	22
LEESE, F., A. BEERMANN, V. ELBRECHT, H. SCHWEYEN, M. WEISS & R. TOLLRIAN: Von Genen zu Ökosystemen: Das GeneStream-Projekt	23
MEHLER, E., C. WINKELMANN, R. GERGS & C. HELLMANN: Trophische Diskriminierung stabiler C- und N-Isotope für <i>Dikerogammarus villosus</i>	28
UECKERT, CH., N. NAMYSLO-WEGMANN, J. HERZOG, T. BASEN, K. GRABOW & A. MARTENS: Die Quagga-Muschel sicher bestimmen	33
VOSSHAGE, A. T. L., E. I. MEYER & F. GABEL: Invasive Amphipoden schwimmen den heimischen davon	37
WEISS, M. & F. LEESE: Genetische Diversität und Konnektivität von <i>Gammarus fossarum</i> (Crustacea: Amphipoda) im Sauerland	42
GEWÄSSERBEWERTUNG UND -MANAGEMENT	47
BUNZEL, K., M. LIESS & M. KATTWINKEL: Pflanzenschutzmittel in Fließgewässern – Expositionsbestimmende Landschaftsfaktoren und Effekte auf Makroinvertebraten	48
DAHM, V., A. SUNDERMANN & D. HERING: Verfahren zur Erfolgsabschätzung von Renaturierungsmaßnahmen	53

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
DENEKE, R., G. MAIER & U. MISCHKE: Das PhytoLoss-Verfahren – Berücksichtigung des Zooplanktons in der Seenbewertung nach EU-WRRL durch die Ermittlung der Grazing-Effektstärke und anderer Indizes	54
JANUSCHKE, K., A. W. LORENZ & D. HERING: Pionierbesiedlung und Sukzession in renaturierten Fließgewässerabschnitten der Ruhr	59
LANGHEINRICH, U. & V. LÜDERITZ: Bewertung von Gräben in Niedermoorgebieten	64
OLDORFF, S., S. BERNHARD, V. KRAUTKRÄMER, F. BRÜMMER, CH. MÜLLER, R. KÖHLER, R. PUDWILL, T. KIRSCHHEY, M. EBER & S. YASSERI: Besonderheiten bei der Bewertung von Tagebaurestseen des LRT 3140 nach der FFH-Richtlinie – Ergebnisse der Exkursion des Arbeitskreises Tauchen in der Limnologie	69
OSTENDORP, W., J. OSTENDORP & R. KÖHLER: Verfahren zur hydromorphologischen Bewertung von Seen – eine Übersicht	77
SCHATTMANN, A.: Wirkungen von Renaturierungsmaßnahmen im Tiefland auf das Makrozoobenthos und Folgerungen für die Maßnahmenoptimierung	82
HYDRODYNAMIK UND ÖKOLOGIE	92
HARDENBICKER, P., ST. RITZ, F. SCHÖLL & H. FISCHER: Phytoplanktodynamik während fließzeitkonformer Längsbeprobungen an Rhein und Elbe	93
HÜBNER, G. & D. SCHWANDT: Auswirkungen des Hochwassers im Juni 2013 auf die stoffliche Belastung der Elbe	97
VIERGUTZ, C., B. HEIN, V. KIRCHESCH & A. SCHÖL: Wieviel Phytoplankton entsteht in Weser und Elbe? - Modellierung der Aufenthaltszeiten und des Algenwachstums	102
WOLF, TH., F. LÜDDEKE & CH. THIANGE: Einfluss von Makrophytenbeständen auf Strömungsvorgänge und hydrodynamische Prozesse – numerische Simulationen mit einem 3-dimensionalen, hydrodynamischen Modell	107
ÖKOLOGIE AQUATISCHER ORGANISMEN / NEOBIOTA	116
BRANDNER, J., A. F. CERWENKA, U. K. SCHLIEWEN & J. GEIST: Bigger Is Better: Characteristics of Round Gobies Forming an Invasion Front in the Danube River	117
BROCKS, S., H. W. RISS & E. I. MEYER: Habitatkonkurrenz zwischen <i>Echinogammarus berilloni</i> , <i>Gammarus fossarum</i> und <i>G. pulex</i> in einem Karstgewässer	118
GEORG, A. & P. MARTIN: Vergleichende ökotoxikologische Untersuchungen an selten untersuchten limnischen Invertebraten	123

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
KORTE, TH. & M. SOMMERHÄUSER: Verhindert der Klimawandel die Erreichung der Ziele nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)? Die Rolle der Neozoen in der Lippe	129
LEPS, M., P. HAASE, S. LEISNER & A. SUNDERMANN: Ableitung und Validierung von taxon-spezifischen Schwellenwerten gegenüber physiko-chemischen Wasserqualitätsparametern	133
WINKELMANN, C., J. BECKER, S. WORISCHKA & C. HELLMANN: Physiologische Antworten auf intraspezifische Konkurrenz bei <i>Dikerogammarus villosus</i>	138
STEHENDE GEWÄSSER	143
HERRMANN, C., C. FEHSE & A. HAMM: Der Einfluss von Fischteichen auf die Nahrungsnetze natürlicher Bäche	144
LEBMANN, D. & B. GRÜNEBERG: Limnologische Entwicklung eines kleinen Tagebausees nach chemischer Neutralisation und unter fischereiwirtschaftlicher Nutzung	148
LORENZ, P., G. TROMMER & H. STIBOR: Increased N-input alters zooplankton densities in P-limited lakes	153
MÜLLER, A. U., V. GUTEKUNST & F. BRÜMMER: Biozönose von Süßwasserschwämmen und der Wandermuschel <i>Dreissena polymorpha</i> im Bodensee, Überlingen-Goldbach, Baden-Württemberg	158
POXLEITNER, M., G. TROMMER & H. STIBOR: Influences of increased nitrogen load on the phytoplankton community in a phosphorus limited lake	160
UMWELTBILDUNG	163
HACHTEL, J., K. LANGROCK & W. SCHMITZ: Mikroplastik im Wasser: Modellexperimente für die Umweltbildung	164
HERZOG, J., K. GRABOW & A. MARTENS: Angelt Angler Anton alle Aale? - Das Angelspiel neu entdeckt	169
KUBSCH, G., L. TÄUSCHER & W. M. RICHTER: Praktikum und Sommerkurse für Umweltanalytik und Umweltchemie	173
TÄUSCHER, L. & ST. WISCHER: „Spuren im Land“ - ein Schülerkurs „Auenökologie / Hochwasserschutz“ im „Grünen Haus“ im Elbe-Havel-Winkel (Sachsen-Anhalt) als Beitrag zur Umweltbildung	178

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
SONSTIGE THEMEN	184
EPE, T. S.: Verbesserung des ökologischen Zustands eines eutrophen Sees durch Phosphatbindung im Hypolimnion	185
FUCHS, A., E. LYAUTEY, B. MONTUELLE & P. CASPER: Temperaturanstieg stimuliert Methanoxidation stärker als Methanproduktion	190
HJALMARSSON, A. E., J. BERGSTEN & M. T. MONAGHAN: Dispersal is linked to habitat use – a comparative study of 59 species of Malagasy water beetles (Coleoptera: Adephaga)	195
HOPPELER, F., R. D. T. SHAH, D. N. SHAH, S. C. JÄHNIG, J. D. TONKIN, S. SHARMA & ST. U. PAULS: Altitudinal diversity patterns of larval caddisfly species (Trichoptera: Hydropsychidae) in Himalayan streams	200
KUPETZ, M. & P. CASPER: Quantifizierung von Stickstoffdeposition an Gewässern und Bedeutung für die Emission von N ₂ O als Treibhausgas	205
KUPILAS, B., A. W. LORENZ & D. HERING: „You are what you eat“ - Indizieren die stabilen Isotope ¹³ C & ¹⁵ N Veränderungen im Nahrungsnetz als Folge von Renaturierungen?	211
KUSBER, W.-H., O. TSCHÖPE, L. SUHRBIER, S. GENNRICH, A. GÜNTSCH & W. G. BERENDSOHN: AnnoSys: Annotationen als Evaluationswerkzeug für die Nutzung virtueller Belegdaten in der Umweltforschung	216
LORENZ, A.: Wassertemperatur in Fließgewässern - Zeigen sich Unterschiede zwischen Gewässertypen?	222
NEYEN, M., U.-K. SCHKADE, TH. KALETTKA & A. KLEEBOG: Besonderheiten der Sedimentation und Stoffakkumulation in glazial geprägten Ackerhohlformen (Söllen) der Uckermark (Nordost-Brandenburg)	227
REINEKE, L. & E. KIEL: „Was soll denn da schon drin sein?!“ - Untersuchung der Fauna temporärer Stillgewässer mit Vorkommen von <i>Eubrachypterus grubii</i> (Dybowski, 1860)	232
REISS, M., ST. ZAENKER & K. BOGON: Höhlentier des Jahres – Eine Initiative zum vorsorgenden Höhlen- und Grundwasserschutz	238
SCHEIDWEILER, D., C. MENDOZA-LERA & M. MUTZ: Coupling the “smart” tracer resazurin and respiration determination to assess streambed community response to leaf-litter burial	243
SPENGLER, C. & H. J. HAHN: Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserfauna – Versuch einer Prognose	249
VITECEK, S., W. GRAF, M. KUCINIC, A. PREVISIC, L. KERESZTES, M. BÁLINT, J. WARINGER & ST. PAULS: Revision of the carnivore subgroup within Drusinae (Limnephilidae)	254

MÜLLER, M.: Multivariate Statistik – ein rotes Tuch im Gewässermonitoring? Von klassischen Indices zu integrativen multivariaten Methoden.

LUKAS, M. & A. WACKER: Atmen oder nicht atmen – das ist hier die Frage. Kohlenstoffregulation von Daphnien.

SCHARNWEBER, K., S. HILT & TH. MEHNER: Terrestrial - aquatic coupling across ecosystem boundaries: Fluxes of terrestrial particulate organic carbon in food webs of shallow lakes and the subsequent return to the terrestrial environment.

Multivariate Statistik – ein rotes Tuch im Gewässermonitoring? Von klassischen Indices zu integrativen multivariaten Methoden

Melanie Müller¹

¹ Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Mühlenweg 22, 85354 Freising; melanie.mueller@tum.de

Keywords: multivariate Statistik, Fließgewässerorganismen, Ökosystemveränderungen, anthropogene Beeinträchtigung, Renaturierung

Warum sind integrative und multivariate Methoden im Gewässermonitoring notwendig?

Für den Schutz der Biodiversität hat das Verständnis von Veränderungen in Ökosystemen eine zentrale Bedeutung. Bei der Bewertung von Gewässerökosystemen muss ein komplexes Wirkungsgefüge aus multiplen Stressoren und den Effekten von Renaturierungsmaßnahmen berücksichtigt werden (Geist 2011). Viele wissenschaftliche Studien haben in diesem Zusammenhang bereits gezeigt, dass verschiedene Organismengruppen sehr unterschiedlich und gewässerspezifisch auf Stressoren reagieren (siehe Abb. 1, z.B. Mueller et al. 2011, Heino 2010.).

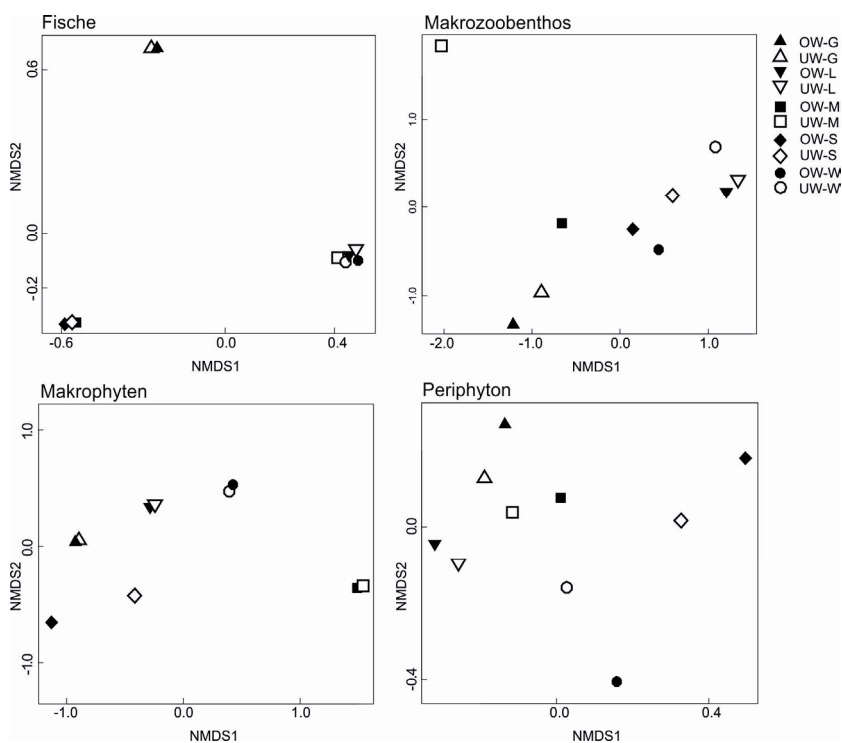


Abb. 1: Nicht-metrische mehrdimensionale Skalierung (NMDS) der Artenzusammensetzung von Fischen, Makrozoobenthos, Makrophyten und Periphyton im Oberwasser (OW) und Unterwasser (UW) von Querbauwerken in fünf Fließgewässern (G = Günz, Dreieck nach oben; L = Leitzach, Dreieck nach unten; M = Moosach, Quadrat, S = Sächsische Saale, Raute; W = Wiesent, Kreis). Die Größe des Abstands der Symbole für Oberwasser (ausgefüllt) und Unterwasser (unausgefüllt) zeigt die Stärke der durch das Querbauwerk verursachten seriellen Diskontinuität für die jeweilige Organismengruppe.

Die Effekte unterscheiden sich sehr stark zwischen den Untersuchungsgewässern und taxonomischen Gruppen. Abbildung abgeändert nach Mueller et al. (2011).

Um eine für das gesamte Ökosystem repräsentative Bewertung zu erzielen, sollte daher ein ganzheitlicher Ansatz verfolgt werden, bei dem möglichst viele Indikatorgruppen verschiedener Ebenen biologischer Organisation gleichzeitig und integrativ berücksichtigt werden (Ecosystem Approach, United Nations 1992, Geist 2011). Ein solcher Ansatz wird derzeit beim Gewässermonitoring nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie verfolgt (European Parliament 2000). Dabei werden Daten von vier biologischen Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos, Aufwuchsalgen, Wasserpflanzen) erhoben und über ein indexbasiertes System zu einer „ökologischen Zustandsklasse“ verrechnet (Geist 2014). Das multimetrische System wurde für die Bewertung von mehrere Kilometer umfassenden Flusswasserkörpern entwickelt und erlaubt eine Zustandsbewertung in fünf Stufen. Für weiterführende wissenschaftlich-angewandte Fragestellungen, wie z.B. Effektivität und Wirkmechanismen von Renaturierungsmaßnahmen, ist diese Bewertung allerdings meist zu grob (Caroni et al. 2013, Dahm et al. 2013). Multivariate Methoden können eine weitaus höhere Sensitivität liefern als indexbasierte Verfahren (Norris 1995, Reynoldson et al. 1997), da der hohe Informationsgehalt der Vielzahl an betrachteten Variablen (Arten) nicht auf einen einzigen Wert reduziert werden muss, sondern während der statistischen Analyse erhalten bleibt. Zusätzlich ermöglichen begleitende statistische Tests eine objektive Bewertung der Ergebnisse durch Angabe einer Irrtumswahrscheinlichkeit (p-Value) und statistischen Trennschärfe (F- oder R-Statistik). Die bereits in der Ökologie etablierten multivariaten Methoden wurden allerdings bisher nur auf einzelne Organismengruppen angewandt. Um eine Gesamtaussage über das Ökosystem zu erhalten ist es von Vorteil, Monitoringdatensätze von verschiedenen taxonomischen Gruppen integrativ mit multivariaten Methoden auszuwerten (Mueller et al. 2014b). Dazu müssen verschiedene Voraussetzungen erfüllt sein, auf die im folgenden Kapitel näher eingegangen wird.

Voraussetzungen für ein integratives Monitoring

Standardisiertes Untersuchungsdesign

Die wichtigste Grundvoraussetzung, um Datensätze verschiedener Organismengruppen gemeinsam statistisch auswerten zu können, ist ein standardisiertes Untersuchungsdesign mit einer gemeinsamen Untersuchungseinheit, der die Daten aller untersuchten taxonomischen Gruppen zugeordnet werden können. Von dieser gemeinsamen Untersuchungseinheit wird für die statistische Absicherung der Ergebnisse eine ausreichende Anzahl räumlicher und zeitlicher Replikate benötigt. Da verschiedene taxonomische Gruppen mit unterschiedlichen Beprobungstechniken und auf unterschiedlicher räumlicher Skala erhoben werden, bestimmt die Organismengruppe, für die die größte Probe benötigt wird, den räumlichen Umgriff der einzelnen Replikate des Gesamtdatensatzes. Im Falle eines Fließgewässers sind dies beispielsweise die Fische, deren repräsentative Beprobung sich im Bereich von mehreren Metern abspielt. Werden mehrere räumliche Replikate erfasst, hat sich hier beispielsweise eine Streckenlänge von 30 m als praktikabel erwiesen (Grossman et al. 1987, Pander & Geist 2010a, Mueller et al. 2014a, Pander et al. 2015). Diese Strecke kann dann weiterhin durch Sammelproben der taxonomischen Gruppen, die auf kleineren Flächen beprobt werden (z.B. Aufwuchsalgen, Makrozoobenthos), repräsentativ abgedeckt werden. Die gewonnenen Datensätze der verschiedenen Organismengruppen sind einander dann im Schritt der Datenintegration räumlich genau zuordenbar. Darüber hinaus ist eine zeitliche Zuordnung der Daten von gleichwertiger Bedeutung. Daher sollte darauf geachtet werden, dass die verschiedenen taxonomischen Gruppen in einem möglichst engem Zeitfenster beprobt werden.

Effektive Beprobungstechniken

Um eine zeitgleiche Beprobung der einzelnen Organismengruppen zu realisieren, sind effektive Beprobungstechniken notwendig, die im Freiland einen möglichst geringen Zeitaufwand verursachen. Für die klassischen Indikatorgruppen aus dem Gewässermonitoring stehen verschiedene etablierte Beprobungsmethoden zur Verfügung (Fische: Elektrofischung, z.B. nach de Lury 1951; Makrozoobenthos: Kichsampling nach Hauer und Lamberti 2011, Surbersampling nach Surber 1930; Makrophyten: Deckungsschätzung nach Braun-Blanquet 1932; Aufwuchsalgen: Beprobung von Hartsubstraten nach Schaumburg et al. 2007, Sedimentationsmethode nach Utermöhl 1931), die bereits erfolgreich für die gleichzeitige Beprobung von Fischen, Makrozoobenthos, Makrophyten und Aufwuchsalgen angewendet werden konnten (Mueller et al. 2011, Mueller et al. 2014a). Die Destruenten (z.B. Bakterien) finden dagegen bisher kaum Berücksichtigung in Monitoringprogrammen, spielen aber eine zentrale Rolle für den Stoffumsatz in Gewässerökosystemen. Auf Grund des technischen Fortschritts der letzten Jahrzehnte stehen mittlerweile molekularbiologische Analysemethoden für diese Organismengruppen zur Verfügung (z.B. T-RFLP Fingerprinting), die in Kombination mit standardisiert erprobten, einfach anwendbaren Feldbeprobungstechniken (z.B. DNA Extraktion aus Sedimentproben, Mueller et al. 2013b) eine Integration der Mikroorganismen in das vorgeschlagene Konzept erlauben.

Optimale taxonomische Auflösung

Ein großer Teil des Arbeitsaufwands für eine umfassende Untersuchung auf ökosystemarer Ebene wird durch die sich an die Freilandbeprobung anschließenden Bestimmungsarbeiten verursacht. Für eine Gesamtquantifizierung der Effektstärke von Eingriffen auf ein Ökosystem ist es jedoch nicht

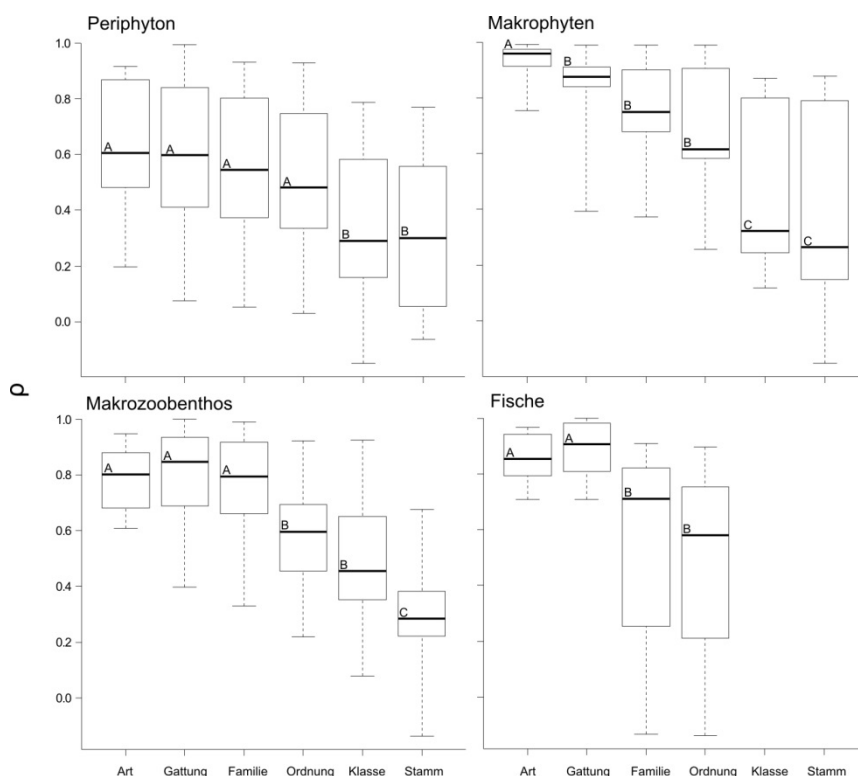


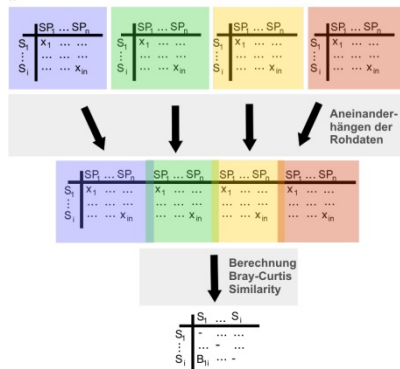
Abb. 2: Box-Whisker-Plot zur Ermittlung statistischer Schwellenwerte für die optimale Bestimmungstiefe. Unteres Ende der Box = 25% Quartil, oberes Ende der Box = 75% Quartil, Strich in der Box = Median, Whisker = Minimum, Maximum. Aufgetragen ist der Korrelationskoeffizient (ρ , y-Achse) zwischen der multivariaten Taxazusammensetzung bei verschiedenen taxonomischen Auflösungen (Gattung, Familie, Ordnung, Klasse, Stamm) und beim Artniveau. Abbildung abgeändert nach Mueller et al. (2013). Eine Veränderung des Großbuchstabens über dem Median zeigt einen signifikanten Informationsverlust durch Reduktion der taxonomischen Auflösung an (Periphyton: Klasse, Makrophyten: Gattung, Makrozoobenthos: Ordnung, Fische: Familie).

Abbildung abgeändert nach Mueller et al. (2013a).

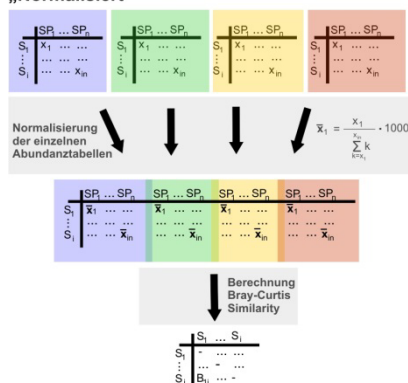
Immer zwingend notwendig, alle taxonomischen Gruppen auf Artniveau zu bestimmen. In Mueller et al. (2013a) wurden für Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten und Periphyton statistische Schwellenwerte für die jeweils minimal notwendige taxonomische Auflösung ermittelt, bis zu der keine signifikante Veränderung des Gesamtergebnisses der multivariaten Auswertung zu erwarten ist. Vor allem beim Makrozoobenthos und beim Periphyton kann der Aufwand für die Gesamtbewertung ohne signifikanten Informationsverlust reduziert werden (Abb. 2). Falls zusätzlich Aussagen über projektspezifische Zielarten gewünscht sind, können Ausgewählte Taxa auf Artniveau bestimmt werden (z.B. Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen oder rheophile Fische) und als Kovariablen in die multivariate Analyse einbezogen werden.

Normalisierung der Daten

„Unbehandelt“



„Normalisiert“



„Gemittelt“

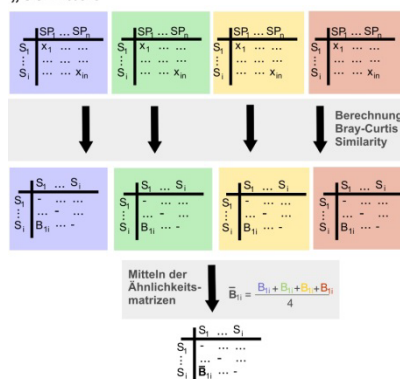


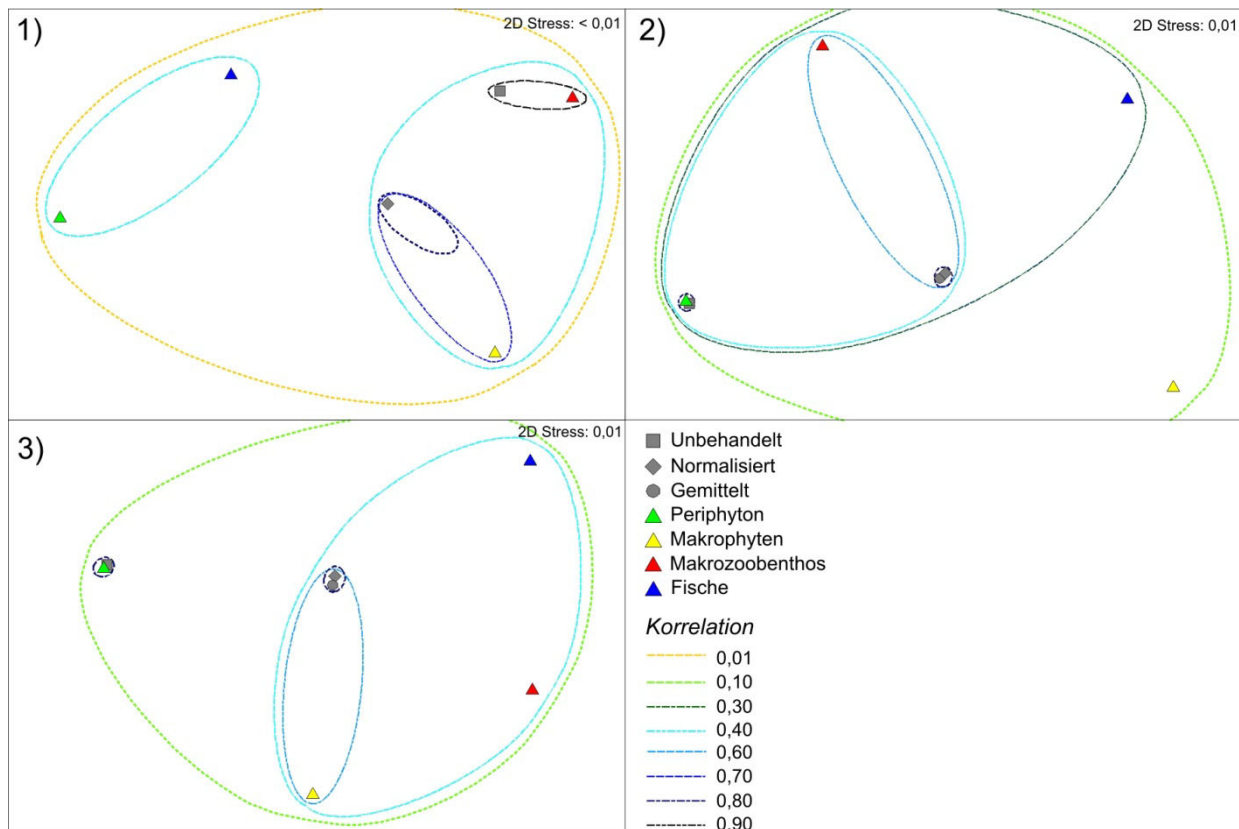
Abb. 3: Schematische Darstellung verschiedener Möglichkeiten zu Kombination von Datensätzen mehrerer Organismengruppen für die nachfolgende multivariate Auswertung. Auf Grund der Repräsentativität und praktischen Anwendbarkeit ist die Methode „Normalisiert“ (mitte) zu bevorzugen. SP = Species bzw. Art, S = Sample bzw. Probe, x = Abundanz einer Art in einer Probe, B = Bray-Curtis Koeffizient. Abbildung abgeändert nach Mueller et al. (2014b).

Für die multivariate Gesamtbetrachtung aller untersuchten taxonomischen Gruppen müssen die einzelnen Datensätze zunächst zu einer Gesamttabelle zusammengeführt werden. Das zuvor beschriebene, standardisierte Untersuchungsdesign stellt dabei sicher, dass die Tabellen der einzelnen taxonomischen Gruppen identische Probenanzahl und Probenbezeichnungen enthalten. Dadurch müssen noch die Variablen, die Arten, der einzelnen Tabellen zusammengeführt werden. Die in den einzelnen Zellen befindlichen Abundanzwerte (z.B. Individuenzahlen) der Arten in den einzelnen Proben können sich zwischen verschiedenen Organismengruppen sehr stark unterscheiden und somit zu einem großen Unterschied im numerischen Gewicht der einzelnen Tabellen führen. Die einzelnen Tabelle können nicht unbehandelt aneinandergefügt werden, da das Gesamtergebnis der multivariaten Analyse sonst sehr stark von Organismengruppen mit hohen Individuendichten und Artenzahlen, wie klassischer Weise Aufwuchsalgen, beeinflusst ist (Abb. 4). Vor dem Zusammenführen der einzelnen Datensätze ist daher ein Normalisierungsschritt notwendig. Eine einfache Möglichkeit ist die Berechnung von prozentualen Anteilen der einzelnen Arten (relative Abundanzen), wobei die Gesamtsumme jeder Probe 100% ergibt. Diese Methode hat jedoch den Nachteil, dass wichtige Informationen über Unterschiede in der Gesamtorganismenzahl und damit der Produktivität zwischen den

einzelnen Proben verloren gehen. Eine Möglichkeit zur Normalisierung, bei der diese Information erhalten bleibt, ist die Division der einzelnen Abundanzwerte durch die Gesamtsumme aller Werte aus der jeweiligen Tabelle (Abb. 3, „Normalisiert“). Eine weitere Methode ist die Berechnung von einzelnen Ähnlichkeitsmatrizen (z.B. basierend auf Bray-Curtis Koeffizienten) für jede taxonomische Gruppe und anschließende Mittelwertbildung der Ähnlichkeitswerte („Gemittelt“). In Mueller et al. (2014b) wurden diese beiden Normalisierungsmethoden mit der unbehandelten Gesamttabelle

und den Einzelergebnissen der taxonomischen Gruppen verglichen (Abb. 4). Die beiden vorgeschlagenen Normalisierungsmethoden lieferten dabei sehr ähnliche Ergebnisse und die Ergebnisse der einzelnen taxonomischen Gruppen gingen jeweils mit gleichem

Abb. 3: Nicht-metrische mehrdimensionale 2nd Stage Skalierung (2nd Stage NMDS) der auf unterschiedliche Art und Weise kombinierten Gesamtdatentabellen (Untreated, Normalized, Averaged) und der Abundanztabellen der einzelnen Taxonomischen Gruppen (Periphyton, Makrophyten, Makrozoobenthos, Fische) für drei verschiedene Datensätze (1,2,3). Die mit der Methode „Normalized“ generierten Gesamtdatentabellen liegen jeweils im Zentrum der Ab-



bildungen mit gleichmäßigem Abstand zu den Einzeltabellen der taxonomischen Gruppen. Korrelation = Stärke der multivariaten Korrelation nach Spearman. Abbildung abgeändert nach Mueller et al. (2014b).

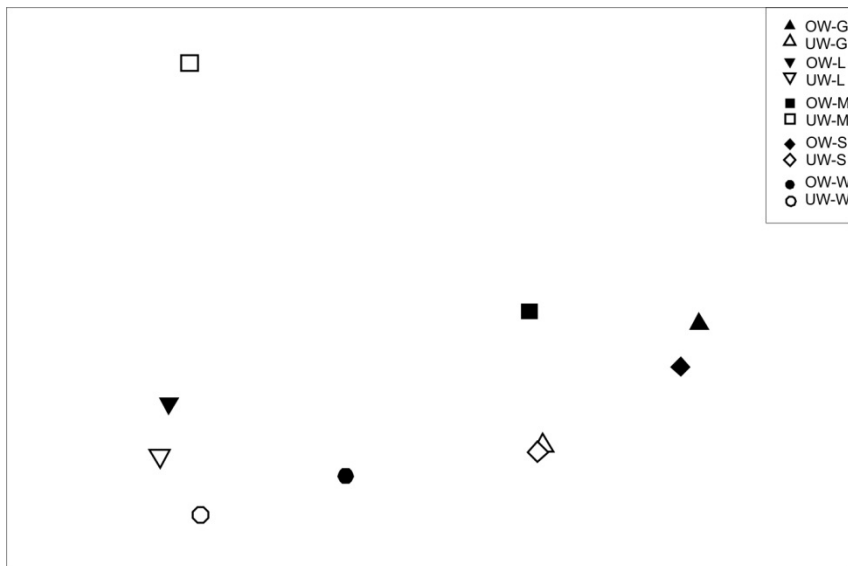
Gewicht in das Gesamtergebnis ein. Eine Gesamttabelle aus über die Tabellensumme normalisierter Einzeltabellen kann daher als Grundlage für die integrativen multivariaten Auswertungen des Ökosystems verwendet werden.

Anwendungsbeispiele

Die vorgestellte Methodik zur Datenintegration wurde anhand von drei Datensätzen aus dem Bereich Gewässermonitoring auf ihre praktische Anwendbarkeit hin überprüft. Die Datensätze stammen aus drei Forschungsprojekten, in denen in insgesamt 10 bayerischen Gewässern die Effekte verschiedener Renaturierungsmaßnahmen (Substratrestaurierung, Redynamisierung von Auen) bzw. die Auswirkungen von Querbauwerken untersucht wurden. Jeder der Datensätze umfasst die taxonomischen Gruppen Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten und Aufwuchsalgen. Aus den Ergebnissen geht hervor, dass sich die integrative und multivariate Analyse mehrerer taxonomischer Gruppen sehr gut eignet, um die Effektstärke für verschiedene Eingriffe auf ökosystemarer Ebene

zu quantifizieren. So kann z.B. die durch Wehre verursachte Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums (serielle Diskontinuität, Ward und Stanford 1983) in verschiedenen Gewässern gemessen, mit Hilfe Mehrdimensionaler Skalierungen dargestellt und dadurch auch zwischen Gewässern verglichen werden (Abb. 4).

Abb. 4: Nicht-metrische mehrdimensionale Skalierung (NMDS) der integrierten Abundanzdaten von Fischen, Makrozoobenthos, Makrophyten und Periphyton im Oberwasser (OW) und Unterwasser (UW) von Querbauwerken in fünf bayerischen Fließgewässern (G = Günz, Dreieck nach oben; L = Leitzach, Dreieck nach unten; M = Moosach, Quadrat, S = Sächsische Saale, Raute; W = Wiesent, Kreis). Die Größe des Abstands der Symbole für Oberwasser (ausgefüllt) und Unterwasser (unausgefüllt) zeigt die Stärke der durch das Querbauwerk verursachten seriellen Diskontinuität für das gesamte Fließgewässerökosystem. Die zuvor zwischen den einzelnen taxonomischen Gruppen sehr stark unterschiedlichen Effekte sind hier in eine Gesamtbewertung integriert. Abbildung abgeändert nach Mueller et al. (2011).



Raute; W = Wiesent, Kreis). Die Größe des Abstands der Symbole für Oberwasser (ausgefüllt) und Unterwasser (unausgefüllt) zeigt die Stärke der durch das Querbauwerk verursachten seriellen Diskontinuität für das gesamte Fließgewässerökosystem. Die zuvor zwischen den einzelnen taxonomischen Gruppen sehr stark unterschiedlichen Effekte sind hier in eine Gesamtbewertung integriert. Abbildung abgeändert nach Mueller et al. (2011).

Der Abstand der Punkte für Ober- und Unterwasser im Diagramm entspricht dabei der Effektstärke der vom Querbauwerk verursachten seriellen Diskontinuität. Weiterhin hat sich die Methodik als geeignet erwiesen, um die durch Substratrenaturierungsmaßnahmen und die Redynamisierung von Auen hervorgerufenen Veränderungen in Gewässer- und Aueökosystemen zu messen und verschiedene Maßnahmentypen vergleichend zu bewerten (Mueller et al. 2014a, b). Ein Vergleich der Ergebnisse aus den multivariaten Analysen mit klassischen, indexbasierten Bewertungsmethoden ergab, dass der integrative und multivariate Ansatz ein wesentlich sensitiveres Werkzeug zur Bewertung von Veränderungen in Ökosystemen liefert (Mueller et al. 2014b, Tabelle 1), mit dem auch geringe, kurzfristige und lokale Veränderungen messbar sind.

Tab. 1: Vergleich der Ergebnisse für die Bewertung von Veränderungen in Fließgewässerökosystemen mittels univariater (Δ Shannon = Unterschied im Shannon Index, p U-Test = p-Wert aus

Mann-Whitney-U Test), multivariater (Bray-Curtis = β -Diversität gemessen als Bray-Curtis Index; p PERMANOVA = p-Wert aus PerMutational ANalysis Of VAriance) und multimetrischer Analysemethoden (Δ EQC = Unterschied in der ökologischen Zustandsklasse nach WRRL-Monitoring). Es wurden drei Datensätze aus klassischen Gewässerökologischen Forschungsprojekten zu den Auswirkungen anthropogener Veränderungen (1) und zum Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen (2,3) verwendet. Gewässer/Habitat: Gewässer bzw. Habitate in denen Ökosystemveränderungen gemessen wurden (Gewässer: W = Wiesent, S = Sächsische Saale, M = Moosach, L = Leitzach, G = Günz, AG = Alte Günz, GO = Große Ohe, MG = Mühlangergraben, P = Perlenbach, SR = Südliche Regnitz; Habitate: R = River bzw. Fließgewässer, O = Oxbow bzw. Altarm, D = drainage ditch bzw. Entwässerungsgraben). Tabelle abgeändert nach Mueller et al. (2014b).

Datensatz	Gewässer/Habitat	Bray-Curtis	p PERMANOVA	Δ Shannon	p U-test	Δ EQC	Δ EQC (av)
1	W	61	< 0.01	0.25	< 0.05	1	0
	S	48	< 0.01	0.31	< 0.01	1	1
	M	47	< 0.01	-0.04	> 0.05	1	0
	L	74	< 0.05	-0.11	> 0.05	-1	0
	G	48	< 0.01	0.80	< 0.001	0	0
2	R	29	< 0.001	0.32	> 0.05	0	0
	O	33	< 0.001	0.13	> 0.05	0	1
	D	31	> 0.05	-0.16	> 0.05	0	0
3	AG	34	< 0.01	-0.40	> 0.05	2	2
	GO	61	< 0.05	0.01	> 0.05	0	1
	MG	50	> 0.05	0.31	> 0.05	-1	0
	P	67	> 0.05	0.17	> 0.05	-1	0
	SR	28	< 0.05	0.07	> 0.05	0	0
	W	79	> 0.05	0.14	> 0.05	0	0

Schlussfolgerungen

Die hier vorgestellte, integrative und multivariate Methode zur Analyse von Gewässerökologischen Daten ist auch auf andere Ökosysteme (z.B. terrestrisch, marin) oder systemübergreifend (z.B. Fließgewässer und Aue) anwendbar. Dadurch wird erstmals auch eine standardisierte Gesamtbewertung von Effekten auf Aueökosysteme möglich. Im Gegensatz zu klassischen Indices ist die hier vorgestellte Methodik unabhängig vom Vorkommen bestimmter Indikatorarten und der Verfügbarkeit von Referenzzönosen, welche in anthropogen stark überprägten Systemen oft schwer verfügbar sind. Weiterhin ist die Methodik bezüglich der Art der zu integrierenden Variablen sehr flexibel. Dadurch wird beispielsweise die Einbeziehung zusätzlicher biologischer Endpunkte (z.B. Zielarten, Bioindikation), eine Erweiterung um sozio-ökonomische Aspekte und die Integration neuer Datentypen aus der Molekularbiologie (z.B. genetisches Fingerprinting: Mueller et al. 2013b, Metabolomics: Suhre und Schmitt-Kopplin 2008) möglich. Die breite Anwendbarkeit für verschiedene

Ökosystemtypen, geographische Regionen und Datentypen machen die Methode zu einem vielversprechenden Werkzeug für zukünftige Entwicklungen im Umweltmonitoring.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Doktorarbeit am Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie der Technischen Universität München. Ich bedanke mich bei meinem Doktorvater Prof. Dr. Jürgen Geist für die Bereitstellung des Themas und die exzellente Betreuung der Arbeit, sowie für den Vorschlag zum Schwörbel-Benndorf Nachwuchspreis der DGL. Der TUM Graduate School danke ich für die begleitende Doktorandenausbildung und finanzielle Unterstützung von Auslandsaufenthalten. Für die finanzielle Unterstützung der Doktorarbeit durch ein Promotionsstipendium möchte ich mich bei der Uni Bayern e.V. bedanken. Weiterhin gilt mein Dank dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) und dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) für die Finanzierung der Forschungsprojekte, innerhalb derer die Datensätze für die Analysen generiert wurden („Funktionalität von Fließgewässersubstraten“ und „Monitoring Donauauen, TP VII: Aquatische Biodiversität“), sowie den Fischereiberechtigten und zuständigen Fischereifachberatungen für die freundliche Erlaubnis zur Beprobung der Untersuchungsgewässer.

Literatur

- Braun-Blanquet, J. (1932): Plant sociology, McGraw-Hill, New York, USA.
- Caroni, R., van de Bund, W., Clarke, R. T., Johnson, R. K. (2013): Combination of multiple biological quality elements into waterbody assessment of surface waters, *Hydrobiologia* 704(1), 437–451.
- Dahm, V., Hering, D., Nemitz, D., Graf, W., Schmidt-Kloiber, A., Leitner, P., Melcher, A., Feld, C. K. (2013): Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria, *Hydrobiologia* 704(1), 389–415.
- de Lury, D. B. (1951): On the planning of experiments for the estimation of fish populations, *Journal of the Fisheries Board of Canada* 8(4), 281–307.
- European Parliament (2000): Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the council establishing a framework for the community action in the field of water policy, *Official Journal of the European Union* 327, 1–73.
- Geist, J. (2011): Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecol. Indic.* 11, 1507–1516.
- Geist, J. (2014): Trends and Directions in Water Quality and Habitat Management in the Context of the European Water Framework Directive. *Fisheries* 39, 219–220.
- Grossman, G.D., De Sostoa, A., Freemann, M.C., Lobon-Cervia, J. (1987): Microhabitat use in a mediterranean riverine fish assemblage. *Fishes of the lower Matarrana. Oecologia* 73, 490–500.
- Hauer, F. R., Lamberti, G. A. (2011): *Methods in stream ecology*, Academic Press, Waltham, USA.
- Heino, J. (2010): Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecol. Indic.* 10, 112–117.
- Mueller, M., Pander, J., Geist, J. (2011): The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *J. Appl. Ecol.* 48, 1450–1461.
- Mueller, M., Pander, J., Geist, J. (2013): Taxonomic sufficiency in freshwater ecosystems: effects of taxonomic resolution, functional traits, and data transformation. *Freshwater Science* 32, 762 – 778.
- Mueller, M., Pander, J., Wild, R., Lueders, T., Geist, J. (2013b): The effects of stream substratum texture on interstitial conditions and bacterial biofilms: Methodological strategies, *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters* 43(2), 106–113.
- Mueller, M., Pander, J., Geist, J. (2014a): The ecological value of stream restoration measures: an evaluation on ecosystem and target species scales, *Ecological Engineering* 62, 129–139.
- Mueller, M., Pander, J., Geist, J. (2014b): A new tool for assessment and monitoring of community and ecosystem change based on multivariate abundance data integration from different taxonomic groups. *Environmental Systems Research* 3, 12.
- Norris, R. H. (1995): Biological monitoring: The dilemma of data analysis, *Journal of the North American Benthological Society* 14(3), 440–450.

- Pander, J., Geist, J. (2010): Seasonal and spatial bank habitat use by fish in highly altered rivers - a comparison of four different restoration measures. *Ecol. Freshw. Fish* 19, 127-138.
- Pander, J., Mueller, M., Geist, J. (2015): Succession of fish diversity after reconnecting a large floodplain to the upper Danube River. *Ecological Engineering* 75, 41-50.
- Reynoldson, T. B., Norris, R. H., Resh, V. H., Day, K. E., Rosenberg, D. M. (1997): The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates, *Journal of the North American Benthological Society* 16(4), 833–852.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D. & Hofmann, G. (2007): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, Germany.
- Suhre, K., Schmitt-Kopplin, P. (2008): MassTRIX: mass translator into pathways, *Nucleic Acids Research* 36(2), W481–W484.
- Surber, E. W. (1930): A quantitative method of studying the food of small fishes', *Transactions of the American Fisheries Society* 60(1), 158–163.
- United Nations (1992): Convention on biological diversity (text with annexes), United Nations, Montreal, Canada.
- Ward, J. V., Stanford, J. A. (1983): The serial discontinuity concept of lotic ecosystems, *Dynamics of Lotic Ecosystems* pp. 29–42.

Atmen oder nicht atmen – das ist hier die Frage. *Kohlenstoffregulation von Daphnien*

Marcus Lukas¹ & Alexander Wacker²

¹Universität Potsdam, Institut für Biochemie und Biologie, Am Neuen Palais 10, 14469 Potsdam, marcus.lukas@gmail.com, ²Universität Potsdam, Institut für Biochemie und Biologie, Am Neuen Palais 10, 14469 Potsdam, wackera@uni-potsdam.de

Keywords: Kohlenstoffregulation, *Daphnia*, Futterqualität, Respiration, Sauerstoff

Einleitung

Kohlenstoff ist die Grundlage allen Lebens – denn alles Leben besteht aus Kohlenstoff. Daphnien, als ‚community interactor‘ für zahlreiche aquatische Nahrungsnetze von großer Bedeutung, erhalten ihren Kohlenstoff (C) u.a. durch die Aufnahme von autotrophen Algen. Dabei beeinflussen unterschiedliche Eigenschaften des Futters (=Futterqualität) die Performance der Tiere. Eine schlechte Qualität des Futters bedeutet in der Regel einen Überschuss an Kohlenstoff bei gleichzeitig niedriger Konzentration des (limitierenden) Nährstoffs. Essentielle Nährstoffe sind dabei solche, die nicht *de novo* synthetisiert werden können, sondern in ausreichender Menge mit der Nahrung aufgenommen werden müssen. In der vorliegenden Studie wurden die Auswirkungen von drei für Daphnien essentielle Nährstoffe untersucht: Phosphor (u.a. wichtig für den Aufbau von DNA und RNA), Cholesterol (u.a. struktureller Bestandteil von tierischen Plasmamembranen) und die langkettige, ungesättigte Fettsäure Eicosapentaensäure (EPA, u.a. wichtiger Bestandteil der Plasmamembran). Da autotrophe Algen recht variabel in ihrem Nährstoff:Kohlenstoff-Verhältnis sein können, herbivore Daphnien hingegen eher homöostatisch sind und sie ihr Futter im „Paketcharakter“ ohne Selektion aufnehmen, müssen die Konsumenten den überschüssigen (nicht nutzbaren) C wieder ausscheiden. Gelingt es den Daphnien die C-Ausscheidungen zu erhöhen, können sie die C-Wachstumseffizienz erhöhen (Hessen et al. 2004). Die Ausscheidung von C kann dabei über mehrere Wege erfolgen. Bevor der C die Darmwand passiert (= Assimilation), wird dieser auch direkt wieder in Form von Fäzes ausgeschieden. Nach der Assimilation wird neben dem Einbau in Biomasse (= Produktion), der C auch über Exkretion und Respiration ausgeschieden. Durch eine erhöhte Respiration von Kohlenstoffdioxid, die Exkretion von gelösten organischen C-verbindungen und die Ausscheidung von C-haltigen Fäzes sind die Daphnien somit in der Lage, das Kohlenstoff-zu-Nährstoff-Verhältnis im Körper nachträglich optimieren.

Allerdings sind physiologische Regulationen zu meist sauerstoffabhängig und insbesondere in aquatischen Systemen kann es zu einer ausgeprägten Sauerstoffknappheit kommen. Dies liegt u.a. an der schlechten Löslichkeit und Diffusion von Sauerstoff (O₂) im Wasser sowie einem zügigen Verbrauch beim Abbau von organischem Material. Außerdem kann bei einer stabilen Schichtung eines Sees der Kontakt des Hypolimnions von der Atmosphäre abgeschnitten werden und sich dort ein O₂-Defizit ausbilden. Letzteres ist insbesondere für vertikalwandernde Zooplanktonarten problematisch. Daphnien sind jedoch in der Lage sich auch an ein Defizit an verfügbarem Sauerstoff anzupassen, indem sie die Synthese des sauerstofftransportierenden Proteins Hämoglobin (Hb) steigern. Bisher ist jedoch ungeklärt, wie sich eine solche O₂-Limitierung auf die Regulation des C-

Haushalts von Daphnien auswirkt, wenn diese mit einer schlechten Futterqualität konfrontiert werden. Wie die Tiere unter solchen Bedingungen mit einem Überschuss an C durch die schlechte Futterqualität umgehen könnten, wird in den folgenden Hypothesen der Studie zusammengefasst. (i) Überschüssiger C wird (u.a.) durch verstärkte Respiration ausgeschieden. Da die Respiration aber O₂ benötigt, wird (ii) die Regulation der Respiration durch eine niedrige O₂-Verfügbarkeit eingeschränkt. Der überschüssige C muss also anders ausgeschieden werden. Entsprechend werden (iii) andere C-Ausscheidungen (Fäzes, Exkretion) stattdessen intensiver genutzt. Dabei wird in der Studie auch die Rolle des Hb als möglicher C-Speicher diskutiert.

Material und Methoden

Für die Experimente wurden juvenile Daphnien der Art *Daphnia magna* verwendet, welche in natürlichem Seewasser (filtriertes Schlachtensee-Wasser) kultiviert wurden. Die frischgeschlüpften Neonaten von synchronisierten Müttern wurden zunächst für zwei Tage mit einer Grünalge (*Scenedesmus obliquus*) gefüttert um eine ausreichende Biomasse zu Beginn des eigentlichen Versuchs zu gewährleisten. Anschließend wurden die Daphnien auf das Cyanobakterium *Synechococcus elongatus* (SYN) als Basisfutter umgesetzt. Dieser SYN enthält wie alle Cyanobakterien keine Sterole und keine langkettigen ungesättigten Fettsäuren (PUFAs). Um die Auswirkungen der drei essentiellen Nährstoffe auf die C-Regulierung der Daphnien zu untersuchen, wurden drei Experimente durchgeführt (mehr Details in Lukas & Wacker 2014a): (i) Phosphorlimitierungsexperiment mit zwei Konzentrationen an Phosphor (P). Dazu wurde SYN phosphorlimitiert angezogen (SYN P-) und anschließend als Futter an die Daphnien verfüttert. Um eine gleiche biochemische Zusammensetzung des Futters zu gewährleisten, wurde für den P-gesättigten Ansatz der SYN P- erneut mit P versetzt und so die P-Limitierung aufgehoben (siehe Lukas et al. 2011). In beiden P-Ansätze wurde die Cholesterol-Limitierung des SYNs durch Zugabe von Cholesterol (in Liposomen) aufgehoben. (ii) Cholesterollimitierungsexperiment mit zwei Konzentrationen an Cholesterol. Dazu wurde der SYN mit zwei Konzentrationen an Cholesterol supplementiert (limitierend/ nicht limitierend). Dieses Cholesterol lag in Liposomen vor, welche von den Daphnien über den Filtrationsprozess mit aufgenommen werden. (iii) EPA-Limitierungsexperiment mit zwei Konzentrationen an EPA. Dazu wurde SYN mit zwei Konzentrationen an EPA supplementiert (limitierend/ nicht limitierend). Die Cholesterolkonzentration in beiden Ansätzen war wie in Experiment (i) nicht limitierend. In allen drei Experimenten wurden zusätzlich zwei O₂-Stufen eingerichtet. Dabei wurde der O₂ aus dem Seewasser ausgetrieben, indem es mit Stickstoff begast wurde. Die limitierende O₂-Konzentration betrug 0,75 mg O₂/L, die nicht limitierende O₂-Konzentration betrug 10 mg O₂/L. Unter diesen jeweiligen Bedingungen wurden in sechs Replikaten je Ansatz 25 Tiere in 1L-Weckgläsern für vier Tage kultiviert. Nach vier Tagen wurden jeweils zwei Replikate vereinigt und die 50 Daphnien für das ‚pulse-chase feeding‘ (26 Daphnien), für die Hb-Analyse (14 Daphnien) und für die Analyse von Trockenmasse zu Beginn und am Ende des ‚pulse-chase feeding‘ (jeweils 5 Daphnien) aufgeteilt. Im Rahmen des ‚pulse-chase feeding‘ wurden die Daphnien mit radioaktiv-markiertem Futter (¹⁴C-markierter SYN) für fünf Minuten gefüttert (pulse). Sechs Tiere wurden zur Bestimmung der Ingestion innerhalb der fünf Minuten analysiert (mittels Szintillationszähler). Die verbliebenen 20 Tiere wurden für insgesamt 6 Stunden in geschlossenen 10ml-Gefäßen mit nicht markiertem Futter kultiviert (chase). Sowohl während der pulse- als auch der chase-Phase entsprachen die Futter- und Sauerstoffbedingungen den jeweiligen Versuchsbedingungen. Während der chase-Phase wurde das Medium in den Gefäßen regelmäßig beprobt und einer Fraktionierung unterzogen. Dadurch war es möglich den Weg des ¹⁴C in die Fraktionen Ingestion, Fäzes, Respiration und Exkretion zu verfolgen.

Ergebnisse

Nur eine P-Limitierung führt dazu, dass die Daphnien ihre Ingestion erhöhen, um mehr der limitierenden Ressource aufzunehmen (Tab. 1). Diese Regulation ist jedoch unter O₂-Mangel nicht mehr möglich. Beide biochemische Nährstoffe führen in limitierenden Konzentrationen dazu, dass die Daphnien vermehrt C über die Fäzes ausscheiden. Auch bei O₂-Mangel findet diese erhöhte C-Ausscheidung über Fäzes statt. Eine P-Limitierung hat keinen Einfluss auf die Egestion von Fäzes. Zu einer vermehrten Ausscheidung von C kommt es auch über die Exkretion, wenn P oder Cholesterol limitierend sind. Dabei bleibt die verstärkte C-Abgabe über die Exkretion bei P-Mangel auch bei limitierenden O₂-Bedingungen erhalten, allerdings ist hier die Exkretion generell geringer. Bei O₂-Mangel findet die Regulation der Exkretion bei Cholesterol-Mangel nicht mehr statt. Eine Limitierung durch EPA hat auf Exkretion und Respiration keinen Einfluss. Hingegen führen P- und Cholesterol-Mangel zu einer erhöhten Respiration der Tiere. Diese vermehrte Ausscheidung von C bleibt auch bei O₂-Mangel erhalten.

Tab. 1: Kohlenstoffhaushalt von *D. magna*. Aufgenommener (Ingestion) bzw. über Fäzes, Exkretion und Respiration ausgeschiedener Kohlenstoff (in ng C pro µg C Daphnie, n=3) bei unterschiedlichen Sauerstoff-(O₂) und Futterqualitätsbedingungen. Signifikant unterschiedliche Werte zw. niedriger und hoher Futterqualität (innerhalb einer O₂-Stufe) sind grau gekennzeichnet (Daten aus Lukas & Wacker 2014 a).

	wenig O ₂				viel O ₂			
	geringe Futterqualität		hohe Futterqualität		geringe Futterqualität		hohe Futterqualität	
	Mittelwert	SD	Mittelwert	SD	Mittelwert	SD	Mittelwert	SD
Ingestion								
Phosphor	5,78	1,03	4,58	0,17	10,22	0,89	5,42	0,45
Cholesterol	4,10	0,77	3,16	0,11	3,11	0,63	3,16	0,47
EPA	6,15	1,02	5,69	0,54	6,16	0,31	6,42	0,39
Fäzes								
Phosphor	2,86	0,51	2,74	0,63	2,30	0,34	2,31	0,44
Cholesterol	1,00	0,07	0,85	0,07	0,98	0,11	0,78	0,08
EPA	3,48	0,42	2,64	0,13	1,53	0,15	0,89	0,05
Exkretion								
Phosphor	0,79	0,08	0,58	0,12	1,53	0,03	1,23	0,16
Cholesterol	0,18	0,05	0,13	0,04	0,37	0,11	0,11	0,02
EPA	0,33	0,10	0,28	0,08	0,27	0,01	0,32	0,03
Respiration								
Phosphor	2,65	0,37	1,94	0,35	3,31	0,25	2,06	0,22
Cholesterol	1,31	0,23	0,92	0,13	1,43	0,13	0,99	0,07
EPA	0,88	0,11	0,66	0,15	1,77	0,40	1,91	0,35

Die Hämoglobinkonzentration in den Daphnien steigt hauptsächlich durch einen O₂-Mangel an. Allerdings steigt der Hb-Gehalt in den Tieren auch bei einer Cholesterol- sowie bei einer EPA-Limitierung an – unabhängig von einer Limitierung durch O₂. Allerdings ist die Biomassezunahme der Daphnien negativ korreliert mit dem Hb-Gehalt (siehe Lukas & Wacker 2014a).

Diskussion

Die vorliegende Studie zeigt, dass die Regulierung des Kohlenstoffhaushalts von Daphnien stark von der Art einer Futterqualitätslimitierung abhängt, da sich die Muster der einzelnen Regulationen bei unterschiedlichen Futterqualitäten unterscheiden (Abb. 1). Eine mineralische Limitierung durch P sowie eine biochemische Limitierung durch Cholesterol bewirken dabei eine verhältnismäßig starke Regulierung der Kohlenstoffausscheidungen, im Vergleich zu einer geringen Regulation gegenüber der mehrfach ungesättigten Fettsäure EPA. Die geringe Regulierung bei EPA-Mangel kann darauf zurückzuführen sein, dass EPA insbesondere für reproduzierende Daphnien von Bedeutung ist, die Tiere im vorliegenden Experiment jedoch noch keine Reproduktion durchführten. Der Druck für eine Regulierung gegenüber einer solchen EPA-Limitierung war entsprechend vermutlich noch nicht groß genug. Eine zunehmende Erhöhung von Kohlenstoffausscheidungen kann demnach mit zunehmender Dauer einer Limitierung auftreten (Lukas & Wacker 2014c).

Eine Erhöhung der Ingestion, zur verstärkten Aufnahme der limitierenden Ressource, wurde nur bei einer P-Limitierung gefunden. Demzufolge sind die Daphnien nicht in der Lage eine biochemische Limitation in ihrer Nahrung zu erkennen und bereits die Ingestionsraten daran anzupassen. Hingegen können morphologische Änderungen bei P-limitierten Algen von den Daphnien vermutlich bereits während des Filtrationsprozesses identifiziert werden und so die Ingestion an eine Limitierung angepasst werden. Diese Regulation der Ingestion scheint jedoch sehr sauerstoffabhängig zu sein, da eine erhöhte Ingestion bei O₂-Mangel nicht mehr stattfindet.

O ₂ -gesättigt	Ingestion	Fäzes	Exkretion	Respiration	Hämoglobin
P	↑		↑	↑	
Cholesterol		↑	↑	↑	↑
EPA		↑			↑

O ₂ -limitiert	Ingestion	Fäzes	Exkretion	Respiration	Hämoglobin
P			↑	↑	
Cholesterol		↑		↑	↑
EPA		↑			↑

Abb. 1 Übersicht über die C-Regulierung in *D. magna* bei unterschiedlichen Sauerstoff- (O₂) und Futterqualitätsbedingungen (nach Lukas & Wacker 2014a)

Neben einer erhöhten Aufnahme von Nahrung bei schlechter Futterqualität, können Daphnien auch vermehrt C ausscheiden, der ihnen bei solchen Bedingungen im Überschuss vorliegt. Auch hier nutzen die Tiere bei unterschiedlichen Limitierungen unterschiedlichen C-Ausscheidungen. Während bei P-Mangel nicht mehr Fäzes ausgeschieden werden, erhöhen die Tiere den C-Ausstoß über Fäzes bei beiden biochemischen Limitierungen (siehe auch Lukas & Wacker 2014b,c). Diese verstärkte C-Ausscheidung bleibt auch bei O₂-Mangel bestehen, was die dritte Hypothese (verstärkte Nutzung von anderen C-Ausscheidungen außer Respiration bei O₂-Mangel) zumindest nicht widerlegt. Im Gegensatz dazu, wird die Exkretion stark vom verfügbaren O₂-Gehalt beeinflusst. Sind die Daphnien bei P- und Cholesterol-Mangel ohne O₂-Limitierung noch in der Lage, überschüssigen C über die Exkretion auszuschcheiden, so schränkt eine geringe O₂-Verfügbarkeit die erhöhte Exkretion bei P-Mangel ein (siehe Tab. 1) und lässt eine erhöhte Exkretion bei Cholesterolmangel überhaupt nicht mehr zu. Vermutlich ist die Exkretion sehr kostspielig, da energiereiches ATP dafür verbraucht wird. Die Synthese dieses ATPs ist wiederum stark O₂-abhängig, sodass die Exkretion entsprechend bei niedrigen O₂-Konzentrationen abnimmt. In diesem Fall trifft die dritte Hypothese

nicht zu. Stattdessen bleibt eine erhöhte Respiration, die bei P- und Cholesterolmangel ermittelt wurde, erstaunlicherweise auch bei gleichzeitigem O₂-Mangel bestehen. Der erwartete Einfluss des Sauerstoffs fällt damit deutlich geringer aus und Daphnien die unter einer O₂-Futterqualität-Colimitation leiden, behalten mit der Respiration eine entscheidende und wichtige Möglichkeit überschüssigen C auszuschcheiden. Dabei ist entscheidend, dass beim verstärkten Ausscheiden von C über Fäzes und Respiration der C-haltige Nährstoff (Cholesterol) nicht ausgeschieden wird (Lukas & Wacker 2014b). Im Gegensatz dazu, scheinen die Daphnien auf dem Exkretionsweg nicht zwischen ‚normalem‘ und ‚essentiell‘ C unterscheiden zu können, da hier auch die limitierende C-haltige Ressource mit ausgeschieden wird (Lukas & Wacker 2014b).

Neben den klassischen C-Ausscheidungen hat die vorliegende Studie zusätzlich das Protein Hämoglobin (Hb) als möglichen C-Speicher untersucht. Dabei wird der Gehalt des O₂-transportierenden Proteins zunächst primär von der verfügbaren O₂-Menge beeinflusst. Dies entspricht den Angaben in der Literatur. Jedoch zeigt die Studie auch, dass eine Limitierung durch einen biochemischen Nährstoff zu einer erhöhten Hb-Produktion führt. Eine Limitierung durch mineralischen P bewirkt hingegen vermutlich auch eine Limitierung der stark P-abhängigen Hb-Synthese selbst, sodass bei P-Mangel keine verstärkte Hb-Produktion festgestellt werden kann. Eine Speicherung von überschüssigem C in Hb wäre möglich. Jedoch ist die Biomassezunahme der Tiere negativ mit deren Hb-Konzentration im Körper korreliert, sodass die Hb-Synthese Kosten verursacht. Vermutlich werden stattdessen oder zusätzlich andere C-Speichermethoden, wie die C-Speicherung in Lipiden, genutzt.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Regulierung des C-Haushalts von Daphnien phänotypisch plastisch ist, da unterschiedliche Limitierungen zu unterschiedlichen Regulierungsmustern führen. Dabei verringert eine zusätzliche O₂-Limitierung diese regulativen Möglichkeiten ein und die phänotypische Plastizität wird dadurch eingeschränkt – wenn auch nicht so stark wie vermutet. Zusätzlich lassen die vorliegenden Daten auf eine evolutionäre Anpassung z.B. gegenüber einer Cholesterollimitierung schließen, da die regulative Kapazität gegenüber einem solchen Mangel sehr groß ist.

Danksagung

Wir danken Silvia Heim für ihre großartige Unterstützung im Labor, sowie Eberhard Lukas für den Bau der Glove-Box für die pulse-chase Versuche unter O₂-Mangel. Diese Studie wurde im Rahmen einer Doktorarbeit durchgeführt und durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft finanziert (WA 2445/5-1). Marcus Lukas erhielt ein Stipendium der Kommission zur Vergabe der Graduiertenförderung der Universität Potsdam.

Literatur

- Hessen, D.O., Ågren, G.I., Anderson, T.R., Elser, J.J., de Ruiter, P.C. (2004): Carbon sequestration in ecosystems: Influence of stoichiometry. *Ecology* 85:1179-1192.
- Lukas M., Sperfeld, E., Wacker, A. (2011): Growth Rate Hypothesis does not apply across colimiting conditions: cholesterol limitation affects phosphorus homeostasis of an aquatic herbivore. *Functional Ecology* 25:1206-1214.
- Lukas, M., Wacker, A. (2014a): Constraints by oxygen and food quality on carbon pathway regulation: a colimitation study with an aquatic key herbivore. *Ecology* 95:3068-3079.
- Lukas, M., Wacker, A. (2014b): *Daphnia*'s dilemma: adjustment of carbon budgets in the face of food and cholesterol limitation. *Journal of Experimental Biology* 217:1079-1086.
- Lukas, M., Wacker, A. (2014c): Acclimation to dietary shifts impacts the carbon budgets of *Daphnia magna*. *Journal of Plankton Research* 36:848-858.

Terrestrial - aquatic coupling across ecosystem boundaries: Fluxes of terrestrial particulate organic carbon in food webs of shallow lakes and the subsequent return to the terrestrial environment

Kristin Scharnweber^{1,2,3,4}, Sabine Hilt^{1,5} & Thomas Mehner^{1,6}

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, ² Freie Universität Berlin, Königin-Luise-Straße 1-3, 14195 Berlin, ³ present address: Uppsala University, Evolutionary Biology Centre, Norbyvägen 18d, 75236 Uppsala, Schweden, ⁴scharnweber@ebc.uu.se, ⁵hilt@igb-berlin.de, ⁶mehner@igb-berlin.de

Keywords: allochthonous carbon, whole-lake ecosystem, carbon cycling, emerging insects, shallow lakes

Introduction

Traditionally, ecological boundaries have been viewed as well defined, and food web dynamics of each compartment have been studied separately. This conceptualization has greatly helped advancing our understanding of basic ecological processes within natural ecosystems (e.g. Levin and Paine 1974). However, ecosystem boundaries are often permeable and connect adjacent habitats via physical, chemical and biotic linkages (Polis et al. 1997). Allochthonous matter (i.e. externally produced matter, in contrast to autochthonous matter which is produced internally) thus may enter a recipient ecosystem, and can substantially affect its populations and food web dynamics (Polis et al. 1997, Leroux and Loreau 2008). A typical ecological boundary in lakes is the littoral zone that acts as the land-water interface (Naiman and Decamps 1997). The spatial extent of the littoral zone (defined as the area of macrophyte coverage) can vary between shallow lakes of alternative stable states: in the clear-water, macrophyte-dominated state, the littoral zone is pronounced and often extends to the whole lake surface, whereas in the turbid, phytoplankton-dominated state, the littoral zone is mostly limited to a belt of emergent vegetation.

As lakes tend to be located in lowland areas and landscape depressions, one can aspect a strong gravity-driven flux from land to lake, primarily through physical transport paths such as run-off, wind and precipitation (Polis et al. 1996). However, fluxes in the opposite direction (from water to land) occur as well and as these fluxes have to overcome gravity, the transfer of material by mobile organisms plays an important role (Vander Zanden and Gratton 2011). Especially important to this process are organisms that have an aquatic-terrestrial life cycle, and thus different ontogenetic stages, occupying different ecosystems or habitats and consuming different resources. This means that amphibians and especially insects may be a potent vector of aquatic resources to the land (Schreiber and Rudolf 2008).

Within the context of global climate change, the role and fate of organic carbon is of special interest since lake ecosystems are active and important regulators in global carbon cycling (Tranvik et al. 2009). During the autumnal leave litter fall, lakes receive a pulsed flux of terrestrial particulate organic carbon (tPOC) in the form of tree leaves.

However, the direct tracing of the fate of leaf litter is often hampered by overlapping carbon isotope values of aquatic and terrestrial primary production (Cole et al. 2002, Fry 2013). Therefore, the contribution of tPOC to the food webs on the ecosystem (lake) scale, and its subsequent return to

the terrestrial surroundings, has not been adequately traced and quantified. Thus, we conducted whole-lake experiments in two shallow lakes of alternative stable states (turbid vs. clear) to follow the fate of experimentally added tPOC. We divided the two lakes and used the leaves of the C₄-plant maize (*Zea mays* L.) as an isotopically distinct carbon source, which we added in one side of each lake. We hypothesized that we could trace the added tPOC up to the highest trophic levels of food webs in both lakes, demonstrated by elevated stable carbon isotope values of consumers of lake sides with maize additions compared to those in the untreated reference sides. Furthermore, we hypothesized that tPOC from maize also will be incorporated into emerging insects (e.g. Chironomidae), and will ultimately be found in terrestrial predators (e.g. spiders living in the riparian reed belt) feeding upon these organisms.

Materials and Methods

Our experiments were conducted in two eutrophic, shallow lakes in northeastern Germany. Kleiner Gollinsee (hereafter Gollinsee) is turbid and dominated by phytoplankton, whereas 22% of the area of the clearer Schulzensee is covered by submerged macrophytes (*Ceratophyllum submersum* L.). Both lakes are surrounded by alder trees (*Alnus glutinosa* (L.) Gaert.) and reed stands (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud.). In October 2010, we divided both lakes using plastic curtains that were sealed in the sediment, thereby fully separating the water volume of each half. In November 2010, we added roughly 2 t of coarsely shredded fresh maize leaves and stems (without cobs) into one half of Gollinsee (25 g C m⁻² yr⁻¹) and 3 t to one half of Schulzensee (28 g C m⁻² yr⁻¹). We refer to these as treatment sides as compared to the non-treated reference sides. The quantity of the carbon added by maize leaves was about four times greater than the estimated areal inputs of terrestrial carbon by alder leaves, which occurred at the same time as the addition of maize leaves. In 2011, all aquatic consumers (including zooplankton, macroinvertebrates and fish) from treatment and reference sides of both lakes were sampled in spring (April), summer (June) and autumn (September). Furthermore, emerging Chironomidae were collected using emergence traps and spiders were collected from the riparian reed belt by handpicking. All samples were subjected to stable isotope analyses (δ¹³C). For more details see Scharnweber et al. (2014a) and Scharnweber et al. (2014b).

Results and Discussion

Isotopic carbon (δ¹³C) values of all benthic consumer groups from treatment sides were significantly elevated, except for predatory macroinvertebrates. Furthermore, elevated values were also found in omnivorous and piscivorous fish, primarily in the treatment side of Schulzensee during spring and summer (Figure 1). Therefore, we provide the first experimental evidence that tPOC input via terrestrial leaves is incorporated into the food web of small and shallow lakes and is channeled up to the highest trophic levels. The effect of the maize addition was stronger in Schulzensee compared to Gollinsee. On average, across all consumer groups, maize enhanced the carbon isotope values by 1.73‰ in Schulzensee, but only by 0.70‰ in Gollinsee (Figure 1). Thus, processing and channeling of tPOC from leaves may be facilitated in shallow lakes with a pronounced littoral zones. The structural complexity provided by submerged macrophytes may trap the entering leaves (Vermaat et al. 2000) and this effect may enhance the food availability for consumers as it has been shown with respect to the structural complexity provided by woody debris (Francis et al. 2007, Roth et al. 2007). However, if the littoral zone is limited in its extent as in turbid lakes, one can assume that tPOC would be transported into deeper waters by hydrodynamics and gravity, and thus a lower fraction would be available for consumers.

$\delta^{13}\text{C}$ values remained unchanged in zooplankton and planktivorous fish in either lake. Thus, pelagic pathways remained unaffected, and benthic pathways are the dominant drivers for the degradation and transformation of tPOC in these lakes.

Furthermore, we found elevated $\delta^{13}\text{C}$ values in emerging Chironomidae, as well as spiders in the reed belt originating from the treatment sides compared to untreated reference sides (Figure 2). Thus, we were able to follow the maize carbon originating from the terrestrial surroundings back into the terrestrial surroundings and unequivocally traced this boomerang carbon cycle that is facilitated by emerging insects (Figure 3).

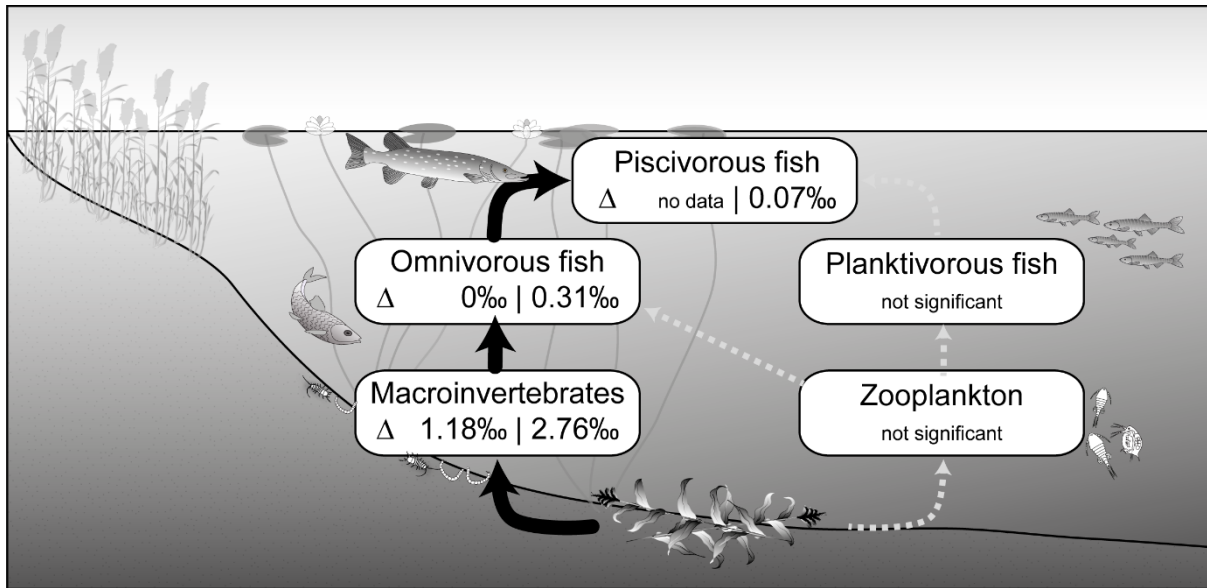


Figure 1. Pathway of experimentally added maize carbon within the food web of two shallow lakes. Depicted are isotopic enrichments (linear difference of $\delta^{13}\text{C}$ values between treatment and reference sides) of organisms collected in spring and summer, displayed as Δ (turbid) Gollinsee | (clear) Schulzensee. No significant enrichment was found in the pelagic food web (i.e. zooplankton and planktivorous fish). In Gollinsee, no piscivorous fish were caught in the treatment side in spring and summer, therefore enrichment is shown only for Schulzensee. After Scharnweber et al. (2014a).

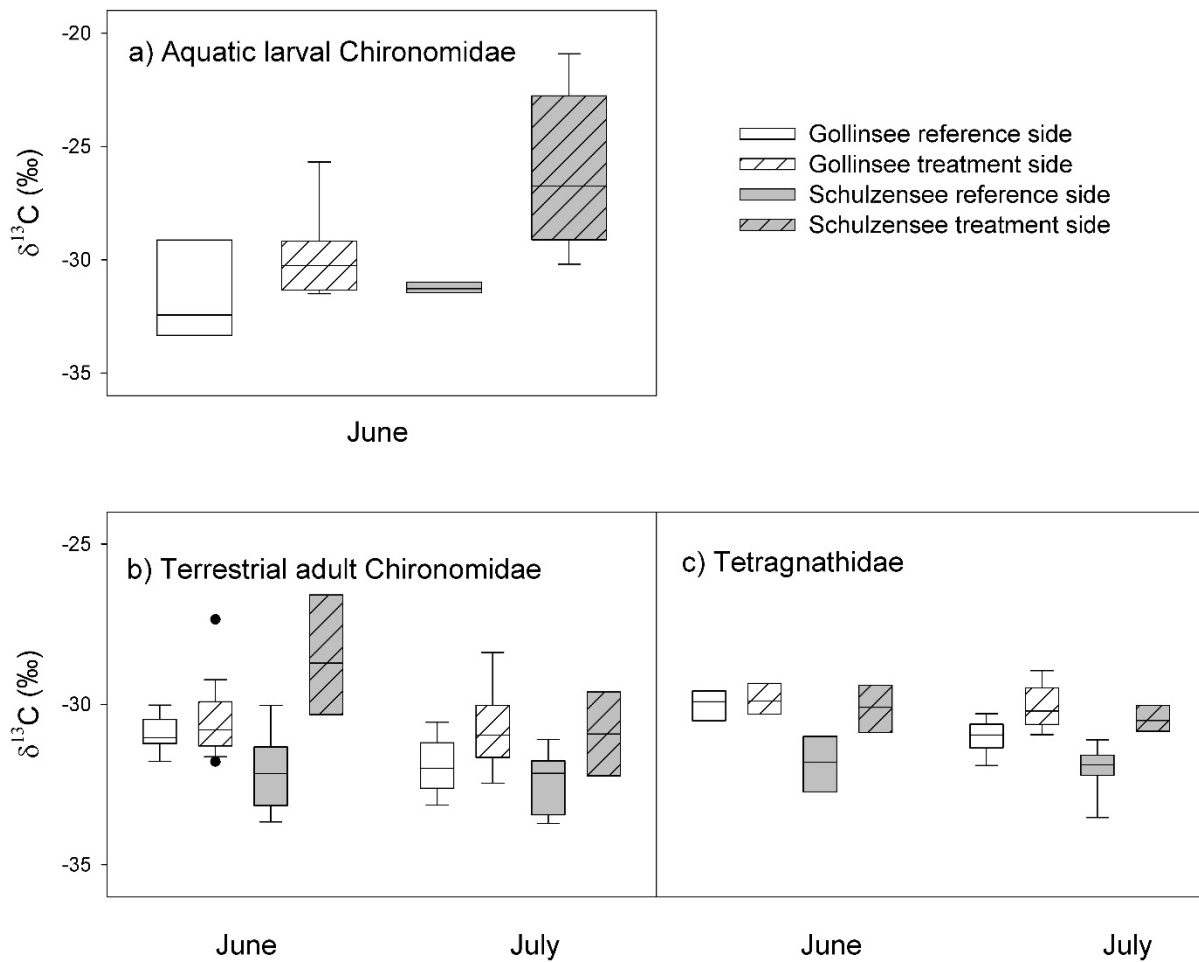


Figure 2. $\delta^{13}\text{C}$ values of (a) aquatic larval Chironomidae (results shown for June only), (b) terrestrial adult Chironomidae and (c) Tetragnathid spiders (sampled in June and July) of reference and treatment (maize added) sides of Gollinsee (turbid and phytoplankton dominated) and Schulzensee (clear and with macrophytes). Box-plots with mean values and 25th and 75th percentiles are shown, whiskers represent 10th and 90th percentiles and dots are 5th and 95th percentiles. After Scharnweber et al. (2014b).

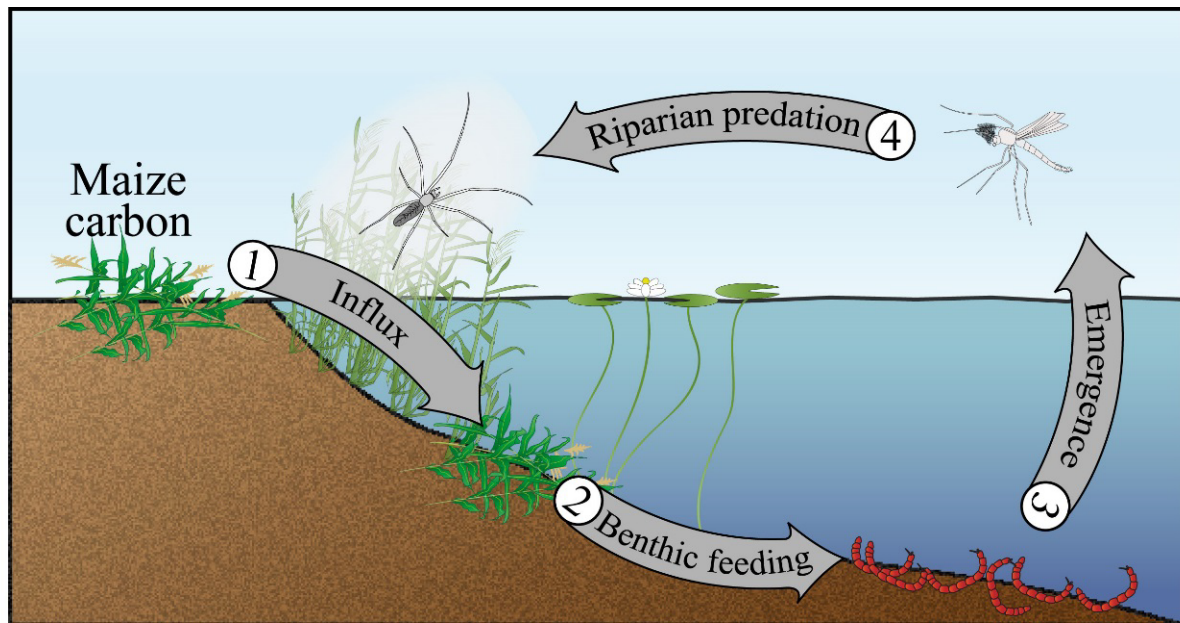


Figure 3: Conceptual boomerang carbon flux.

Conclusion

Our results provide the first experimental evidence on the whole-lake scale that tPOC from terrestrial leaves is processed and channelled into the food webs of eutrophic, shallow lakes. Furthermore, we showed that terrestrial carbon is cycled back into the terrestrial origin, which is facilitated by insects that have an aquatic and a terrestrial stage. Fluxes of organic matter and probably nutrients across the ecosystem boundaries of aquatic and terrestrial systems occur and a constant back-and forth cycling between these habitats takes place. Therefore, we argue that lakes are not at all isolated from the terrestrial surroundings, but instead are well integrated into the landscape.

Acknowledgements

The present article is a result of the PhD project “The effects of structural complexity on ecological and evolutionary processes in shallow lake ecosystems” conducted by Kristin Scharnweber within the framework of the Terralac-Project, funded by the Wissenschaftsgemeinschaft Leibniz. The authors want to thank all those many people that were involved in this project.

References

- Cole, J. J., Carpenter, S. R., Kitchell, J. F., Pace, M. L. (2002): Pathways of organic carbon utilization in small lakes: Results from a whole-lake C-13 addition and coupled model. *Limnology and Oceanography* 47:1664-1675.
- Francis, T. B., Schindler, D. E., Fox, J. M., Seminet-Reneau, E. (2007): Effects of urbanization on the dynamics of organic sediments in temperate lakes. *Ecosystems* 10:1057-1068.
- Fry, B. (2013): Alternative approaches for solving underdetermined isotope mixing problems. *Marine Ecology Progress Series* 472:1-13.
- Leroux, S. J., Loreau, M. (2008): Subsidy hypothesis and strength of trophic cascades across ecosystems. *Ecology Letters* 11:1147-1156.

- Levin, S. A., Paine, R. T. (1974): Disturbance, patch information, and community structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 71:2744-2747.
- Naiman, R. J., Decamps, H. (1997): The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:621-658.
- Polis, G. A., Anderson, W. B., Holt, R. D. (1997): Toward an integration of landscape and food web ecology: The dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:289-316.
- Polis, G. A., Holt, R. D., Menge, B., Winemiller, K. O. (1996): Time, space, and life history: influences on food webs. Pages 435-460 *in* G. A. Polis and K. O. Winemiller, editors. *Food webs: integration of patterns and dynamics* Chapman & Hall, New York.
- Roth, B. M., Kaplan, I. C., Sass, G. G., Johnson, P. T., Marburg, A. E., Yannarell, A. C., Havlicek, T. D., Willis, T. V., Turner, M. G., Carpenter, S. R. (2007): Linking terrestrial and aquatic ecosystems: The role of woody habitat in lake food webs. *Ecological Modelling* 203:439-452.
- Scharnweber, K., Syväranta, J., Hilt, S., Brauns, M., Vanni, M. J., Brothers, S., Köhler, J., Knežević-Jarić, J., Mehner, T. (2014a): Whole-lake experiments reveal the fate of terrestrial particulate organic carbon in benthic food webs of shallow lakes. *Ecology* 95:1496-1505.
- Scharnweber, K., Vanni, M. J., Hilt, S., Syväranta, J., Mehner, T. (2014b): Boomerang ecosystem fluxes: organic carbon inputs from land to lakes are returned to terrestrial food webs via aquatic insects. *Oikos* 123:1439-1448.
- Schreiber, S., Rudolf, W. (2008): Crossing habitat boundaries: coupling dynamics of ecosystems through complex life cycles. *Ecology Letters* 11:576-587.
- Tranvik, L. J., Downing, J. A., Cotner, J. B., Loiselle, S. A., Striegl, R. G., Ballatore, T. J., Dillon P., Finlay, K., Fortino, K., Knoll, L. B., Kortelainen, P. L., Kutser, T., Larsen, S. Laurion, I., Leech, D. M., McCallister, S. L., McKnight, D. M., Melack, J. M., Overholt, E., Porter, J. A., Prairie, Y., Renwick, W. H., Roland, F., Sherman, B. S., Schindler, D. W., Sobek, S., Tremblay, A., Vanni, M. J., Verschoor, A. M., von Wachenfeldt, E., Weyhenmeyer, G. A. (2009): Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography* 54:2298-2314.
- Vander Zanden, M. J., Gratton, C. (2011): Blowin' in the wind: reciprocal airborne carbon fluxes between lakes and land. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68:170-182.
- Vermaat, J. E., Santamaria, L., Roos, P. J. (2000): Water flow across and sediment trapping in submerged macrophyte beds of contrasting growth form. *Archiv für Hydrobiologie* 148:549-562.

LEESE, F., A. BEERMANN, V. ELBRECHT, H. SCHWEYEN, M. WEISS & R. TOLLRIAN: Von Genen zu Ökosystemen: Das GeneStream-Projekt.

MEHLER, E., C. WINKELMANN, R. GERGS & C. HELLMANN: Trophische Diskriminierung stabiler C- und N-Isotope für *Dikerogammarus villosus*.

VOSSHAGE, A. T. L., E. I. MEYER & F. GABEL: Invasive Amphipoden schwimmen den heimischen davon.

WEISS, M. & F. LEESE: Genetische Diversität und Konnektivität von *Gammarus fossarum* (Crustacea : Amphipoda) im Sauerland.

UECKERT, CH., N. NAMYSLO-WEGMANN, J. HERZOG, T. BASEN, K. GRABOW & A. MARTENS: Die Quagga-Muschel sicher bestimmen.

Von Genen zu Ökosystemen: Das *GeneStream*-Projekt

Florian Leese¹, Arne Beermann¹, Vasco Elbrecht¹, Hannah Schweyen¹, Martina Weiss¹ & Ralph Tollrian¹

¹ Lehrstuhl für Evolutionsökologie und Biodiversität der Tiere, Ruhr-Universität Bochum, Universitätsstraße 150, 44801 Bochum, Email: florian.leese@rub.de

Keywords: Biodiversität, genetische Vielfalt, Genfluss, Makrozoobenthos, multiple Stressoren, Selektion

Hintergrund

Intakte Fließgewässer sind artenreiche Ökosysteme die auch für die menschliche Gesellschaft wichtige Funktionen erfüllen („Ökosystemdienstleistungen“). Weltweit ist ein Großteil der Fließgewässer strukturell massiv degradiert und weist nur eine geringe Biodiversität auf. Ursache hierfür sind Veränderungen der Landnutzung (v.a. Urbanisierung, landwirtschaftliche Flächennutzung) und assoziierte Probleme, sowie klimatische Veränderungen. Die Degradation der Fließgewässer hat dabei negative Rückkopplungen auf die Funktion der Gewässer und somit auch auf die menschliche Gesellschaft. Entsprechend ist die Wiederherstellung von Fließwasserökosystemen, mit ihrer Biodiversität, eine zentrale Herausforderung der Gegenwart. Damit entsprechende Maßnahmen ihre maximale Wirksamkeit entfalten ist es einerseits wichtig kausale Wirkmechanismen der Stressfaktoren zu verstehen und andererseits zuverlässige, standardisierte Erfassungen durchzuführen, um den Erfolg ökologischer Umgestaltungsmaßnahmen zuverlässig zu quantifizieren.

Im Kontext des *GeneStream*-Projekts werden moderne molekulargenetische und ökologische Methoden genutzt und entwickelt, um die Biodiversität in Fließgewässern und ihr Antwortverhalten auf multiple anthropogene Stressoren, von der Ebene der Gene bis zur Funktion der Ökosysteme, zu beschreiben (Abb. 1). Die Hauptschwerpunkte des Projekts werden im Folgenden näher ausgeführt.

Erfassung der Artenvielfalt mit genetischen Methoden

Verschiedene Arten haben zumeist unterschiedliche Ansprüche und Funktionen im Gewässer („biological traits“) und werden entsprechend seit Jahrzehnten erfolgreich als Bioindikatoren bei der Ökosystembewertung eingesetzt. Der Vergleich von Artenlisten zwischen einem Untersuchungs- und einem Referenzgewässer ist somit ein Kernelement bei der Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern, z.B. im Kontext der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Die Artenlisten werden durch standardisierte Beprobung und morphotaxonomische Bestimmung erhalten. Für die bewertungsrelevante Gruppe der Makroinvertebraten werden repräsentative Teilstichproben der Gewässersohle genommen und die Taxa (insbesondere Insektenlarven), soweit wie möglich, bestimmt. Dieser Ansatz weist mehrere Nachteile auf, da 1) zahlreiche der Arten nicht bzw. nur durch wenige Experten zuverlässig bis auf Artniveau bestimmt werden können und entsprechend auf Gattungs- oder Familienniveau gearbeitet werden muss. 2) Viele Arten sind, selbst in Mitteleuropa, noch nicht beschrieben, da sie morphologisch sehr ähnlich aussehen (sogenannte „kryptische“ Arten). Diese Arten können im Gewässer zum Teil sehr unterschiedliche Ansprüche und Funktionen haben. Entsprechend ist eine richtige und möglichst genaue Bestimmung bis auf Artlevel wichtig. 3) Neben dem Nachweis des Vorkommens einer Art ist es auch wichtig die gene-

tische Diversität der Populationen zu kennen, um abzuschätzen, wie genetisch isoliert und unter Umständen gefährdet eine Population bereits ist.

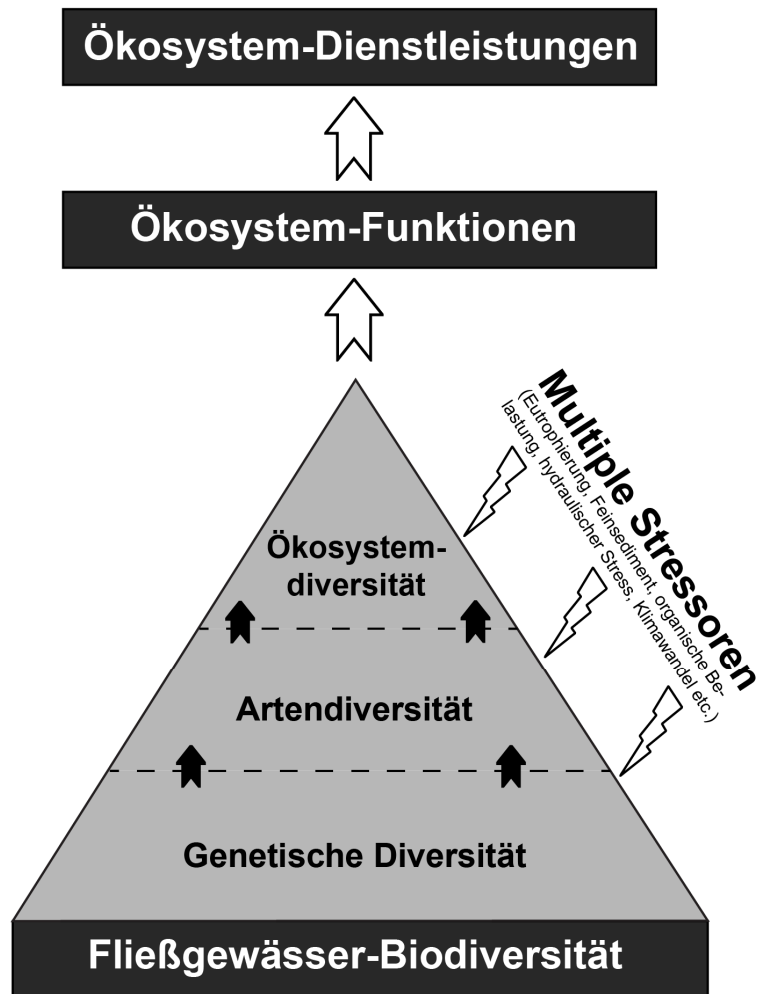


Abb. 1: Im *GeneStream* Projekt wird der Einfluss multipler Stressoren auf die Fließgewässer-Biodiversität auf allen Ebenen untersucht.

Für alle drei Punkte bieten genetische Analysen eine Lösung. Eine weit verbreitete Technik ist das DNA-Barcoding (Abb. 2). Beim DNA-Barcoding wird, analog zu einem Barcode-Scanner im Supermarkt, die Identität einer Art durch Ablesen einer charakteristischen genetischen Kennsequenz bestimmt. Bei den Metazoa ist dies in der Regel ein ca. 658 Basenpaar langer Abschnitt der mitochondrialen Cytochrom-c-Oxidase-Untereinheit 1 (COI). Dieser Abschnitt weist für verschiedene Arten eine charakteristische Basenabfolge auf (Hebert et al. 2003).

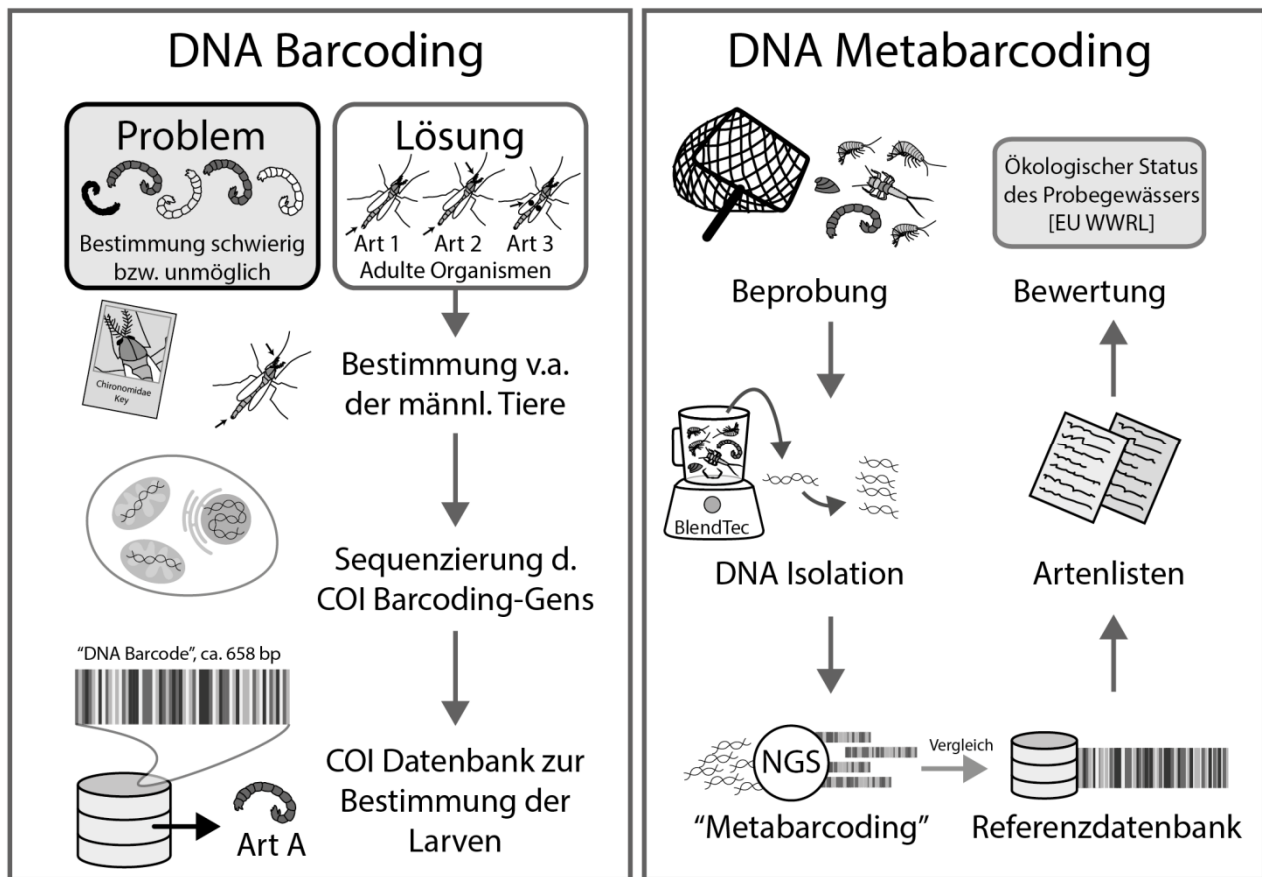


Abb. 2: Im Rahmen des *GeneStream*-Projekts werden, in Zusammenarbeit mit taxonomischen Experten, für mehrere Hundert Fließgewässerarten DNA-Barcodes (in der Regel 658 bp Fragment des mitochondrialen *COI*-Gens generiert und in öffentliche Datenbanken eingespeist (linke Abbildung). Mit Hilfe der Barcodes können anschließend schwer zu bestimmende Taxa (z.B. viele Dipteren-Larven) eindeutig charakterisiert werden. Die so erstellte Datenbank dient als Referenz für das DNA-Metabarcoding (rechts). Hierbei werden die Taxa aus standardisierten Beprobungen homogenisiert, DNA isoliert, die *COI*-Barcode-Genbereiche vervielfältigt und mit Hilfe von „Next-Generation-Sequencing“ (NGS) Analysen sequenziert. Die Millionen Sequenzen werden gegen die DNA-Barcode-Referenzdatenbank verglichen und somit präzise Artenlisten erstellt. Diese sind anschließend Grundlage für die Bewertung der Gewässer.

Da die Grundlage für das DNA-Barcoding das in den Zellen enthaltene Erbgut ist, kann diese Analyse selbst mit wenigen Zellen aus abgebrochenen Körperteilen erfolgen. Die hohe Variabilität des Gens erlaubt es ebenfalls abzuschätzen, wie hoch die genetische Vielfalt in den Populationen ist. Eine Ziel der *GeneStream*-Forschergruppe ist es, für insbesondere die Fließgewässerarten aus Mittelgebirgsregionen, Tausende von DNA-Barcodes zu generieren und in öffentlichen Datenbanken zu hinterlegen. Hierfür wurde in den Jahren 2013 bis 2015 kontinuierlich die Emergenz am Beispiel von zwei Gewässern erhoben: dem Breitenbach in Hessen (Wagner et al. 2011), sowie an der Kleinen Schmalenau in Nordrhein-Westfalen. Hololimnische Taxa wurden direkt aus dem Gewässer gesammelt. Mit taxonomischen Experten für alle Gruppen wurden adulte Tiere bestimmt und in Kooperation mit dem „German Barcode of Life Project“ (<http://bolgermany.de>) bereits sequenziert. Für viele Arten, vor allem viele Dipteren, liefert das Projekt erste Sequenzdaten überhaupt. Diese sind die Basis für das folgende, auf DNA-Sequenzen basierende Verfahren zur standardisierten Bewertung der Biodiversität: Das Metabarcoding (Abb. 2 rechts). Durch das Metabarcoding kann anschließend eine Bewertung der Fließgewässerbiodiversität viel standardisierter erfolgen. Das

Potenzial wurde bereits exemplarisch gezeigt (Haijbabaei et al. 2011, Zimmermann et al. 2014). Eine aktuelle Limitation der Metabarcoding-Technik ist, dass Abundanzen bzw. die Biomasse der einzelnen Taxa nicht zuverlässig quantifiziert werden können (Elbrecht & Leese in Begutachtung). Im *GeneStream* Projekt optimieren wir in kontrollierten Experimenten die Metabarcoding-Methode mit dem Fernziel, die Methode für den hochstandardisierten Einsatz bei der Erfassung und Bewertung der Biodiversität von Gewässerökosystemen zu etablieren.

Einfluss anthropogener Stressoren auf die genetische Vielfalt

Ein weiterer Schwerpunkt des *GeneStream* Projekts ist die Entwicklung genomischer Techniken (z.B. Schweyen et al. 2014), um den Einfluss verschiedener anthropogener Stressfaktoren auf die innerartliche genetische Variabilität zu untersuchen. Hierfür werden Populationen von Arten hol- und merolimnische Taxa, die unter extrem belasteten (Schwermetall, organische Belastung) sowie unbelasteten Bedingungen vorkommen, im Einzugsgebiet der Ruhr, standardisiert beprobt und genetisch charakterisiert. Für die genetische Analyse nutzen wir genomweite Screens der Variabilität mit Hilfe der „Restriction site-associated DNA sequencing“ (RAD-seq) Technik. RAD-seq Daten erlauben es über sogenannte „Ausreißer-Analysen“ (siehe Abb. 3) Bereiche im Genom von Arten zu identifizieren, die direkt mit bestimmten Fitnessmerkmalen assoziiert sind. Konkret bedeutet dies für das *GeneStream*-Projekt, dass am Beispiel verschiedener Makrozoobenthosarten solche Gene bzw. Genvarianten (Allele) aufgespürt werden können, die unmittelbar für die Anpassung an die extrem ungünstigen Bedingungen verantwortlich sind. Zudem kann die Barrierewirkung von Siedlungsflächen, Verrohrungen, Talsperren und anderen Verbauungen auf die Konnektivität der Organismen bestimmt werden, sowie genetisch reiche von genetisch armen Populationen unterschieden werden. Die genetischen Informationen stellen eine wertvolle Ressource dar, um das Anpassungspotenzial von Fließgewässerarten über ökologische und evolutionäre Zeiträume zu bewerten. Ferner liefern sie essentielle Daten, um mögliche Wiederbesiedlungs- bzw. Renaturierungsmaßnahmen zu optimieren.

Zusammenfassung

Genetische Methoden spielen bei der Bewertung von Fließgewässerökosystemen bislang keine nennenswerte Rolle. Neue Studien belegen jedoch das große Potenzial genetischer Methoden bei der standardisierten und genaueren Erfassung des Arteninventars sowie der Analyse anthropogener Stressoren auf die innerartliche genetische Diversität. Das *GeneStream*-Projekt agiert an der Schnittstelle zwischen Grundlagen- und angewandter Forschung und zeigt an Pionierstudien auf, wie genetische Daten essentielle Informationen liefern können, um Fließgewässerökosysteme, ihre Funktion und Anfälligkeit gegenüber Störungen von der Ebene der Gene bis zur Funktion der Ökosysteme besser zu verstehen. #

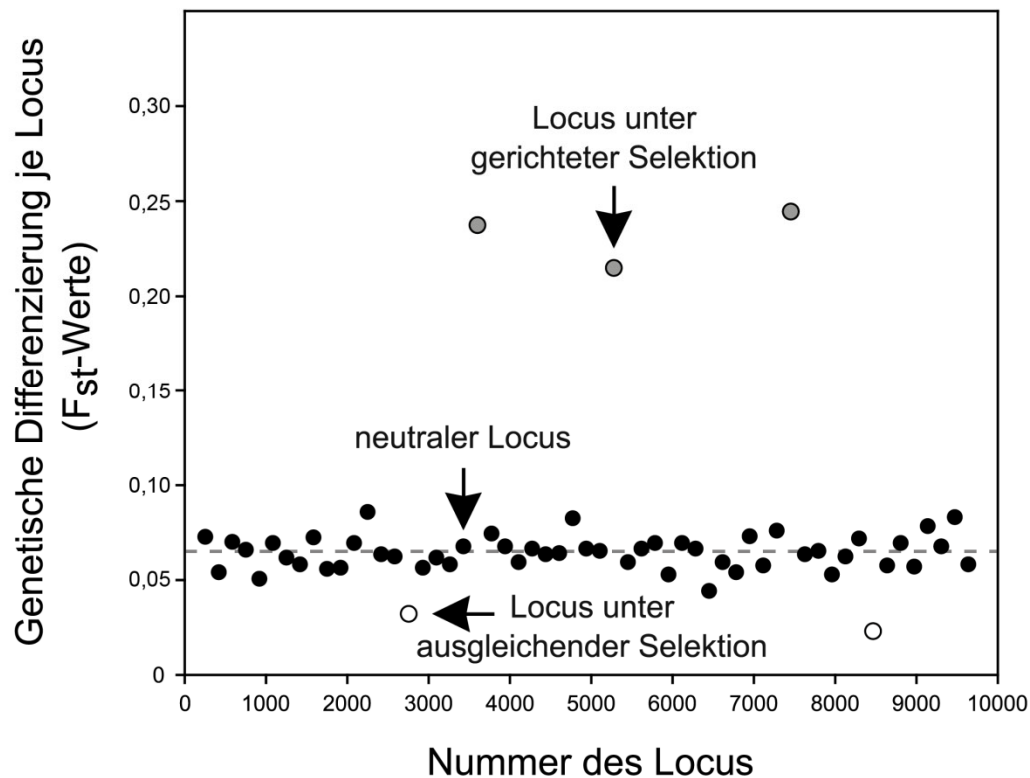


Abb. 3: Populationsgenetische „Outlier“ Analyse zur Detektion von Genombereichen unter Selektion. Mit Hilfe der RAD-Technik werden tausende genetische Marker über das gesamte Genom analysiert (x-Achse). Speziell wird dabei nach solchen Markern gesucht, die eine höhere Differenzierung (y-Achse) zwischen Populationen aus belasteten und unbelasteten Habitaten zeigen als statistisch erwartet (gestrichelte Linie). Anschließend wird analysiert, für welche Funktion die identifizierten, adaptiven Genbereiche kodieren.

Danksagung

Die *GeneStream* Juniorforschergruppe wird durch die Kurt Eberhard Bode-Stiftung finanziert.

Literatur

- Elbrecht, V., Leese, F. (under review): Can DNA-based ecosystem assessments quantify species abundances? Testing primer bias and biomass-sequence relationships with a novel metabarcoding protocol. PLoS ONE.
- Hajibabaei, M., Shokralla, S., Zhou, X., Singer, G.A.C., Baird, D.J. (2012): Environmental barcoding: a next-generation sequencing approach for biomonitoring applications using river benthos. PLoS ONE, 6: e17497.
- Hebert, P., Cywinska, A., Ball, S.L., deWaard, J.R. (2003): Biological identifications through DNA barcodes. Proc Roy Soc B, 270: 313-321.
- Schweyen, H., Rozenberg, A., Leese, F. (2014): Detection and removal of PCR duplicates in population genomic ddRAD studies by addition of a degenerate base region (DBR) in sequencing adapters. Biol Bull, 227: 146-160.
- Wagner, R., Marxen, J., Zwick, P., Cox, E.J. (2011): Central European Stream Ecosystems: The longterm study of the Breitenbach. Wiley-VHC, Weinheim, ISBN 978-3-527-32952-6, 672 S.
- Zimmermann, J., Glöckner, G., Jahn, R., Enke, N., Gemeinholzer, B. (2014): Metabarcoding vs. morphological identification to assess diatom diversity in environmental studies. Mol Ecol Resour. Online first.

Trophische Diskriminierung stabiler C- und N-Isotope für *Dikerogammarus villosus*

Eva Mehler¹, Carola Winkelmann¹, René Gergs² & Claudia Hellmann¹

¹Universität Koblenz-Landau, Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Universitätsstr. 1, 56070; evamehler@uni-koblenz.de; cawinkelmann@uni-koblenz.de; hellmann@uni-koblenz.de, ²Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Forststr. 7, 76829; gergs@uni-landau.de

Keywords: *Dikerogammarus villosus*, Stabile Isotopenanalyse, Diskriminierungsfaktoren

Einleitung

Die sehr erfolgreiche Einwanderung des invasiven Amphipoden *Dikerogammarus villosus* aus der Pontokaspis in die mitteleuropäischen Fließgewässer wird vor allem auf verschiedene vorteilhafte ökologische Eigenschaften und seine in Mikrokosmos-Experimenten bewiesene intensive räuberische Ernährungsweise zurückgeführt (Grabowski et al. 2007, Platvoet et al. 2009). Es wird daher angenommen, dass er die betroffenen Ökosysteme innerhalb kurzer Zeit destabilisieren könnte (Devin et al. 2003). Die Stabile Isotopenanalyse (SIA) stellt eine geeignete und häufig genutzte Methode dar, die trophische Funktion und Ressourcennutzung von Organismen in Nahrungsnetzen zu identifizieren (z.B. Vander Zanden et al. 1999). Um mittels SIA überprüfen zu können, ob *D. villosus* die in der Literatur beschriebene räuberische Lebensweise auch innerhalb der natürlichen Nahrungsnetze zeigt, sind Kenntnisse über die Diskriminierungsfaktoren für ¹³C und ¹⁵N notwendig. Diese weisen art-, nahrungs- und Habitat-bedingt eine zum Teil nicht unerhebliche Variabilität auf, weshalb die Verwendung generalisierter Mittelwerte für alle Konsumenten in Feldstudien nicht zweckmäßig erscheint (McCutchan Jr et al. 2003). Daher wurde zur Ermittlung der art- und nahrungsspezifischen Diskriminierungsfaktoren ein Laborversuch durchgeführt, um die Werte später für eine realistische Abschätzung der trophischen Funktion und Nahrungszusammensetzung von *D. villosus* verwenden zu können.

Material und Methoden

In einem 8-wöchigen Laborversuch wurden 96 *D. villosus*-Individuen einzeln in 100 ml-Gefäßen innerhalb einer Fließrinne gehältert (Abb. 1). Die Tiere stammten aus der Mosel in Koblenz und das Wasser für die Fließrinne wurde der Koblenzer Rhein-Lache entnommen (50.343189° N, 7.593323° O). Die Fließgeschwindigkeit der Rinne wurde auf 0,1 m/s und der Tag-Nacht-Rhythmus der Umgebung auf 12h/12h eingestellt. Zur Wasseraufbereitung wurden zwei Aquarien-Außenfilter installiert (Pumpenleistung ca. 620 L/h, *EHEIM Classic 350*, Deizisau). Des Weiteren fanden regelmäßige Teilwasserwechsel mit Rhein- und Leitungswasser statt und die Verdunstung wurde durch die Zugabe von deionisiertem Wasser ausgeglichen. Die Hälfte der Gammariden



Abb. 1: Versuchsaufbau in der Fließrinne

wurden täglich ad libitum mit roten Mückenlarven gefüttert (Chironomiden-Ansatz, 48 Tiere), die andere Hälfte erhielt konditioniertes Weidenlaub (Weidenlaub-Ansatz, 48 Tiere). Tote Individuen sowie Exuvien wurden täglich aus dem System entfernt.

Die Entnahme von 4-10 Versuchstieren erfolgte am ersten Versuchstag sowie nach 4, 6 und 8 Wochen (30., 43. und 57. Versuchstag) nach dem Zufallsprinzip. Die Ressourcen (Chironomiden und Weidenlaub) wurden wöchentlich beprobt (n = 3). Nach der Vermessung und Entfernung des Darminhaltes von *D. villosus* wurden die Individuen und ebenso die Ressourcen gefriergetrocknet (24 h, -56°C), anschließend pulverisiert und 0,5 – 1 mg Tiergewebe sowie 3 – 5 mg Laub in Zinnkapseln (9 x 5 mm) abgewogen.

Die Messung der Isotopenverhältnisse von C und N in den Proben erfolgte mit einem *Thermo Scientific™ Delta VTM Advantage* Isotopenverhältnis-Massenspektrometer gekoppelt mit einem vorangeschalteten *Thermo Scientific™ Flash HT* Elementaranalysator. Die Angabe der Verhältnisse erfolgt als δ -Wert in Promille (‰) und wird relativ zu einem international festgelegten Standard berechnet:

$$\delta X [‰] = \left(\frac{R_{Probe}}{R_{Standard}} - 1 \right) * 1000 \quad [1]$$

mit **R** als Verhältnis von $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ bzw. $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ in der Probe und im Standard (C: Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB), N: N_2) und **X** als das schwere Isotop (^{13}C bzw. ^{15}N).

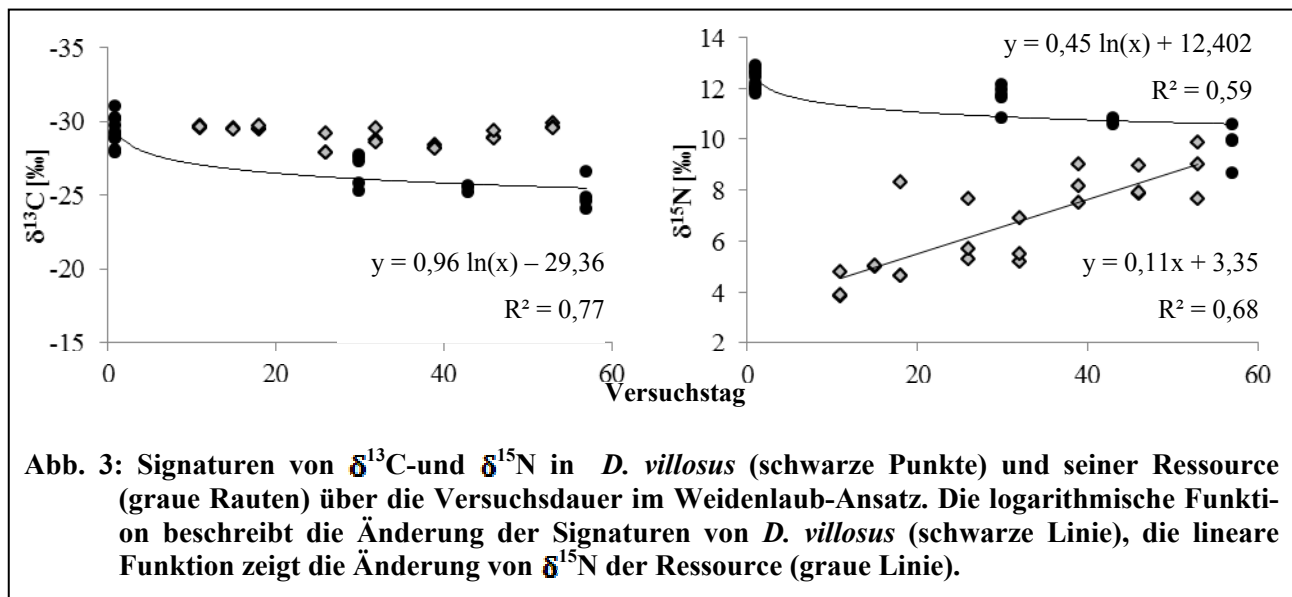
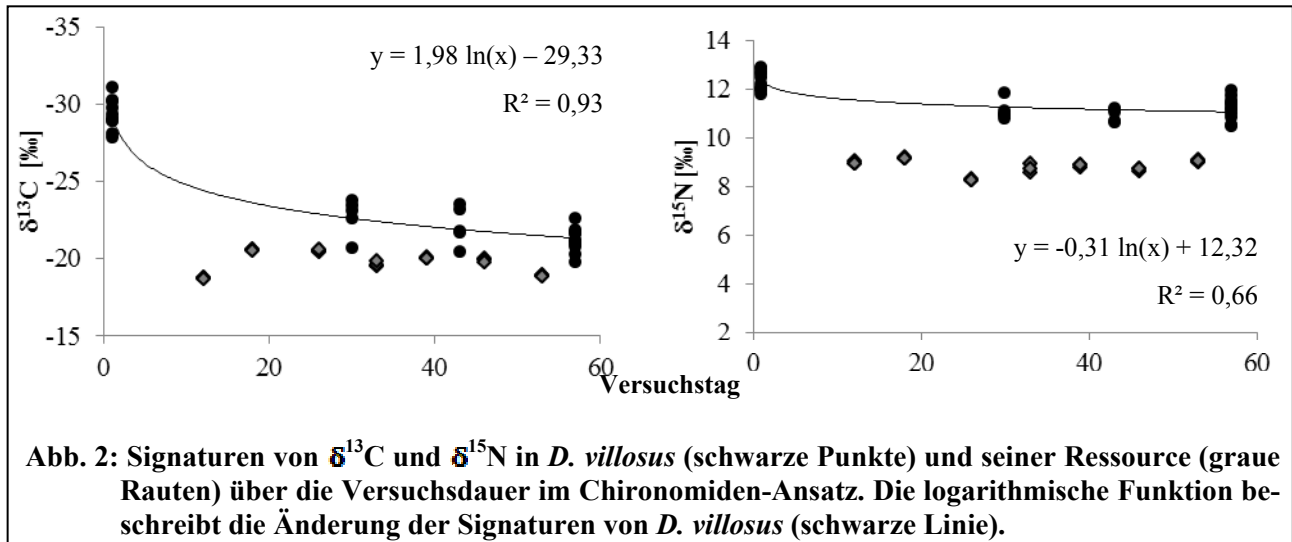
An die gemessenen Isotopensignaturen von *D. villosus* wurde eine logarithmische Funktion ($y = c * \ln x + a_0$) angepasst, um die Änderung der Signaturen über die Versuchsdauer zu beschreiben. Die Änderung der jeweiligen Ressourcensignaturen über die Versuchszeit wurde mithilfe einer linearen Regression geprüft. Die Werte von *D. villosus* wurden zwischen den Probenahmezeitpunkten mit einer ANOVA und Posthoc-Test (Tukey's HSD-Test) verglichen. Ab dem Zeitpunkt, ab dem keine signifikante Änderung der Werte mehr festzustellen war, wurde die mittlere Isotopensignatur für *D. villosus* pro Versuchsansatz und Isotop gebildet. Die Diskriminierungsfaktoren berechneten sich nachfolgend aus der Differenz der mittleren Konsumenten-Signaturen und der mittleren Ressourcen-Signaturen (über gesamte Versuchsdauer).

Ergebnisse

Im Chironomiden-Ansatz kam es zu einer deutlichen Zunahme von $\delta^{13}\text{C}$ und einer schnellen Abnahme von $\delta^{15}\text{N}$ im Gewebe von *D. villosus* über den Versuchsverlauf (Abb. 2). Nach einer signifikanten Zunahme von $\delta^{13}\text{C}$ in *D. villosus* zwischen dem Startpunkt und nach Tag 30 ($p < 0,001$) stagnierten die Werte. Nach 6 Wochen war schließlich keine signifikante Änderung mehr festzustellen ($p > 0,05$). Die $\delta^{15}\text{N}$ -Signatur in *D. villosus* unterschied sich ebenfalls zwischen dem Startpunkt und dem 30. Versuchstag ($p < 0,001$; Abb. 2), nachfolgend fand keine signifikante Veränderung mehr statt ($p > 0,05$). Dies bedeutet, dass die Stickstoff-Isotope im Gewebe von *D. villosus* bereits nach 4 Wochen mehr oder weniger vollständig umgesetzt waren, während für die Kohlenstoff-Isotope 6 Wochen benötigt wurden. Die Signaturen der Chironomiden als Ressource blieben während der Versuchszeit unverändert ($p > 0,05$; Abb. 2).

Im Weidenlaub-Ansatz kam es ebenfalls zu einer deutlichen Zunahme von $\delta^{13}\text{C}$ und zu einer Abnahme von $\delta^{15}\text{N}$ in *D. villosus* über den experimentellen Verlauf (Abb. 3). Die $\delta^{13}\text{C}$ -Signatur von *D. villosus* veränderte sich signifikant zwischen dem 1. und dem 30. Versuchstag ($p < 0,001$), wobei nachfolgend keine Unterschiede mehr zwischen den Beprobungsterminen festgestellt wurden ($p > 0,05$). Bei der $\delta^{15}\text{N}$ -Signatur wurde erst nach 43 Tagen eine signifikante Abnahme verglichen mit

den Werten zu Versuchsbeginn festgestellt ($p < 0,001$), jedoch konnte anschließend keine weitere Änderung mehr beobachtet werden ($p > 0,05$). Der Umsatz der Stickstoff-Isotope im Gewebe von *D. villosus* war daher erst 6 Wochen abgeschlossen, während dies für die Kohlenstoff-Isotopen bereits nach 4 Wochen zu beobachten war. Die Signatur des Weidenlaubs änderte sich nicht für C im Versuchsverlauf ($p > 0,05$), jedoch gab es eine signifikante lineare Zunahme von $\delta^{15}\text{N}$ ($p < 0,001$; Abb. 3).



Im Chironomiden-Ansatz waren die mittleren Signaturen von $\delta^{13}\text{C}$ im Gewebe von *D. villosus* gegenüber der Ressourcensignatur reduziert und die von $\delta^{15}\text{N}$ erhöht (Tab. 1). Im Weidenlaub-Ansatz waren die mittleren Signaturen von *D. villosus* gegenüber der Ressource für beide Isotope deutlich erhöht (Tab. 1). Die ermittelten nahrungsspezifischen Diskriminierungsfaktoren für $\Delta^{15}\text{N}$ für *D. villosus* befanden sich in beiden Versuchsansätzen in ähnlichen Größenordnungen (Tab. 1). Für die C-Anreicherung in *D. villosus* wurden in den beiden Ansätzen dagegen unterschiedliche Diskriminierungsfaktoren ermittelt. Während die Anreicherung im Weidenlaub-Ansatz deutlich positiv war, war diese im Chironomiden-Ansatz deutlich negativ (Tab. 1).

Tab. 1: Mittlere Signaturen ($\pm$ SD, n) der Ressourcen und von *D. villosus* und daraus errechnete Diskriminierungsfaktoren für C und N im Chironomiden- und Weidenlaub-Ansatz

Ansatz	δ	Ressource [‰]	<i>D. villosus</i> [‰]	Diskriminierungs- faktor [‰]
Chironomiden	^{13}C	$-19,75 \pm 0,67$ (21)	$-21,48 \pm 0,98$ (16)	-1.75
	^{15}N	$8,81 \pm 0,28$ (21)	$11,11 \pm 0,40$ (21)	2.29
Weidenlaub	^{13}C	$-29,11 \pm 0,63$ (23)	$-25,84 \pm 1,15$ (12)	3.27
	^{15}N	$6,62 \pm 1,82$ (23)	$10,18 \pm 0,76$ (7)	3.56

Diskussion

Im hier vorgestellten Experiment konnten für den sehr erfolgreichen Einwanderer *D. villosus* erstmalig Diskriminierungsfaktoren und Umsetzungszeiten der stabilen Isotope für verschiedene Nahrungsressourcen ermittelt werden. Diese Werte sind eine unerlässliche Voraussetzung für die Anwendung der SIA zur Beschreibung der Ernährungsweise dieser invasiven, omnivoren Art im Freiland und dienen als realistische Richtwerte für die metabolische Verarbeitung von pflanzlichen und tierischen Ressourcen. Indem sie als Korrekturfaktor für die Isotopensignatur der potentiellen Nahrungsressourcen genutzt werden, bilden sie die Grundlage für die Ermittlung und Quantifizierung der relativen Beteiligung verschiedener Ressourcen an der Ernährung von *D. villosus*.

Die offensichtlich starke Variabilität der Diskriminierungsfaktoren, sowohl für Kohlenstoff als auch für Stickstoff, in Abhängigkeit von der konsumierten Nahrung zeigt, dass die Verwendung genereller Mittelwerte (z.B. $\Delta^{15}\text{N}$: 3,4‰, $\Delta^{13}\text{C}$: 0,8‰ nach Vander Zanden et al. 2001) zu fehlerhaften Einschätzungen bei trophischen Analysen führen kann. Insbesondere die pauschalisierte Annahme einer Kohlenstofffraktionierung nahe dem Wert Null ergäbe für einen Omnivor wie *D. villosus* keine realistischen Ergebnisse und würde zu einer Verzerrung der Nahrungsanteile führen. Es ist bereits bekannt, dass herbivore und carnivore Organismen über unterschiedliche Kohlenstoff- und Stickstoffdiskriminierungsfaktoren verfügen (Vander Zanden et al. 2001). Die Ergebnisse der vorliegenden Experimente zeigen nun deutlich, dass auch omnivore Arten die Isotope ihrer verschiedenen Nahrungsquellen unterschiedlich stark fraktionieren. Aus diesem Grund kann nur mithilfe der art- und nahrungsspezifischen Diskriminierungsfaktoren, welche die arteigene metabolische Verarbeitung der Nahrung miteinbeziehen, eine Abschätzung der tatsächlichen Nahrungszusammensetzung von *D. villosus* im Freiland erfolgen.

Die geringere Isotopenfraktionierung für N und C durch *D. villosus* im Chironomiden-Ansatz verglichen mit dem Laubansatz wurde vermutlich durch die unterschiedliche Nahrungsqualität hervorgerufen. Die Chironomiden stellen in den für die vorliegende Arbeit durchgeführten Experimenten eine Nahrung mit vergleichsweise niedrigem C/N-Verhältnis (5:1) und hohem Proteingehalt dar. Da ein großer Anteil der essentiellen Amino- und Fettsäuren direkt für die Synthese von Körpergewebe verwendet wird, unterliegen die Isotope einem geringeren Stoffumsatz und werden dementsprechend nur gering angereichert (Fantle et al. 1999). Das Weidenlaub hingegen ist proteinarm und besitzt ein hohes C/N-Verhältnis (17:1). Eine stärkere trophische Diskriminierung bei proteinarmer Nahrung ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass der Konsument die nicht-essentiellen Bestandteile stark metabolisieren muss, um sie ins Körpergewebe einzubauen. Dabei kommt es zur stärkeren Exkretion leichter Isotope (^{14}N , ^{12}C), während verbleibende schwere Isotope (^{15}N , ^{13}C) angereichert werden (Fantle et al. 1999). Zudem besitzen pflanzliche und tierische Nahrungsquellen unterschiedliche biochemische Hauptbestandteile (Lipide, Proteine, Kohlenhydrate) mit verschie-

denen $\delta^{13}\text{C}$ -Signaturen (DeNiro et al. 1978), die die Konsumenten mit unterschiedlicher Effizienz assimilieren (Vander Zanden et al. 2001).

Die Umsetzung der Isotopensignatur der Ressourcen in *D. villosus* vollzog sich mit höchstens 4 bzw. ungefähr 6 Wochen vergleichsweise schnell. Vergleichbare Umsatzzeiten wurden bisher nur für marine Crustaceen gemessen (Fry & Arnold 1982), während bei Versuchen mit Mysiden längere Umsatzraten (mind. 8 Wochen) ermittelten (Gorokhova & Hansson 1999). Die schnelle Umsetzung bei *D. villosus* könnte auf sein verhältnismäßig schnelles Wachstum (Grabowski et al. 2007) und die daraus resultierenden häufigen Häutungen zurückzuführen sein, da nach jeder Ecdysis ein neues Exoskelett synthetisiert werden muss.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass die Verwendung art- und nahrungsspezifischer Diskriminierungsfaktoren für die Ermittlung von Ernährungsweisen und trophischen Funktionen, v.a. bei omnivoren Arten, aufgrund der hohen Variabilität und der daraus resultierenden hohen Irrtumswahrscheinlichkeit bei der Nutzung einheitlicher Diskriminierungsmittelwerte, dringend empfohlen wird.

Danksagung

Wir möchten uns bei all den Helfern der Arbeitsgruppe Fließgewässerökologie bedanken, die uns bei der Durchführung der Versuche innerhalb dieser Bachelorarbeit tatkräftig unterstützt haben. Der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) danken wir für die finanzielle Förderung im Rahmen des Emmy-Noether-Projektes (WI 3592/1-1).

Literatur

- DeNiro, M. J., Epstein, S. (1978): Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. Pergamon Press Ltd. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 42, 495-506.
- Devin, S., Piscart, C., Beisel, J.-N., Moretaeu, J.-C. (2003): Ecological traits of the amphipod invader *Dikerogammarus villosus* on a mesohabitat scale. *Archiv für Hydrobiologie*. 158, 43-56.
- Fantle, M. S., Dittel, A. I., Schwalm, S. M., Epifanio, C. E., Fogel, M. L. (1999): A food web analysis of the juvenile blue crab, *Callinectes sapidus*, using stable isotopes in whole animals and individual amino acids. *Oecologia*. 120, 416-426.
- Fry, B., Arnold, C. (1982): Rapid $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ turnover during growth of brown shrimp (*Penaeus aztecus*). *Oecologia*. 54 (2), 200-204.
- Gorokhova, E., Hansson, S. (1999): An experimental study on variations in stable carbon and nitrogen isotope fractionation during growth of *Mysis mixta* and *Neomysis integer*. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science*. 56, 2203-2210.
- Grabowski, M., Bacela, K., Konopacka, A. (2007): How to be an invasive gammarid (Amphipoda: Gammaroidea) - comparison of life history traits. *Hydrobiologia*. 590, 75-84.
- McCutchan Jr, J. H., Lewis Jr, W. M., Kendall, C., McGrath, C. C. (2003): Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *OIKOS*. 102, 378-390.
- Platvoet, D., van der Velde, G., Dick, J., Li, S. (2009): Flexible Omnivory in *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) (Amphipoda) - Amphipod Pilot Species Project (AMPIS) Report 5. Koninklijke Brill NV. *Crustaceana*. 82 (6), 703-720.
- Vander Zanden, M. J., Rasmussen, J. B. (1999): Primary consumer $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ and the trophic position of aquatic consumers. *Ecology*. 80 (4), 1395-1404.
- Vander Zanden, M. J., Rasmussen, J. B. (2001): Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography*. 46 (8), 2061-2066.

Die Quagga-Muschel sicher bestimmen

Christiane Ueckerdt, Nicole Namyslo-Wegmann, Juliana Herzog, Timo Basen, Karsten Grabow & Andreas Martens

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Deutschland, ueckerdtchris@ph-karlsruhe.de, nicweg@web.de, herzogjuliana@ph-karlsruhe.de, timobasen@gmail.com, grabow@ph-karlsruhe.de, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: *Dreissena polymorpha*, *Dreissena rostriformis*, Neozoen, Bestimmung, Morphologie

Einleitung

Die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis* breitet sich in den Schifffahrtsstraßen Mitteleuropas rasant aus. Nach der nahezu durchgängigen Besiedlung von Rhein, Main und Donau, findet derzeit eine rapide Ausbreitung in anderen Einzugsbereichen statt (Schöll et al. 2012). Eine weitere große Gefahr stellt die Überlandverschleppung in Seen insbesondere durch Sportboote dar, der erste Fall der Besiedlung eines isolierten Sees ist bereits dokumentiert (Martens & Schiel 2012). Bei *Dreissena rostriformis* sind keine genetisch unterscheidbaren Unterarten feststellbar (Stepien et al. 2013). Deshalb sollte der Unterartname „*bugensis*“ für die Quagga-Muschel nicht weiter verwendet werden.

Der Zweck dieses Beitrages ist, eine Unterscheidung der vielerorts noch unbekannten Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis* zur ähnlichen, bereits in Mitteleuropa weit verbreiteten Zebra-, Dreikant- oder Wandermuschel *Dreissena polymorpha* anhand der Schalenmorphologie zu vermitteln.

Bestimmung

Zuverlässige Bestimmungsmerkmale

Zu den zuverlässigen Bestimmungsmerkmalen zählen zwei Schalenmerkmale, die in Kombination miteinander besonders gut für eine Unterscheidung der beiden Muschelarten geeignet sind. Bei Betrachtung der Schalenseiten und der Aufsitzfläche sind deutliche Formunterschiede zu erkennen. Während in der Frontalansicht die Schalenseiten bei *Dreissena rostriformis* deutlich abgerundet sind und die Aufsitzfläche gebogen ist, lassen sich bei *Dreissena polymorpha* deutlich kantige Schalenseiten und eine durchgängige Aufsitzfläche feststellen (Abb.1). Die Aufsitzfläche der Letzteren ist somit deutlich von den Schalenseiten abgewinkelt und die größte Körperbreite liegt im Bereich der Kante. Aufgrund dieses morphologischen Bestimmungsmerkmals lässt sich eine Unterscheidung oftmals schon bei der Betrachtung der Muschel auf dem Substrat feststellen. Die durchgängig gerade Aufsitzfläche der Zebra-Muschel bietet eine große Kontaktfläche zum Substrat, so dass diese Muschelart sich senkrecht zur Unterlage anheftet. Die Quagga-Muschel nimmt durch die geringere, gebogene und oftmals leicht gekielte Aufsitzfläche eine abgewinkelte Position auf dem Substrat ein (Abb.2).

Ein weiteres zuverlässiges Bestimmungsmerkmal ist der Schalenrand. *D. polymorpha* bildet einen gradlinigen Schalenrand aus. Das erklärt die senkrechte Position zum Substrat und die Symmetrie der beiden Schalenhälften zueinander. Bei der Betrachtung der Bauchseite der *D. rostriformis* fällt ein wellenförmiger Schalenrand auf. Dieser begründet die abgewinkelte Position zum Substrat und die deutliche Asymmetrie der Schalenhälften (Abb.3). Die (Drei-)Kantigkeit der Schale von *D. polymorpha* lässt sich leicht ertasten und stellt sich zur ersten Unterscheidung beider Arten in größerer Stückzahl als gut geeignet heraus. Nach unserer Erfahrung ist die vorhandene bzw. fehlende Dreikantigkeit ein Merkmal, dass bereits bei Jungmuscheln gut verwendet werden kann.

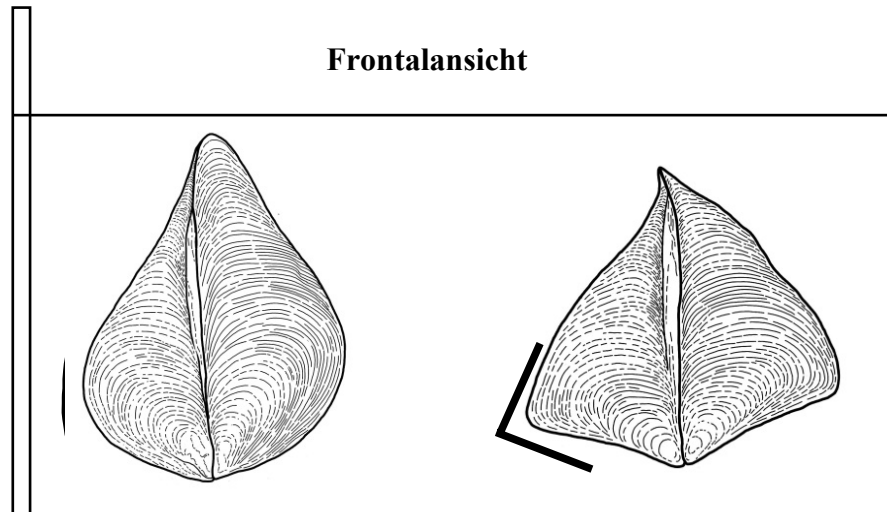


Abb.1: Gegenüberstellung der zuverlässigen Bestimmungsmerkmale Schalenseiten und Aufsitzfläche. Deutlich abgerundete Schalenseiten bei *Dreissena rostriformis* (links, hervorgehoben) und deutlich erkennbare Kantigkeit der Schalenseiten bei *Dreissena polymorpha* (rechts, hervorgehoben) (aus Martens et al. 2007, Zeichnung: Denise Feketitsch).

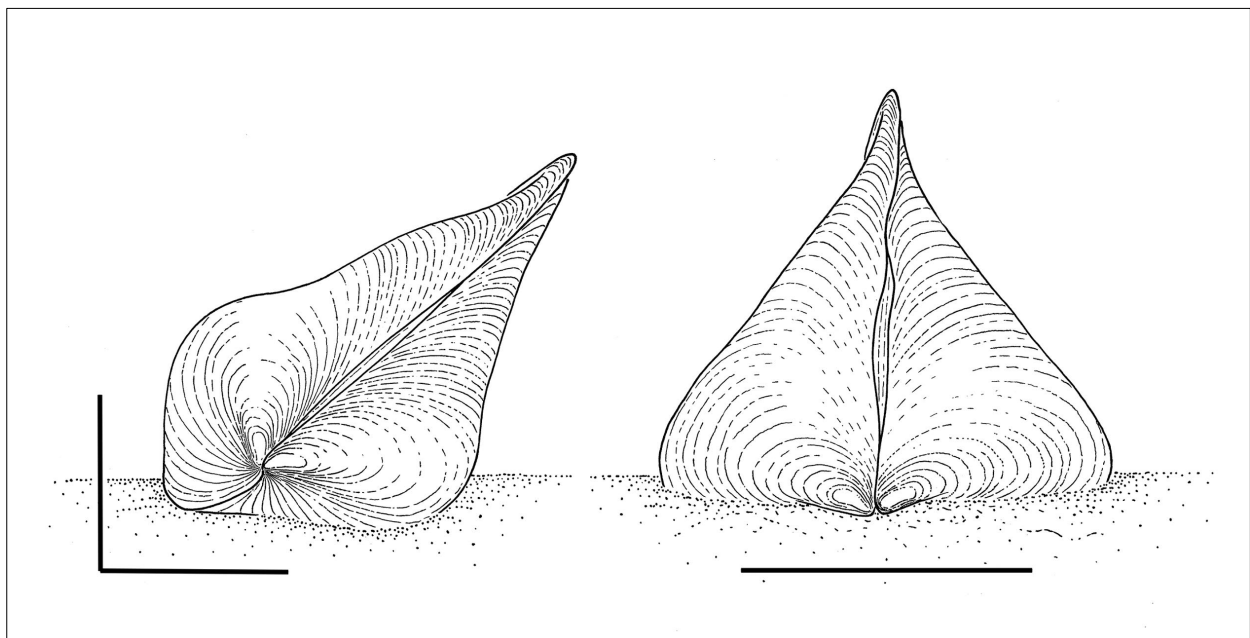


Abb.2 Gegenüberstellung der Position auf dem Substrat. Die abgerundeten Schalenseiten bei *Dreissena rostriformis* (links) bieten eine geringe Aufsitzfläche und sie nimmt eine gekippte Position auf dem Substrat ein. Die deutlich kantigen Schalenseiten bei *Dreissena polymorpha* (rechts) bieten eine große Aufsitzfläche, es resultiert eine senkrechte Position auf dem Substrat. (Zeichnung: Stefano Marci)

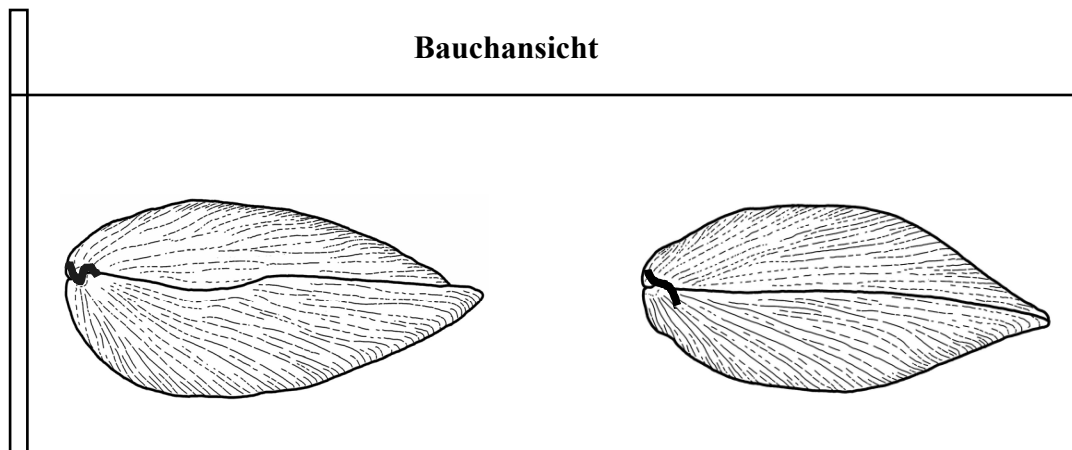


Abb.3: Gegenüberstellung der zuverlässigen Bestimmungsmerkmale Schalenrand und Schalenhälften. Deutlich wellenförmiger Schalenrand bei *Dreissena rostriformis* (links, hervorgehoben) und deutlich geradliniger Schalenrand bei *Dreissena polymorpha* (rechts, hervorgehoben) (aus Martens et al. 2007, Zeichnung: Denise Feketitsch).

Weitere Bestimmungsmerkmale

Die Färbung und die Zeichnung der Schale kann als ein weiteres Bestimmungsmerkmal herangezogen werden. Namengebend für die Zebra-Muschel sind die regelmäßigen zickzackförmigen Querstreifen als Zeichnung auf der Schale. Es wechseln sich gelbgraue mit dunklen Zickzack-Querstreifen ab. Besonders auffällig ist dieses Merkmal bei kleinen und mittelgroßen Individuen. Bei älteren Exemplaren sind die beiden Bestimmungsmerkmale eher undeutlich erkennbar. Im Gegensatz zur Zebra-Muschel, ist die Zeichnung der Schale der Quagga-Muschel polymorph. Häufig jedoch sind deutlich Längsstreifen erkennbar, wobei üblicherweise eine einheitliche Färbung von milchig beige bis dunkelbraun vorliegt (Abb.4). Bei beiden Arten ist eine Korrelation zwischen Muster und Alter der Muscheln zu erkennen (Pavlova & Izyumov 2014).

Grundsätzlich ist die phänotypische Vielfalt bezüglich der Schalenproportionen, des Schalenrandes und der Farbmuster der Schale bei *Dreissena rostriformis* größer, als die von *Dreissena polymorpha*. Somit ist auf eine geringere Spezialisierung der Quagga-Muschel und unweigerlich auf eine größere Variabilität zur Anpassung an die Gegebenheiten zu schließen (Markov & Naimark 1998).



Abb.4: Exemplare der Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis* (mittig links, hervorgehoben) zwischen Individuen der Zebra-Muschel *Dreissena polymorpha*. Die Zeichnung und Färbung der zuletzt genannten, ist deutlich erkennbar. Die häufig vorkommende Längsstreifung der Quagga-Muscheln ist hier beispielhaft zu erkennen. (Foto: K. Grabow)

Literatur

- Markov, A.V. & Naimark, E.B. (1998): Quantitative Regularities of Macroevolution. The Experience of Application of Systemic Approach for the Analysis of Development of Supra-Species Taxa. Geos, Moscow.
- Martens, A., Grabow, K. & Schoolmann, G. (2007): Die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) am Oberrhein (Bivalvia: Dreissenidae). *Lauterbornia* 61: 145-152.
- Martens, A. & Schiel, F.-J. (2012): Erste Ansiedlung der Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov) an einem isolierten See in Mitteleuropa (Bivalvia: Dreissenidae). *Lauterbornia* 75: 109-111.
- Pavlova, V. & Izyumov, Y. (2014): Morphological variability of *Dreissena polymorpha* and *Dreissena rostriformis bugensis* (Mollusca: Bivalvia). In: Nalepa, T.F. & Schloesser, D.W. (Hrsg.): *Quagga and Zebra Mussels*. CRC Press, Boca Raton: 287-314.
- Schöll, F., Eggers, T.O., Haybach, A., Gorka, M., Klima M. & König, B. (2012): Verbreitung von *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) in Deutschland (Mollusca: Bivalvia). *Lauterbornia* 74: 111-115.
- Stepien, C.A., Grigorowich, I.A., Gray, M.A., Sullivan, T.J., Yerga-Woolwine, S. & Kalayci, G. (2013): Evolutionary, biogeographic, and population genetic relationships of dreissenid mussels, with revision of component taxa. In: Nalepa, T.F. & Schloesser, D.W.: *Quagga and Zebra Mussels*. CRC Press, Boca Raton: 403-444.

Invasive Amphipoden schwimmen den heimischen davon

Alexander T. L. Vossage¹, Elisabeth I. Meyer², Friederike Gabel¹

¹ Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster. Email: A.Vossage@uni-muenster.de; gabelf@uni-muenster.de, ²Institut für Evolution und Biodiversität – Abteilung für Limnologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster. Email: meyer@uni-muenster.de

Keywords: Schwimmgeschwindigkeit, Invasionsvorteil, species traits, *Dikerogammarus villosus*, *Gammarus* sp., *Echinogammarus* sp.

Einleitung

Seit mehreren Jahrzehnten wird die zunehmende Verbreitung von invasiven Amphipoden in Zentraleuropa beobachtet (Jazdzewski et al. 2002, Grabowski et al. 2007). Welche Faktoren für den Verbreitungserfolg entscheidend sind, ist jedoch nicht abschließend geklärt. Bestimmte species traits wie beispielsweise eine hohe Fekundität, Temperatur- oder Salztoleranz können die Konkurrenz zweier Arten entscheidend beeinflussen (Grabowski et al. 2007, Verberk et al. 2013). Ein weiterer Konkurrenzvorteil und wichtiger Ausbreitungsfaktor könnte eine hohe Schwimmgeschwindigkeit sein. Die Fähigkeit schneller zu schwimmen kann unterschiedliche Vorteile haben: Die Flucht vor Prädatoren kann erfolgreicher sein, das Besiedeln von einem breiteren Spektrum an Habitaten (auch strömungsexponiertere) kann ermöglicht werden und die Ausbreitung, vor allem gegen die Strömung, wird erleichtert. Letzteres gilt vor allem für die Passierbarkeit von Bereichen im Fließgewässer, an denen höhere Fließgeschwindigkeiten vorherrschen oder das Substrat wenig Schutz vor Strömung bietet. Da invasive Amphipoden häufig heimische Arten verdrängen, sollten folgende Hypothesen untersucht werden: (I) Invasive Amphipoden können schneller schwimmen als heimische und (II) adulte Tiere schwimmen schneller als juvenile.

Material und Methoden

Die getesteten Tiere wurden mit einem Kescher (500 µm Maschenweite) gefangen. Die heimischen Arten *Gammarus roeselii* und *G. pulex* stammen aus der Hessel, einem Zufluss der Ems, *G. fossarum* stammt aus einem Zufluss der Wupper. Die invasiven Arten *Echinogammarus trichiatus* und *Dikerogammarus villosus* wurden im Müggelsee in Berlin gefangen, *E. berilloni* wurde im Salzbach in der Nähe der Stadt Hamm gefangen. Die Tiere wurden 24 h im Labor in einem Aquarium gehalten und mit gefrorenen Chironomiden-Larven *ad libitum* gefüttert. Die Untersuchungen wurden zwischen Mai und Juni 2013 durchgeführt. Pro Art wurden zwischen 27 und 33 Tieren getestet.

Die Tests zur Ermittlung der Schwimmgeschwindigkeit wurden in einem modifizierten Aquarium im Labor durchgeführt. Hierzu wurde die Schwimmbewegung mit einer Videokamera (HD-Camcorder: Sony HDR-CX350VE; Sony Corporation Japan, Sony Deutschland GmbH) mit 25 Frames pro Sekunde gefilmt und am PC (AVSVideoEditor Software; Online Media Technologies, Ltd. Intel, Großbritannien) ausgewertet. Das Testaquarium hatte die Maße 29,3 × 24,7 × 14,1 cm, wobei eine Trennwand dafür sorgte, dass der vordere Teil des Aquariums eine Tiefe von 1 cm aufwies (s. Abb. 1). Dadurch konnten die Individuen nur parallel zur Trennwand schwimmen. In

diesem 1 cm breiten Bereich wurde die Schwimmbewegung der Tiere aufgenommen. Die Trennwand war mit Millimeterpapier ausgestattet, um die zurückgelegten Distanzen für die Auswertung bestimmen zu können. Die Geschwindigkeit der Tiere wurde Frame für Frame ermittelt (s. Abb. 2), indem mit Hilfe des Millimeterpapiers gemessen wurde, welche Strecke zurückgelegt wurde. Bei jedem Tier wurde eine Schwimdauer von einer Sekunde ausgewertet. Anhand der Videos wurden zusätzlich die Körperlängen der getesteten Tiere vermessen.

Um die maximale Schwimmggeschwindigkeit zu ermitteln, wurde durch einen beim Umsetzen in das Testaquarium erzeugten Wasserwirbel der Fluchtinstinkt der Individuen ausgelöst. Dazu wurden die Amphipoden mit einem Löffel, der 18 mL Wasser fasste, einzeln auf Höhe einer Stufe in das Aquarium entlassen (s. Pfeil in Abb. 1). Durch das Einfüllen des Umsetzungswassers wurde der Wasserwirbel an der Stufe im Aquarium erzeugt, der die Individuen zur maximalen Schwimmggeschwindigkeit animierte.

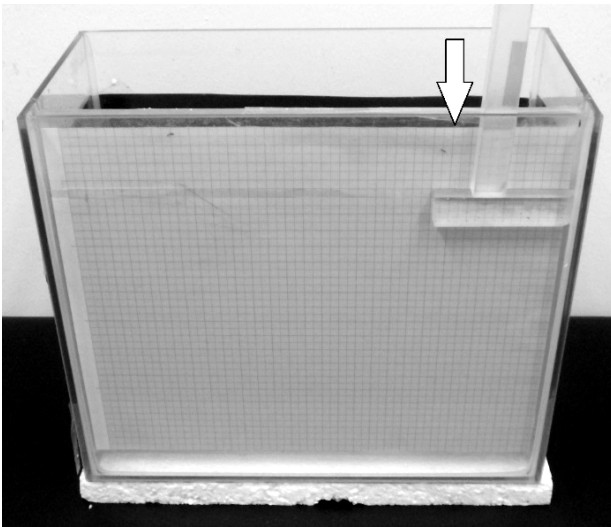


Abb. 1: Testaquarium mit der Stufe zur Erzeugung des Wasserwirbels. Der Pfeil markiert die Einsatzstelle.

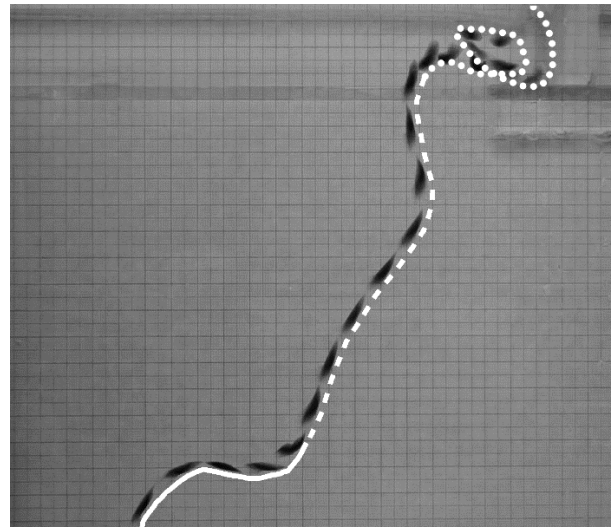


Abb. 2: Stop-Motion-Abbildung eines Testvideos (nur ein Drittel der tatsächlich aufgenommenen Frames sind eingeblendet). Gepunktete Linie: Einfluss des Wasserwirbels; Gestrichelte Linie: Ausgewertete Schwimmstrecke ($\equiv 1 \text{ s}^{-1}$); Durchgezogene Linie: Nicht ausgewertet.

Die statistischen Auswertungen wurden mit IBM SPSS Statistics 22 durchgeführt. Nach Überprüfung der Normalverteilung und der Varianzhomogenität wurden die Arten auf unterschiedliche Schwimmggeschwindigkeiten hin getestet (Anova mit LSD post-hoc Test). Signifikante Unterschiede zwischen den Größenklassen wurden mit Students t-tests berechnet. Die Unterteilung in die Größenklassen „juvenil“ und „adult“ wurde anhand des Medians der Körperlängen vorgenommen, wodurch ähnlich große Gruppengrößen erzeugt werden konnten. Die Mediane der sechs Arten lagen bei $1,438 \pm 0,26 \text{ cm}$.

Ergebnisse

Die maximalen Schwimmggeschwindigkeiten der Amphipoden liegen zwischen $7,52$ und $24,16 \text{ cm s}^{-1}$. Die Untersuchung der Schwimmggeschwindigkeit hat gezeigt, dass die invasiven Arten höhere Geschwindigkeiten erreichen als die heimischen. *E. berilloni* erreicht signifikant höhere Geschwindigkeiten als die heimischen Arten. *G. fossarum* schwimmt signifikant langsamer als alle anderen untersuchten Arten (Abb. 3).

Wenn man die Schwimmgeschwindigkeit unter Berücksichtigung der Altersklasse der Amphipoden betrachtet, werden die Unterschiede zwischen invasiven und heimischen Tieren deutlicher. Während bei allen Arten festgestellt werden konnte, dass die adulten Amphipoden schneller schwimmen können als die juvenilen, ist dieser Unterschied bei den Arten unterschiedlich stark ausgeprägt (Abb. 4). *D. villosus* zeigt als einzige der untersuchten Arten keinen signifikanten Unterschied zwischen juvenilen und adulten Individuen, da juvenile Individuen von *D. villosus* ähnlich hohe Geschwindigkeiten erreichen wie die adulten. Die Unterschiede zwischen juvenilen und adulten Individuen sind bei den heimischen Arten größer als bei den invasiven. Die juvenilen Individuen der heimischen Arten erreichen nur geringe Schwimmgeschwindigkeiten.

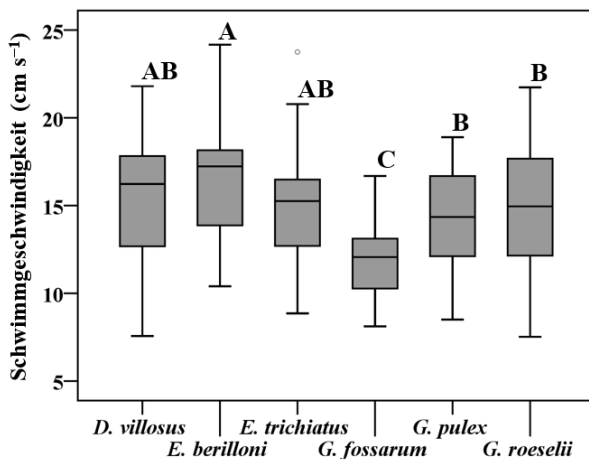


Abb. 3: Schwimmgeschwindigkeiten aller Arten. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an ($p \leq 0,05$, ANOVA mit LSD post-hoc Test).

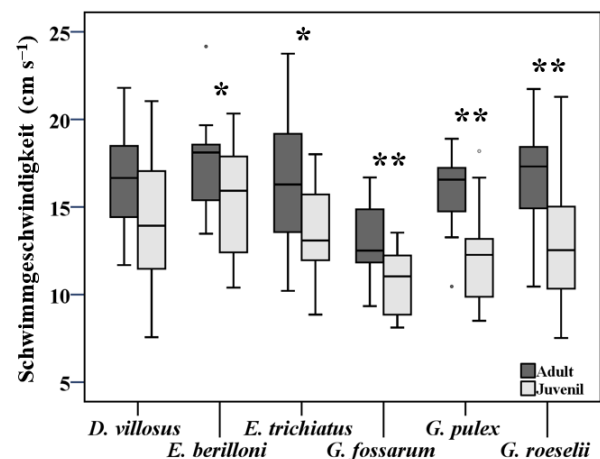


Abb. 4: Vergleich der Schwimmgeschwindigkeiten von juvenilen und adulten Amphipoden. Signifikante Unterschiede sind mit Sternchen markiert (* für $p \leq 0,05$, ** für $p \leq 0,01$; Student's t-test).

Diskussion

Es konnte gezeigt werden, dass invasive Amphipoden schneller schwimmen können als heimische. Insbesondere *E. berilloni* schwamm signifikant schneller als die drei heimischen Amphipodenarten. Außerdem schwimmen die adulten Individuen aller Arten, mit Ausnahme von *D. villosus*, signifikant schneller als die juvenilen. Die hohen Schwimmgeschwindigkeiten der invasiven Amphipoden und insbesondere der juvenilen Individuen von *D. villosus* könnten zum Invasionserfolg dieser Arten beitragen. Die Fähigkeit schnell zu schwimmen könnte den Fluchterfolg, insbesondere der juvenilen Individuen, begünstigen. Außerdem kann die Fähigkeit schnell zu schwimmen dafür sorgen, dass *D. villosus* schon in frühen Lebensstadien zu einem erfolgreichen Prädator wird und die heimischen Arten *G. fossarum* und *G. roeselii* als Nahrungsquelle nutzen kann (Kinzler & Maier 2003, Kinzler et al. 2009, McNeil & Platvoet 2013). Experimente zur Koexistenz von *D. villosus* und den heimischen Arten *G. fossarum*, *G. pulex* und *G. roeselii* zeigten, dass die heimischen Arten solche Mikrohabitate vermeiden, die bevorzugt von *D. villosus* besetzt werden (McNeil & Platvoet 2005, Lods-Crozet & Reymond 2006, Van Riel et al. 2007). Bei Anwesenheit von *D. villosus* oder Prädatoren halten sich die heimischen Arten *G. pulex* und *G. roeselii* ausschließlich in den bevorzugten Habitaten (makrophytische Strukturen und Laubmaterial) auf und verstärken den Aufenthalt in Verstecken (Kley & Maier 2005, McNeil et al. 2003, Piscart et al. 2011). Dieses Verhalten wird im Allgemeinen als Vermeidung von Prädation gedeutet (Goedmakers 1981, Kley & Maier 2005, Van Riel et al. 2007) und könnte auch mit der schlechteren Schwimffähigkeit, bzw. dem niedrigen Fluchterfolg der Arten begründet werden.

In Mikrohabitaten, die nicht viele Versteckmöglichkeiten oder Schutz vor Strömung bieten, zeigt sich, dass nur schneller schwimmende Amphipoden diese Habitate nutzen können. So wurde für *D. villosus* und *E. berilloni* bestätigt, dass diese Arten in rheolitischen Strukturen mit Steinen und Kies als Substrat auftreten und hier andere Amphipodenbestände dominieren können (McNeil et al. 2005, Piscart et al. 2007, Van Riel et al. 2007). Sobald unterschiedliche Arten gemeinsam auftreten, scheint sich eine schneller schwimmende Art bei der Besetzung der bevorzugten Habitate gegen eine langsam schwimmende Art durchzusetzen.

Die Ergebnisse lassen außerdem vermuten, dass durch höhere Schwimmggeschwindigkeiten die stromaufwärts gerichtete Wanderung vereinfacht wird. Bei hohen Fließgeschwindigkeiten wurde für *G. pulex* beobachtet, dass keine Bewegung stromaufwärts durchgeführt wird, sondern ein Verbleib am Substrat stattfindet (Adams et al. 1987). Das Verbreitungspotential von *G. fossarum* wurde als sehr gering eingestuft, da sich diese Art hauptsächlich in Mikrohabitaten mit sehr geringen Strömungsgeschwindigkeiten aufhält (Žganec et al. 2013). Dies könnte auch durch die geringen Schwimmggeschwindigkeiten der heimischen Amphipoden begründet sein.

Bereiche von Fließgewässern, die stark von künstlichen Strukturen überprägt sind, könnten demnach eine Verbreitungsbarriere für Amphipoden bilden, da in diesen Strukturen häufig hohe Fließgeschwindigkeiten vorherrschen (Schröder 2002). So könnten zum Beispiel Fischaufstiegsanlagen problematisch für die Durchgängigkeit für Amphipoden sein. Durch die höheren Fließgeschwindigkeiten innerhalb der Fischaufstiegsanlagen könnten die invasiven Arten bei der Durchwanderung Vorteile gegenüber den langsamer schwimmenden heimischen Arten haben. Für *D. villosus* konnte nachgewiesen werden, dass sich diese Art häufig innerhalb von Fischaufstiegsanlagen aufhält und dort andere Amphipodenbestände zu unterdrücken scheint (MacNeil & Platvoet 2013). Um Fischaufstiegsanlagen auch für heimische Amphipoden leichter passierbar zu gestalten, sollten die Anforderungen der heimischen Makrozoobenthosarten an die Strömungsgeschwindigkeiten und das eingesetzte Substrat berücksichtigt werden.

Danksagung

Grundlage für diese Arbeit war eine Bachelorarbeit, die am Institut für Landschaftsökologie (Westfälische Wilhelms-Universität Münster) im Sommer 2013 angefertigt wurde. Die Versuche mit *D. villosus* und *E. trichiatus* wurden am Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin durchgeführt.

Literatur

- Adams, J. & J. Gee, P. Greenwood, S. McKelvey, R. Perry (1987): Factors affecting the microdistribution of *Gammarus pulex* (Amphipoda): an experimental study. *Freshwater Biology* 17 (2): 307 – 316.
- Goedmakers, A. (1981): Population dynamics of three Gammarid species (Crustacea, Amphipoda) in a French Chalk Stream. *Bijdragen tot de Dierkunde* 51 (2): 181 – 190.
- Grabowski, M. & K. Bacela, A. Konopacka (2007): How to be an invasive gammarid (Amphipoda: Gammaroidea) – comparison of life history traits. *Hydrobiologia* 590: 75 – 84.
- Jazdzewski, K., A. Konopacka & M. Grabowski (2002): Four Ponto-Caspian and one American gammarid species (Crustacea, Amphipoda) invading Polish waters. *Contributions to Zoology* 71: 115–122.
- Kinzler, W. & G. Maier (2003): Asymmetry in mutual predation: possible reason for the replacement of native gammarids by invasives. *Archiv für Hydrobiologie* 157 (4): 473 – 481.
- Kinzler, W. & A. Kley, G. Mayer, D. Waloszek, G. Maier (2009): Mutual predation between and cannibalism within several freshwater gammarids: *Dikerogammarus villosus* versus one native and three invasives. *Aquatic Ecology* 43 (2): 457 – 464.
- Kley, A. & G. Maier (2005): An example of niche partitioning between *Dikerogammarus villosus* and other invasive and native gammarids: a field study. *Journal of Limnology* 64 (1): 85 – 88.

- Lods-Crozet, B. & O. Reymond (2006): Bathymetric expansion of an invasive gammarid (*Dikerogammarus villosus*, Crustacea, Amphipoda) in Lake Léman. *Journal of Limnology* 65 (2): 141 – 144.
- McNeil, C. & N. J. Fielding, K. D. Hume, J. T. A. Dick, R. W. Elwood, M. J. Hatcher, A. M. Dunn (2003): Parasite altered micro-distribution of *Gammarus pulex* (Crustacea: Amphipoda). *International Journal for Parasitology* 33 (1): 57 – 64.
- McNeil, C. & D. Platvoet (2005): The predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* on native *Gammarus pulex* (Crustacea: Amphipoda); influences of differential microdistribution and food resources. *Journal of Zoology* 267: 31 – 38.
- McNeil, C. & D. Platvoet (2013): Could artificial structures such as fish passes facilitate the establishment and spread of the ‘killer shrimp’ *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda) in river systems? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23 (5): 667 – 677.
- Piscart, C. & A. Manach, G. H. Copp, P. Marmonier (2007): Distribution and microhabitats of native and non-native gammarids (Amphipoda, Crustacea) in Brittany, with particular reference to the endangered endemic sub-species *Gammarus duebeni celticus*. *Journal of Biogeography* 34 (3): 524 – 533.
- Piscart, C. & J.-M. Roussel, J. T. A. Dick, G. Grosbois, P. Marmonier (2011): Effects of coexistence on habitat use and trophic ecology of interacting native and invasive amphipods. *Freshwater Biology* 56 (2) 325 – 334.
- Schröder, A. (2002): Untersuchungen zur Durchgängigkeit der Fischaufstiegsanlage Telgte für das Makrozoobenthos. Diploma Thesis, Westfälische Wilhelms-Universität - Institute for Landscape Ecology. Münster.
- Van Riel, M. C. & E. P. Healy, G. van der Velde, A. Bij de Vaate (2007): Interference competition among native and invader amphipods. *Acta Oecologica – International Journal of Ecology* 31 (3): 282 – 289.
- Verberk, W. C. E. P. & C. G. E. van Noordwijk, A. G. Hildrew (2013): Delivering on a promise: integrating species traits to transform descriptive community ecology into a predictive science. *Freshwater Science* 32 (2): 531 – 547.
- Žganec, K. & P. Jurić, S. Hudina, S. Gottstein (2013): Population and distribution changes of two coexisting river amphipods after the closure of a new large dam. *Limnologica* 43 (6): 460 – 468.

Genetische Diversität und Konnektivität von *Gammarus fossarum* (Crustacea: Amphipoda) im Sauerland

Martina Weiss¹ & Florian Leese¹

¹Ruhr-Universität Bochum, LS Evolutionsökologie & Biodiversität der Tiere, Universitätsstr. 150, 44801 Bochum, E-Mail: martina.weiss@rub.de, florian.leese@rub.de

Keywords: Ausbreitung, genetische Diversität, Genfluss, Populationsgenetik

Einleitung

Neben der Artendiversität ist insbesondere die innerartliche genetische Diversität von großer Bedeutung in Fließgewässerökosystemen. Ist die genetische Diversität stark reduziert, haben Populationen oft nicht mehr das Potenzial, sich von Störungen zu erholen oder sich an veränderte Bedingungen anzupassen (Reusch et al. 2005; Frankham 2010). Um eine hohe genetische Diversität in geographisch strukturierten Populationen zu erhalten, ist es wichtig, dass die Populationen miteinander in Verbindung stehen, d.h. Genfluss zwischen ihnen besteht. Diese Konnektivität zwischen Populationen ist nur schwer vorherzusagen, da sie durch viele nicht direkt beobachtbare Faktoren beeinflusst wird. In Fließgewässerökosystemen gehören dazu zum einen extrinsische Faktoren wie die geografische Distanz über den Wasserweg oder über Land, das geologische Relief und hydrologische Barrieren, die natürlich oder anthropogen bedingt sein können. Zum anderen spielen aber auch intrinsische Faktoren wie das Ausbreitungspotenzial, der Lebenszyklus (z.B. hololimnisch oder merolimnisch) oder die Fortpflanzungsfähigkeit einer Art eine große Rolle. Neben aktiver Ausbreitung wirken außerdem nicht unmittelbar feststellbare Prozesse, wie der passive Transport durch Verdriften oder Verschleppen durch mobilere Organismen (wie z.B. Vögel), welche die Konnektivität maßgeblich beeinflussen können (Bilton et al. 2001; Figuerola & Green 2002). Daher lassen sich von der Biologie eines Organismus nicht immer direkte Rückschlüsse auf die tatsächlich realisierte Konnektivität ziehen.

Der hololimnische Bachflohkrebs *Gammarus fossarum* KOCH, 1835 (Crustacea: Amphipoda) stellt eine Schlüsselart in den Oberläufen zentraleuropäischer Fließgewässer dar. In dieser Studie sollte mit genetischen Methoden untersucht werden, wie groß die tatsächlich realisierte Konnektivität in einem kleinräumig beprobten Gebiet (Sauerland, Nordrhein-Westfalen) zwischen einzelnen Populationen von *G. fossarum* ist. Außerdem sollte die genetische Diversität ermittelt und ihre geographische Verteilung untersucht werden, um Aussagen über die Besiedlungsgeschichte treffen zu können.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet dieser Studie war das Sauerland. Beprobt wurden 39 Probestellen in 32 Bächen aus drei verschiedenen Einzugsgebieten. Die meisten Probestellen (33) lagen dabei im Ruhr-Einzugsgebiet, eine im Lippe-Einzugsgebiet und fünf im Eder-Einzugsgebiet (Abb. 1). Pro

Probestelle wurden durchschnittlich 30 Individuen untersucht, wobei die Anzahl je nach Sammelerfolg zwischen 7 und 60 Tieren variierte. Die Probestellen waren dabei so gewählt, dass sowohl die euklidische als auch die Fließstreckendistanz zwischen ihnen sehr variabel war.

Labormethoden

Die DNA-Extraktion erfolgte mittels Proteinase K-Verdau und Salzfällung aus den Pereiopoden und Pleopden der einzelnen Tiere. Anschließend wurde von 1120 Individuen ein Fragment des mitochondrialen Cytochrom-c-Oxidase Gens (CO1) mit den Primern HCO2198 und LCO1490 (Folmer et al. 1994) mittels PCR amplifiziert. Die aufgereinigten PCR-Produkte wurden anschließend in beiden Richtungen sequenziert (GATC Biotech, Konstanz).

Zusätzlich wurden 192 Individuen aus sieben Populationen (siehe Abb. 1) mit 4 Mikrosatelliten Loci (Gamfos10, 13, 18 und 28; Westram et al. 2010) untersucht, um die Ergebnisse, die mittels des mitochondrialen Markers gefunden wurden, mit nukleären Markern zu überprüfen. Die Allelgrößen wurden mittels hochauflösender Polyacrylamid-Gelelektrophorese auf einem LI-COR[®] 4300 DNA Analyzer mit der Software Saga^{GT} (LI-COR Biosciences) bestimmt.

Populationsgenetische Analysen

Die Sequenzen wurden nach der Sequenzierung mit Geneious 6.1.8 editiert, mit dem „L-INSI“-Algorithmus des Programms MAFFT aliniert und die vorkommenden Haplotypen bestimmt. Um die Distanzen zwischen den Haplotypen darzustellen, wurde mit Arlequin 3.5.1.2 ein Minimum-Spanning-Netzwerk basierend auf unkorrigierten Distanzen berechnet. Dieses wurde anschließend mit HapStar 0.7 visualisiert. Um zu testen, ob Genfluss zwischen den einzelnen Populationen herrscht oder signifikante Genflussbarrieren existieren, wurden über die Haplotypen-Zusammensetzung der Populationen mithilfe von Arlequin paarweise F_{ST} -Werte berechnet.

Der Mikrosatelliten-Datensatz wurde zuerst mit dem Programm MICRO-CHECKER 2.2.3 daraufhin überprüft, ob large allele drop-out, Nullallele oder Stotterbanden möglicherweise zu einer falschen Bewertung von Genotypen geführt haben könnten. Anschließend wurde mit Arlequin überprüft, ob die Genotypenhäufigkeiten in den Populationen signifikant von den erwarteten Häufigkeiten (nach Hardy-Weinberg Gleichgewicht) abweichen und ob bestimmte Loci gekoppelt vererbt werden (Kopplungsungleichgewicht). Zur Ermittlung der Populationsdifferenzierung wurden mit Arlequin paarweise F_{ST} -Werte zwischen den Populationen berechnet. Zusätzlich wurden normalisierte F_{ST} -Werte (F'_{ST}) mit GenoDive 2.0b23 berechnet.

Ergebnisse

Das Sequenzalignment für das CO1-Gen enthielt 1120 Sequenzen, hatte eine Länge von 540 bp und wies 34 variable Positionen auf, von denen 6 nicht-synonyme Substitutionen waren. Die Sequenzen gruppieren dabei in 23 verschiedene Haplotypen (Abb. 2), wobei es vier Haupthaplotypen gab (H1, H9, H16 und H18), die in 94,7 % der Sequenzen vorkamen. Die weiteren Haplotypen unterschieden sich durch eine oder zwei Mutationen von den jeweiligen Haupthaplotypen. Insgesamt ließen sich zwei Hauptgruppen feststellen (H1-17 und H18-23), die voneinander durch mindestens 13 Substitutionen unterschiedlich waren. Tiere mit Haplotypen aus der zweiten Gruppe kamen dabei ausschließlich im westlichen Sauerland vor. In der Haplotypenkarte (Abb. 1) können deutliche geografische Muster in der Verteilung erkannt werden. Im zentralen Sauerland wurde hauptsächlich Haplotyp 1 gefunden und die Diversität an den einzelnen Stellen war sehr gering. Im Rothaargebirge war die Diversität dagegen größer und die dort vorkommenden Haplotypen lassen sich von West nach Ost in zwei weitere geographische Kleingruppen einteilen. Auffällig war außerdem, dass viele

Haplotypen über die Einzugsgebiete hinweg gefunden wurden. Von den paarweisen F_{ST} -Vergleichen zeigten 80 % eine signifikante Populationsdifferenzierung, wobei über die Hälfte der F_{ST} -Werte zwischen 0,8 und 1 lagen (Abb. 3).

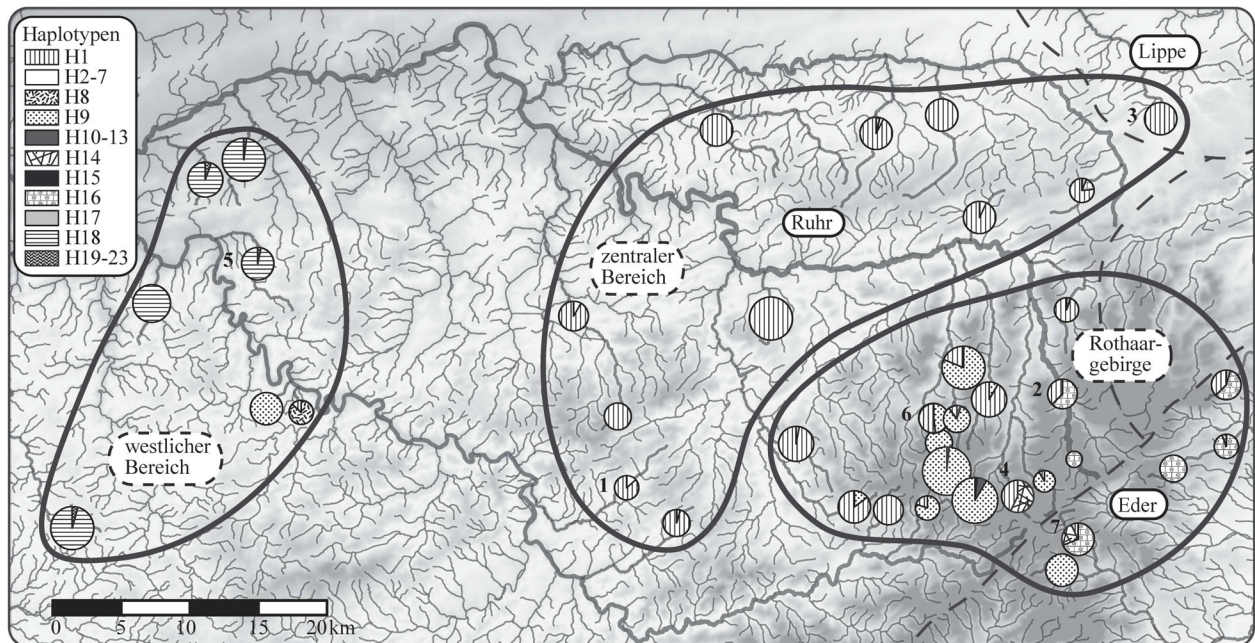


Abb. 1: Probestellen von *Gammarus fossarum*. Kreisdiagramme zeigen die Haplotypen pro Probestelle, ihre Größe ist mit der Anzahl an CO1-Sequenzen korreliert. Populationen, die auch mit Mikrosatelliten analysiert wurden, sind mit Nummern gekennzeichnet. Die großen schwarzen Kreise zeigen die Zugehörigkeit zu den unterschiedlichen geographischen Bereichen. Einzugsgebietsgrenzen sind durch gestrichelte Linien gekennzeichnet. Haplotypen mit wenigen Sequenzen und nur einer Mutation sind zur besseren Übersicht in Haplotypengruppen zusammengefasst.

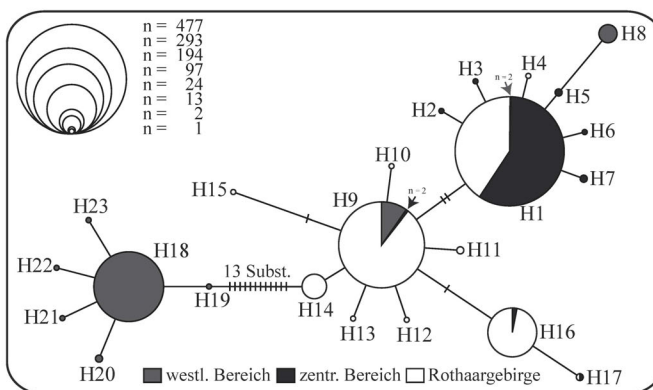


Abb. 2: Minimum-Spanning-Netzwerk der CO1-Sequenzen. Vertikale Linien repräsentieren hypothetische Haplotypen. Farben der Kreise entsprechen der Zuordnung der Sequenzen zu den geographischen Regionen (siehe Abb. 1).

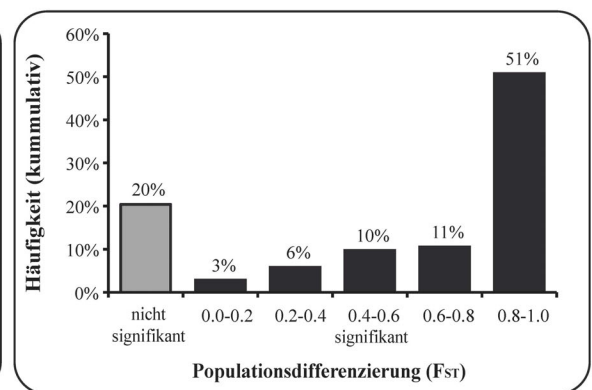


Abb. 3: Häufigkeit von signifikanten und nicht-signifikanten Populationsdifferenzierungen zwischen den Populationen. Die signifikanten F_{ST} -Werte sind nach ihrer Höhe gruppiert.

Die Überprüfung der Mikrosatelliten-Loci lieferte bei zwei der Loci (Gamfos 28 und 10) und mehreren Populationen Hinweise auf mögliche Null-Allele und 4 der Populationen wichen mindestens in einem Locus signifikant vom Hardy-Weinberg-Gleichgewicht ab. Für den Locus Gamfos 28 wurden insgesamt 23 Allele gefunden, für den Gamfos 18 Locus 13 Allele, für Gamfos 10 fünf Allele und Gamfos 13 zeigte nur drei Allele. Die paarweisen F_{ST} - und F'_{ST} -Vergleiche waren zwischen allen sieben Populationen signifikant.

Diskussion

Die populationsgenetischen Ergebnisse dieser Studie belegen konsistent einen stark eingeschränkten Genfluss zwischen *G. fossarum* Populationen im Sauerland. Dies deutet daraufhin, dass die meisten Populationen stark voneinander isoliert sind, obwohl sie teilweise nur wenige Kilometer voneinander entfernt sind. Daher scheint die Ausbreitungsfähigkeit und vor allem die Ausbreitungsgeschwindigkeit dieser Art sehr gering zu sein. Hinweise für eine geringe Ausbreitungsfähigkeit von *G. fossarum* wurde auch in anderen Studien (Müller 1998; Meyran et al. 1998, Müller et al. 2000, Alp et al. 2012, Westram et al. 2013) gefunden, in denen jedoch andere und meist großräumigere Gebiete untersucht wurden.

Die genetische Diversität war insgesamt gering, aber ungleichmäßig im Untersuchungsgebiet verteilt, wobei die höchste Diversität im Rothaargebirge zu finden war. Eine mögliche Erklärung für dieses Verteilungsmuster könnte sein, dass dieser Bereich geringer anthropogen beeinflusst ist und dort daher die Störungsintensität geringer und die Qualität der Bäche allgemein besser ist, sodass es geringere Populationsschwankungen gibt.

Selbst in dem kleinemräumigen Untersuchungsgebiet dieser Studie zeigte sich eine klare geographische Strukturierung der Populationen, da die meisten Haplotypen und Allele deutlich mit unterschiedlichen geographischen Regionen assoziiert waren. Zusammen mit der Stärke der Differenzierung zwischen den Gruppen deutet dies darauf hin, dass die Habitats nach der letzten Eiszeit langsam von unterschiedlichen Mikrorefugien aus wiederbesiedelt wurden. Nachdem die Bäche einmal besiedelt worden sind, scheint der nachfolgende Austausch zwischen den Populationen sehr gering zu sein. Dass Haplotypen und Allele zwischen den Populationen über die Einzugsgebietsgrenzen hinweg geteilt werden, deutet auf gelegentlichen passiven Transport über Land hin. Indikatoren dafür wurden auch bereits in anderen Studien (z.B. Alp et al. 2012) gefunden.

Zusammenfassung

Insgesamt war die genetische Diversität von *G. fossarum* im Sauerland gering jedoch trotz dem kleinemräumigen Untersuchungsgebiet dieser Studie deutlich mit verschiedenen geographischen Regionen assoziiert. Diese Muster könnten durch eine sehr langsame Wiederbesiedlung der Gewässer aus unterschiedlichen, aneinander angrenzenden, glazialen Mikrorefugien entstanden sein. Die Analysen zeigen außerdem, dass sogar benachbarte Populationen oft stark isoliert voneinander sind, was die geringe Ausbreitungsfähigkeit von *G. fossarum* unterstützt. Die Ergebnisse der Studie belegen wie wichtig es ist, Barrieren in Gewässern wie beispielsweise Dämme oder Wehre zu entfernen und die Gewässerqualität zu verbessern, um die ohnehin eingeschränkte Möglichkeit für kleinemräumige Ausbreitung durch das Gewässer zu erleichtern und damit die genetische Konnektivität zu erhöhen.

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen einer Masterarbeit am Lehrstuhl für Evolutionsökologie und Biodiversität der Tiere und wurde anschließend im GeneStream Projekt, welches von der Kurt-Eberhard-Bode-Stiftung finanziert ist, fortgesetzt. Wir danken Ralph Tollrian, Vivienne Dobrzinski, Hannah Schweyen und Jan Niklas Macher für Unterstützung bei Probenahme, Analyse und Diskussion der Daten.

Literatur

- Alp, M., Keller, I., Westram, A., Robinson, C. (2012): How river structure and biological traits influence gene flow: a population genetic study of two stream invertebrates with differing dispersal abilities. *Freshwater Biology* 57: 969-981.
- Bilton, D.T., Freeland, J.R., Okamura, B. (2001): Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*: 159-181.
- Figuerola J, Green AJ (2002): Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology* 47: 483-494.
- Folmer, O., Black, M., Hoeh, W., Lutz, R., Vrijenhoek, R. (1994): DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular Marine Biology and Biotechnology* 3: 294-299.
- Frankham, R. (2010): Challenges and opportunities of genetic approaches to biological conservation. *Biological Conservation* 143: 1919-1927.
- Meyran, J., Gielly, L., Taberlet, P. (1998): Environmental calcium and mitochondrial DNA polymorphism among local populations of *Gammarus fossarum* (Crustacea, Amphipoda). *Molecular Ecology* 7: 1391-1400.
- Müller, J. (1998): Genetic population structure of two cryptic *Gammarus fossarum* types across a contact zone. *Journal of Evolutionary Biology* 11: 79-101.
- Müller, J., Partsch, E., Link, A. (2000): Differentiation in morphology and habitat partitioning of genetically characterized *Gammarus fossarum* forms (Amphipoda) across a contact zone. *Biological Journal of Linnean Society* 69: 41-53.
- Reusch, T., Ehlers, A., Hämmerli, A., Worm, B. (2005): Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 102: 2826-2831.
- Westram, A.M., Jokela, J., Keller, I. (2010): Isolation and characterization of ten polymorphic microsatellite markers for three cryptic *Gammarus fossarum* (Amphipoda) species. *Conservation Genetics Resources* 2: 401-404.
- Westram, A., Jokela, J., Keller, I. (2013): Hidden Biodiversity in an Ecologically Important Freshwater Amphipod: Differences in Genetic Structure between Two Cryptic Species. *PLoS ONE* 8(8): e69576.

BUNZEL, K., M. LIESS & M. KATTWINKEL: Pflanzenschutzmittel in Fließgewässern – Expositionsbestimmende Landschaftsfaktoren und Effekte auf Makroinvertebraten.

DAHM, V., A. SUNDERMANN & D. HERING: Verfahren zur Erfolgsabschätzung von Renaturierungsmaßnahmen.

DENEKE, R., G. MAIER & U. MISCHKE: Das PhytoLoss-Verfahren – Berücksichtigung des Zooplanktons in der Seenbewertung nach EU-WRRL durch die Ermittlung der Grazing-Effektstärke und anderer Indizes.

JANUSCHKE, K., A. W. LORENZ & D. HERING: Pionierbesiedlung und Sukzession in renaturierten Fließgewässerabschnitten der Ruhr.

LANGHEINRICH, U. & V. LÜDERITZ: Bewertung von Gräben in Niedermoorgebieten.

OLDORFF, S., S. BERNHARD, V. KRAUTKRÄMER, F. BRÜMMER, CH. MÜLLER, R. KÖHLER, R. PUDWILL, T. KIRSCHHEY, M. EBER & S. YASSERI: Besonderheiten bei der Bewertung von Tagebaurestseen des LRT 3140 nach der FFH-Richtlinie – Ergebnisse der Exkursion des Arbeitskreises Tauchen in der Limnologie.

OSTENDORP, W., J. OSTENDORP & R. KÖHLER: Verfahren zur hydromorphologischen Bewertung von Seen – eine Übersicht.

SCHATTMANN, A.: Wirkungen von Renaturierungsmaßnahmen im Tiefland auf das Makrozoobenthos und Folgerungen für die Maßnahmenoptimierung.

SOMMERHÄUSER, M., J. STEMPEWSKI & N. GERNER: Was sind Gewässerrenaturierungen wirklich wert? Das Prinzip der Ökosystemleistung am Beispiel des Emscher-Umbaus.

Pflanzenschutzmittel in Fließgewässern – Expositionsbestimmende Landschaftsfaktoren und Effekte auf Makroinvertebraten

Katja Bunzel^{1,2}, Matthias Liess³ & Mira Kattwinkel⁴

¹ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Bioenergie, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, katja.bunzel@ufz.de, ² Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Quantitative Landschaftsökologie, Fortstraße 7, 76829 Landau, ³ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department System-Ökotoxikologie, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, matthias.liess@ufz.de, ⁴ Eawag, Überlandstraße 133, P.O. Box 611, CH-8600 Dübendorf, Schweiz, mira.kattwinkel@eawag.ch

Keywords: Pflanzenschutzmittel, Makrozoobenthos, SPEAR, Monitoring, Minderungsmaßnahmen, Wasser-rahmenrichtlinie

Einleitung

Die Verabschiedung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in 2000 markierte den Beginn einer neuen Ära in der europäischen Wasserpolitik. Mehr als ein Jahrzehnt später verfehlt jedoch weiterhin die Mehrheit der europäischen Flüsse den guten ökologischen Zustand, eines der wichtigsten WRRL-Ziele. Ein bedeutender Belastungsfaktor für Fließgewässerökosysteme sind Chemikalieneinträge. So zeigte die Studie von Malaj et al. (2014), dass ein Großteil der europäischen Flüsse mit organischen Schadstoffen belastet sind. Malaj et al. (2014) fanden für 42% der ca. 4.000 untersuchten Messstellen ein chronisches und für 14% ein akutes toxikologisches Risiko für empfindliche Arten von Wirbellosen, Algen oder Fischen. Pflanzenschutzmittel stellten mit Abstand die Chemikaliengruppe in den Gewässern dar, die am häufigsten zu einem ökologischen Risiko führten.

Die zielgerichtete Bekämpfung solcher Belastungen zur Erreichung der WRRL-Ziele erfordert umfassende Kenntnisse über die relevanten Quellen von landwirtschaftlichen Pflanzenschutzmitteln und über mögliche Maßnahmen zur Minderung der Einträge und der Effekte. In den vergangenen Jahren beschrieben zahlreiche Studien die negative Beeinträchtigung der Fließgewässer-Lebensgemeinschaft durch den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln aus diffusen landwirtschaftlichen Quellen (Liess & van der Ohe 2005; Schäfer et al. 2007; Schriever et al. 2007). Zudem wiesen einige Studien Pflanzenschutzmittel im Ablauf von Abwasserreinigungsanlagen nach (Berenzen et al. 2003; Gerecke et al. 2002; Wittmer et al. 2010). Pflanzenschutzmittel können zum Beispiel durch unzulässige Reinigung der Pflanzenschutzgeräte auf dem Hof oder durch die Entsorgung der Reinigungslösung in den Gully in die Kanalisation gelangen und damit letztendlich in die Abwasserreinigungsanlage und den Vorfluter. Im Gegensatz zu den Studien zum diffusen Pflanzenschutzmittel-Eintrag von Ackerflächen fehlte jedoch bisher eine Untersuchung zu den Auswirkungen der Pflanzenschutzmittel aus den Abwasserreinigungsanlagen auf die flussabwärts gelegene Fließgewässer-Lebensgemeinschaft.

Eine in Deutschland bereits lange diskutierte Verminderungsmaßnahme zur Reduzierung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln von benachbarten landwirtschaftlichen Nutzflächen ist die Anlage von Gewässerrandstreifen (Reichenberger et al. 2007; Zhang et al. 2010). Zudem zeigten verschiedene Studien, dass das Vorkommen von sensiblen Makrozoobenthos-Arten in mit Pflanzenschutz-

mittel belasteten Flussabschnitten signifikant erhöht ist, wenn sich bewaldete Flussabschnitte im Oberlauf befanden (Liess & van der Ohe 2005; Schäfer et. al. 2007; Schriever et al. 2007).

Vor diesem Hintergrund lauteten die zentralen Fragenstellungen dieser Studie (siehe auch Bunzel et al. 2014):

- Gibt es signifikante insektizide Auswirkungen der Abwässer von Abwasserreinigungsanlagen auf die Struktur der flussabwärts gelegenen Makrozoobenthos-Gemeinschaft?
- Wie breit sollten Gewässerrandstreifen mindestens sein, um die Auswirkungen des diffusen Pflanzenschutzmittel-Eintrags aus dem benachbarten Ackerland auf die Struktur der Makrozoobenthos-Gemeinschaft signifikant zu reduzieren?
- Welchen Einfluss hat die Anzahl der bewaldeten Abschnitte im Oberlauf auf die Struktur der flussabwärts gelegenen und durch Pflanzenschutzmittel beeinflussten Makrozoobenthos-Gemeinschaft?

Material und Methoden

Wir analysierten 663 Messstellen in den Bundesländern Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen und Hessen. Für die Auswahl der Messstellen wurden die folgenden Kriterien angewandt: (i) Makrozoobenthos-Daten aus dem Zeitraum März bis Juni 2005 und 2006, (ii) mindestens zehn identifizierte Makrozoobenthos-Arten, (iii) Gewässerbreite < 10 m und (iv) mindestens 1,5 km bis zur Quelle. Bunzel et al. (2013) hatten gezeigt, dass es für Messstellen mit einer stark bis übermäßig geschädigten Gewässerstruktur (Gewässerstrukturgüte 6 und 7) zu einer Wechselwirkung zwischen der hydromorphologischen und toxikologischen Belastung kommen kann. Daher nutzen wir hier für die Analyse nur Messstellen mit einer Gewässerstrukturgüte von 1 bis 5.

Die Makrozoobenthos-Daten wurden im Rahmen des WRRL-Monitorings erhoben und von den zuständigen Landesbehörden bereitgestellt (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie; Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt und Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie). Die Bewertung der ökologischen Beeinträchtigung der Makrozoobenthos-Gemeinschaft durch Pflanzenschutzmittel erfolgte mit Hilfe des Bioindikators $SPEAR_{pesticides}$. Der $SPEAR_{pesticides}$ -Index wird als relative Abundanz der gegenüber Pflanzenschutzmittel empfindlichen Taxa ($SPEAR - „SPECies At Risk“$) berechnet ($SPEAR$ Calculator online unter: <http://www.systemecology.eu/de/spear/spear-calculator/>). Die Klassifizierung als $SPEAR$ erfolgt anhand der folgenden Taxa-Merkmale: (1) physiologische Empfindlichkeit gegenüber organischen Schadstoffen, (2) Fähigkeit zur Erholung der Population (basierend auf Generationszeit und Mobilität), (3) Vorhandensein aquatischer Stadien während der Hauptanwendungszeit für Pflanzenschutzmittel im Frühjahr (Liess & van der Ohe 2005).

Neben der Analyse der Makrozoobenthos-Daten wurde eine detaillierte GIS-Analyse der wichtigsten landwirtschaftlichen Pflanzenschutzmittel-Quellen (Ackerland, Kleingärten sowie kommunale Abwasserreinigungsanlagen) durchgeführt. Die räumlich-explicite Bewertung des diffusen Eintragsrisikos von Pflanzenschutzmitteln von Ackerflächen und Kleingärten erfolgte mit Hilfe eines GIS-basierten Expositionsmodells („Runoff Potenzial Modell“). Mit Hilfe von georeferenzierten Daten (u.a. zu Landnutzung, Topographie und Boden- und Klimaparametern) ermittelt das Modell das sog. „Runoff Potential“ (RP) für einen 1,5 km langen, flussaufwärts gelegenen und beidseitig 100 m breiten Gewässerkorridor (Schriever et al. 2007). Zudem wurde die Entfernung zwischen Messstelle und nächster flussaufwärts gelegener Abwasserreinigungsanlage aufgenommen (basie-

rend auf GIS-Informationen der o.g. Landesbehörden und Luftbildern (BING Maps, Google Maps)).

Außerdem wurde mit Hilfe von ATKIS-Daten zur Landnutzung und Luftbildern die Breite der Gewässerrandstreifen im 1,5 km RP-Gewässerkorridor und die Anzahl an bewaldeten Gewässerabschnitten (200 m lang und beidseitig mindestens 50 m breit) in bis zu 5 km Entfernung flussaufwärts erfasst.

Ergebnisse und Diskussion

Pflanzenschutzmittel aus Abwasserreinigungsanlagen beeinflussen flussabwärts gelegene Makrozoobenthos-Gemeinschaft

Wir fanden signifikant niedrigere $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$ -Werte, und damit weniger gegenüber Pflanzenschutzmittel sensible Taxa, für Messstellen mit einer Abwasserreinigungsanlage in bis zu 1,5 km Entfernung flussaufwärts (siehe Abb. 1a). Dieses Ergebnis deckt sich im Wesentlichen mit den Ergebnissen von Bunzel et al. 2013, wo die 31 Messstellen mit einer Abwasserreinigungsanlage in bis zu 1,5 km Entfernung flussaufwärts, die niedrigsten $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$ -Werte des Datensatzes von insgesamt 247 Messstellen aufwiesen. In diesem Datensatz waren zudem auch die $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$ -Werte der 28 Messstellen mit einer Abwasserreinigungsanlage in 1,5 bis 3 km Entfernung flussaufwärts signifikant niedriger als die $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$ -Werte für die 188 Messstellen ohne Abwasserreinigungsanlage in 3 km Entfernung (Bunzel et al. 2013). Im hessischen Datensatz war die Struktur der Makrozoobenthos-Gemeinschaft also durch die insektizide Wirkung der Abwässer bis zu 3 km flussabwärts beeinträchtigt.

Die Ursachen für die unterschiedliche räumliche Ausprägung der Auswirkungen der Pflanzenschutzmittel aus Abwasserreinigungsanlagen konnten anhand der vorliegenden Daten nicht abschließend geklärt werden. Eine mögliche Erklärung wäre, dass die hessischen Messstellen tendenziell größere Abwasserreinigungsanlagen (Einwohnerwert >10.000), und damit verbunden höhere eingeleitete Abwassermengen, in bis zu 3 km Entfernung hatten als die ostdeutschen Messstellen.

Gewässerrandstreifen sollten mindestens 5 m breit sein

Wir fanden signifikant höhere $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$ -Werte für Messstellen mit durchgehend 5 bis 10 m breiten Gewässerrandstreifen im 1,5 km flussaufwärts gelegenen Gewässerkorridor im Vergleich zu Messstellen, an denen der Gewässerkorridor nicht komplett mit mindestens 5 m breiten Randstreifen bedeckt war (siehe Abb. 1b). Die Messstellen mit sehr breiten Gewässerrandstreifen (>20 m) hatten die höchsten $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$ -Werte. Die Ergebnisse zeigen also einen klaren Trend für steigende $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$ -Werte mit zunehmender Breite der Gewässerrandstreifen flussaufwärts von der Messstelle. Unsere Ergebnisse unterstützen also die Schlussfolgerung vorangegangener Studien (Borin et al. 2004; Zhang et al. 2010), dass Gewässerrandstreifen von mindestens 5 m, noch besser > 5 m, eine effektive Verminderungsmaßnahme für den diffusen Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Fließgewässer von angrenzenden Ackerflächen sein können.

Bewaldete Abschnitte im Oberlauf

Unsere Ergebnisse zeigen einen klaren Trend für steigende $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$ -Werte mit zunehmender Anzahl an bewaldeten Abschnitten im Oberlauf (siehe Abb. 1c). Die $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$ -Werte für Stellen mit keinem oder nur einem bewaldeten Abschnitt waren signifikant niedriger als für Stellen mit 2 bis 3 Abschnitten, welche wiederum signifikant niedriger waren als für Stellen mit mehr als drei Abschnitten (siehe Abb. 1c). Unsere Ergebnisse stimmen mit den Resultaten vorheriger Studien

überein, die ebenfalls einen positiven Effekt von bewaldeten Abschnitten auf $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$ zeigten (Liess & van der Ohe 2005; Schäfer et. al. 2007; Schriever et al. 2007).

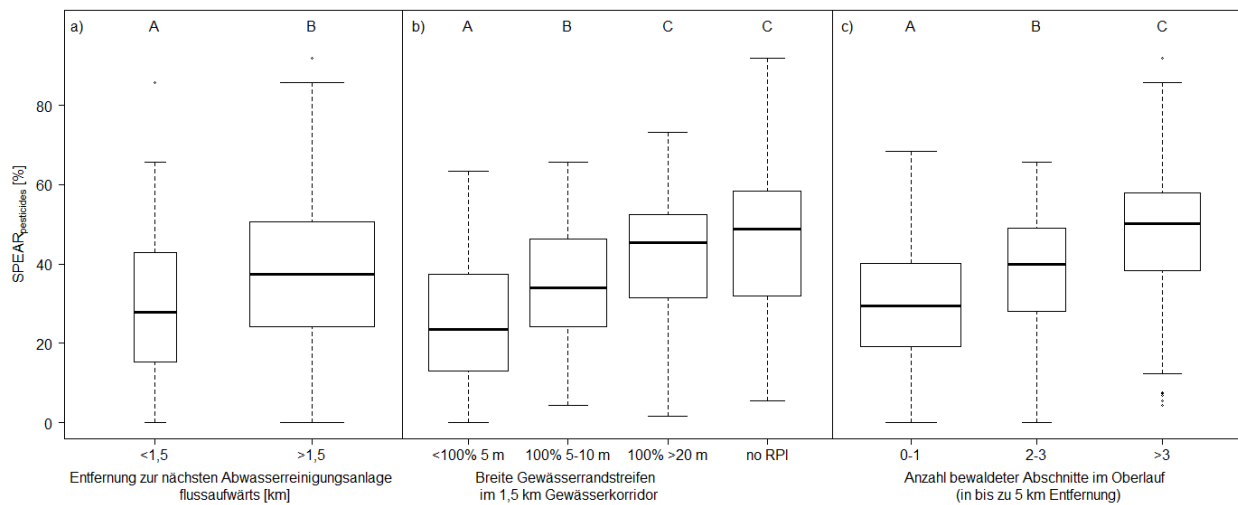


Abb. 1: Beziehung zwischen dem $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$ -Index und a) der Entfernung zur nächsten Abwasserreinigungsanlage flussaufwärts, b) der Breite des Gewässerrandstreifens im 1,5 km Gewässerkorridor flussaufwärts und c) der Anzahl der bewaldeten Abschnitte im Oberlauf (in bis zu 5 km Entfernung von der Messstelle) für 457 Messstellen. Die Gruppenunterschiede werden durch Buchstaben abgebildet: gleiche Buchstaben zeigen an, dass es keine Unterschiede gibt, während verschiedene Buchstaben anzeigen, dass signifikante Unterschiede bestehen ($p < 0,05$, Kruskal-Wallis-Test, Wilcoxon-Test oder pairwise t-test). Die Breite der Boxen ist proportional zur Quadratwurzel aus der Anzahl der Messstellen pro Gruppe.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Pflanzenschutzmittel sind ein bedeutender Belastungsfaktor für Fließgewässerökosysteme und damit ein Hindernis zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes, einem Hauptziel der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie.

Basierend auf der Untersuchung von 457 Messstellen in den Bundesländern Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen und Hessen konnten wir insektizide Langzeitwirkungen der Abwässer von Abwasserreinigungsanlagen auf die Struktur der Makrozoobenthos-Gemeinschaft bis in 1,5 km Entfernung flussabwärts aufzeigen. Zudem identifizierten wir Gewässerrandstreifen (mindestens 5 m breit) und bewaldete Oberläufe als geeignete Maßnahmen zur Verminderung der Belastung und der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln.

Unsere Ergebnisse unterstreichen die Notwendigkeit, alle wichtigen landwirtschaftlichen Pflanzenschutzmittel-Quellen und beeinflussenden Landschaftsfaktoren bei der Erstellung von Wasserrahmenrichtlinien-Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen zu berücksichtigen. Zudem helfen die Ergebnisse unserer Studie, das Verständnis für eine zielgerichtete Bekämpfung von Pflanzenschutzmittel-Belastungen zur Erreichung der Wasserrahmenrichtlinien-Ziele zu verbessern.

Danksagung

Diese Studie entstand im Rahmen der Dissertation von Katja Bunzel an der Universität Koblenz-Landau („Pesticide sources and landscape elements driving aquatic pesticide exposure and effects on macroinvertebrate communities“, <http://kola.opus.hbz-nrw.de/volltexte/2014/1031/>). Zudem ist die Studie im Journal „Environmental Pollution“ veröffentlicht (Bunzel et al. 2014). Wir möchten uns bei den folgenden Landesbehörden für die Bereitstellung von Daten bedanken: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie; Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt und Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie.

Literatur

- Berenzen, N., Hummer, S., Liess, M., Schulz, R. (2003): Pesticide peak discharge from wastewater treatment plants to streams during the main period of insecticide application: Ecotoxicological evaluation in comparison to runoff. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 70: 891-897.
- Borin, M., Bigon, E., Zanin, G., Fava, L. (2004): Performance of a narrow buffer strip in abating agricultural pollutants in the shallow subsurface water flux. *Environmental Pollution* 131: 313-321.
- Bunzel, K., Kattwinkel, M., Liess, M. (2013): Effects of organic pollutants from wastewater treatment plants on aquatic invertebrate communities. *Water Research* 47 (2): 597-606.
- Bunzel, K., Liess, M., Kattwinkel, M. (2014): Landscape parameters driving aquatic pesticide exposure and effects. *Environmental Pollution* 186: 90-97.
- Gerecke, A.C., Schäfer, M., Singer, H.P., Müller, S.R., Schwarzenbach, R.P., Sägesser, M. et al. (2002): Sources of pesticides in surface waters of Switzerland: pesticide load through waste water treatment plants – current situation and reduction potential. *Chemosphere* 48: 307-315.
- Liess, M., von der Ohe, P. C. (2005): Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24 (4): 954-965.
- Malaj, E., von der Ohe, P.C., Grote, M., Kühne, R., Mondy, C.P., Usseglio-Polatera, P., Brack, W., Schäfer, R.B. (2014): Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111 (26): 9549-9554.
- Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A., Frede, H.G. (2007): Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness: A review. *Science of the Total Environment* 384: 1-35.
- Schäfer, R. B., Caquet, T., Siimes, K., Mueller, R., Lagadic, L., Liess, M. (2007) : Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. *Science of the Total Environment* 382: 272-285.
- Schriever, C.A., Hansler-Ball, M., Holmes, C., Maund, S., Liess, M. (2007): Agricultural intensity and landscape structure: influences on the macroinvertebrate assemblages of small streams in northern Germany. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26: 346-357.
- Wittmer, I.K., Bader, H.P., Scheidegger, R., Singer, H., Luck, A., Hanke, I., et al. (2010): Significance of urban and agricultural land use for biocide and pesticide dynamics in surface waters. *Water Research* 44: 2850-2862.
- Zhang, X., Liu, X., Zhang, M., Dahlgren, R.A., Eitzel, M. (2010): A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. *Journal of Environmental Quality* 39: 76-84.

Verfahren zur Erfolgsabschätzung von Renaturierungsmaßnahmen

Dahm, Veronica¹, Sundermann, Andrea² & Hering, Daniel¹

¹Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Aquatische Ökologie, Universitätsstr. 5, 45141 Essen, veronica.dahm@uni-due.de, ² Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum Frankfurt, Abteilung Fließgewässerökologie und Naturschutzforschung, Clamecystraße 12, 63571 Gelnhausen, andrea.sundermann@senckenberg.de

Keywords: Renaturierungsplanung, Wiederbesiedlungspotenzial, Ausbreitungsfähigkeit, Fische, Makrozoobenthos, GIS

Um den biologischen Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen abzuschätzen und störende Einflussfaktoren zu identifizieren, wurde im Rahmen des vom Umweltbundesamt geförderten Projekts „Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle“ ein GIS-basiertes Verfahren zur Anwendung auf Wasserkörper- oder Einzugsgebietsebene entwickelt. Das Verfahren berücksichtigt wichtige Einflussgrößen auf den Renaturierungserfolg: das Vorkommen von Besiedlungsquellen, die Ausbreitungsfähigkeit und die Belastungssituation im Wasserkörper. Es kann zur Planung einer konkreten Maßnahme oder zur Priorisierung mehrerer alternativer Maßnahmen eingesetzt werden.

Kern des Verfahrens ist eine Kostenentfernungsanalyse. Unter Berücksichtigung von Wanderhindernissen wird ermittelt, ob ein Gewässerabschnitt für verschiedene Ausbreitungsgruppen (Arten mit vergleichbarer Ausbreitungsfähigkeit) ausgehend von den Besiedlungsquellen erreichbar ist. Die Karten der Ausbreitungsgruppen machen deutlich, mit welchen Arten nach einer Renaturierung als erstes bzw. überhaupt nicht gerechnet werden kann. Das Wiederbesiedlungspotenzial wird für jeden Gewässerabschnitt durch die Verschneidung der Ergebnisse der Ausbreitungsgruppen abgeschätzt. In den Ergebniskarten können zusätzlich Informationen zu strukturellen und stofflichen Bedingungen visualisiert werden. Das Gesamtbild der zusammengetragenen Daten ermöglicht es abzuschätzen, ob mit einer kurz- oder eher langfristigen Verbesserung des ökologischen Zustands zu rechnen ist und welche Belastungen gegebenenfalls verringert werden müssten.

Das Verfahren wird mit Standard-Werkzeugen des Spatial Analyst von ArcGIS (ESRI) durchgeführt. Eine detaillierte Verfahrensbeschreibung für Fische und Makrozoobenthos ist im Projektbericht enthalten. Der Bericht und die Verfahrensbeschreibung in Anhang 8 sind unter folgendem Link abrufbar: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/strategien-zur-optimierung-von-flie遝sgewaesser>.

Das PhytoLoss-Verfahren – Berücksichtigung des Zooplanktons in der Seenbewertung nach EU-WRRL durch die Ermittlung der Grazing-Effektstärke und anderer Indizes

Rainer Deneke¹, Gerhard Maier² & Ute Mischke³

¹ BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow info@zooplankton.eu

² Büro für Gewässerökologie, Brucknerstr. 23, 89250 Senden gmaier-senden@t-online.de

³ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Justus-von-Liebig-Str. 7, 12489 Berlin
mischke@igb-berlin.de

Keywords: zooplankton, grazing, Mindestbestimmungstiefe, fish, indices, Gewässerschutz, PhytoSee

Einleitung

Nach dem das Zooplankton in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000) nicht mehr als Biokomponente berücksichtigt wird, fordern inzwischen Limnologen aus ganz Europa das Zooplankton wieder zum regelmäßigen Bestandteil der ökologischen Seenbewertung zu machen (Jeppesen et al. 2011). Dieser Weg wird mit dem PhytoLoss-Verfahren beschritten: durch Definition von Mindestanforderungen als Beitrag zur Qualitätssicherung in der Zooplankton-Analyse, durch Entwicklung von Zooplankton-Grazing-Indizes und durch Verwendung von Größenindizes zur Beschreibung des Prädationsdrucks. Die Zooplankton-Indizes (im engeren Sinne handelt es sich hier immer um das Metazooplankton) nutzen die zentrale Stellung des Zooplanktons im pelagischen Nahrungsnetz zwischen dem Phytoplankton und den Fischen, um den Einfluss von Nahrungsnetz-Interaktionen auf den ökologischen Zustand der Standgewässer zu erfassen. In eutrophierten Gewässern, die den *guten ökologischen Zustand* nach EU-WRRL (2000) nicht erreichen, können Gewässergüteprobleme durch Nahrungsnetzeffekte noch verstärkt werden, wenn z.B. eine schlechte Futterqualität zur *Entkopplung* zwischen Phyto- und Zooplankton führt und/oder wenn übermäßiger Fischfraß nur kleine Zooplankter überleben lässt, die nur einen geringen Fraßdruck auf das Phytoplankton ausüben. Der Einfluss der Futterqualität als Anteil des fressbaren am gesamten Phytoplankton wurde im Gewässermonitoring aber bisher nicht ausreichend berücksichtigt. Mithilfe des PhytoLoss-Verfahrens kann die fressbare Fraktion der Phytoplankton-Biomasse abgeschätzt und als zusätzliche Bezugsgröße für die Berechnung des Grazing-Potentials neben der Gesamtbiomasse verwendet werden. Das *Z/P-Verhältnis* nach Jeppesen et al. (1997) und die neuentwickelten Grazing-Indizes werden im PhytoLoss-Verfahren in der klassifizierten *Grazing-Effektstärke* zusammengefasst. Zusammen mit den Prädations-Indizes (MCM: mittlere Cladoceren-Masse, neuer Raubcladoceren-Index), die die Top-Down-Einflüsse im Nahrungsnetz beschreiben, können auch Möglichkeiten der Nahrungskettensteuerung durch z.B. veränderte Fischbewirtschaftung als Handlungsoption zur Förderung des Grazing-Potentials geprüft werden.

Das Datenbank-Modul „PhytoLoss“ mit den Vorlagen-Dateien und einer ausführlichen Verfahrensvorschrift (Deneke et al. 2015) steht unter der Creative-Commons-Lizenz CC BY-NC-SA 3.0 DE und bildet ein Gesamtpaket mit dem Auswertungsprogramm „PhytoSee“ ab Version 6.0 (Januar 2015). Es kann kostenfrei im Internet heruntergeladen werden.

Zielstellung

Das PhytoLoss-Verfahren wurde im Auftrag der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) als Interpretationshilfe für die Phytoplankton-Daten und die Bewertungsergebnisse des obligaten Phyto-See-Index (Mischke et al. 2014) mithilfe von Zooplankton-Indizes entwickelt. Im Fokus steht die Frage, ob sich starke Abweichungen vom ökologischen Referenzzustand eines Sees, die nicht mit den Gesamt-Phosphor-Konzentrationen korrespondieren, durch Nahrungsnetzeffekte erklären lassen. Handlungsempfehlungen auf der Basis eines vertieften Verständnisses der Nahrungsnetz-Interaktionen sollen bessere Managemententscheidungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes eines Gewässers ermöglichen.

Standardisierung der Zooplankton-Methodik

Die Grazing-Indizes des PhytoLoss-Verfahrens wurden auf der Basis von Monitoringdaten mit monatlicher Probenahme des Metazooplanktons (Kleinkrebse und Rädertiere) parallel zum Phytoplankton im Rahmen der Gewässerüberwachungsprogramme der Bundesländer entwickelt. Wegen unzureichender Methodenstandards für die Zooplankton-Analyse (Ausnahme: LVLim 2012, Maier & Stich 2012) und den Datenimport werden im PhytoLoss-Verfahren Mindestanforderungen definiert und als Formatvorlagen zur Verfügung gestellt, die langfristig die Datenqualität sichern sollen. Dazu gehört insbesondere die *Operative Taxaliste Metazooplankton* (OTL-MZ), die für über 400 Taxa aktualisierte, taxonomische Informationen und einen eigenen *alphanumerischen ID-Code* sowie u.a. Angaben zur *Mindestbestimmungstiefe*, *Referenz-Bestimmungsliteratur*, *Habitatpräferenz*, zum *Indikatorpotential* und für die Zuordnung zu *Nahrungsgilden* für die Berechnung der Grazing-Indizes zur Verfügung stellt. Die weiterhin geltende bayrische DV-Liste (Mauch et al. 2011) hat sich dafür als nicht geeignet erwiesen. Im Detail wurden bisher für folgende Bereiche Mindestanforderungen definiert:

- Zooplankton-Probenahme
- Zählmethode (Zählkategorien, Abbruchkriterium)
- Biomassebestimmung: Größenklassen, Umrechnungsfaktoren für Biovolumen und Trockenmasse als Parameter, individuelle Biomassefaktoren
- Referenz-Bestimmungsliteratur (in OTL-MZ)
- empfohlene Mindestbestimmungstiefe der Zooplankton-Taxa (in OTL-MZ)
- Dokumentation kritischer Taxa, Rückstellproben
- einheitliche taxonomische Kodierung nach OTL-MZ

Die genauen Vorgaben sind als Datenübergabeformate in einer Excel-Datei als Vorbereitung für den Import in die PhytoLoss-Datenbank festgelegt und Bestandteil des PhytoSee/PhytoLoss-Programmpakets.

Entwicklung der PhytoLoss-Grazing-Indizes

Voraussetzung für die Berechnung der Grazing- und anderen Indizes aus den biologischen Befunden im PhytoLoss-Verfahren ist die Verknüpfung des PhytoLoss-Moduls mit der PhytoSee-Datenbank durch identische Gewässernamen und Probentermine.

Im PhytoLoss-Verfahren bilden die Futterqualität und das Z/P-Verhältnis (Zoo- und Phytoplankton-Biomasseverhältnis) nach Jeppesen et al. (1997) den Ausgangspunkt für die Berechnung der Grazing-Indizes, was besonders für eutrophe Gewässer mit Massenentwicklungen von Cyanobakterien von entscheidender Bedeutung ist. In einem ersten Schritt wird das Biovolumens des fressbaren Phytoplanktons mithilfe einer gildenbasierten Zooplankton-Phytoplankton-Interaktionsmatrix mit

132 festgelegten Futterqualitätsfaktoren (FQF) berechnet. Dabei wird auch - im Unterschied zu Jeppesen et al. (1997) - die Rotatorien-Biomasse berücksichtigt. Die einzelnen Berechnungsschritte sind schematisch in Abbildung 1 dargestellt. Zur näheren Definition der verschiedenen Grazing-Indizes siehe die ausführliche Verfahrensbeschreibung (Deneke et al. 2015).

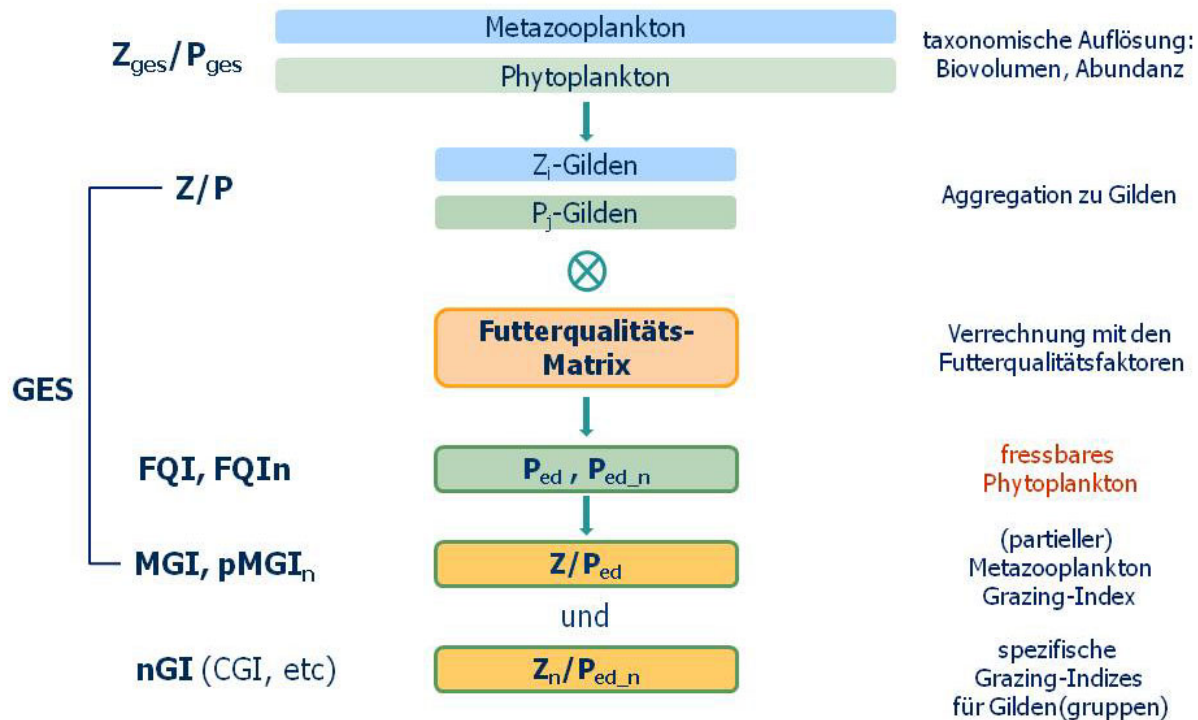


Abb. 1: Berechnungsschema für die verschiedenen PhytoLoss-Grazing-Indizes. GES: Grazing-Effektstärke, Z_{ges}/P_{ges} : Verhältnis Zoo/Phyto-Biomasse n. Jeppesen et al. (1997), Z/P : Verhältnis Zoo/Phyto-Biomasse nach Gilden, FQI: Futterqualitätsindex, FQIn: gildenspezifische FQI, MGI: Metazooplankton-Grazing-Index, pMGI_n: partielle MGI für Zooplankton-Gilden, nGI: gildenspezifische Grazing-Indizes, z.B. CGI: Cladoceren-Grazing-Index

Das Z/P -Verhältnis charakterisiert den Grazing-Druck auf die gesamte Phytoplankton-Biomasse, aber erst durch den ergänzenden Bezug auf das fressbare Phytoplankton im PhytoLoss-Verfahren lassen sich zwei Aspekte der Zooplankton-Phytoplankton-Interaktion separat erfassen: a) die *relative Futterqualität* mit dem Futterqualitätsindex (FQI), der Phasen einer potentiellen Nahrungslimitation des Zooplanktons anzeigt und b) der Fraßdruck auf die fressbare Fraktion des Phytoplanktons mit dem *Metazooplankton-Grazing-Index* (MGI). Dieser Ansatz wird auch auf die Zooplankton-Gilden(gruppen) übertragen, d.h. es gibt jeweils Grazing-Indizes für Cladoceren, Rotatorien, etc. Dadurch werden für die Analyse der Systemzustände des planktischen Nahrungsnetzes, wie von Gannon & Stemberger (1978) und Jeppesen et al. (2011) gefordert, nicht nur die Kleinkrebse, insbesondere die Daphnien, sondern das gesamte Metazooplankton, einschließlich der Rotatoria, berücksichtigt. Aus dem jeweils höchsten klassifizierten Index-Wert – Z/P oder MGI – ergibt sich als Zusammenfassung die *Grazing-Effektstärke* (GES) des Zooplanktons. In eutrophen Gewässern wird durch hohe MGI-Werte de facto die fressbare Phytoplankton-Biomasse anstatt der Gesamtbiomasse zur Basisgröße für die Beurteilung des Grazing-Potentials. Ein starker Grazing-Effekt wird auch dann indiziert, wenn unter eutrophen Bedingungen einer relativ hohen Zooplankton-Biomasse nur eine geringe fressbare Phytoplankton-Biomasse gegenüber steht bei gleichzeitig wachsender Gesamt-Phytoplankton-Biomasse durch einen steigenden Anteil nicht-fressbarer Taxa. Diese Merkmale kennzeichnen einen entkoppelten Systemzustand, der als *inverser Grazing-Effekt* bezeichnet wird und durch eine hohe positive Differenz zweier klassifizierter Grazing-Indizes ($CGI - Z/P$) angezeigt

wird. So können Cladoceren bei einem Überschuss an Algenährstoffen durch intensives, selektives Grazing von kleinen, gut fressbaren Cryptophyceen das Wachstum der nicht-fressbaren Konkurrenten (Cyanobakterien, koloniale Grünalgen) so stark fördern, dass es zu extremen Algenblüten kommt. Der Prädationsdruck durch Fische wird durch den Effekt auf die Größenstruktur des Zooplanktons anhand der *mittleren Cladoceren-Masse* (MCM) erfasst, wobei die Raubcladoceren nicht mitgerechnet werden. Stattdessen dient der neue *Raubcladoceren-Index* als Maß für den Fraßdruck durch invertebrate Räuber. Durch den Vergleich der Grazing- und Prädations-Indizes des PhytoLoss-Verfahrens mit den abiotischen Bedingungen können sich Hinweise ergeben, wodurch im Einzelfall eine Kontrolle der Phytoplankton-Biomasse durch Grazing verhindert wird und welche Maßnahmen in der Gewässerbewirtschaftung zu einer Steigerung der Sichttiefe führen könnten.

Aufgrund der stabileren Bedingungen im Plankton und der größeren Gefahr von Gewässergüteproblemen werden aus den Index-Rohwerten Sommermittelwerte (Juli-September) gebildet, die zur Vereinfachung 7 logarithmisch-abgestuften Effektklassen zugeteilt werden.

Automatische Kommentarfunktion und Visualisierung der Ergebnisse

Die Ausgabe der Projektdaten, der Indexberechnungen, die Dokumentation der Berechnungsgrundlagen sowie von einigen Zooplankton-Basisparametern (Biomasse der Taxa und Gilden, Gruppendominanzen, Artenzahl, etc.) erfolgt in eine *Exportdatei*.

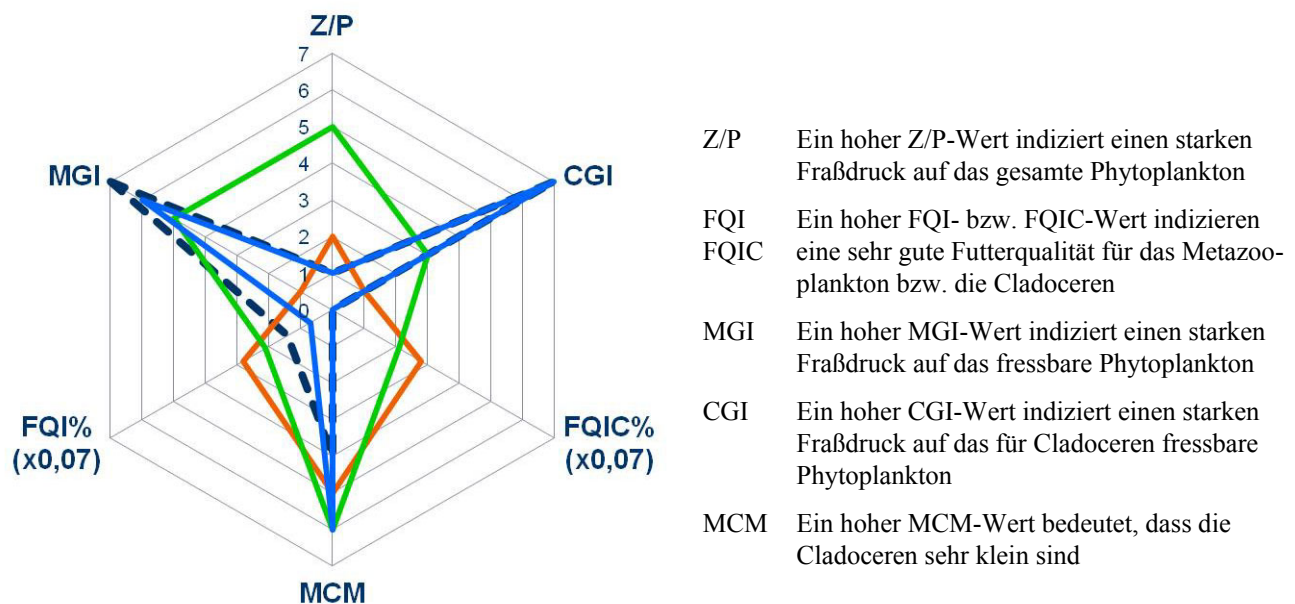


Abb. 2: Beispielhafte Darstellung eines Radardiagramms mit ausgewählten PhytoLoss-Indizes (in 7 Effektklassen). Jeder farbige Plot stellt die klassifizierte Sommermittelwerte eines Untersuchungsjahres eines Gewässers (=Seenjahr) dar. Erläuterung siehe Legende

Die Interpretation der Ergebnisse wird durch das Programm-Modul unterstützt. Automatisch-generierte Kommentare zu den einzelnen Seenjahren durch Filterung der Indexwerte dienen der Erzeugung von *Warnsignalen* und bieten erste Interpretationsmöglichkeiten zur Ableitung von Handlungsempfehlungen. Eine Vorlage-Datei ermöglicht die gleichzeitige, mehrdimensionale, graphische Darstellung der Indexberechnungen für bis zu 44 Seenjahre. Dazu werden sechs ausgewählte, klassifizierte PhytoLoss-Indizes (s. Abb. 2) in *Radardiagrammen*, quasi als Summenindikator, verwendet. Anhand typischer Musterausprägungen (z.B. sternförmig = entkoppelt, inverser Grazing-Effekt, s. Abb. 2) können unterschiedliche Systemzustände charakterisiert werden. Der

Zooplankton-Steckbrief (Sommer) bietet für jedes Seenjahr eine Zusammenstellung ausgewählter Gewässerdaten und der wichtigsten PhytoLoss-Indizes, inklusive des zugehörigen automatischen Kommentars und Radardiagramms.

Ausblick

Mit dem jetzigen Stand des PhytoLoss-Verfahrens ist die Methodenentwicklung noch nicht abgeschlossen. Zukünftige Aufgaben umfassen u.a. die weitere Validierung der neuen Indizes und die Integration zusätzlicher Zooplankton-Parameter. Außerdem sollen eine Feinjustierung der Kommentarfunktion und eine komfortablere Ausgabe der Berechnungsergebnisse erfolgen. Mit der Einführung der *Mindestbestimmungstiefe* in der OTL-MZ wurde die Voraussetzung geschaffen für vergleichbare und vergleichende Untersuchungen zur Biodiversität des Zooplanktons auf der Basis unterschiedlicher Datenquellen.

Danksagung

Das PhytoLoss-Verfahren wurde im Rahmen der LAWA-Projekte O 9.09, O 4.10 und O8.12 (Länderfinanzierungsprogramm Oberflächengewässer) entwickelt. Unser herzlicher Dank für die gute Zusammenarbeit und kritische fachliche Begleitung geht an die Kollegen des „Expertenkreis Seen“ der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser).

Literatur

- Deneke, R., Maier, G., Mischke, U. (2015): Das PhytoLoss-Verfahren. Berücksichtigung des Zooplanktons in der Seenbewertung nach EU-WRRL durch die Ermittlung der Grazing-Effektstärke und anderer Indizes. Ausführliche Verfahrensvorschrift. Stand: März 2015, Version 2.0. Im Auftrag der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Expertenkreis Seen), Projekt O8.12 (Projektmodul PhytoLoss), Berlin: 130 S..
- EU-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. Amtsblatt der EU vom 22.12.2000 (L327/1).
- Gannon, J. E., Stemberger, R. S. (1978): Zooplankton (Especially Crustaceans and Rotifers) as Indicators of Water Quality. Transactions of the American Microscopical Society 97 (1): 16-35.
- Jeppesen, E., Jensen, J. P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L. J., Jensen, L. (1997): Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. Hydrobiologia 342/343: 151–164.
- Jeppesen, E., Nøges, P., Davidson, T. A., Haberman, J., Nøges, T., Blank, K., Lauridsen, T. L., Søndergaard, M., Sayer, C., Laugaste, R., Johansson, L. S., Bjerring, R., Amsinck, S. L. (2011): Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). Hydrobiologia 676 (1): 279-297.
- LVLim, 2012. Leistungsverzeichnis für Limnologie (LVLim) - Gewässerökologische Untersuchungen. 2. überarbeitete Auflage. Eigenverlag der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL): 78 S. ISBN 978-3-9813095-1-5.
- Maier, G., Stich, H. B. (2012): Projekt Zooplankton. Länge, Volumen, Masse. Bericht des Instituts für Seenforschung 12. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW)(Hrsg.): 37 S. ISSN 1437-0166
- Mauch, E., Schmedtje, U., Maetze, A., Fischer, F. (2011): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.).
- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Nixdorf, B. (2014): Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen mit dem Phyto-See-Index. Aktualisierung gemäß den Ergebnissen der Projekte des Länderfinanzierungsprogrammes O 3.06, O 7.08, O 9.08, O 9.09, O 4.10. Stand: Dezember 2014.

Pionierbesiedlung und Sukzession in renaturierten Fließgewässerabschnitten der Ruhr

Kathrin Januschke,¹ Armin W. Lorenz¹ & Daniel Hering¹

¹ Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Abteilung Aquatische Ökologie, Universitätsstr. 5, 45141 Essen, kathrin.januschke@uni-due.de

Keywords: Renaturierung, Laufkäfer, Auenvegetation, aquatische Organismengruppen

Einleitung

Renaturierungen und deren Effekte auf Organismengruppen rücken im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie immer stärker in den Blickpunkt der Forschung. Der Faktor Zeit bleibt dabei jedoch in der Regel unberücksichtigt, obwohl schnelle und nachhaltige Verbesserungen von Lebensgemeinschaften erwartet werden. Für aquatische Organismengruppen bleiben die erwarteten positiven Reaktionen häufig aus. Im Gegensatz dazu zeigen verschiedene Studien deutlich, dass Lebensgemeinschaften der Aue positiv und sehr schnell auf verbesserte Habitatbedingungen reagieren (z.B. Jähnig et al. 2009; Meyer et al. 2010; Januschke et al. 2011, 2014). Studien, die sich mit der Pionierbesiedlung und Sukzession von Organismengruppen im Gewässer und der Aue im Vergleich beschäftigen, sind bislang selten durchgeführt worden.

Basierend auf Untersuchungen von 2 Organismengruppen der Aue (Laufkäfer, Auenvegetation) und 3 aquatischen Organismengruppen (Makrozoobenthos, Fische, Makrophyten) in Renaturierungen verschiedenen Alters sowie in nicht-renaturierten Vergleichsabschnitten wird den folgenden Fragestellungen nachgegangen:

- Wie unterscheiden sich Organismengruppen im Gewässer und der Aue hinsichtlich ihrer Reaktionen auf strukturelle Verbesserungen von Gewässern im Zuge von Renaturierungen?
- Welche Rolle spielt der Faktor Zeit für die Artengemeinschaften der Laufkäfer und der Pflanzen in der Aue?
- Welche Arten oder Artengruppen sind typische Erstbesiedler in renaturierten Abschnitten und welche Arten treten erst sukzessiv auf?

Material und Methoden

Untersucht wurden 6 Abschnitte am Mittelgebirgsfluss Ruhr in Nordrhein-Westfalen (Abb. 1): 3 renaturierte Abschnitte (J1, J2, J3), die zwischen 2008 und 2011 abschnittsweise auf einer Gesamtlänge von 2,7 km renaturiert wurden, sowie zwei nicht-renaturierte Vergleichsabschnitte (N1, N2) und ein alter renaturierter Abschnitt, der sich seit 1990 ungestört entwickelt (A1). Über eine Zeitspanne von 3 bis 5 Jahren, beginnend im Jahr nach der ersten Renaturierungsmaßnahme, fanden Erfassungen von Organismengruppen der Aue (Laufkäfer, Auenvegetation) und des Gewässers (Makrozoobenthos, Fische, aquatische Makrophyten) statt.

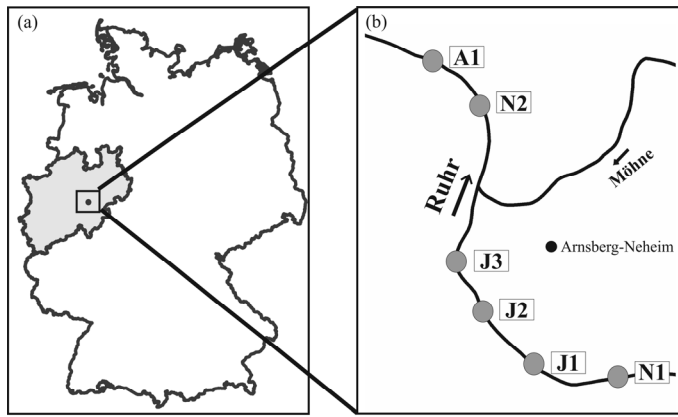


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes in Nordrhein-Westfalen (a) und Lage der Probestellen (b)

Die Beprobung der Organismengruppen im Gewässer erfolgte nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie. Die Erfassung der Auenvegetation und der Laufkäfer basierte auf transekt-basierten Methoden (vgl. Januschke et al. 2011).

Renaturierungseffekte und zeitliche Einflüsse auf die Artenzusammensetzungen wurden für jede Organismengruppe zunächst anhand der Ähnlichkeit der Artenzusammensetzungen (Bray Curtis-Index) zwischen den nicht-renaturierten Abschnitten, den jung renaturierten Abschnitten und der alten Renaturierung analysiert. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgte als Nicht-metrische Multidimensionale Skalierung (= NMS). Auf Basis der durchschnittlichen Ähnlichkeit der Artengemeinschaften zwischen „begradigt“, „jung“ und „alt“ wurde die Reaktionsstärke der Organismengruppen auf die morphologischen Veränderungen der Renaturierungsmaßnahmen abgeleitet. Je höher die Unähnlichkeit ist, desto stärker unterscheiden sich die Artengemeinschaften und desto höher ist der Effekt der Renaturierungen. Nachfolgend wurde für jede Organismengruppe eine Indikatorarten-Analyse („multi-level pattern analysis“; Dufréne & Legendre 1997) durchgeführt, um Arten zu identifizieren, die in den jungen renaturierten Abschnitten und/oder in dem alten renaturierten Abschnitt signifikant höhere Abundanzen haben, und damit als Indikatorarten gelten können.

Ergebnisse

Ähnlichkeitsanalyse

Sowohl die Lebensgemeinschaften der Laufkäfer als der Auenvegetation zeigten deutliche Unterschiede zwischen den nicht-renaturierten Abschnitten, den jungen Renaturierungen und der alten Renaturierung (Abb. 2). In den nicht-renaturierten Abschnitten handelte es sich um eher artenarme Zönosen (Laufkäfer: Ø 8 Arten; Auenvegetation: Ø 30 Arten) mit anspruchslosen Arten. Dagegen kennzeichneten sich die Zönosen der Renaturierungen durch einen höheren Artenreichtum (Laufkäfer: Ø 15 Arten; Auenvegetation: Ø 45 Arten). Zwischen den jungen Renaturierungen und der alten Renaturierung gab es deutliche Unterschiede in den Artenzusammensetzungen, jedoch nur geringe hinsichtlich des Artenreichtums.

Bei den aquatischen Organismengruppen (Abb. 3) zeigten die Makrophyten ähnliche Unterschiede zwischen den nicht-renaturierten Abschnitten, den jungen Renaturierungen und der alten Renaturierung wie die Laufkäfer und die Auenvegetation. In den nicht-renaturierten Abschnitten fanden sich artenarme Zönosen (Ø 4 Arten), in den renaturierten Abschnitten dagegen artenreiche (Ø 12 Arten). Die Artenzusammensetzungen des Makrozoobenthos und der Fische zeigten keine Unterschiede zwischen den nicht-renaturierten, den jung renaturierten Abschnitten und dem alten Abschnitt.

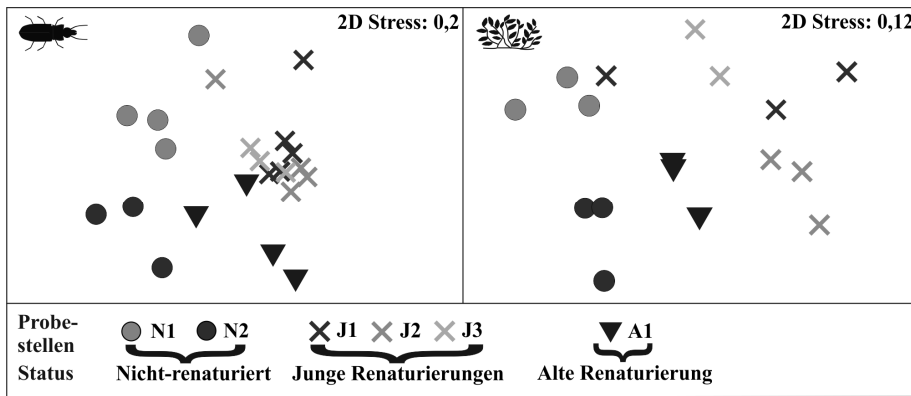


Abb. 2: 2-dimensionale Verteilung (Nicht-metrische multidimensionale Skalierung = NMS) der Artengemeinschaften der Laufkäfer (links) und der Auenvegetation (rechts) basierend auf log-transformierten Abundanz-Daten und dem Ähnlichkeitsindex Bray-Curtis.

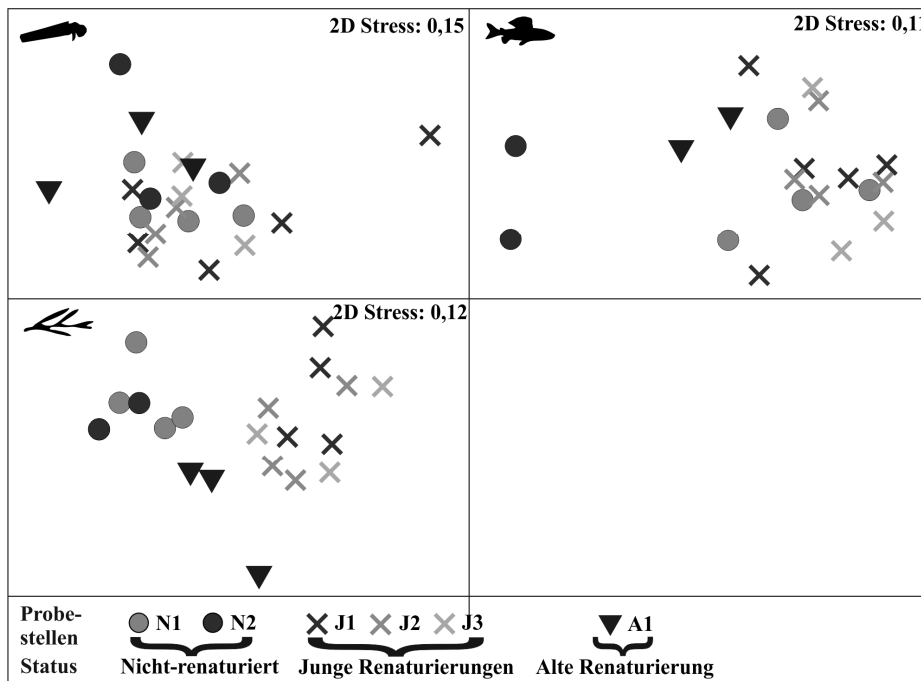


Abb. 3: 2-dimensionale Verteilung (Nicht-metrische multidimensionale Skalierung = NMS) der Artengemeinschaften des Makrozoobenthos (oben links), der Fische (oben rechts) und der aquatischen Makrophyten (unten links) basierend auf log-transformierten Abundanz-Daten und dem Ähnlichkeitsindex Bray-Curtis.

Reaktionsstärke der Organismengruppen

Die untersuchten Organismengruppen zeigten deutliche Unterschiede hinsichtlich ihrer Reaktionsstärke auf die Renaturierungen (Abb. 4). Laufkäfer reagierten dabei am stärksten, gefolgt von den aquatischen Makrophyten, der Auenvegetation, dem Makrozoobenthos und der Fische. Die Artengemeinschaften der beiden letztgenannten Organismengruppen zeigten mit durchschnittlichen Unähnlichkeiten von 23,4 % und 36 % kaum Reaktionen auf die Renaturierungen.

		Effektstärke	Nicht-renaturiert vs. Jung	Nicht-renaturiert vs. Alt	Jung vs. Alt
	Laufkäfer	67,1	71,4	70,0	57,6
	Aquatische Makrophyten	56,4	60,0	52,8	51,1
	Auenvegetation	55,6	59,1	51,5	51,6
	Makrozoobenthos	36,0	35,1	35,4	38,6
	Fische	23,4	24,0	23,8	21,3

Abb. 4: Durchschnittliche Unähnlichkeiten [%] der Artengemeinschaften aller Organismengruppen im Vergleich als Maß für die Effektstärke der Renaturierungen sowie paarweise Vergleiche zwischen den nicht-renaturierten Abschnitten, den jungen Renaturierungen und dem alten renaturierten Abschnitt.

Indikatorarten

Insgesamt konnten 11 von 59 Laufkäferarten, 21 von 128 Auenpflanzenarten und 7 von 34 Makrophytenarten als Indikatoren für die jungen und/oder die alte Renaturierung identifiziert werden. In den jungen renaturierten Abschnitten handelte es sich bei den Laufkäfern vor allem um Uferspezialisten der Gattung *Bembidion* und bei den Auenpflanzen um weitverbreitete Graslandarten, wie z.B. *Trifolium pratense* (Abb. 5). Makrophyten reagierten durch das Auftreten von Helophyten und Laichkräutern, die auf das Vorhandensein von flachen Uferbereichen (Helophyten) und Bereichen mit geringer Strömungsgeschwindigkeit (Laichkräuter) angewiesen sind.

	Junge Renaturierungen	Alte Renaturierung
	Uferspezialisten	Komplexe Zönose
	Ruderalarten	Komplexe Zönose
	Helophyten, Laichkräuter	Helophyten, Laichkräuter
	—	—
	—	—

Abb. 5: Übersicht der Ergebnisse der Indikatoranalyse; Charakterisierung der Arten, die signifikant höhere Abundanzen in den jungen und der alten Renaturierung aufwiesen.

Die im alten renaturierten Abschnitt auftretenden Indikatorarten der Laufkäfer und Auenpflanzen haben hohe Ansprüche an die Habitatvielfalt und spiegeln damit das dort vorhandene Habitatmosaik, bestehend aus Kiesbänken, feuchten vegetationsbestandenen Überschwemmungsflächen und trockenen, höher gelegenen Habitaten in der Aue wider. Neben Uferspezialisten traten dort z.B. Laufkäferarten vegetationsbestandener Ufer (z.B. *Bembidion dentellum*), aber auch Arten trockener, gehölzfreier Habitats (z.B. *Harpalus rufipes*) auf. Bei der Auenvegetation handelte es sich um Arten flacher, überfluteter Uferbereiche (z.B. *Rorippa sylvestris*), Pionierfluren (z.B. *Rorippa palustris*) und nährstoffreicher Unkrautfluren (*Barbarea vulgaris*). Die Artenzusammensetzung der Makrophyten unterschied sich nicht zwischen den jungen renaturierten Abschnitten und dem alten renaturierten Abschnitt.

Zusammenfassung/Schlussfolgerung

Die an der Ruhr durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen hatten deutlich positive Effekte auf die Laufkäfer, die Auenvegetation und die Makrophyten. Der Faktor Zeit wirkte sich auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften der Laufkäfer und der Auenvegetation aus. Vor allem Uferarten (Laufkäfer), die aufgrund ihrer Flugfähigkeit eine hohe Ausbreitungsfähigkeit besitzen, und weitverbreitete Graslandarten (Auenvegetation), die im direkten Umfeld der Renaturierungen zahlreich vorhanden waren, besiedelten die in den Renaturierungen geschaffenen Kiesbänke schon im ersten Jahr nach Umsetzung der Maßnahmen. Das über die Zeit entstandene Habitatmosaik förderte die Entstehung komplexer Zönosen in der Aue. Somit wurde für die Ruhr, die als Mittelgebirgsfluss natürlicherweise durch hohe Uferdynamik sowie Habitat- und Artenvielfalt gekennzeichnet ist, durch die Renaturierung eine gute Grundlage für die Entwicklung einer naturnahen Aue geschaffen. Bei den aquatischen Makrophyten zeigten vor allem Helophyten und Laichkräuter eine schnelle Besiedlung. Für sie haben insbesondere die geschafften flachen Ufer und Überschwemmungsbereiche, in denen sich Diasporen ansammeln können, eine hohe Bedeutung. Zeitliche Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Makrophyten zeigten sich nicht, jedoch ein Zunahme der Abundanz. Für das Fehlen von Reaktionen der aquatischen Organismengruppen (Fische, Makrozoobenthos) können verschiedene Ursachen wie z.B. eine im Vergleich zu Laufkäfern geringere Ausbreitungsfähigkeit, das Fehlen von Quellpopulationen in erreichbarer Nähe der renaturierten Abschnitte oder eine nicht ausreichende Verbesserung der Habitate im Gewässer vermutet werden.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen einer Doktorarbeit. Die Datenerhebung wurde von verschiedenen Projektträgern gefördert: REFORM (Restoring rivers FOR effective catchment Management; EU 7th Programme for RTD; Grant Agreement No. 282656), Deutsche Bundesstiftung Umwelt (FK 25032-33 / 2), Umweltministerium Hessen (FK III 2-79i 02), Bundesamt für Naturschutz und Deutscher Rat für Landespflege (F+E-Vorhaben FKZ 3507 85 050-K1), für deren Förderung wir uns bedanken möchten. Die verwendeten Fischdaten wurden zum größten Teil von der NZO GmbH im Rahmen eines Monitoring-Programms erhoben. Für die Unterstützung bei der Bestimmung der Laufkäfer danken wir Karsten Hannig.

Literatur

- Dufrene, M., Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345–366.
- Jähnig S.C., Brunzel S., Gacek S., Lorenz A.W., Hering D. (2009): Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers. *Journal of Applied Ecology* 46: 406–416.
- Meyer C., Whiles M., Baer S. (2010): Plant community recovery following restoration in temporally variable riparian wetlands. *Restoration Ecology* 18: 52–64.
- Januschke, K., Brunzel, S., Haase, P., Hering, D. (2011): Effects of stream restorations on riparian mesohabitats, vegetation and carabid beetles. *Biodiversity and Conservation* 20: 3147–3164.
- Januschke, K., Jähnig, S.C., Lorenz, A.W., Hering, D. (2014): Mountain river restoration measures and their success(ion): effects on river morphology, local species pool, and functional composition of three organism groups. *Ecological indicators* 38: 243–255.

Bewertung von Gräben in Niedermoorgebieten

*Uta Langheinrich & Volker Lüderitz*¹

¹ Hochschule Magdeburg-Stendal, FB Wasser- und Kreislaufwirtschaft, Breitscheidstraße 2, 39114 Magdeburg, uta.langheinrich@hs-magdeburg.de

Keywords: Niedermoores, Gräben, Bewertung, Makroinvertebraten

Einleitung

Gräben in entwässerten Niedermoores stellen einen erheblichen Anteil der Gewässer in Norddeutschland und z.B. auch in den Niederlanden. In letzter Zeit stehen sie häufiger im Fokus wissenschaftlicher Untersuchungen, da Gräben trotz ihrer unnatürlichen Entstehung und ihrer hydro-morphologisch meist einförmigen Struktur wichtige Habitate für verschiedene Tier- und Pflanzenarten bilden (u.a. Langheinrich et al. 2010, Verdonschot 2011, 2012 und Dorotovicova 2013). Problematisch war bislang die Bewertung ihres ökologischen Zustandes (bzw. Potenzials) mangels entsprechender Bewertungsverfahren.

Ein eigener Bewertungsansatz für Gräben wurde daher weiterentwickelt (Langheinrich & Lüderitz 2006, Remy & Langheinrich 2007). Vergleichend wurde ein in den Niederlanden entwickeltes Bewertungsverfahren für Gräben (Verdonschot 2011) auf die von uns untersuchten Gewässer angewendet. Beide Methoden stehen jetzt als „Werkzeuge“ für eine Grabenbewertung zur Verfügung.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Untersucht wurden insgesamt 49 Gräben in verschiedenen Niedermoorgebieten Sachsen-Anhalts (Naturpark Drömling, Fiener Bruch, Großes Bruch, Großer Graben) sowie Niedersachsens (Dümmerniederung) in den Jahren 2000 bis 2010.

Methoden

Die Makroinvertebratenfauna wurde mindestens zweimal jährlich, die Makrophytenflora einmal jährlich erfasst.

Die Bewertungsverfahren basieren auf folgender Abfolge: 1. Erstellung der Artenlisten → 2. Auswahl geeigneter Einzelmetriks und Definition von Ankerpunkten als deren best- bzw. schlechtmöglicher Zustand bzw. 97,5 und 2,5-Perzentile → 3. Skalierung der Einzelmetriks und Mittelwertberechnung → 4. Einstufung in eine Zustandsklasse.

Die getesteten Verfahren unterscheiden sich in den Einzelmetriks sowie den dazu gehörenden Ankerpunkten (AP, s.u.), die Ermittlung der Zustandsklasse erfolgt jedoch nach demselben Ablauf. Der berechnete Einzelmetrik wird mit Hilfe von Ankerpunkten (s. Tab. 2 und 3) in eine Größenordnung von 0 bis 1 umgerechnet (score):

score = (Ergebnis des Metriks – unterer AP)/(oberer AP-unterer AP)

Der Mittelwert aller scores wird einer Zustandsklasse zugeordnet (Tab. 1).

Tab. 1: Zuordnung der Mittelwerte zu den Gewässerzustandsklassen entsprechend WRRL

Zustandsklasse	Mittelwert
sehr gut	> 0,8 - 1
gut	> 0,6 - 0,8
mäßig	> 0,4 - 0,6
unbefriedigend	> 0,2 - 0,4
schlecht	≤ 0,2

a) Verfahren nach Verdonschot (2011):

Folgende mit der Nährstoffbelastung korrelierende Einzelmetriks werden betrachtet:

- die Anzahl der Trichoptera-Familien als Maß für die Artenvielfalt
- der prozentuale Anteil der Gastropoda-Familien an allen taxonomischen Familien als Indikator für Häufigkeiten und Zusammensetzung der Biozönose
- der prozentuale Anteil an Süßwassertaxa (tolerieren Chlorid-Konzentrationen < 300 mg/l) sowie ein Saprobienindex („Dutch-SI“) als Ausdruck von Toleranz und Empfindlichkeit der Arten und
- der prozentuale Anteil räuberischer Arten als Indikator für entsprechende Habitate

Tab. 2: Untere und obere Ankerpunkte der Einzelmetriks nach Verdonschot (2011)

Metrik	Unterer AP	Oberer AP
Anzahl Köcherfliegen-Familien	0	5
% Gastropoda-Familien	33	6,1
% Süßwassertaxa	91	97
„Dutch SI“	2,4	2
% räuberische Taxa	18	41

b) Verfahren nach Langheinrich & Lüderitz (2006), verändert

Die Auswahl der Metriks erfolgte nach der Funktion von Gräben z.B. als Wasserreservoir, Habitat, beim Hochwasserschutz oder beim Moorschutz.

Makroinvertebraten-basierte Indizes:

- Saprobienindex (SI) als Maß für die organische Belastung und Ausdruck der Gewässergüte
- Diversitätsindex nach Shannon-Wiener (DI) als Ausdruck der Artenvielfalt (Artenzahlen und Abundanz einzelner Arten)
- Faunaindex (FI) als Grad der morphologischen Beeinflussung (in Anlehnung an FG-Typologie Typ 11/12: organisch geprägte Gewässer, für typische „Grabenarten“ ergänzt und verändert)

- Naturschutzindex nach Kaule (CI) beschreibt die Bedeutung als Habitat für geschützte/gefährdete Arten

Makrophyten-basierte Indizes:

- Makrophytenindex (MP) gibt Auskunft zum trophischer Zustand und damit ebenfalls zur Gewässergüte (nach Schaumburg et al. 2012 für kleine Tieflandgewässer)

Tab. 2: Untere und obere Ankerpunkte der Einzelmetriks in Weiterentwicklung von Langheinrich & Lüderitz (2006)

Metrik	Unterer AP	Oberer AP
Saprobien-Index	2,47	2,04
Diversitäts-Index	1,27	4,02
Naturschutz-Index	5	9
Fauna-Index	-0,68	0,23
Makrophyten-Index	Der Index stellt schon einen Wert zwischen 0 und 1 dar.	

Ergebnisse und Diskussion

Für 49 Gräben wurden beide Verfahren getestet. Die Abbildung 1 zeigt die Mittelwerte der je Verfahren fünf verwendeten scores pro Gewässer.

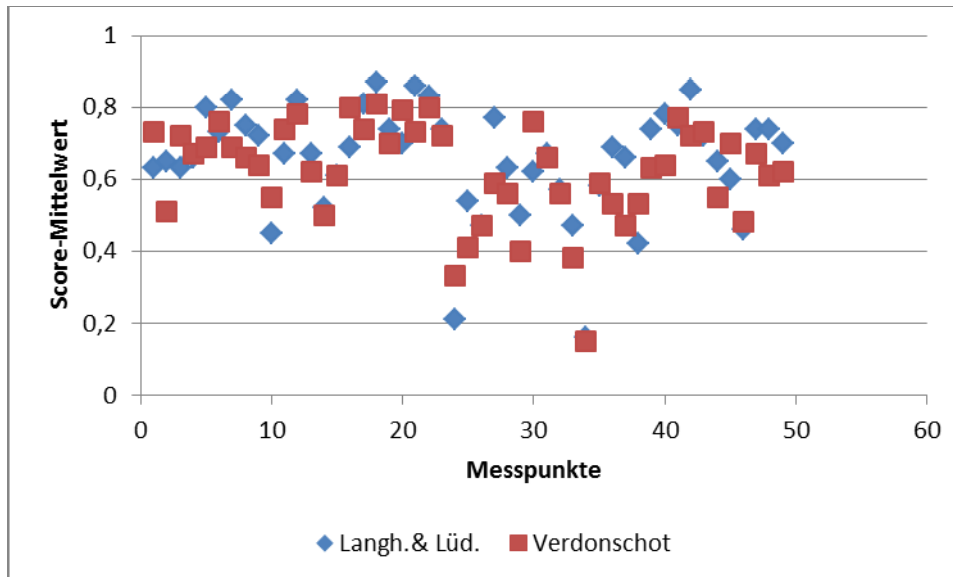


Abb.1: Ergebnisse der Bewertungsverfahren (Rhombus: Langheinrich & Lüderitz, Quadrat: Verdonschot)

Die Zuordnung zu den entsprechenden Zustandsklassen ist der Tabelle 3 zu entnehmen. Die überwiegende Zahl der Gräben befindet sich demnach in einem guten bzw. mäßigen Zustand.

Tab. 3: Ergebnisse der Bewertung nach beiden Verfahren (Prozentualer Anteil der Gewässer)

Zustandsklassen	Langh.&Lüd. (2006)	Verdonschot (2011)
sehr gut	14,3	2
gut	59,2	57,1
mäßig	22,4	26,5
unbefriedigend	2	4,1
schlecht	2	2

Bei 35 Gewässern lieferten beide Verfahren dieselbe Zustandsklasse. Für 13 Gewässer erzielte das Verfahren nach Langheinrich & Lüderitz ein um eine Zustandsklasse besseres Ergebnis, einmal bewertete das Verfahren nach Verdonschot um eine Stufe besser.

Diese Unterschiede resultieren aus der differenzierten Eignung des Verfahrens nach Verdonschot für unsere Untersuchungsgewässer. Offensichtlich ist der Anteil räuberischer Arten in unseren Gewässern höher als in den Niederlanden. Ursachen dafür könnten in Unterschieden im Umfang der Unterhaltung liegen, da das Phytal als Habitat für viele Vertreter der Libellen und Käfer dient. Vorstellbar ist auch ein geringerer Fraßdruck durch Fische. Der „holländische“ Saprobienindex bewertet unsere Gewässer schlechter als der „neue“ deutsche SI. Eine höhere geogene Belastung liegt nicht vor, die Konzentrationen von Nährstoffen und Salzen liegen in vergleichbarer Größenordnung (Verdonschot et al. 2012, Langheinrich 2005 und eigene unveröffentlichte Daten). Der Anteil von Süßwassertaxa liegt in unseren Gräben im Mittel bei 96%, Salzeinflüsse spielen im Unterschied zu brackwasserbeeinflussten Gräben in den Niederlanden keine Rolle. Beim Metrik „Anzahl der Köcherfliegen-Familien“ reicht die Spanne in unseren Gewässern von keiner bis zu sieben Familien. In langsam fließenden Gräben und Standgewässern kommen nur wenige Familien von Köcherfliegen vor (Limnephilidae, Leptoceridae, Phryganeidae, Molannidae), die einzelnen Arten haben jedoch unterschiedliche Ansprüche an ihre Umwelt. Ein artenbasierter Index wie in unserer Methodik ist hier vorzuziehen. Der Metrik „prozentualer Anteil der Gastropoda-Familien“ liegt mit 17% in einer mittlere Größenordnung wider und ist damit gut geeignet, Belastungen widerzuspiegeln.

Schlussfolgerungen

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass beide Bewertungsansätze geeignet sind, den Zustand von Gräben zu bewerten und damit Aussagen zur Bewirtschaftung von Gräben liefern können. Vor allem für die Einschätzung der Auswirkungen von Gewässerunterhaltung, Flächenumnutzung, Maßnahmen zur morphologischen Umgestaltung oder Naturschutzfragestellungen sind sie dabei von Interesse.

Literatur

- Verdonschot, R.C.M., Hanneke E. Keizer-Vlek und P.F.M. Verdonschot: Biodiversity value of agricultural drainage ditches: a comparative analysis of the aquatic invertebrate fauna of ditches and small lakes. *Aquatic Conserv.:Mar. Freshw.Ecosyst.* 21: 715-727 (2011).
- Dorotovicova, C.: man-made canals as a hotspot of aquatic macrophyte biodiversity in Slovakia. *Limnologica* 43 (2013) 277-287.
- Langheinrich, Uta; Braumann, Fred & Volker Lüderitz: Niedermoor- und Gewässerrenaturierung im Naturpark Drömling (Sachsen-Anhalt). In: *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, Heft 10 (2010) S. 23-29
- Langheinrich, U.: Vergleichende Untersuchung und kritische Einschätzung aktueller Methoden zur Bewertung von Oberflächengewässern gemäß den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel von Gewässern in Großschutzgebieten Sachsen-Anhalts. *Magdeburger Wasserwirtschaftliche Hefte Band 2* (2005) Shaker Verlag Aachen 2005.
- Langheinrich, U. und V. Lüderitz: Bewertung von Niedermoorgewässern unter dem Gesichtspunkt ihrer veränderten Funktionen in der Kulturlandschaft. *DGL-Tagung Dresden 2006*, Eigenverlag der DGL, Werder 2007 S. 439-443.
- Remy, D., U. Langheinrich: Bewertung von Gräben unter Berücksichtigung ihrer Bedeutung als Ersatzstandorte in der intensiv genutzten Kulturlandschaft. In: *Magdeburger Wasserwirtschaftliche Hefte Band 8* (2007) Shaker Verlag Aachen 2007 S. 161-171.
- Verdonschot, R.C.M., 2012: Drainage ditches, biodiversity hotspots for aquatic invertebrates. Defining and assessing the ecological status of a man-made ecosystem based on macroinvertebrates. *Alterra Scientific Contributions 40*. Alterra, part of Wageningen UR, Wageningen.

Besonderheiten bei der Bewertung von Tagebaurestseen des LRT 3140 nach der FFH-Richtlinie – Ergebnisse der Exkursion des Arbeitskreises Tauchen in der Limnologie

Silke Oldorff¹, Sebastian Bernhard², Volker Krautkrämer³, Franz Brümmer⁴, Christin Müller⁵, Ralf Köhler¹, Robert Pudwill⁶, Tom Kirschey⁷, Markus Eßer⁸ & Said Yasseri⁹

¹Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV), Seeburger Chaussee 2, 14467 Potsdam OT Groß Glienicke, Silke.Oldorff@LUGV.Brandenburg.de, Ralf.Koehler@LUGV.Brandenburg.de; ²Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft, 04849 Bad Dübau, Sebastian.Bernhard@smul.sachsen.de; ³Lanaplan, Lobbericher Straße 5, 41334 Nettetal, Volker.Krautkraemer@lanaplan.de; ⁴Universität Stuttgart, Institut für Biomaterialien und biomolekulare Systeme (vormals Biologisches Institut), Abtlg. Zoologie, Pfaffenwaldring 57, 70569 Stuttgart, Franz.Bruegger@bio.uni-stuttgart.de; ⁵Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle (Saale), Christin.Mueller@ufz.de; ⁶Böttcherstraße 3, 38518 Gifhorn, Robert.Pudwill@gmx.de; ⁷NABU-Bundesgeschäftsstelle, Charitéstr. 3, 10117 Berlin, Tom.Kirschey@NABU.de; ⁸forsteri@t-online.de; ⁹Institut Dr. Nowak, Mayenbrook 1, 28870 Ottersberg, sy@limnowak.com

Keywords: Tagebaurestseen, submerse Makrophyten, Characeen, FFH-Erhaltungszustand,

Einleitung

In Folge des Braunkohletagebaus in Deutschland sind in den vergangenen Jahrzehnten Hunderte neue Seen entstanden; bis 2018 soll ihre Gesamtzahl 500 erreicht haben. Der pH-Wert des Wassers ist dabei abhängig vom abgebauten Material, durch welchen der Tagebaurestsee entstanden ist. Braunkohletagebaurestseen zeigen pH-Werte im sauren bis neutralen Milieu (Nixdorf et al. 2001). Letztere besitzen außerdem meist einen hohen Härtegrad und reagieren in ihrem Stoffhaushalt wie natürliche Seen (Hupfer & Nixdorf 2011). Im Rahmen der Jahrestagung der DGL war daher die traditionelle Tauchexkursion des DGL-Arbeitskreises „Tauchen in der Limnologie“ im Anschluss an das Vortragsprogramm vom 2. bis 5. Oktober 2014 der Untersuchung dreier Tagebaurestseen im ehemaligen Leipziger Braunkohlerevier (Sachsen) gewidmet. Insgesamt nahmen daran zehn Personen teil. Obwohl es sich um Sekundärgewässer handelt, repräsentieren alle drei Seen den FFH-Lebensraumtyp 3140 (Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen). Sie konnten daher hinsichtlich ihrer submersen Makrophytenbesiedlung nach der Methode des „naturkundlichen Tauchens“ (Arendt et al. 2011) erfasst und bewertet werden. Die Seen und die Ergebnisse dieser Momentaufnahme zum Ende der Vegetationsperiode werden nachfolgend dargestellt.

Untersuchungsgebiet

Die Exkursion des DGL-Arbeitskreises „Tauchen in der Limnologie“ führte an drei Tagebaurestseen (Kulkwitzer See, Cospudener See, Schladitzer See) in die Landkreise Leipzig und Nordsachsen im Nordwesten des Freistaates Sachsen. Die Seen sind dem mitteldeutschen Braunkohlenrevier zuzuordnen und gehören zur Tourismus- und Vermarktungsregion Leipziger Neuseenland.

Der **Kulkwitzer See** ist der älteste See im Leipziger Umland der durch die Aufgabe eines ehemaligen Tagebaus entstanden ist. Bereits 1963 wurde der Tagebaubetrieb eingestellt und der See erreichte durch Grundwasseranstieg zehn Jahre später seinen Endwasserstand. Der See liegt östlich von Markranstädt und westlich vom Leipziger Stadtteil Lausen-Grünau. Benannt ist er nach dem Ort Kulkwitz, der 1999 Ortsteil von Markranstädt wurde. Bereits 1973 begann der offizielle Erholungsbetrieb. Der Kulkwitzer See gilt als eines der beliebtesten Tauchgewässer in Deutschland und unterliegt auch darüber hinaus einer intensiven Freizeitnutzung. Ein „Unterwasserpark“ mit Schienen und Loren erinnert an die Geschichte und die Entstehung des „Kulki“ (Florian & Lingelbach 2006).

Tabelle 1: Morphologische Parameter und Verwaltungsstrukturen der untersuchten Gewässer (Daten aus: Planungsverband Leipzig-West Sachsen Regionale Planungsstelle Leipzig 2015)

	Kulkwitzer See	Cospudener See	Schladitzer See
Geographische Lage	Landkreis Leipzig	Landkreis Leipzig	Landkreis Nordsachsen
Kommunen	Städte Leipzig und Markranstädt	Städte Leipzig, Markranstädt und Zwenkau	Stadt Schkeuditz, Gemeinde Rackewitz
Höhe über Meeresspiegel	114,5 m ü. NN	110 m ü. NN	104 m ü. NN
Fläche (ha)	150	439	223
Umfang (km)	8	10,5	7,0
Volumen (Mio. m³)	30	109	24,1
Maximale Tiefe (m)	32	54	31,4
Mittlere Tiefe (m)	20	25	11
Braunkohleförderung	1864-1963	1981-1992	1982-1991
Flutung	1963–1973	1993–2000	1999–2012
pH-Wert	8,1	7,65	8,0
Nutzungen	Baden, Angeln, Surfen, Segeln, Wasserski, Tauchen, Bootfahren,	Baden, Bootfahren, Surfen, Rudern, Tauchen, Segeln, Angeln	Baden, Surfen, Segeln, Bootfahren, Tauchen, Angeln

Der **Cospudener See** ist aus dem ehemaligen Tagebau Cospuden entstanden. Er grenzt unmittelbar an das südliche Stadtgebiet von Leipzig. Braunkohle wurde hier seit 1981 abgebaut, danach erfolgte die Flutung des Tagebaurestloches bis zur Erreichung des Endwasserstands im Jahr 2000. Im Rahmen der Expo 2000 wurde der Cospudener See als Modellprojekt für die Möglichkeiten der Gestaltung einer Bergbaufolgelandschaft gestaltet. Es entstanden ein Naherholungsgebiet mit umfangreichen Infrastrukturanlagen sowie ein Landschaftspark. Der See ist mit jährlich 500.000 Besuchern mittlerweile ein beliebtes Ausflugsziel für die Stadt Leipzig und deren Großraum.

Der **Schladitzer See** ist nördlich der Stadt Leipzig gelegen. Der ehemalige Tagebau Breitenfeld aus dem der Schladitzer See hervorging, wurde seit 1982 betrieben. Danach erfolgte die Flutung des

Restloches, welche 2012 abgeschlossen war. Auch hier soll ein großes Angebot an Freizeit- und Erholungsnutzung entwickelt werden sowie Wohn- und Ferienhausbebauung in erheblichem Umfang entstehen. Der „Sportstrand“ in der Schladitzer Bucht bietet bereits heute vielfältige wassergebundene Freizeitmöglichkeiten.

Bis 2018 werden durch den Braunkohletagebau in Deutschland, schwerpunktmäßig in Brandenburg und Sachsen ca. 16.000 ha zusätzliche Wasserflächen entstehen und damit die Landschaft in besonderem Maße verändern und prägen (Eißmann & Rudolph 2006; Eißmann & Junge 2013). Etwa ein Drittel dieser Gewässer unterliegt aufgrund der vorherrschenden tertiären Substrate durch die Verwitterung von Pyrit und Markasit mit einem pH-Wert von 2,5 -3,5 einer extremen Versauerung (Hupfer & Nixdorf 2011). Dieses Problem besteht bei den drei untersuchten Seen im Leipziger Neuseenland nicht. Sie besitzen einen dimiktischen Wasserkörper und stabile neutrale pH-Verhältnisse. In allen Seen lag zum Untersuchungszeitpunkt die Metalimniontiefe bei etwa 10 Meter Wassertiefe. Einen Überblick über die wichtigsten morphologischen Parameter und Verwaltungsstrukturen gibt Tabelle 1.

Material und Methoden

Erfassung

Nach der Methode des „naturkundlichen Tauchens“ (vgl. Arendt et al. 2011), welche zur Einschätzung des Erhaltungszustandes der Standgewässer-Lebensraumtypen des Anhangs I der EU-Richtlinie 92/43/EWG (= Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, kurz FFH-Richtlinie) genutzt wird, ergibt sich für jede Größe und Beckengestalt eine unterschiedlich große Anzahl zu betauchender Gewässerabschnitte, um eine Einschätzung des Erhaltungszustandes des jeweiligen Sees vornehmen zu können. Wird diese Mindestanzahl nicht erreicht, können die Ergebnisse aber zumindest Hinweise liefern (vgl. Oldorff et al. 2014).

Bewertung

Folgende, während der Tauchgänge erhobene Parameter gehen in die Bewertung ein:

- Vorhandensein und Vollständigkeit lebensraumtypischer Habitatstrukturen
- Arteninventar gesamt (Artenzahl)
- Untere Makrophytengrenze (UMG) - (DIN EN 15460 2007), wobei Pflanzenbestandsgrenzen für die UMG gewählt wurden
- Deckungsgrade je Art/Taxon und Tiefenverbreitung der Arten/Taxa
- erkennbare Beeinträchtigungen und Störungen

Tabelle 2: Artenlisten der einzelnen Tauchplätze

3140 Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit Grundrasen aus Armleuchteralgen

Anlage: Fotodokumentation, Herbarexemplare

Aufnahmeort: Leipziger Neuseenland

Kartierer: AK Tauchen in der Limnologie

Nachbestimmung: Volker Krautkrämer

Lebensraumtypische Arten		Häufigkeit				Weitere Arten				Häufigkeit			
		Klukwitzer See, Süd	Cospudener See, Pier 1	Sonntitzer See, Wolteritzer Strand	Schlaitzer See, Biedermeierstrand								
Arten der Grundrasen		05.10.14	04.10.14	03.10.14	03.10.14								
Chara aspera		2				Chara globularis	Arملهuchteralge			2	3	3	+
Chara contraria		2	2	3	2	Potamogeton lucens	Spiegeleindes Laichkraut						
Chara filiformis						Potamogeton natans	Schwimmendes Laichkraut						
Chara intermedia						Potamogeton perfoliatus	Durchwachsenes Laichkraut						
Chara rudis						Utricularia vulgaris	Gemeiner Wasserschlauch				+	+	
Chara tomentosa						Potamogeton friesii	Stachelspitziges Laichkraut					r	
Chara hispida						Nitellopsis obtusa	über 4 m						
Chara vulgaris		3	r	1		Myriophyllum alterniflorum	Wechselblütiges Tausendblatt						
Nitella opaca	Glanzeleuchteralgen					Elodea canadensis	Kanadische Wasserpest	r					
Nitellopsis obtusa		2	r	4	2	Fontinalis antipyretica	Gemeines Brunnenmoos	1					
Najas marina	Großes Nixkraut	1	r	r		Myriophyllum verticillatum	Quirl-Tausendblatt			r			
Potamogeton filiformis	Faden-Laichkraut					Elodea nuttallii	Spreizender Wasserhahnenfuß						
Potamogeton friesii						Schoenoplectus lacustris	Teichsimse submers					+	
Potamogeton pusillus	Zwerg-Laichkraut			1		Potamogeton crispus	Krauses Laichkraut				r		
Vaucheria spec.			+			Nuphar lutea	Teichrose						
Eutrophierungszeiger		Häufigkeit				Deckung				Häufigkeit			
Ceratophyllum demersum	Raues Hornblatt	+		+	1	r	1 Individuum, vereinzelt, sehr sporadisch,			r	1 Individuum, vereinzelt, sehr sporadisch,		< 1 %
Myriophyllum spicatum	Ähren-Tausendblatt		2		+	+	2 - 5 Individuen, sporadisch,			+	2 - 5 Individuen, sporadisch,		1 - 5 %
Ceratophyllum submersum	Zartes Hornblatt			+		1	6 - 50 Individuen, mit geringer Deckung			1	6 - 50 Individuen, mit geringer Deckung		< 5 %
Potamogeton pectinatus	Kamm-Laichkraut	3	+	2	2	2	oder weniger reichlich			2	oder weniger reichlich		6 - 25 %
weitere Beobachtungen													
Spiegelkarpfen		X				3	oder			3	Individuenzahl beliebig,		26 - 50 %
Silberkarpfen			X			4	Individuenzahl beliebig,			4	Individuenzahl beliebig,		51 - 75 %
Kaulbarsch						5	Individuenzahl beliebig,			5	Individuenzahl beliebig,		76 - 100 %
Spongilla	Süßwasser-Schwämme					X	Art kommt vor			X	Art kommt vor		
Oronectes limosus	Amerikanischer Flußkrebs	X											

Anmerkung: Fett markiert und umrahmt - Arten der Characeen-Grundrasen

15.01.2010

Für jeden betauchten Gewässerabschnitt erfolgt die Erfassung und Bewertung dieser Kriterien nach dem offiziellen Bewertungsschema für den FFH-Lebensraumtyp 3140 (nach Bund-Länder-AK Monitoring, Stand Oktober 2009 [1]).

Ergebnisse und Diskussion

Botanische Beobachtungen

Wie bereits beschrieben, handelt es sich bei den Seen um den FFH-Lebensraumtyp 3140 - Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen. Im Unterschied zu den Primärgewässern, den eiszeitlich entstandenen Seen, fehlen seltene Armleuchteralgen, wie *Chara rudis*, *Ch. filiformis* (Doege 2008) und *Ch. tomentosa*.

Da in diesen künstlichen Gewässern lebensraumtypische Arten wie *Chara contraria*, *Ch. globularis*, *Chara vulgaris*, *Nitella opaca* und *Nitellopsis obtusa* in der Deckung bis in Tiefen > 10 m überwiegen, besitzen diese Seen einen hohen ökologischen Wert. Besonders bemerkenswert ist das Vorkommen von *Chara aspera*, *Ch. hispida* im Kulkwitzer See sowie *Potamogeton friesii* im Schladitzer See (Erstnachweis für Sachsen leg. + det. Krautkrämer). Bei *Chara aspera* handelt es sich derzeit um den einzigen gesicherten aktuellen Fundort für Sachsen.

Naturkundliches Tauchen – Erfassung nach dem Bewertungsschema FFH LRT 3140

Alle drei Seen konnten in die Kategorie „hervorragend“ (A) eingestuft werden und zählen somit zu den noch wenigen verbliebenen oligotrophen Klarwasserseen Deutschlands! Nur für den Schladitzer See im Bereich des Biedermeierstrandes wurde ein „guter Erhaltungszustand“ (B) festgestellt. Die Abweichung von der Referenz kam in diesem Fall durch fehlende lebensraumtypische Arten, einer UMG bei 7 m Wassertiefe und umfangreichen Schäden in der Vegetation < 10 % zustande.

Tabelle 3: Im Rahmen der DGL-Tauchkartierung untersuchte Gewässerabschnitte (Transekte). AU = abgeschlossene Untersuchungen vor Tauchgang mit gleicher Methodik, UF = Untersuchungsflächen, UMG = Untere Makrophytengrenze, Habitatstruktur mit Deckungsgrad Grundrasen, Arten - Anzahl lebensraumtypischer Pflanzen (Gesamtartenzahl), Angaben zum Erhaltungszustand: A (grau) = hervorragend, B (weiß) = gut, C = mittel bis schlecht (wurde in keiner Kategorie erreicht)

See-Gesamtbewertung	AU	UF	Datum	UMG	Habitatstruktur	Arten	Störungen
Kulkwitzer See, Südufer	0	1	02.10.2014	14 m + x	> 50% Deckung	5 (10)	↑ Wühlschäden
Kulkwitzer See, Ostufer	1	1	02.10.2014	12 m + x	> 50% Deckung	4 (9)	↑ Wühlschäden
Schladitzer See, Wolteritzer Strand	0	2	03.10.2014	14 m	> 50% Deckung	7 (13)	↑ Wühlschäden
Schladitzer See, Biedermeier Strand	1	1	03.10.2014	7 m	> 50% Deckung	3 (8)	↑ Wühlschäden
Cospudener See	0	1	04.10.2014	11,4 m	> 50% Deckung	4 (12)	
Kulkwitzer See, Südufer	2	1	05.10.2014	14,5 m	> 50% Deckung	5 (11)	↑ Wühlschäden

Überdurchschnittlich hoch im Vergleich zu natürlichen Seen war die UMG, die meist weit über 12 m Wassertiefe lag. Es handelte sich hierbei auch nicht nur um einzelne Pflanzen, sondern um geschlossene Bestände von Grundrasen. Im Kulkwitzer See wurde die UMG durch die beteiligten Taucher nicht erreicht, sie liegt hier laut Doege et al. (2006) bei ungefähr 19 m. Dies ist ein Zeichen für besonders hohe Transparenz des Wassers und ein Anzeichen guter Wasserqualität. Unabhängig von der anthropogenen Genese der Gewässer gilt ein grundsätzlicher ökologischer Zusammenhang zwischen Transparenz des Wassers und der Makrophytenbesiedlung auch für künstliche Standge-

wässer. Je transparenter das Lichtklima eines Gewässers, umso tiefer können Pflanzen siedeln. Dabei konkurrieren die Wasserpflanzen direkt um Licht und Nährstoffe mit dem in der Wassersäule vorhanden Phytoplankton. Die Makrophyten sind dabei auch in der Lage die trophische Grundlage des Phytoplanktons zu begrenzen und dessen Wachstum zu limitieren (Dokulil et al. 2001). Dichte Bestände submerser Pflanzenbestände insbesondere Characeenrasen können ebenfalls die Resuspension von Phosphor aus dem Sediment begrenzen und die Sedimentation von Partikeln erhöhen und so einen positiven Effekt auf die Sichttiefe des Gewässers haben (van der Berg et al. 1999). Characeen können darüber hinaus noch bei intensiver Photosynthese zur Calcitfällung beitragen, wobei Phosphor durch die sedimentierenden Mineralpartikeln aus der Wassersäule entfernt werden kann und so eine Verbesserung der Wasserqualität möglich ist (Hilt et al. 2010).

In allen Seen konnten Wühlschäden durch benthivore Fische festgestellt werden. Diese lassen sich gut von möglichen anderen Verursachern wie z.B. Wasservögeln (vgl. LfU 2004) unterscheiden. Dies ist zum einen durch die typische Ausprägung in Trichterform, als auch durch die Schädigungen in teilweise bis zu über 16 m Wassertiefe möglich (eigene Beobachtungen). Direkte Fraßeffekte von Fischen auf Wasserpflanzen sind dabei eher selten. Cypriniden wie Karpfen (*Cyprinus carpio*) und Brachsen (*Abramis brama*) können jedoch bei der Nahrungssuche wurzelnde Pflanzen ausreißen und so zur Sedimentaufwirbelung und Gewässertrübung beitragen (Crivelli 1983). Diese Effekte auf submerse Wasserpflanzen und die resultierende Resuspension von Nährstoffen werden oftmals unterschätzt (DGL 2014). Besonders groß waren die Schäden im Kulkwitzer See, in welchem große Spiegelkarpfen beobachtet werden konnten. Im Cospudener See wurden darüber hinaus Silberkarpfen gesichtet. Besatzmaßnahmen mit diesen Arten sollten in Seen mit dieser hohen Wasserqualität untersagt werden (vgl. Bolender & Phillipson 2010; Baer et al. 2007). Dies wäre für den Kulkwitzer See besonders bedeutsam, da es sich hier um das einzig bekannte Vorkommen von *C. aspera* in Sachsen handelt (Doege 2008) und mit 26 verschiedenen Makrophytenarten (davon 10 Armleuchterarten) um ein sehr artenreiches Gewässer handelt (Gutowski et al. 2011). Gutowski et al. (2011) berichten von negativen Einflüssen auf die Makrophytenvegetation durch benthivore Cypriniden in einer Tauchkartierung aus dem Jahr 2011. Seit 1995 werden durch die Biologiegruppe des Tauchvereins „Leipziger Delphine“ (Leitung: Dr. Joachim Weiß) Tauchkartierungen durchgeführt und die gewonnenen Daten veröffentlicht [2]. Welchen Schaden bereits einzelne große Tiere anrichten können wird von Bolender & Phillipson (2010) beschrieben.



Abbildungen 1-2: Im Cospudener See konnte während des Tauchgangs eine Gruppe Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*) und im Kulkwitzer See mehrere Spiegelkarpfen (*Cyprinus carpio*) bei der Nahrungssuche beobachtet werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Im Rahmen der DGL-Tagung wurden drei Seen (Tagebaurestseen) im Leipziger Neuseenland untersucht. Die Untersuchungen zeigten, dass es sich beim Kulkwitzer, Cospudener und Schladitzer See um wertvolle oligotrophe Klarwasserseen mit einer ausgeprägten benthischen Armleuchteralgenvegetation handelt. Solche Seen haben in Deutschland einen hohen Seltenheitswert. Im Rahmen der Untersuchung wurde auch der Nachweis von *Potamogeton friesii* erbracht, ein Erstnachweis für den Freistaat Sachsen. Die Kartierungsergebnisse lieferten vor allem im Kulkwitzer See Hinweise auf Beeinflussungen durch benthivore Fischarten, deren negative Auswirkungen bekannt sind (vgl. Korsch et. al. 2013, Baer et al. 2007, Crivelli 1983). Von Seiten politischer Entscheidungsträger sollte über ein Besatzverbot von Karpfen und die strikte Einhaltung des Verbotes vom Besatz mit nicht heimischen Fischarten (Gras-, Amur- und Silberkarpfen) an den Gewässern nachgedacht werden, um den FFH-Lebensraumtyp 3140 (Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen) zu erhalten und somit die Wasserqualität dauerhaft auf diesem hohen Niveau halten zu können.

Literatur

- Arendt, K., Oldorff, S., Kabus, T., Kirschey, T. (2011): Methodik und erste Ergebnisse des „naturkundlichen Tauchens“ in Seen des Naturparks Stechlin-Ruppiner Land. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 20 (4): 122-135.
- Baer, J., George, V., Hanfland, S., Lemcke, R., Meyer, L.; Zahn, S. (2007): Gute fachliche Praxis fischereilicher Besatzmaßnahmen. - Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e. V., 158 S.
- Bolender, E., Phillipson, S. (2010): Wasserpflanzen in oberschwäbischen Seen und Weihern, Pro Region, Oberschwaben GmbH, 27 S.
- Crivelli, A.J. (1983): The destruction of aquatic vegetation by carp. – Hydrobiologia 106: 37-41. DGL (2014): Handlungsempfehlung zur Abschätzung der Chancen einer Wiederbesiedlung von Wasserpflanzen bei der Restaurierung von Flachseen in Deutschland; DGL-Arbeitshilfe 1-2014; 75 S., DIN EN 15460 (2007): Anleitung zur Erfassung von Makrophyten in Seen, Deutsche Fassung EN 15460
- Dokulil, M.; Hamm, A.; Kohl, J.-G. (2001): Ökologie und Schutz von Seen, Ulmer UTB, 499 S.
- Doege, A.; Weiß, J.; Vogel, B.; Dilger, M.; Sängner, H.; Küster, A. (2006): Die Charales des Kulkwitzer Sees bei Leipzig (Sachsen). – Lauterbornia 58: 109-122.
- Doege, A. (2008): Rote Liste Armleuchteralgen Sachsens. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 20 S.
- Eißmann, L.; Junge F. W. (2013): Das Mitteldeutsche Seenland. Vom Wandel einer Landschaft. Sax-Verlag-Beucha Markkleeberg, 240 S.
- Eißmann, L.; Rudolph, A (2006): Die aufgehenden Seen im Süden Leipzigs. Metamorphose einer Landschaft. Sax-Verlag Beucha, 104 S.
- Florian, D; Lingelbach, H.-J. (2006): Der Kulkwitzer See – Ein Kleinod am Rande der Stadt. Militzke Verlag, 96 S.
- Gutowski, A.; van de Weyer, K.; Hofmann, G.; Doege, A. (2011): Makrophyten und Phytobenthos. Indikatoren für den ökologischen Gewässerzustand. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 184 S.
- Hilt, S.; Henschke, I.; Rücker, J.; Nixdorf, B. (2010): Can submerged macrophytes influence turbidity and trophic state in deep lakes? Suggestions from a case study. – Journal of Environmental Quality 39: 725-733.
- Hupfer, M.; Nixdorf, B. (2011): Zustand und Entwicklung von Seen in Berlin und Brandenburg. Diskussionspapier 11, Interdisziplinäre Arbeitsgruppe Globaler Wandel – Regionale Entwicklung, Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften, 72 S.
- Korsch, H.; Raabe, U.; van de Weyer, K. (2008): Verbreitungskarten der Characeen Deutschlands. – Rostocker meeresbiologische Beiträge 19: 57-108.
- Korsch, H.; Doege, A; Raabe, U.; van de Weyer, K. (2013): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. – Haussknechtia, Beiheft 17, 33 S., LfU (2004): Einfluss

- überwinternder Wasservögel auf Chara-Arten und *Dreissena polymorpha* am westlichen Bodensee – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 73 S.
- Nixdorf, B.; Hemm, M.; Schlundt, A.; Kapfer, M.; Krumbeck, H. (2001): Braunkohlentagebauseen in Deutschland: Gegenwärtiger Kenntnisstand über wasserwirtschaftliche Belange von Braunkohlentagebaurestlöchern, UBA-Texte, 35–01, Umweltbundesamt, 519 S.
- Oldorff, S.; Kiel, E.; Krautkrämer, V.; van de Weyer, K.; Mählmann, J.; Köhler, R.; Köhler, J.; Bernhard, S.; Bruinsma, J.; Schiller, T.; Eßler, M.; Kirschey, T. (2014): Makrophytenkartierung in ausgewählten Seen Nordostdeutschlands. DGL Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2013, 172-177.
- Planungsverband Leipzig-West Sachsen Regionale Planungsstelle Leipzig (2013): Mitteldeutsche Seenlandschaft. Seenkatalog 2013-2015. RPV, 224 S.
- Planungsverband Leipzig-West Sachsen Regionale Planungsstelle Leipzig (2015): Mitteldeutsche Seenlandschaft. Gewässerkatalog 2015-2017. Seen, Fließgewässer, Kanäle. RPV, 284 S.
- van den Berg, M.S.; Scheffer, M.; Van Nes, E.; Coops, H. (1999): Dynamics and stability of *Chara* sp. and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. *Hydrobiologia* 407: 335-342.
- van de Weyer, K. (2007): Die Bedeutung von Tauchuntersuchungen bei der Erfassung von Makrophyten in Seen und Fließgewässern. DGL Tagungsbericht 2006 (Dresden); 708-713.
- Internetdaten:
- [1] http://www.lugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/3140_neu_b.pdf
- [2] Tauchverein „Leipziger Delphine“ e.V., Am Kulkwitzer See, 04207 Leipzig-Lausen
<http://www.leipziger-delphine.de/wir-ueber-uns/intressengruppen/bio-gruppe.html>; (30.01.2015)

Verfahren zur hydromorphologischen Bewertung von Seen – eine Übersicht

Wolfgang Ostendorp¹, Jörg Ostendorp² & Ralf Köhler³

¹ Limnologisches Institut, Universität Konstanz, 78457 Konstanz, wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de; ² EcoDataDesign, Birkenstrasse 50, 45133 Essen, ostendorp@ecodatadesign.de; ³ Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg, Seeburger Chaussee 2, 14476 Potsdam, ralf.koehler@lugv.brandenburg.de

Keywords: WRRL, Seeufer, Uferstruktur, Strukturgüte, Makrozoobenthos

Einleitung

Die hydromorphologischen Eigenschaften vieler europäischer Seen wurden in der Vergangenheit durch direkte menschliche Eingriffe teils erheblich verändert. Vor diesem Hintergrund haben seit etwa 2004 mehrere Forschergruppen und Wasserbehörden im Vereinigten Königreich (UK), Deutschland, Italien, Österreich, Ungarn und der Schweiz jeweils eigene Methoden zur hydromorphologischen Erfassung, Klassifikation und Bewertung von Seen i. S. d. **WRRL (2000)** entwickelt und erprobt. In diesem Beitrag wird ein Standardkatalog hydromorphologischer (kurz: *HyMo*-) Merkmale für Seen vorgestellt und es wird untersucht, in welchem Umfang die bisher veröffentlichten 11 Verfahren und 2 Normen die Merkmale des Standardkatalogs abdecken.

Bedeutung hydromorphologischer Merkmale im Umsetzungsprozess der WRRL

Die Erreichung der ökologischen Qualitätsziele der WRRL stützt sich zwar primär auf biotische Qualitätskomponenten (Phytoplankton, Makrophytobenthos, benthische Invertebraten, Fische), dennoch fällt den *HyMo*-Qualitätskomponenten eine wichtige Rolle zu:

- eine lediglich „unterstützende“ Rolle bei der Einstufung des ökologischen Zustands nach Anh. V, Ziff. 1.2.2 WRRL, sowie
- eine „unbedingte“ Rolle: (i) bei der Bestimmung des Referenzzustands natürlicher Seen („sehr guter *HyMo*-Zustand“, Anh. V, 1.2.2“), (ii) beim Umgang mit künstlichen (AWB) oder erheblich veränderten (HMWB) Gewässern nach Art. 2 Ziff. 8 u. 9 und Anh. V WRRL.

Die *HyMo*-Qualitätskomponenten der WRRL umfassen den Wasserhaushalt (i. E. Wasserstandsdynamik, Wassererneuerungszeit, Verbindung zum Grundwasserkörper) und die morphologischen Bedingungen (Tiefenvariation, Menge, Struktur u. Substrat des Gewässerbodens, Struktur der Uferzone). Wir haben diesen Ansatz durch die Entwicklung eines Standardkatalogs *HyMo*-Merkmale expliziert (Tab. 2). Voraussetzung für die Aufnahme in den Katalog war, dass das betr. Merkmal

- sich auf das Seebecken, den Freiwasserbereich oder die überschwemmte und landfeste Uferzone bezieht,
- vom Menschen durch direkte Eingriffe verändert werden kann,
- kurz- und mittelfristig zeitinvariant, d. h. konstitutiv für den Ist-Zustand des Sees ist,
- nicht primär Aspekte des Nährstoffhaushalts des Sees beinhaltet und

- die Populationen vieler Pflanzen- und Tiergruppen (u. a. Makrophytobenthos, Makrozoobenthos, Fischfauna) sowie den Stoffhaushalt und die Leistungsfähigkeit des Sees als Ökosysteme erfahrungsgemäß nachhaltig beeinflussen kann.

Analysierte Verfahren

Die bisher veröffentlichten oder kurz vor der Veröffentlichung stehenden Verfahren sind aus der Tab. 1 ersichtlich. Im Weiteren konnten AIML_Mod2 und BAFU noch nicht berücksichtigt werden.

Nur eines der analysierten Verfahren (ODO) setzt auf eine biotische Komponente, in diesem Fall Libellen-Imagines, die konsequenterweise nur im Epilitoral erfasst werden (s. Kasten). Alle anderen Verfahren betrachten die HyMo-Strukturen selbst, wobei sich die meisten Verfahren im Wesentlichen auf die Uferzone beschränken (Tab. 2). Einige dieser Verfahren versuchen eine Charakterisierung der Habitatstruktur für bestimmte Zwecke, z. B. für die Puffer- und Nährstofffilter-Funktion (SFI), die Korrelation mit Makrozoobenthos-Metrics (LMI, LAWA) oder für nicht näher benannte naturschutzfachliche Zwecke (LHS). Nur wenige Verfahren konzentrieren sich gezielt auf diejenigen Merkmale, die typischerweise vom Menschen verändert werden und die daher als „Schadstruk-

Tab. 1: Übersicht der analysierten Verfahren zur Erfassung, Beschreibung, Klassifikation und Bewertung des hydromorphologischen Zustands von Seen. Die Kürzel werden teils von den jeweiligen Autoren verwendet, teils wurden sie übersichtlichkeithalber hier entworfen; die Reihenfolge entspricht in etwa der chronologischen Entwicklung. Die Auflösung der Zitate und eine vollständige Literaturliste finden sich in Ostendorp (2014).

Kürzel	Methode (Publikation)	Anwendungen und Fallbeispiele
EMAP	USEPA (2012)	KAUFMANN et al. (2014a, b) u. a.
ÖNORM	ON (2001), ÖNORM M 6231	JÄGER et al. (2011)
SUK	OLBERT & HÖLZL (2004)	KOLLATSCH et al. (2005, 2006); FREYMAN et al. (2007); AHRENS & FELL (2009); WEIDE et al. (2009); FELL & AHRENS (2011)
LHS	ROWAN (2008)	ROWAN & SOUTAR (2005); ROWAN et al. (2006a, b); ROWAN et al. (2012); MCGOFF & IRVINE (2009)
IGKB	TEIBER (2009)	IGKB (2006); HUBER & ASNER (2008, 2010); TEIBER (2010)
HMS_06	OSTENDORP & OSTENDORP (2006)	OSTENDORP et al. (2008, 2009); PLANUNGSTEAM GEK 2015 (2012a, 2012b, 2013, 2014)
ODO	CHOVANEK et al. (2009)	CHOVANEK et al. (2009)
SFI	SILIGARDI et al. (2010), SILIGARDI & ZENNARO (2010)	SCHULZ et al. (2008); SANTNER & SCHÖNHUBER (2009); SCHÖNHUBER et al. (2011a,b); BOLPAGNI (2013); SCHÖNHUBER et al. (2013); SILIGARDI et al. (2013)
DIN EN	DIN CEN (2011); DIN EN 16039	Fortsetzung durch Work Item CEN/TC 230/WG 2/TG 5: N111 (unveröffentlicht)
LVEL	BOROMISZA et al. (2012)	BOROMISZA (2012); BOROMISZA et al. (2014)
LMI	PETERLIN & URBANIČ 2013	PETERLIN & URBANIČ (2013)
LAWA	MEHL et al. (2014)	k. A.
HMS_14	OSTENDORP & OSTENDORP (2014b)	OSTENDORP & OSTENDORP (2014a, 2014b, 2015); PLANUNGSTEAM GEK 2015 (2015)
AIML_Mod2	PALL et al. (2015a, b)	k. A.
BAFU	NIEDERBERGER et al. (in Vorber.)	SCHLOSSER et al. (2013)

turen‘ bzw. ‚Beeinträchtigungen‘ in Betracht kommen. Hier gibt es Übersichtsverfahren, die sich v. a. auf Luftbilder stützen (SUK, HMS_06), und Detailverfahren, die auf Basis von Geländeerkundungen arbeiten (IGKB, LVEL). Die beiden letztgenannten Verfahren sehen sich auch in enger Verbindung mit raumplanerischen (LVEL) oder wasserbaulichen Maßnahmenplanungen (IGKB). Auch HMS_14, ebenfalls ein Detailverfahren, besitzt eine Schnittstelle zu Maßnahmenplanungen i. S. d. WRRL (im Land Brandenburg: Gewässerentwicklungskonzepte, GEKs). Für dieses Verfahren gibt es neben der Detail-Variante auch eine methodisch deckungsgleiche und abwärts kompatible Übersichtsvariante (Ostendorp & Ostendorp 2014).

1. biotische Verfahren:	ODO
2. hydromorphologische Verfahren:	
2.1. Verfahren, die alle hydromorphologischen Aspekte erfassen:	HMS_14
2.2. Verfahren, die im Wesentlichen die Uferstruktur erfassen:	
2.2.1. Lebensraum-Erfassung:	
2.2.1.1. allgemeine Lebensraumbeschreibung:	LHS
2.2.1.2. MZB-bezogenen Habitatbeschreibung:	LMI, LAWA
2.2.1.3. Beschreibung der Puffer-/Nährstofffilter-Funktion:	SFI
2.2.2. Erfassung anthropogener Veränderungen/Beeinträchtigungen:	
2.2.2.1. luftbild- und GIS-orientierte Übersichtsverfahren:	SUK, HMS_06
2.2.2.2. geländeorientierte Detailverfahren	IGKB, LVEL

Die Tab. 2 und 3 belegen das weite und zugleich sehr unterschiedliche Spektrum an jeweils zu erfassenden Merkmalsgruppen. Die HyMo-Kern-Eigenschaften der Beckenmorphologie, Hydrologie und Limnophysik werden nur vom HMS_14-Verfahren abgedeckt.

Die meisten Verfahren haben ihren eindeutigen Schwerpunkt bei der Erfassung der Uferstruktur. Allen Verfahren (Ausnahme: ODO) sind die naturnahe Ufervegetation sowie der Uferverbau wichtig. Andere Merkmale, z. B. die verschiedenen Formen der Landbedeckung bzw. der Landnutzung und der wasserseitigen Einbauten werden zwar ebenfalls häufig erfasst, allerdings mit unterschiedlicher Intensität und Detailliertheit. Dagegen werden Uferinstabilität bzw. Ufererosion, Aufschüttungen/Landgewinnung bzw. Abgrabungen und Austiefungen sowie strömungsveränderte Flächen in der Flachwasserzone nur von etwa der Hälfte der analysierten Verfahren berücksichtigt.

Andererseits werden von vielen Verfahren etliche Merkmale erhoben, die nicht im hydromorphologischen Standardkatalog enthalten sind. Hierbei handelt es sich um

- Objekte, die vom Menschen typischerweise nicht verändert werden (z. B. Uferexposition, Uferlinienführung, natürliches Uferrelief und -reliefformen wie Strandwälle, Deltaschüttungen, Ufersubstrate u. a.),
- Merkmale, die mit den im Rahmen von HyMo-Erfassungen zur Verfügung stehenden Mitteln nicht hinreichend erkannt und beurteilt werden können (z. B. Eigenschaften der Beckensedimente, Grundwasserverbindung und -austausch, ökosystemare Funktionen wie Habitatbelegung, Durchwanderbarkeit, Nährstoffrückhalt u. a.),
- Objekte und Merkmale, die keine hydromorphologischen Merkmale darstellen (z. B. biotische bzw. biozönotische Eigenschaften wie seltene oder neophytische Arten, Bestandsstruktur von Schilfbeständen, Verschmutzungsquellen u. a.),
- Objekte und Merkmale, die schon Bestandteil von Merkmalen des Standardkatalogs sind oder mit solchen Merkmalen hochgradig korrelieren (z. B. Sturzbäume und Totholz, menschliche Aktivitäten, Seespiegelregulierung, Nutzung als Wasserstraße u. a.).

Tab. 2: Berücksichtigung der Merkmale des Standardkatalogs ‚Hydromorphologische Merkmale‘ durch die analysierten Verfahren (vgl. Tab. 1). { } – berücksichtigt, aber nicht klassifiziert, [] – nur teilweise berücksichtigt.

Merkmalsgruppe	Objekt/Merkmal	ÖNORM	SUK	LHS	IGKB	HMS_06	ODO	SFI	DIN EN	LVEL	LMI	LAWA	HMS_14
beckenmorphologische Merkmale	Anzahl der Seebecken	{x}											X
	Anzahl der Tiefenbecken												X
	unterseeische Schwellen und Untiefen												X
	Inseln, Halbinseln		[x]	[x]									X
	Seeoberfläche	{x}						{x}					X
	maximale Seetiefe	{x}						{x}					X
	Seevolumen	{x}						{x}					X
	Seeumfang												X
	Uferlänge												X
	Konnektivität		X	[x]					X				X
hydrologische Merkmale	Wasserhaushaltstyp												X
	Wassereinzugsgebiet	{x}							X				X
	jährlicher Durchfluss												X
	Retentionszeit	{x}							X				X
	Saisonalität der Wasserstandszeitreihe	{x}											X
	Diskontinuität der Wasserstandszeitreihe												X
	Trend der Wasserstandszeitreihe												X
limnophysikalische Merkmale	saison- u. trendbereinigte Mittelwasserstände, Schwankungsbereiche	{x}		X				{x}	X				X
	Sichttiefe	[x]		X				{x}					X
	Wärmequellen und Wärmesenken												X
	Oberflächenwellenklima	[x]											X
	Salzgehalt	[x]											X
uferstrukturelle Merkmale	Schichtungs-/Zirkulationstyp	{x}						{x}	X				X
	mit naturnaher Vegetation bedeckte Flächen	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
	Forst- u. Agrarflächen	X	X	X	[x]	X		[x]	[x]		[x]	X	X
	Freizeit- u. Erholungsflächen	X		X	[x]	X		[x]	[x]	[x]	[x]	X	X
	Siedlungs- und Verkehrsflächen	X	X	X	[x]	X		[x]	[x]	[x]	[x]	X	X
	Flächen für Handel, Industrie, Bergbau	X	X	X		X			[x]		[x]	X	X
	wasserseitige Einbauten (Stege etc.)	X	X		X	X			[x]	[x]	[x]	X	X
	Ufererosion, Reliefinstabilität	X	X	X	{x}				X				X
	Uferbefestigungen	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
	reliefverändernde Aufschüttungen, Austiefungen (ohne/mit Uferlinienveränderungen)	[x]	[x]	X	[x]	X			[x]		X	[x]	X
	strömungsveränderte Litoral-Flächen					X			[x]			[x]	X

Im HMS_14-Verfahren sind solche Merkmale überwiegend nicht enthalten oder sie werden als ‚Objekte besonderer Bedeutung‘ erhoben, ohne in die Uferstruktur-Klassifikation und -Bewertung einzugehen (z. B. Sturzbäume, Objekte von kulturellem Wert u. a.).

Verfahren, die auf die Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Bedingungen ausgerichtet sind, enthalten darüber hinaus noch Elemente einer Defizit- bzw. Machbarkeits-

analyse sowie Angaben über die Eigentumsverhältnisse bzw. über die baulichen und sonstigen Beschränkungen, die einer spontanen oder gesteuerten naturnahen Entwicklung entgegenstehen.

Tab. 3: Berücksichtigung weiterer Merkmale durch die analysierten Verfahren (vgl. Tab. 1).

{ } – berücksichtigt, aber nicht klassifiziert, [] – nur teilweise berücksichtigt.

Merkmalsgruppe	Objekt/Merkmal	ÖNORM	SUK	LHS	IGKB	HMS_06	ODO	SFI	DIN EN	LVEL	LMI	LAWA	HMS_14
Substrat, Relief, Uferlinie, Grundwasser	Uferexposition, Windwirklänge			X						X			
	natürliche Uferlinienführung		X		X			X					
	natürliches Uferrelief u. -reliefformen	X	X	X	X			X	X	X		{x}	
	natürliche Ufersubstrate (Typ, Textur)	X		X	X				X	X			
	natürliche Beckensedimente			X					X				
	Grundwasseraustausch								X				
besondere Objekte/Merkmale	Temperatur u. O ₂ -Tiefenprofile (Z _{max})			X									
	Holz (Sturzbäume, Tot-, Wurzelholz)	[x]	X	X	X						X		{x}
	biotische Merkmale (seltene Arten, Neozoen, biozönotische Struktur)	X	X	X	{x}		X	X	X	[x]			
	Objekte von kulturellem Wert				{x}	X							{x}
	ökosystemare Funktionen (im Litoral)				X			X	X	[x]			
diverse Nutzungen	allgem. Nutzungen (Typ, Intensität)		[x]	X					[x]				{x}
	Verschmutzungsquellen (punktförmig, diffus)		[x]					[x]		X			
	menschliche Präsenz und Aktivitäten			X		{x}			[x]	X			
	Seespiegel-/Abflussregulierung, allgemein	X	X	X									
	Schifffahrt/Wasserstrassennutzung		X	[x]									
Kalibration	erfahrungsgeleitetes Expertenurteil							{x}					
Maßnahmen	Defizit-/Machbarkeitsanalyse					X				X			X
	Eigentum, Entwicklungsbeschränkung					X				X			X
	Ableitbarkeit von Maßnahmen					X				X			X

Literatur

- Ostendorp, W. (2014): Hydromorphologie der Seen. Teil 1: Übersicht der bisherigen Verfahrensentwicklungen. – Fachbeiträge des LUGV, Heft 140, 86 S., hg. vom Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg, Potsdam.
- Ostendorp, W. & Ostendorp, J. (2014): Hydromorphologie der Seen. Teil 2: Erfassung und Klassifikation der hydromorphologischen Veränderungen von Seen nach dem HMS-Verfahren (Anwenderhandbuch). – Fachbeiträge des LUGV, Heft 141, 236 S., hg. vom Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg, Potsdam.
- 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. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L327, 72 S. vom 22.12.2000.

Wirkungen von Renaturierungsmaßnahmen im Tiefland auf das Makrozoobenthos und Folgerungen für die Maßnahmenoptimierung

Andreas Schattmann¹,

¹ Ingenieur- und Planungsbüro LANGE GbR, Carl-Peschken-Str. 12, 47441 Moers, andreas.schattmann@langegbr.de

Keywords: Renaturierung, Ökologische Wirksamkeit, Optimierung hydromorphologischer Maßnahmen

Einleitung

In den letzten Jahren hat die Anzahl der umgesetzten Renaturierungsmaßnahmen stetig zugenommen. Vor dem Hintergrund der Zielerreichung nach EU-WRRL sind auch für die kommenden Jahre bis über das Jahr 2027 hinaus zahlreiche weitere hydromorphologische Maßnahmen notwendig. Bisherige Erkenntnisse zeigen jedoch, dass Renaturierungen häufig keine Verbesserungen des biologischen Zustands bewirken. Die möglichen Ursachen sind vielfältig, im Einzelfall jedoch nicht immer bekannt bzw. eindeutig. Daher ist es notwendig, einerseits die maßgeblichen Einflüsse und Störgrößen zu identifizieren, die die Wirkung von Renaturierungen überlagern, um diese dann mit geeigneten Maßnahmen zu verringern. Andererseits sind die umgesetzten Renaturierungen selbst im Hinblick auf mögliche Optimierungen in Bezug auf ihre Ausgestaltung zu analysieren.

Anhand zweier renaturierter Gewässerabschnitte im Tiefland, der Niers im Westen von Nordrhein-Westfalen (Gewässertyp 12, vgl. SCHATTMANN 2011, 2013), werden die Wirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf das Makrozoobenthos beleuchtet.

Es konnten positive Wirkungen auf die Besiedlung der renaturierten Abschnitte sowie auch einzelner Substrate ermittelt werden. Vor allem anhand einzelner Metrics, die nicht oder negativ reagieren, können konkrete Hinweise für die Maßnahmenoptimierung abgeleitet werden. Dabei werden auch hydromorphologische Metrics berücksichtigt. Durch Analysen der Belastungen und Besiedlungsquellen im Einzugsgebiet wird die mögliche künftige Besiedlung und Zielerreichung eingeschätzt.

Material und Methoden

Die hier vorgestellten Ergebnisse stammen aus meiner Dissertation (SCHATTMANN 2013) und wurden um einige weitere Aspekte ergänzt. Das methodische Vorgehen und das Untersuchungsgebiet sind bereits auf der DGL-Tagung 2010 in Bayreuth (SCHATTMANN 2011) dargestellt worden.

Dabei wurde ein detaillierteres Untersuchungsverfahren angewendet, das anhand von substratspezifischen Einzelaufnahmen eine höhere räumliche Auflösung ermöglicht als das PERLODES-Verfahren.

Durch einen Vergleich von 46 verschiedenen Metrics des Makrozoobenthos und 14 hydromorphologischen Metrics wurden signifikante Unterschiede zwischen zwei renaturierten und

einem degradierten Gewässerabschnitt herausgearbeitet (ANOVA, U-Tests). Dazu wurden für alle Metrics vorab „erwartete Reaktionen“ definiert, anhand derer die Veränderungen bewertet wurden.

Ergebnisse

Die beiden untersuchten Renaturierungsmaßnahmen an der Niers waren hydromorphologisch und biologisch wirksam. Neben einer erhöhten Struktur- und Habitatvielfalt in Gewässer und Aue und der verbesserten ökologischen Anbindung der Aue konnten zahlreiche positive Veränderungen beim Makrozoobenthos festgestellt werden. Diese Veränderungen drücken sich in erster Linie in der Reaktion verschiedener Metrics aus, weniger dagegen in der Reaktion einzelner Taxa oder der ökologischen Zustandsbewertung.

Metrics, die sich infolge der Renaturierung verändern:

Trichoptera Taxazahl, Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK), Trichoptera %, % Phytalbesiedler, Trichoptera (Abund.), Rheoindex (HK), EPTCBO, Dt. Saprobienindex neu, Dt. Faunaindex Typ 15/17, Abundanz.

Metrics, die sich infolge der Renaturierung und z.T. auch zeitlichen Entwicklung verändern:

EPT % (HK), Anzahl Familien, EPT Taxazahl, Anzahl Gattungen, EPT/Diptera, BMWP, % Metapotamal, % Akalbesiedler

Die reagierenden Metrics spiegeln in erster Linie Verbesserungen in den Habitatbedingungen, aber auch des Selbstreinigungsvermögens wider.

Ziel der Untersuchungen war auch die Ermittlung möglicher substratspezifischer Veränderungen der Besiedlung des Makrozoobenthos zwischen degradierten und renaturierten Abschnitten. Es wurde festgestellt, dass die Substrate Grobkies und Kies, Totholz und Makrophyten die höchsten Taxazahlen aufweisen und Totholz eine recht eigenständige Besiedlung besitzt. Diese Substrate sind besonders bedeutsam für die Besiedlung und sollten im Zuge von Maßnahmen zur Renaturierung gezielt wiederhergestellt werden. Der Vergleich einzelner Substrate zeigt positive Veränderungen des Makrozoobenthos in erster Linie in den Substraten Kies und Sand. Damit deutet sich an, dass die ermittelten Verbesserungen von Metricaussprägungen in den Substraten der renaturierten Abschnitte auf die Besiedlung der zusätzlich auftretenden organischen und hochwertigen Substrate (Kies, Grobkies) zurückgehen könnten.

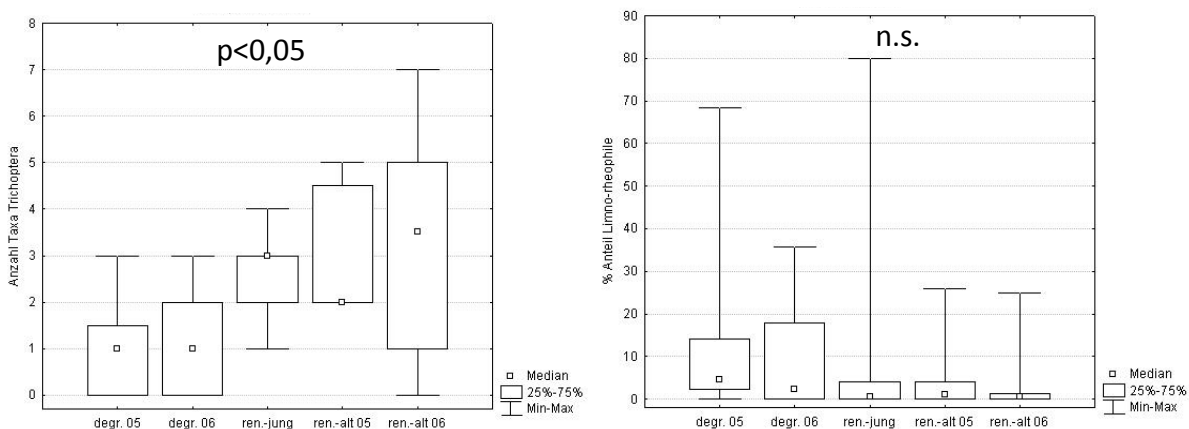


Abb. 1: Box-Whisker-Plots Makrozoobenthos zur Veränderung der Metrics Trichoptera Taxazahl (links) und % Limno-Rheophile (rechts)

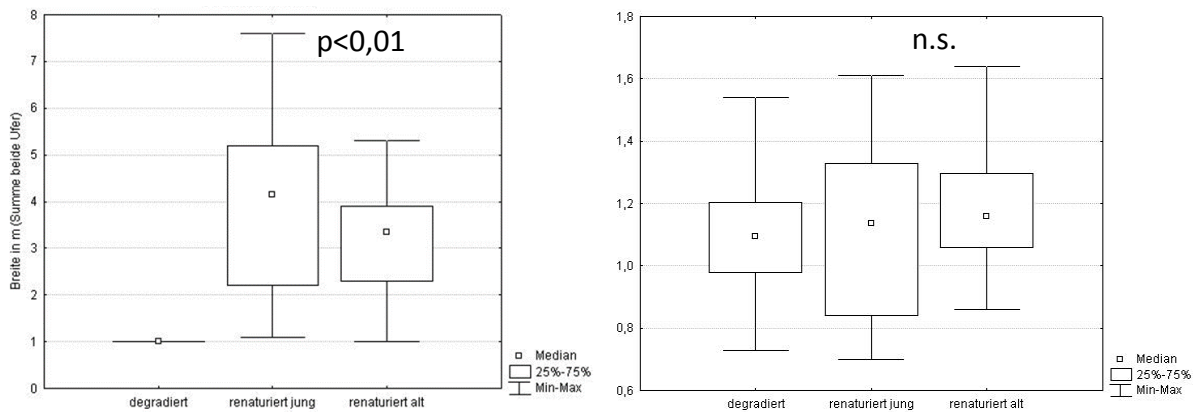


Abb. 2: Box-Whisker-Plots Hydromorphologie zur Veränderung der hydromorphologischen Metrics Breite der amphibischen Zone (links) und Shannon-Wiener-Index Substrate (rechts)

Neben den signifikant positiv reagierenden Metrics (s. Abb. 1 + 2 linke Box-Plots) reagieren andere Metrics nicht oder negativ (s. Abb. 1 + 2 rechte Box-Plots). Wesentlich für weitere Optimierungen von bereits umgesetzten und geplanten Maßnahmen ist die Ermittlung von verbleibenden Defiziten anhand solcher Metrics, die noch nicht typspezifisch oder gar nicht reagieren.

Diskussion

Insbesondere Metrics, die die Strömungsbedingungen und die Substratverhältnisse anzeigen, sind geeignet, um verbleibende Defizite ermitteln und darauf aufbauend konkrete Vorschläge für Optimierungen von Maßnahmen ableiten zu können.

Tab. 1 Beispielhafte Übersicht über Metricreaktionen, verbleibende Defizite und mögliche Maßnahmenhinweise

Metric	Reaktion*	Verbleibendes Defizit	Maßnahmenhinweis
Makrozoobenthos			
% Limno-Rheophile	Negativ	Zu hohe Fließgeschwindigkeit	Reduktion durch breitere Profile, höhere Breitenvarianz, höheren Totholzanteil, größeren Windungsgrad
% Psammalbesiedler	Keine	Abnahme erwartet, zu einheitliche Fließbedingungen	Strömungsvielfalt erhöhen durch größere Breitenvarianz, größeren Windungsgrad, größere Totholz mengen

Metric	Reaktion*	Verbleibendes Defizit	Maßnahmenhinweis
Hydromorphologie			
Substratdiversität	Negativ	Zu gering, kaum Veränderungen der Habitatbedingungen	Erhöhung durch größeren Windungsgrad, Lauftyp anpassen für Typ 12, Erhöhen Breitenvarianz und Totholzmenge

Metric Hydromorphologie	Reaktion*	Verbleibendes Defizit	Maßnahmenhinweis
Profilbreite	Negativ	Zu gering, zu hohe Fließgeschwindigkeit u geringe Breitenvarianz	Initiieren stärkere Dynamik durch mehr Totholz, lokale Aufweitungen, Erhöhen Breitenvarianz und Profilbreiten

* negativ = entspricht nicht der erwarteten Reaktion

So zeigen beispielsweise die Anteile der Psammalbesiedler sowie Litoralbesiedler keine signifikant positiven Veränderungen und deuten auf ähnliche Fließbedingungen hin, wie sie in den degradierten Gewässerabschnitten vorherrschen.

Ein Abgleich mit den Ausprägungen der hydromorphologischen Metrics (Tab. 1) verdeutlicht, dass die Fließbedingungen und Substratanteile in den renaturierten Abschnitten bei Weitem noch nicht den für den Gewässertyp 12 charakteristischen Bedingungen entsprechen. Das wird insbesondere deutlich, wenn die Kombinationen aus Fließtiefe und Fließgeschwindigkeiten mit dem Leitbildzustand verglichen werden (s. Abb. 3). Demnach herrschen auch nach der Renaturierung zu große Fließtiefen und zu hohe Fließgeschwindigkeiten vor. Als Ursache dafür können zu geringe Breitenvarianzen und Laufkrümmungen und zu hohe Einschnittstiefen benannt werden. Heute entspricht die Niers durch den noch vorherrschenden technischen Ausbau eher dem Typ 15/17 als dem Typ 12.

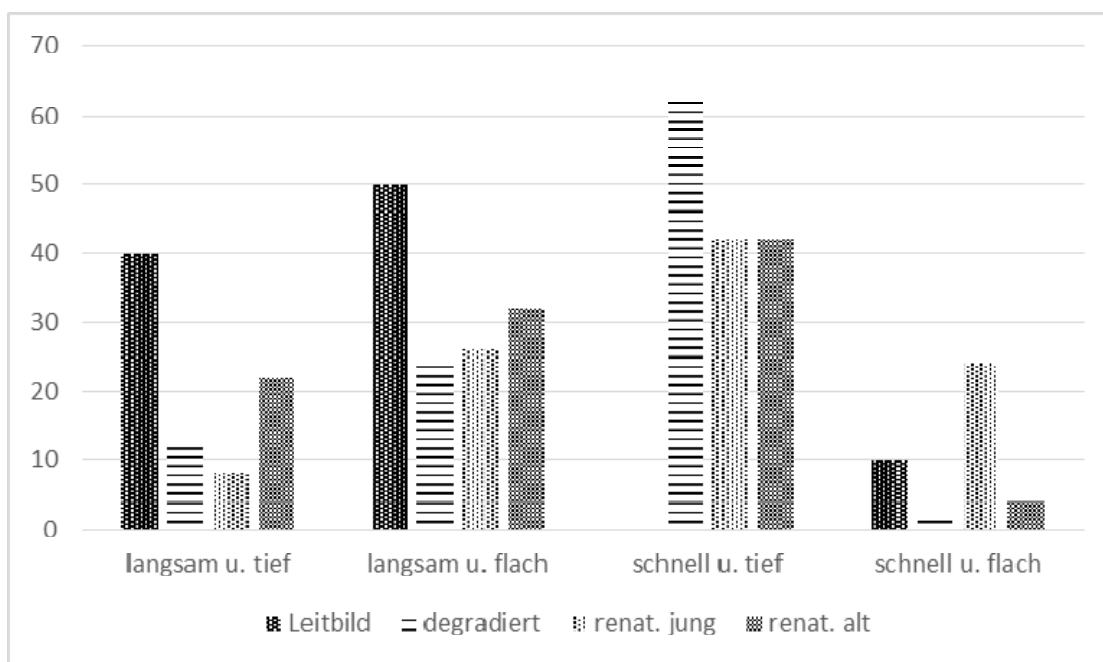


Abb. 3: Vergleich der Bedingungen aus Fließtiefe und Fließgeschwindigkeit im Vergleich zum Leitbildzustand (Typ 12)

Im Hinblick auf die Optimierung umgesetzter und künftig zu planender Maßnahmen an der Niers bedeutet dies, dass vor allem auf der Ebene der aquatischen Habitate und damit der Fließbedingungen noch weitreichendere Veränderungen nötig sind.

Durch gezielte Nutzung von Metrics des Makrozoobenthos in Verbindung mit hydromorphologischen Metrics lassen sich Hinweise für die Maßnahmenoptimierung ableiten. Die Herstellung des Zusammenhangs zwischen der Art der Renaturierungsmaßnahmen und der erzielten

positiven wie negativen Wirkungen ist dabei bedeutsam. Nur so können künftige Maßnahmen effektiver gestaltet werden.

Ergänzende Einzugsgebietsanalysen der Besiedlung und bestehenden Belastungen sind sinnvoll, um die Zielerreichung in den renaturierten Abschnitten abschätzen und Schwerpunkte für die weitere Maßnahmenumsetzung ermitteln zu können. Dabei sind die vorhandenen Belastungen in ihrer Qualität und Ausdehnung und die möglichen Ausbreitungswege wertgebender Arten zu berücksichtigen. Im Nierssystem weist der Unterlauf mit seinen Zuflüssen Issumer Fleuth, Kervenheimer Mühlenfleuth, Kroonbeek/Kendel und Steinberger Ley günstigere Bedingungen für die (Wieder-)Besiedlung auf als der Mittel- und Oberlauf. Wiederbesiedlungspotenziale im Sinne eines guten Zustandes von Messstellen in Bezug auf das Makrozoobenthos bestehen im Nierseinzugsgebiet kaum. Es kommen jedoch weitere Gütezeiger (17) und EPT-Taxa (40) im Einzugsgebiet vor, die mittel- bis langfristig zu einer weiteren Verbesserung des Zustandes der renaturierten Abschnitte beitragen können, wenn Verbesserungen der Gewässer im Einzugsgebiet hinsichtlich der Habitatausstattung, aber auch der stofflichen Qualität erreicht werden.

Danksagung

Die Untersuchung stellt Ergebnisse meiner Dissertation dar. Mein Dank gilt insbesondere Prof. Dr. Daniel Hering und den Mitgliedern der Arbeitsgruppe an der Universität Duisburg-Essen.

Literatur

- SCHATTMANN, A. (2011): Ökologische Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen an einem Tieflandfluss – Reaktion von Hydromorphologie und Makrozoobenthos. DGL (2011): Erweiterte Zusammenfassungen der Tagung in Bayreuth, S. 345-349.
- SCHATTMANN, A. (2013): Ökologische Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen an einem Tieflandfluss – Reaktion von Hydromorphologie, Makrozoobenthos und Uferfauna. Dissertation am Institut für Aquatische Ökologie der Universität Duisburg-Essen.

Was sind Gewässerrenaturierungen wirklich wert? Das Prinzip der Ökosystemleistung am Beispiel des Emscher-Umbaus¹

Mario Sommerhäuser, Jochen Stemplewski & Nadine Gerner

Emschergenossenschaft, Kronprinzenstraße 24, 45128 Essen, mario.sommerhaeuser@eglv.de

Keywords: Ökosystemleistungen, Emscher, Renaturierung, Wasserrahmenrichtlinie, DESSIN

Das Prinzip der Ökosystemleistungen

„Ecosystem Services are the benefits people obtain from ecosystems“, so lautet eine Definition aus dem Millenium Ecosystem Assessment Report, einer umfassenden Studie der Vereinten Nationen, die einen systematischen Überblick bietet, wie es weltweit um die entscheidenden Funktionen von Ökosystemen bestellt ist (MEA 2005). Das Prinzip der Ökosystemleistungen (ÖSL) beschreibt den funktionalen Wert eines gesamten Ökosystems mitsamt seinen Tier- und Pflanzenarten sowie abiotischen Faktoren. Bei den Dienstleistungen der Ökosysteme werden häufig vier Kategorien unterschieden (MEA 2005):

- Versorgungsleistungen: direkte Naturprodukte wie Wasser, Nahrung, Holz, Fasern, aber auch die genetischen Ressourcen.
- Regulierungsleistungen: durch die Funktionen der Ökosysteme erzielte Effekte, die das Leben des Menschen auf der Erde grundsätzlich und langfristig ermöglichen wie die Klimaregulierung (Lokalklima, Kohlenstoffspeicherung), der Schutz vor Überflutungen durch natürlichen Hochwasserrückhalt in Form von Auen und Auwäldern oder die Selbstreinigung der Fließgewässer, die auch dem Grundprinzip der biologischen Abwasserreinigung der Kläranlagen entspricht.
- Kulturelle Leistungen: Wert der Natur für Freizeitgestaltung, Erholung und Inspiration des Menschen; aber auch Natur in Bildung, Kunst, Kultur.
- Unterstützende Leistungen: unauffällige, aber sehr grundlegende Leistungen der Ökosysteme wie die natürliche Bodenbildung durch Abbauprozesse, die Photosynthese u. a.

Dass die Leistungen von Arten und Ökosystemen eine sehr große Wertschöpfung bedeuten können, zeigt eine Studie des Wirtschaftsberatungsinstitutes PricewaterhouseCoopers von 2010. PricewaterhouseCoopers berechnet darin den jährlichen Verlust an Biodiversität und Ökosystemen mit 2 bis 4,5 Billionen US-Dollar. Dies entspricht immerhin rund 3,3 bis 7,5 Prozent des Welt-Bruttoinlands-Produktes. Angesichts dieser Zahlen ist nachvollziehbar, dass das Konzept der ÖSL zunehmend als wichtiges Instrument in politischen Entscheidungs-, Management- und Planungsprozessen eingesetzt wird. Die Europäische Kommission hat die Mitgliedsstaaten zur Kartierung und Bewertung der Ökosysteme bis 2014 verpflichtet; bis 2020 sollen dann die ökonomischen Werte der ÖSL ermittelt und an die Kommission gemeldet werden.

¹ Langfassung des Beitrages erscheint 2015 in GWA (Gewässerschutz, Wasser, Abwasser; Hrsg. v. J. Pinnekamp).

Ökosystemleistungen in der Wasserwirtschaft

Inwertsetzung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen

Wasserwirtschaftliche Investitionen sind in der Regel teuer. Der Bau von Infrastrukturen beispielsweise, die einer geordneten Abwasserbeseitigung dienen wie Kanäle, Kläranlagen, Regenwasserbehandlungsanlagen, ist auf eine lange Nutzungszeit ausgelegt und erfordert aufwändige Tief- und Hochbauten mit dazu gehöriger Maschinen- und Elektrotechnik. Auch die ökologische Verbesserung oder Wiederherstellung von Gewässern – verbreitet Renaturierung genannt – ist kostenträchtig. Für einen Meter naturnaher Gewässerverlauf müssen zwischen einigen hundert bis zu einigen tausend Euro investiert werden. Die vollständige Wiederherstellung eines verrohrten Baches oder Flusses ist besonders aufwändig, denn sie erfordert meist den Erwerb von Grundstücken, großes Baugerät und einen aufwändigen Genehmigungsprozess. Den hohen Investitionskosten steht dann die Wertschöpfung durch das neu gewonnene oder renaturierte Gewässer gegenüber.

Die Nutzung des Prinzips der ÖSL in der Wasserwirtschaft bietet neben der ökonomischen Bewertung des Nutzens von Gewässerrenaturierungen als Argumentations- und Entscheidungshilfe noch eine weitere Möglichkeit: Ökologische Verbesserungsmaßnahmen an Gewässern führen in der Regel erst mittel- bis langfristig – nach eigenen Auswertungen oft erst nach 10 Jahren (z. B. Stempkowski & Sommerhäuser 2010) – zu einem mit den vorhandenen Bewertungsverfahren messbaren ökologischen Erfolg im Gewässer, etwa durch die Verbesserung der Gewässergüte(klasse) bzw. einen besseren ökologischen Zustand oder ein verbessertes ökologisches Potenzial. Angesichts der meist hohen investierten Summen sind die naturwissenschaftlichen Ursachen – es ist erst eine Entwicklungs- und Reifezeit abzuwarten, nach der sich die typspezifischen Arten eingefunden haben, die für eine „gute“ Bewertung sorgen können – als Erklärung schwer vermittelbar. Es ist daher wichtig, den Mehrwert des noch jungen naturnahen Gewässers mit seinem Umfeld über die Bereiche der Gewässergüte oder Biodiversität hinaus zu bewerten. Da renaturierte Gewässer von ihrer Neuanlage an rasch einen hohen Attraktivitätswert für den Menschen entwickeln, sind Leistungen wie eine neu ermöglichte Nutzung von Rad- und Wanderwegen an „schönen“ Gewässern oder ein gesteigerter Wohnwert „am Wasser“ weitere mögliche „Gütekriterien“. Zu bewerten ist aber auch die Bedeutung von (großen) Renaturierungsprojekten als Investitionen in die Bauwirtschaft und damit in Arbeitsplätze. Es stellt sich die Frage nach verbindlichen Methoden für die Erfassung und Berechnung von Ökosystemleistungen im Wasserbereich.

Ökosystemleistungen und Europäische Wasserrahmenrichtlinie

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und das Konzept der ÖSL haben sowohl Gemeinsamkeiten als auch Unterschiede. So ist der gute ökologische Zustand/ Potential nach WRRL gleichzeitig ein Zustand, in dem durch die intakte Funktionsfähigkeit des Gewässers ÖSL in hohem Maße bereitgestellt werden können. Andererseits unterscheiden sich WRRL und ÖSL sowohl bezüglich ihrer methodischen Ansätze als auch ihrer Ziele. So orientiert sich die WRRL an Referenzzuständen, welche größtenteils frei von anthropogenen Nutzungen und somit Einflüssen sind. In stark urban geprägten Gebieten z. B. ist jedoch eine Nutzung der Ökosysteme durch den Menschen kaum vermeidbar oder sogar erwünscht und wichtig. Der ÖSL-Ansatz geht über die rein ökologische Betrachtung hinaus und bezieht auch die Nutzung durch den Menschen mit ein, beispielsweise in Form von Versorgungs- und kulturellen Leistungen. Damit bietet die ÖSL-Betrachtung eine wichtige ergänzende und erweiterte Bewertungsmöglichkeit für eine „Zielerreichung im weiteren Sinne“ bei den Maßnahmen der WRRL.

Der Umbau des Emschersystems als Beispiel für die Anwendung des Prinzips der Ökosystemleistungen in der Wasserwirtschaft

Der Umbau des Emschersystems ist ein Großprojekt mit der Zielsetzung, in einem der weltweit am dichtest besiedelten Ballungsräume ein gesamtes Flussgebiet nach jahrzehntelanger Nutzung als offenes Abwassersystem wasserwirtschaftlich und ökologisch vollständig zu erneuern. Damit wird zugleich ein wesentlicher Beitrag für den notwendigen Strukturwandel in einer von 150 Jahren Industriegeschichte geprägten Region geleistet. Der Emscherumbau ist das wohl größte zusammenhängende Gewässer-Renaturierungsprojekt Europas – dies gilt für die Investitionssumme, die Fläche des Einzugsgebietes, die Gesamt-Lauflänge aller dabei umgebauten Gewässer sowie den Umbauzeitraum von rund 30 Jahren. Ein ganzes Flussgebiet von rund 800 km² mit einer großen Anzahl von Einzelgewässern wird für insgesamt 4,5 Mrd. Euro umgestaltet. Neben mehr als 200 Regenwasserbehandlungen müssen 435 km Abwasserkanäle inklusive des über 50 km langen, bis zu 40 Meter tief liegenden Emscherkanals mit einem Innendurchmesser von bis zu 2,8 m geplant und gebaut werden. Aus einem System offener Abwasserläufe entsteht sukzessive wieder ein naturnahes Gewässernetz. Damit verbunden sind naturnahe Ufer und Flussauen sowie die gewässerbegleitenden Grünzüge, welche überwiegend für die Bevölkerung als Freizeit- und Verkehrsraum – u. a. rund 160 km Rad- und Wanderwege – zur Verfügung gestellt werden.

Effekte des Emscherumbaus im Sinne der Ökosystemleistungen

Als die drei wichtigsten Bereiche der ÖSL werden vom Bundesumweltministerium (2010) Produktions- und Unterstützungsleistungen (Klimaschutz, Selbstreinigungsleistungen, Hochwasserschutz u.a.), kulturelle Leistungen (Erholung, Freizeit, Lebensqualität) und biologische Vielfalt genannt. Das neue, nachhaltige „Ökosystem“ der Emscher und ihrer Nebenbäche stellt diese ökonomischen, sozio-kulturellen und ökologischen Komponenten der ÖSL bereit, wie im Folgenden beispielhaft gezeigt werden soll.

Ökonomische Effekte

Der Emscherumbau beeinflusst durch die Errichtung und den Betrieb von infrastrukturellen Einrichtungen der Wasserwirtschaft (z.B. Kläranlagen, Kanalisation) und zudem durch die Leistungsabgabe die gesamtwirtschaftliche Entwicklung. Die Investition von 4,5 Mrd. € ist mit beträchtlichen direkten und indirekten regionalökonomischen Wirkungen verbunden, die sich nicht auf die Emscherregion beschränken, sondern auch in ganz Nordrhein-Westfalen Wirkung entfalten. Zusätzlich zu den direkten Wirkungen des Emscherumbaus entstehen weitere Produktions- und Beschäftigungswirkungen durch die sektoralen Vorleistungsverflechtungen und die über zusätzliche Einkommen induzierte Nachfrage nach Konsumgütern. Berücksichtigt man diese indirekten Auswirkungen, ist für den Zeitraum von 1992 bis 2020 mit Produktionseffekten in Höhe von 11,9 Mrd. € und Beschäftigungseffekten im Umfang von 109.787 Personenjahren zu rechnen. Im Durchschnitt gehen somit 3.700 neu entstandene bzw. gesicherte Arbeitsplätze pro Jahr auf die direkten und indirekten Beschäftigungswirkungen des Emscherumbaus zurück (RWI, 2013).

Soziale und kulturelle Effekte

Die Analysen zu den regionalökonomischen Effekten zeigen, dass die Infrastrukturinvestitionen einen deutlichen Beitrag zur Sicherung von Wertschöpfung, Beschäftigung und Steuereinnahmen im Ruhrgebiet leisten. Weit mehr als andere Infrastrukturmaßnahmen, wie etwa der Straßenbau, dient die Aufwertung der Umweltqualität durch den Emscherumbau direkt der Verbesserung der Wohnumfeld- und Freizeitqualität in der Region.

Die verbesserte Lebensqualität und die Profilierung des Landschafts- und Stadtbildes von einer wenig nachhaltigen, nur bestimmten Nutzungen dienenden Industriearchitektur zu einer zukunftsfähigen, klimaangepassten urbanen Landschaft wird der Region das Gesicht und die Eigenschaften geben, die sie für die zukünftigen Herausforderungen zur Bewältigung des nach wie vor andauernden Strukturwandels benötigt.

Ökologische Effekte

Während weltweit ein Rückgang der Biodiversität zu verzeichnen ist, nimmt diese in der Emscherregion wieder zu. Es ist erfreulich, dass sich in den letzten 20 Jahren die Anzahl der Arten wirbelloser Tiere (Makrozoobenthos) deutlich erhöht hat. Auswertungen zu den Zeitpunkten 1990, 2005 und 2012 zeigen eine Zunahme von zunächst rund 170 Arten oder höheren Taxa auf heute weit über 400.

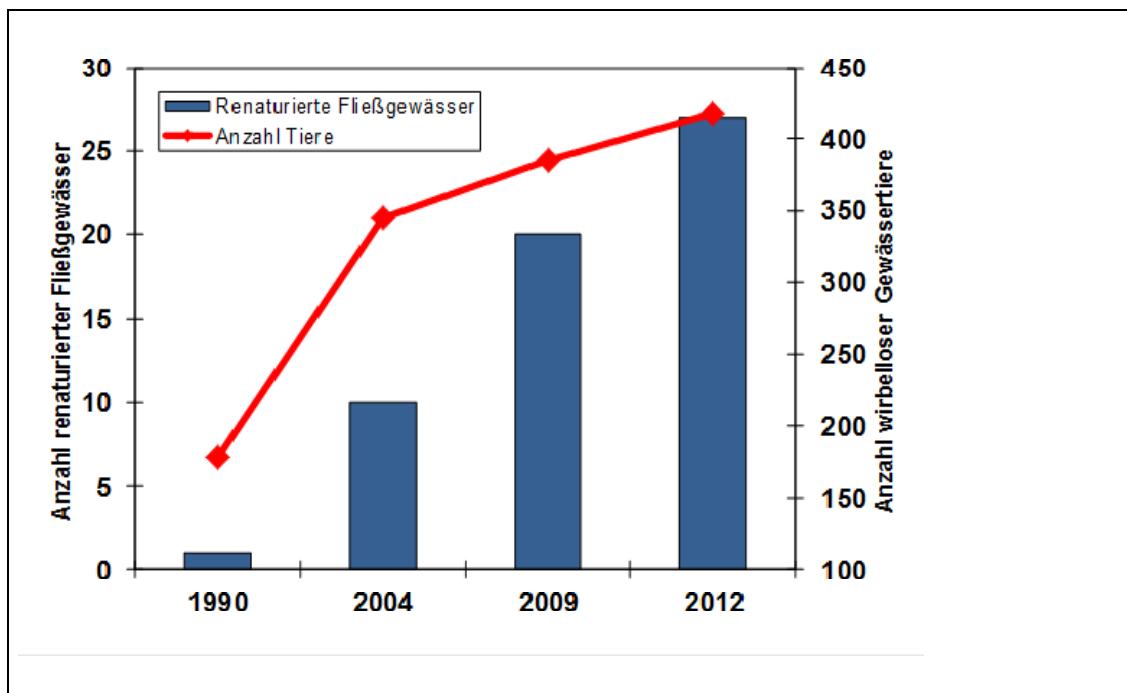


Abb. 1: Entwicklung der Anzahl der Arten oder höherer Taxa des Makrozoobenthos in den Fließgewässern des Emscher-Einzugsgebietes 1990-2012.

Das EU-Projekt DESSIN an der Emscher: Entwicklung einer Bewertungsmethode für Ökosystemleistungen im Wasserbereich

Die Entwicklung einer Bewertungsmethode für ÖSL im Wassersektor ist das zentrale Ziel des EU-Projekts DESSIN (Demonstrate Ecosystem Services Enabling Innovation in the Water Sector), das unter dem 7. Rahmenprogramm (FP 7) der EU durchgeführt wird (www.dessin-project.eu). Von 2014 bis 2017 erarbeiten 20 europäische Partner, bestehend aus Universitäten und Forschungsinstituten, KMUs, sowie Betreibern eine Methodik, um ÖSL im Wassersektor einheitlich zu ermitteln und zu bewerten. Eine Validierung der Methode ist in 3 europäischen Testregionen vorgesehen, in denen bereits erfolgreich Umgestaltungsmaßnahmen umgesetzt wurden oder werden. Hier soll ermittelt werden, welche ÖSL durch die Umgestaltung der Gewässersysteme freigesetzt wurden und in welchem Maße.

Die zweite Schiene von DESSIN zielt auf Anwendung der Methode zur Bewertung innovativer Technologien ab. Wasserqualität und Wasserknappheit stellen europaweit, vor allem in urban geprägten Gebieten, große Probleme dar. Neben Management-Maßnahmen, wie der Renaturierung

von Gewässersystemen, können auch technische Maßnahmen diesen Problemen entgegenwirken. Daher wird in DESSIN anhand von 5 Demonstrationsstandorten untersucht, inwieweit solche innovativen Technologien über eine Verbesserung der Wasserqualität oder Regulierung der Wasserverfügbarkeit einen Zugewinn an ÖSL bewirken können. Somit kann die Ermittlung von ÖSL unter verschiedenen Szenarien als Argumentationsgrund für die Umsetzung von Management-Maßnahmen oder den Einsatz bestimmter innovativer Technologien im Wassersektor dienen. Dabei dient die Emscherregion in DESSIN sowohl als Testgebiet für die Validierung der ÖSL-Methode als auch als Demonstrationsstandort für die Erprobung innovativer Technologien.

Einsatz von Ökosystemleistungen in der Unternehmenssteuerung

Das nachhaltige Wirken in der Region ist ein Ziel der Emschergenossenschaft. Dies spiegelt sich auch in der Ausgestaltung interner Managementinstrumente zur Unternehmenssteuerung wie der Balanced Scorecard (BSC) wider. Neben den standardmäßig vier Zielperspektiven „Mitarbeiter, Kunden, Finanzen und Prozesse“ ist eine zusätzliche Perspektive „Nachhaltigkeit“ mit separaten Zielen seit vielen Jahren eingeführt und zertifiziert. In dieser Nachhaltigkeitsperspektive sind auch die o. g. ÖSL ein eigenes, unterjährlich gesteuertes Ziel.

Die BSC-Kennzahl Ökosystemleistung setzt sich zusammen aus CO₂-Bindung (Parameter: Zuwachs renaturierter Flächen), Biodiversität (Parameter: steigende Anzahl gewässertypspezifischer Arten ausgewählter Insektenordnungen nach abgeschlossener Renaturierung), und Radwege (Parameter: wachsendes Radwegenetz im gesamten Einzugsgebiet). Die Kennzahlen werden mit zunehmendem Erkenntnisgewinn aus dem DESSIN-Projekt fortgeschrieben und in den kontinuierlichen Verbesserungsprozess aufgenommen.

Fazit und Ausblick

Für die Umsetzung komplexer wasserwirtschaftlicher Großprojekte wie dem Umbau eines ganzen Flusssystems innerhalb eines abgestimmten Zeit- und Kostenplanes sind erhebliche Anstrengungen erforderlich. Die Erreichung hoch gesteckter Bewirtschaftungsziele wie in der Europäischen WRRL vorgegeben lässt sich nicht unmittelbar nach Durchführung der Maßnahmen erreichen, sondern oft erst nach ein bis zwei weiteren Bewirtschaftungszyklen (sechs bis zwölf Jahren). Zur ganzheitlichen Bewertung des Renaturierungserfolges ist das Konzept der ÖSL von großer Bedeutung, denn es ermöglicht die Bewertung über die ökologische Zielsetzung hinausgehender Erfolgsfaktoren. Dabei werden alle ökosystemaren Dienstleistungen und Wohlfahrtswirkungen erfasst, bewertet und vermittelt. Hierzu zählen ebenso wie die siedlungswasserwirtschaftlichen, ökologischen und infrastrukturellen Maßnahmen auch die damit verbundenen ökonomischen, kulturellen und soziologischen Effekte, wie sie bei der nachhaltigen Entwicklung des Neuen Emschertals im noch andauernden Emscherumbau bereits sichtbar werden.

Literatur

- MEA Millenium Ecosystem Assessment Report (2005): www.maweb.org
RWI (Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung) (2013): Projektbericht „Regionalökonomische Effekte des Emscherumbaus“, Projekt im Auftrag der Emschergenossenschaft.
Stemplewski, J., Sommerhäuser, M. (2010): Neue Artenvielfalt in Emschergewässern. Ein Beitrag zur Biodiversität der Ballungsräume. In: Korrespondenz Wasserwirtschaft 12, S. 649 – 655.

HARDENBICKER, P., ST. RITZ, F. SCHÖLL & H. FISCHER: Phytoplanktodynamik während fließzeitkonformer Längsbeprobungen an Rhein und Elbe.

HÜBNER, G. & D. SCHWANDT: Auswirkungen des Hochwassers im Juni 2013 auf die stoffliche Belastung der Elbe.

VIERGUTZ, C., B. HEIN, V. KIRCHESCH & A. SCHÖL: Wieviel Phytoplankton entsteht in Weser und Elbe? - Modellierung der Aufenthaltszeiten und des Algenwachstums.

WOLF, TH., F. LÜDDEKE & CH. THIANGE: Einfluss von Makrophytenbeständen auf Strömungsvorgänge und hydrodynamische Prozesse – numerische Simulationen mit einem 3-dimensionalen, hydrodynamischen Modell

Phytoplanktodynamik während fließzeitkonformer Längsbeprobungen an Rhein und Elbe

Paulin Hardenbicker, Stephanie Ritz, Franz Schöll & Helmut Fischer

Bundesanstalt für Gewässerkunde – BfG, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Hardenbicker@bafg.de, Ritz@bafg.de, Schoell@bafg.de, Helmut.Fischer@bafg.de

Keywords: Phytoplankton, longitudinale Beprobung, Muscheln, große Flüsse, Planktodynamik

Einleitung

Eutrophierung stellt noch immer eine der Hauptbelastungen aquatischer Ökosysteme dar (EU 2009). Um die Funktionsfähigkeit von Fluss- und Küstenökosystemen aufrecht zu erhalten ist es wichtig, die Steuermechanismen der Phytoplanktonentwicklung zu verstehen. In großen Flüssen spielen mehrere Faktoren für die Planktodynamik eine Rolle. Die wichtigsten Faktoren sind Abflussregulierung durch Stauanlagen, Nährstoffkonzentrationen, biotische Faktoren, Lichtbedingungen und die Wasseraufenthaltszeit. Die vorliegende Studie untersucht Unterschiede der Phytoplanktodynamik zwischen den zwei großen Flüssen Rhein und Elbe, vor allem in Bezug auf das Nettowachstum des Phytoplanktons entlang der frei-fließenden Strecke, Einträge aus Nebenflüssen sowie flussinterne Fraßeffekte auf das Phytoplankton. Hierfür wurden fließzeitkonforme Längsbeprobungen in der fließenden Welle und quantitative Bestandsaufnahmen der benthischen Filtrierer (Muscheln) entlang der Sohle durchgeführt. Die Langzeitentwicklung der Phytoplanktonbiomasse zeigt seit Beginn der 1990er Jahre einen abnehmenden Trend im Rhein. Ausgeprägte Phytoplanktonblüten treten allenfalls noch im Frühjahr am Mittel- und Niederrhein auf (Friedrich & Pohlmann 2009; Hardenbicker et al. 2014). Als Gründe für den Rückgang der Phytoplanktonbiomasse werden der Fraßdruck durch eingewanderte Muschelarten, Nährstofflimitation oder Lichtlimitation diskutiert. Unsere zentrale Hypothese ist, dass die aktuellen niedrigen Phytoplanktondichten im Rhein eine Konsequenz des hohen Fraßdrucks von benthischen Muscheln im Rhein sind.

Material und Methoden

Die kanalisierten und staugeregelten Abschnitte des Oberrheins sowie die frei-fließenden Rheinabschnitte wurden von der deutsch-schweizerischen Grenze (Rhein-km 170, Basel) bis zur deutsch-niederländischen Grenze (Rhein-km 865, Bimmen) im Herbst 2010 (21. – 29. September) und im Frühling 2011 (17. – 27. Mai) mittels fließzeitkonformer Längsbeprobungen untersucht. Entlang des frei-fließenden Abschnitts der Elbe von der deutsch-tschechischen Grenze (Elbe-km 0, Schmilka) bis zum Wehr nahe Hamburg (Elbe-km 585, Geesthacht) wurden zwei longitudinale Beprobungen im Herbst 2009 (4. – 13. September) und im Sommer 2011 (8. – 15. August) durchgeführt. 2010 und 2011 wurde die Flusssohle beider Flüsse zur Bestandsaufnahme der Muscheln *Corbicula* spp. (*Corbicula fluminea* und *Corbicula fluminalis*) und *Dreissena* spp. (*Dreissena polymorpha* und *Dreissena rostriformis*) mit Sedimentgreifern vom Schiff aus beprobt.

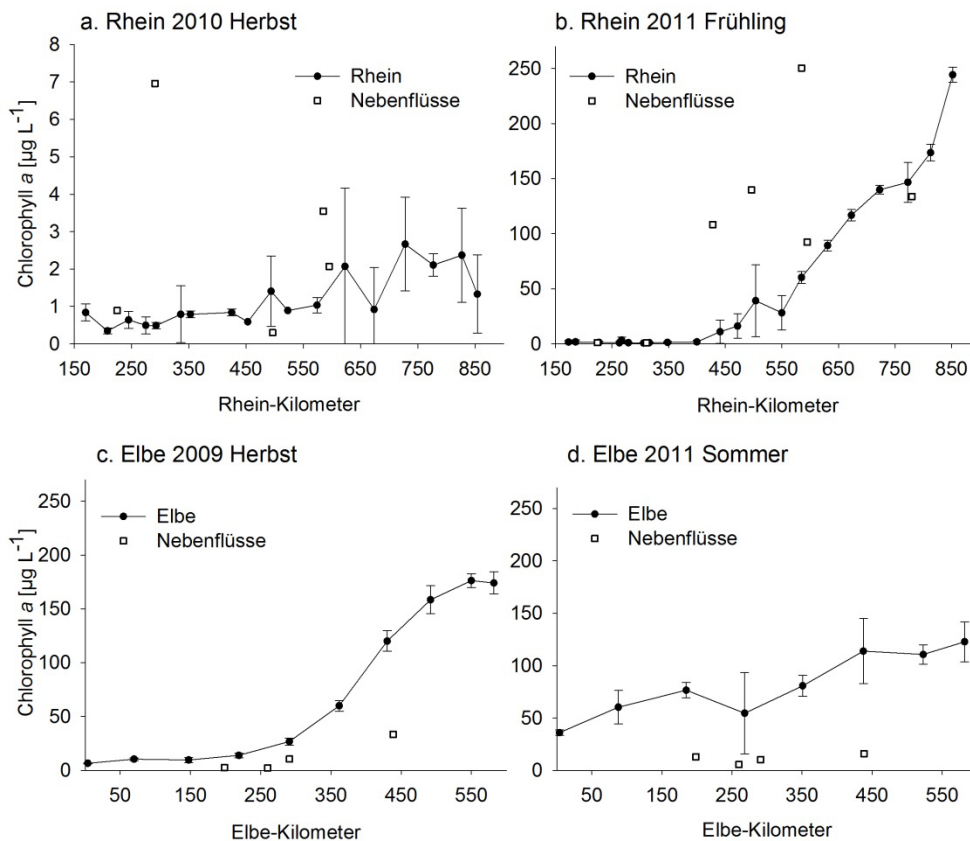


Abb. 1: Entwicklung der Chlorophyll *a* Konzentration während des flussabwärts Transports im Rhein (a, b) und in der Elbe (c, d). Punkte zeigen die Werte des Hauptflusses als Mittelwert der Proben von links, rechts und der Mitte des Flusses, $\pm$ Standardabweichung. Quadrate zeigen die Werte der Hauptnebenflüsse oder Nebenarme (a: Rest-Rhein km 225, Rest-Rhein km 291, Main, Lahn, Mosel; b: Rest-Rhein km 225, Ill, Neckar, Main, Lahn, Mosel, Ruhr, c und d: Schwarze Elster, Mulde, Saale, Havel).

Ergebnisse und Diskussion

Es wurden starke Unterschiede in der longitudinalen Chlorophyllentwicklung in den beiden Flüssen beobachtet. Während die Chlorophyllkonzentrationen im Rhein bei der Probenahme im Herbst 2010 sehr gering waren (unter $5 \mu\text{g L}^{-1}$, mittlere Abflussbedingungen, Fließzeit = 8 Tage), erreichten sie im Mai 2011 bis zu $244 \mu\text{g L}^{-1}$ an der stromab gelegenen Station Bimmen, Rhein-km 865 (Abb. 1a,b). Die Lichtbedingungen und Nährstoffkonzentrationen waren während der Beprobung im Rhein 2010 nicht limitierend. Im Mai 2011 gab es im Rhein ein ausgeprägtes Niedrigwasserereignis (Fließzeit = 10 Tage). Die bei Bimmen gemessenen Chlorophyllkonzentrationen überschritten alle Werte, die während der letzten drei Jahrzehnte an dieser Station gemessen wurden (max. $180 \mu\text{g L}^{-1}$, 1979 – 2009 bei Bimmen, Friedrich & Pohlmann 2009).

Während dieses Extremereignisses limitierten die Lichtverhältnisse und die Nährstoffkonzentrationen das Phytoplanktonwachstum am Niederrhein. Im Gegensatz dazu lagen die Chlorophyllwerte in der Elbe in beiden Messkampagnen über $120 \mu\text{g L}^{-1}$, bei hohem Abfluss (2011, Fließzeit = 6 Tage) und bei niedrigem Abfluss (2009, Fließzeit = 7,5 Tage) (Abb. 1 c,d). Die Nährstoffkonzentrationen waren in der Elbe im Jahr 2009 in den unteren Flussabschnitten limitierend (ortho-P < 0,01 mg L^{-1}),

ebenso wie die Lichtbedingungen, die Kompensationstiefe war hier in beiden Beprobungsfahrten geringer als die mittlere Wassertiefe.

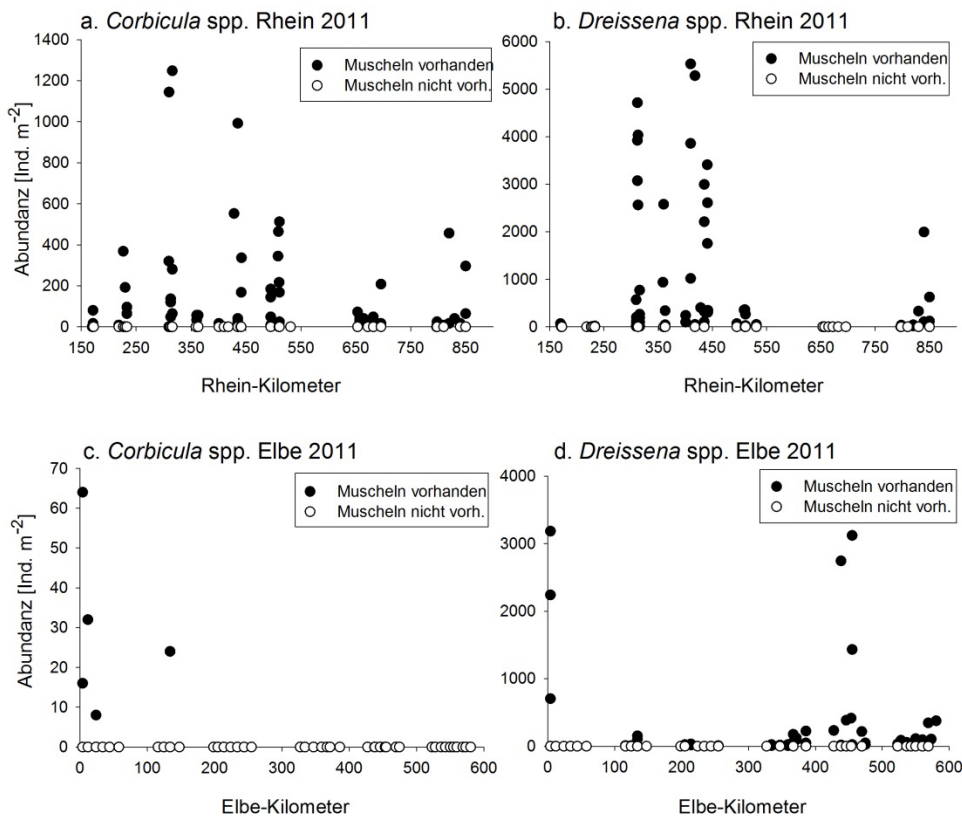


Abb. 2: Häufigkeit von *Corbicula* spp. (*Corbicula fluminea* und *Corbicula fluminalis*) und *Dreissena* spp. (*Dreissena polymorpha* und *Dreissena rostriformis*) im April/May 2011 im Rhein und im Juni 2011 in der Elbe. Die Gewässersohle wurde im Abstand von 10-50 km entlang des gesamten Rheinabschnitts (Rhein-km 170-850) und des gesamten Elbabschnitts (Elbe-km 4-580) beprobt.

Die geringen Zooplanktonabundanzen von unter 10 Ind. L-1 im September 2010 und maximal 304 Ind. L-1 am Niederrhein im Mai 2011 stimmen mit der generellen Beobachtung eines geringen Biovolumens des Planktons im Rhein überein (Scherwass et al. 2010). Diese niedrigen Zooplanktonabundanzen deuten auf einen geringen Fraßdruck auf das Phytoplankton während der Beprobungsfahrten hin. In der Elbe waren die Zooplanktonabundanzen ebenfalls gering und lagen bei maximal 108 Ind. L-1 während der Probenahme 2009 und 34 Ind. L-1 während der Messkampagne 2011. Nebenflüsse hatten unterschiedliche Einflüsse auf die Planktonentwicklung in beiden Flüssen. Während sie die Phytoplanktonkonzentrationen im Rhein erhöhten, verdünnten sie meist die Konzentrationen in der Elbe. Die große Bedeutung der Nebenflüsse für die Animpfung mit Phytoplankton im Rhein wurde auch in anderen Untersuchungen bestätigt (Scherwass et al. 2010). Eine mögliche Ursache für die generell geringen Chlorophyllkonzentrationen im Rhein können hohe Abundanzen von benthischen Filtrierern sein. Die Muschelabundanzen erreichten hier bis zu 1.248 Ind. m⁻² für *Corbicula* spp. (*Corbicula fluminea*, *Corbicula fluminalis*) und bis zu 3.184 Ind. m⁻² für *Dreissena* spp. (*Dreissena polymorpha*, *Dreissena rostriformis*) (Abb. 2 a,b). Im Gegensatz dazu erreichten die Muscheldichten in der Elbe nur 70 Ind. m⁻² für *Corbicula* spp. und blieben größtenteils unter 500 Ind. m⁻² für *Dreissena* spp. (Abb. 2 c,d), die maximalen Abundanzen von *Corbicula* spp. waren im Rhein im Vergleich zur Elbe also ca. 20 mal höher. Entsprechend der im Rhein gefundenen mittleren Muschelabundanz von 571 Ind. m⁻² für beide Muschelarten und unter der

Annahme, dass die Muscheln $0,05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ filtrieren können, kann eine Wassersäule von 2,5 Metern innerhalb von 2 Tagen filtriert werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Im Rhein herrschen generell, wie auch in der Messkampagne 2010, geringe Chlorophyllkonzentrationen vor, die durch eine hohe Dichte von benthischen Filtrierern begründet werden kann. In der Elbe dagegen waren die Chlorophyllkonzentrationen in beiden Beprobungsfahrten deutlich höher, während die Abundanzen der benthischen Muscheln gering waren. Ein extremes Niedrigwasserereignis im Frühling 2011 begünstigte im Rhein eine außergewöhnlich hohe Phytoplanktonblüte, die mögliche Verluste an benthische Filtrierer kompensieren konnte. Dieses Ereignis zeigt, dass auch am Rhein das Potential vorhanden ist, hohe Phytoplanktonbiomassen zu bilden.

Danksagung

Diese Studie wurde im Rahmen des Forschungsprogramms KLIWAS („Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt“) realisiert, das vom Bundesministerium für Transport und digitale Infrastruktur (BMVI) finanziert wurde. Wir danken der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) und dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) für die Gelegenheit zur Nutzung der Forschungsschiffe Max Honsell und Max Prüss.

Literatur

- EU (2009): Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 23: Guidance document on eutrophication assessment in the context of European water policies. Technical Report - 2009 – 030, ISBN 978-92-79-12987-2.
- Friedrich, G., Pohlmann, M. (2009): Long-term plankton studies at the lower Rhine/Germany. *Limnologica* 39, 14-39. doi:10.1016/j.limno.2008.03.006.
- Hardenbicker, P., Rolinski, S., Weitere, M., Fischer, H. (2014): Contrasting shifts and long-term trends in phytoplankton dynamics in two large rivers. *International Review of Hydrobiology* 99, 287-299. doi:10.1002/iroh.201301680.
- Scherwass, A., Bergfeld, T., Schoel, A., Weitere M., Arndt, H. (2010): Changes in the plankton community along the length of the River Rhine: Lagrangian sampling during a spring situation. *Journal of Plankton Research* 32, 491-502. doi:10.1093/plankt/fbp149.

Auswirkungen des Hochwassers im Juni 2013 auf die stoffliche Belastung der Elbe

Gerd Hübner & Daniel Schwandt

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, huebner@bafg.de, schwandt@bafg.de

Keywords: Hochwasser, Elbe, Wasser-/Schwebstoffbeschaffenheit, Stofftransport, Schwermetalle, organische Schadstoffe

Einleitung

Im Juni 2013 waren mehrere Flussgebiete in Deutschland von extremem Hochwasser betroffen. An Elbe und Saale traten Rekordpegelstände auf (BfG 2013). Zur Untersuchung der Wasser- und Schwebstoffbeschaffenheit im Elbegebiet kam erstmalig das „Messprogramm für hydrologische Extremereignisse an der Elbe“ (kurz: „Messprogramm Extremereignisse“) zum Einsatz. Dieses Sondermessprogramm wird unter dem Dach der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe) von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) koordiniert und lag abgestimmt vor (FGG Elbe 2012). Die beteiligten Behörden bzw. Institutionen sind in Abbildung 1 aufgeführt. Nachfolgend werden in Ergänzung zu Schwandt & Hübner (2014) Ergebnisse des Messprogramms dargestellt.

Methoden und Datengrundlagen

Abbildung 1 zeigt die Lage der Messstellen des Messprogramms Extremereignisse beim Elbehochwasser 2013 und deren Bezugspegel. An den Messstellen wurden im Zeitraum vom 3.6. bis maximal 1.7.2013 Wasserproben (Schöpfproben) und Schwebstoffproben (Zentrifuge) entnommen.

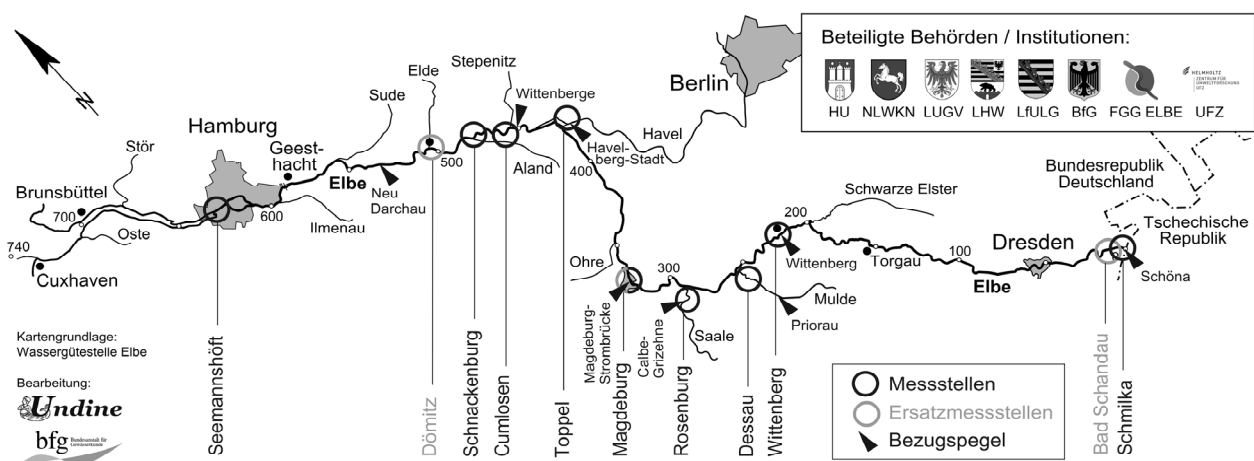


Abb. 1: Beteiligte, Messstellen und Bezugspegel beim Messprogramm Extremereignisse im Juni 2013

Die intensivste Beprobung (anfangs täglich, vgl. Abb. 2) fand in der Zeit vom 3.-20.6.2013 statt. Untersucht wurden u. a. Feld-Kenngrößen, Anionen, Kationen, Nährstoffe, Schwermetalle, Arsen sowie organische Schadstoffe (vorwiegend im Schwebstoff). Alle Messergebnisse sind von der Informationsplattform Undine (<http://undine.bafg.de>) abrufbar.

Die zum Vergleich herangezogenen Messergebnisse zur Stoffkonzentration des Jahres 2012 und der extremen Hochwasserereignisse 2002 und 2006 stammen aus dem Fachinformationssystem der FGG Elbe (www.elbe-datenportal.de), ergänzt durch BfG (2002) und LHW ST (2006).

Die Ermittlung der im Zeitraum 3.-20.6.2013 pro Tag transportierten Stofffrachten wurde - wie auch alle vergleichenden Frachtberechnungen - anhand der Konzentration in unfiltrierten Wasserproben vorgenommen. Fehlende Konzentrationswerte wurden linear interpoliert. Zur Frachtberechnung wurden mittlere Tagesdurchflüsse am Bezugspegel verwendet. Die Frachtergebnisse beinhalten große Unsicherheiten, da räumlich und zeitlich punktuell ermittelte Stoffkonzentrationen auf den täglichen Stoffstrom im gesamten Fließquerschnitt bezogen wurden. Daher wird von „Frachtschätzung“ gesprochen.

Konzentration von Schwermetallen und Arsen

Hochwasserbedingt war die Konzentration abfiltrierbarer Stoffe an fast allen Messstellen erhöht. Damit einher gingen hohe Konzentrationen von Schwermetallen und Arsen in den unfiltrierten Wasserproben, wie aus Abbildung 2 am Beispiel des Kupfers deutlich wird. Die höchsten Stoffkonzentrationen traten in der Regel vor dem Hochwasserscheitel auf. Stellenweise wurden die Höchstwerte des Jahres 2012 um ein Vielfaches überschritten.

In einigen Wasser- und Schwebstoffproben traten stark erhöhte Konzentrationen einzelner Schwermetalle bzw. von Arsen auf, die sowohl die Höchstwerte des Jahres 2012 als auch die Höchstwerte der Hochwasserereignisse 2002 und 2006 übertrafen (z. B. Arsen im Schwebstoff der Mulde und der Elbe bei Wittenberg, Blei im Schwebstoff der Mulde und im unfiltrierten Wasser der Elbe bei Schnackenburg/Dömitz sowie Kupfer und Quecksilber im Schwebstoff der Elbe bei Seemannshöft).

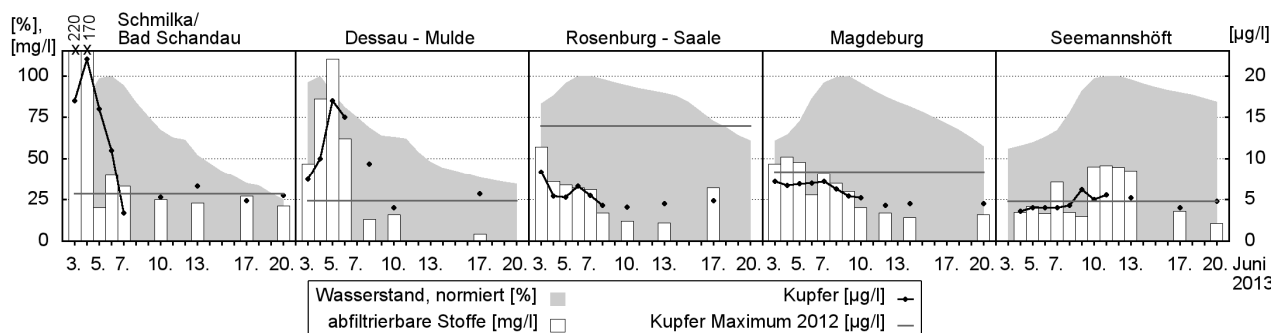


Abb. 2: Konzentration abfiltrierbarer Stoffe und von Kupfer in unfiltrierten Wasserproben aus Elbe, Mulde und Saale vom 3.-20.6.2013 im Vergleich zum normierten Wasserstand an den Bezugspegeln (Tagesmittelwerte) und zur maximalen Kupfer-Konzentration des Jahres 2012

Organische Schadstoffe im Schwebstoff

Während des Hochwassers im Juni 2013 wurden im Schwebstoff an einzelnen Messstellen stark erhöhte Gehalte (> Höchstwert 2012 und > Höchstwert Hochwasser 2002/2006) für Isomere des

Hexachlorcyclohexans (HCH), für DDT und seine Metabolite (DDE, DDD) sowie für zinnorganische Verbindungen gemessen. Beispiele finden sich in Tabelle 1.

Tab. 1: Organische Schadstoffe im Schwebstoff der Elbe bei Magdeburg und Seemannshöft beim Hochwasser 2002 und 2013 (Auswahl; Fettdruck: Messwert 2013 übertrifft auch Jahresmaximum 2012)

Hochwasserereignis (Probenzahl)		Magdeburg		Seemannshöft	
		2002 (7)	2013 (10)	2002 (7)	2013 (12)
α -HCH	[$\mu\text{g/kg TS}$]	181	450	6	3
β -HCH	[$\mu\text{g/kg TS}$]	115	120	30	19
γ -HCH (Lindan)	[$\mu\text{g/kg TS}$]	17	51	2	1
p,p'-DDT	[$\mu\text{g/kg TS}$]	57	91	15	92
Dibutylzinn-Kation	[$\mu\text{g/kg TS}$]	99	74	76	340
Diöctylzinn-Kation	[$\mu\text{g/kg TS}$]	6	18	19	30

Frachtschätzung und Frachtvergleich

In Tabelle 2 werden für ausgewählte Kenngrößen 7-Tages-Frachten der Elbe bei Magdeburg im Zeitraum rund um den Scheitel der Hochwasserereignisse 2002, 2006 und 2013 verglichen. Trotz der größeren Durchflussmenge errechnen sich für die sieben Tage im Juni 2013 nur für Cadmium, Gesamt-P und Gesamt-N (gegenüber 2002) die größten Frachten. Im Vergleich zum Frühjahrshochwasser 2006 wurden aber auch für Arsen und Blei größere Frachten ermittelt, obgleich die Schwebstofffracht (abfiltrierbare Stoffe) in der betrachteten Hochwasserwoche 2013 geringer war.

Tab. 2: Vergleich der Fracht von abfiltrierbaren Stoffen, Nährstoffen und Schwermetallen/Arsen der Elbe bei Magdeburg über sieben Tage beim Hochwasser 2002, 2006 und 2013 (die höchsten Werte sind fett gedruckt)

Zeitraum (Hochwasserscheitel*)		16.-22.8.2002 (19.8.2002)	2.-8.4.2006 (5.4.2006)	6.-12.6.2013 (9.6.2013)
Durchflussmenge*	[$\text{m}^3 \times 10^3$]	2044000	2032000	2597000
abfiltrierbare Stoffe	[t]	56500	82200	71700
Gesamter anorgan. N	[t]	7600	10700	10400
Gesamt-N	[t]	10300	**	13200
Gesamt-P	[t]	470	420	510
Arsen	[kg]	20400	8200	15400
Cadmium	[kg]	420	380	430
Kupfer	[kg]	15600	**	14900
Blei	[kg]	21000	13500	15500

* nach Tagesmittelwerten des Durchflusses am Pegel Magdeburg-Strombrücke

** keine bzw. keine ausreichenden Angaben

Die vom 3.-20.6.2013 transportierten Frachten (18-Tages-Frachten) von abfiltrierbaren Stoffen, Nährstoffen und Schwermetallen/Arsen werden in Abbildung 3 zur Jahresfracht 2012 ins Verhältnis gesetzt und als „rechnerischer Anteil“ bezeichnet. Dieser „rechnerische Anteil“ ist erheblich, teilweise wird die Jahresfracht 2012 sogar übertroffen, wie im Fall von Cadmium und Blei der Elbe bei Schmilka/Bad Schandau und von abfiltrierbaren Stoffen und Blei der Mulde bei Dessau. An den

Messstellen der Elbe nimmt der „rechnerische Anteil“ der 18-Tages-Frachten vom Juni 2013 an der Jahresfracht 2012 bei den abfiltrierbaren Stoffen sowie den Schwermetallen und Arsen von Schmilka/Bad Schandau bis Schnackenburg/Dömitz deutlich ab (Abb. 3). Die „rechnerischen Anteile“ der 18-Tages-Frachten von Gesamt-N und Gesamt-P an der Jahresfracht 2012 variieren nicht so stark und liegen zwischen rund 20-50 %, lediglich an der Mulde werden bei Gesamt-P fast 90 % erreicht.

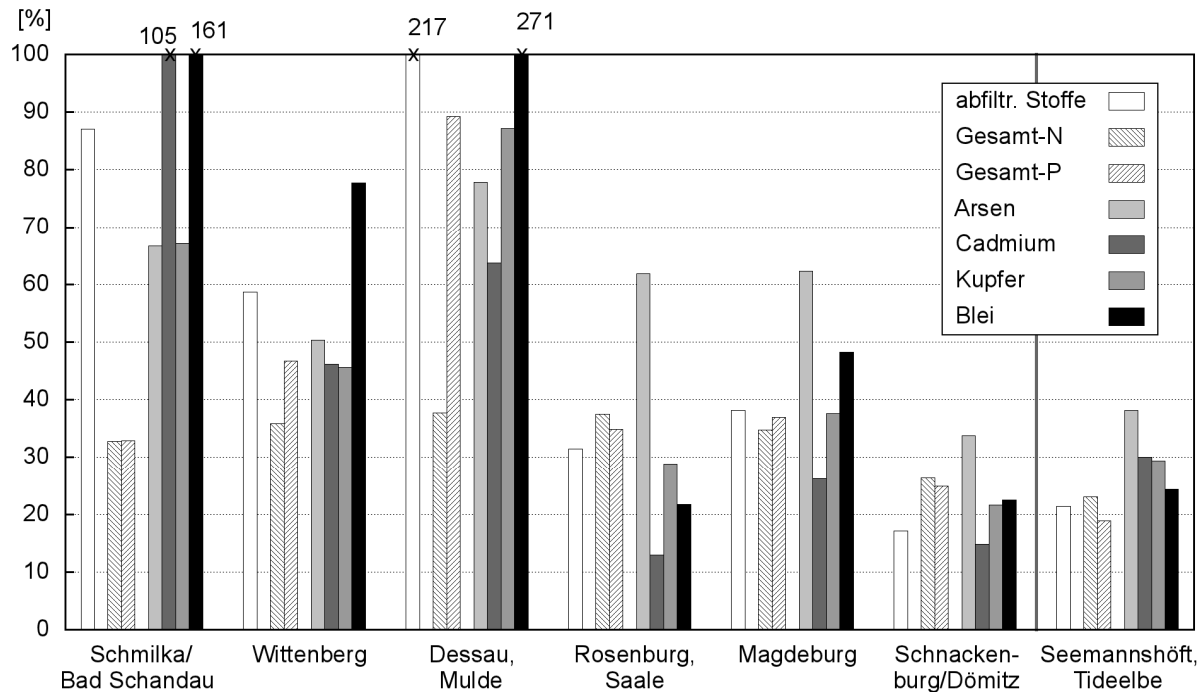


Abb. 3: Fracht von abfiltrierbaren Stoffen, Nährstoffen und Schwermetallen/Arsen der Elbe, Mulde und Saale vom 3.-20.6.2013 als „rechnerischer Anteil“ (Prozent) der Jahresfracht 2012

In Abbildung 4 werden die 18-Tages-Frachten vom Juni 2013 für abfiltrierbare Stoffe und Schwermetalle/Arsen an den Messstellen Wittenberg/Elbe, Dessau/Mulde und Rosenberg/Saale summiert und der entsprechenden Fracht in Magdeburg/Elbe gegenübergestellt. In allen Fällen war die für Magdeburg geschätzte Fracht geringer, bei den abfiltrierbaren Stoffen sogar um fast 50 %. Die zweithöchste Differenz zur Fracht in Magdeburg zeigte sich bei Blei, das im Wesentlichen partikulär gebunden transportiert wurde. Bei Arsen, das einen relativ großen gelösten Frachtanteil aufwies, war die Differenz am geringsten.

Offensichtlich wurde ein nennenswerter Teil der von Elbe, Mulde und Saale transportierten Schwebstoffe und der an ihnen gebundenen Schadstoffe in den Auen und Seitenstrukturen oberhalb von Magdeburg abgelagert.

Auch im weiteren Verlauf des Elbestroms zwischen Magdeburg und Schnackenburg/Dömitz nahm die Fracht abfiltrierbarer Stoffe im Zeitraum 3.-20.6.2013 weiter ab, und zwar von 123000 t auf 62200 t. Damit einhergehend reduzierte sich auf diesem Stromabschnitt auch die Fracht aller im Messprogramm Extremereignisse betrachteten Schwermetalle und von Arsen. Beispielsweise nahm die Bleifracht von 23 t auf 12,7 t und die Arsenfracht von 24,8 t auf 17,3 t ab. Aufgrund dieser Frachtschätzungen ist für den Elbelauf zwischen Magdeburg und Schnackenburg/Dömitz ebenfalls davon auszugehen, dass ein bemerkenswerter Anteil der Schwermetall-/Arsenfracht in Bühnenfeldern, Altarmen und in den überschwemmten Auen zurückgehalten wurde.

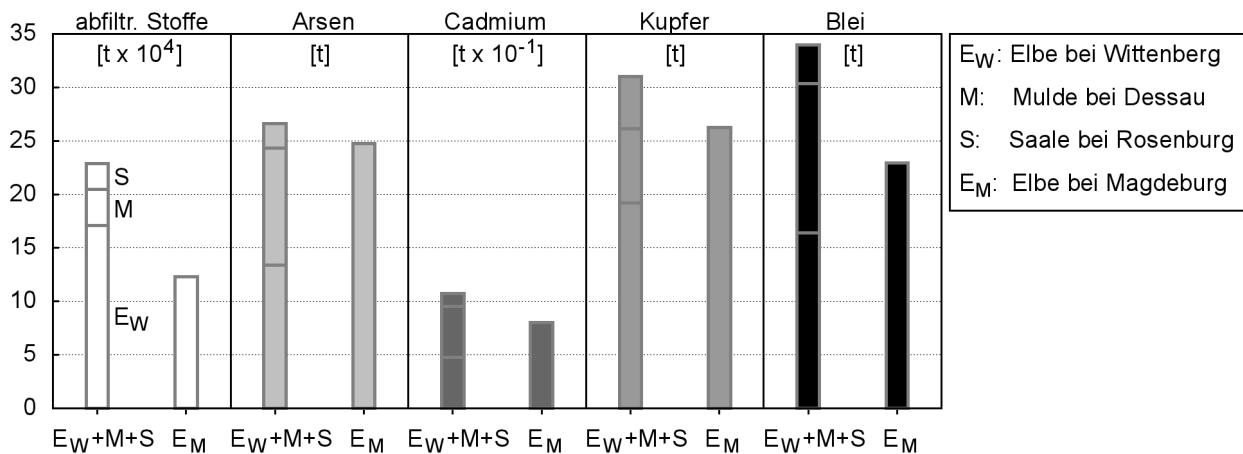


Abb. 4: Fracht von abfiltrierbaren Stoffen und Schwermetallen/Arsen der Elbe bei Wittenberg, der Mulde und Saale im Vergleich zur Fracht der Elbe bei Magdeburg vom 3.-20.6.2013

Resümee

Unter Einsatz des Messprogramms Extremereignisse konnte die Wasser- und Schwebstoffbeschaffenheit der Elbe während des extremen Hochwassers im Juni 2013 näher untersucht werden. Die Konzentrationen von Schwermetallen/Arsen (Wasser und Schwebstoff) sowie die Gehalte organischer Schadstoffe (Schwebstoff) waren stellenweise stark erhöht. Es fand ein erheblicher Stofftransport statt, der in einzelnen Fällen die Jahresfracht 2012 und teilweise Frachten der Hochwasserereignisse 2002 und 2006 übertraf. Die Frachtschätzungen zeigen, dass beachtliche Anteile der Schwermetall-/Arsenfracht in Auen und Seitenstrukturen der Elbe abgelagert wurden.

Literatur

- BfG (2002): Das Augusthochwasser 2002 im Elbegebiet. Koblenz: 49 S. (<http://elise.bafg.de/servlet/is/3967/>); mit unveröffentlichten ergänzenden Analysendaten der BfG.
- BfG (2013): Länderübergreifende Analyse des Juni-Hochwassers 2013. – Bericht: BfG-1797. Koblenz: 69 S. (www.bafg.de/DE/Service/presse/2013_09_04.html).
- FGG Elbe (2012): Messprogramm für hydrologische Extremereignisse an der Elbe. Stand: 10.1.2012 mit Aktualisierung vom 7.3.2012. 27 S.; unveröffentlicht.
- LHW ST (Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt) (2006): Ergebnisse der Beschaffenheitsüberwachung der Fließgewässer während des Frühjahrshochwassers 2006. - Stand: 13.04.06. 2 S., 1 Anl.
- Schwandt, D., Hübner, G. (2014): Auf Hochwasser vorbereitet – Ereignisbezogenes Elbe-Messprogramm im Juni 2013. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Veranstaltungen 3/2014. Koblenz: 16-20. (http://doi.bafg.de/BfG/2014/Veranst3_2014.pdf).

Wieviel Phytoplankton entsteht in Weser und Elbe? - Modellierung der Aufenthaltszeiten und des Algenwachstums

Carsten Viergutz¹, Birte Hein¹, Volker Kirchesch¹ & Andreas Schöl¹

¹ Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz / viergutz@bafg.de, birte.hein@bafg.de, volker.kirchesch@bafg.de, schoel@bafg.de

Keywords: Weser, Elbe, Phytoplankton, Aufenthaltszeit

Einleitung

Das Phytoplankton ist eine wichtige Kenngröße zur Beurteilung der Gewässergüte von großen Flüssen, die u.a. durch die Nutzung als Wasserstraßen geprägt sind. Dabei wird die Entwicklung des Phytoplanktons im Längsverlauf eines Fließgewässers wesentlich durch die Aufenthaltszeit des Wassers, die Nährstoffverfügbarkeit sowie durch die Lichtverfügbarkeit beeinflusst. In der vorliegenden Studie wurde zunächst die unterschiedliche Aufenthaltszeit des Wassers in der freifließenden Elbe und der teilweise staugeregelten Weser berechnet. Anschließend wurden mit Hilfe des Gewässergütemodells QSim die Mechanismen der Phytoplanktonentwicklung untersucht.

Modellgebiete

Das Modellgebiet der Weser umfasst vom Zusammenfluss von Werra und Fulda bis zum Wehr in Hemelingen 362 Kilometer und das Modellgebiet der Elbe von der deutsch-tschechischen Grenze bis zum Wehr Geesthacht bei Hamburg insgesamt 585 Kilometer (Abb. 1). Für beide Flüsse sind jeweils deren abflussrelevante Nebenflüsse eingezeichnet. Die 8 Wehre der Weser und das Wehr Geesthacht bei Hamburg (Elbe) sind durch schwarze Balken gekennzeichnet.

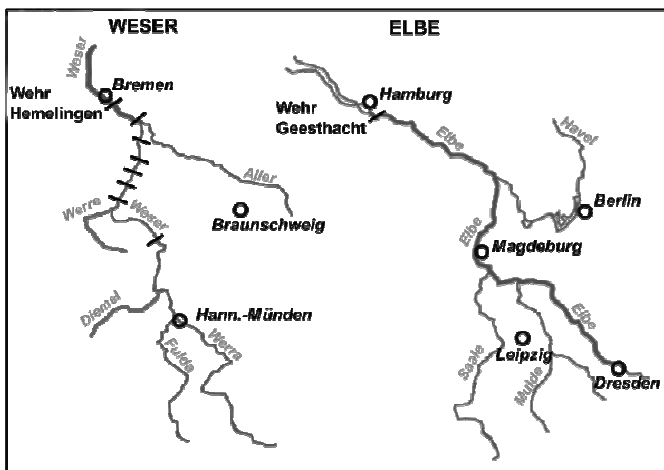


Abb. 1: Modellgebiete von Weser und Elbe.

Gewässergütemodell

Das Gewässergütemodell QSim (**QualitätsSimulation**) dient der Simulation von physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen in Fließgewässern (Kirchesch & Schöl 1999; Schöl et al. 2002; Becker et al. 2010, Matzinger et al. 2012). Das eindimensionale Gütemodell ist mit dem hyd-

raulischen Modell HYDRAX gekoppelt, welches den Abfluss, die Wasserspiegellagen und die Fließgeschwindigkeit berechnet (Oppermann 1989, 2010). Beide Modelle nutzen die Benutzeroberfläche Gerris. QSim wurde für die Elbe bereits mehrfach angewendet (Schöl et al. 2006 a/b, Quiel et al. 2011, Schöl et al. 2014).

Eingangsdaten

Der Abfluss am oberen Modellrand der Weser ergibt sich aus den Abflussdaten der Werra (Pegel Letzter Heller) und der Fulda (Pegel Bonaforth). Zudem tragen Eingabewerte von 10 Nebenflüssen zur Modellierung des Abflussgeschehens der Weser bei. Messdaten zur Gewässergüte wurden am oberen Modellrand (Werra, Fulda), an fünf Nebenflüssen und an 6 Kläranlagen als Eingabedaten für das Modell verwendet. Um die Verhältnisse in der Weser abbilden zu können, ergaben Modellsimulationen, dass mit einem auf 10% des Messwertes reduzierten Chlorophyll a-Eingabewert der Werra die Algengehalte der Weser am besten nachgebildet werden können. Diese Anpassung kann dadurch erklärt werden, dass ein Großteil der Werra-Algen an hohe Salzgehalte angepasst ist und nach dem Zusammenfluss mit der Fulda sich diese Algen in der Weser bei verringerten Salzgehalten nicht weiter entwickeln und absterben. Für die Modellierung des Abflusses der Elbe wurden am oberen Modellrand die Daten am Pegel Schöna (Elbe Km 2,05) sowie die Abflüsse von 10 Nebenflüssen genutzt. Für die Elbe sind Gütedaten für den oberen Modellrand, 4 große Nebenflüsse und 3 Kläranlagen verwendet worden.

Ergebnisse

Hydrologie

Die Fließgeschwindigkeit im frei fließenden Abschnitt der Oberweser liegt bis zur Staustufe bei Petershagen (Km 213) im Mittel bei 0,85 m/s (siehe Abb. 1 u. Tab.1). Durch die Staustufen der anschließenden Mittelweser kommt es dann jedoch im Abschnitt von Kilometer 213 bis 362 zu einer Verringerung der mittleren Fließgeschwindigkeit auf 0,52 m/s. Die Fließgeschwindigkeit der Elbe liegt im Durchschnitt der gesamten Strecke bei 1,01 m/s. Eine deutliche Verringerung der Fließgeschwindigkeit ist erst kurz vor dem Wehr in Geesthacht (Km 585) zu erkennen. Auch die mittlere Wassertiefe der Weser unterscheidet sich im freifließenden Abschnitt mit 1,95 m deutlich vom staugeregelten Abschnitt mit 3,65 m. Die Wassertiefe der Elbe steigt im Längsverlauf bis Km 560 kontinuierlich von ca. 2 m auf etwa 4 m an. Auf den letzten 25 Kilometern bis zum Wehr Geesthacht erhöht sich die Wassertiefe dann auf etwa 5 m.

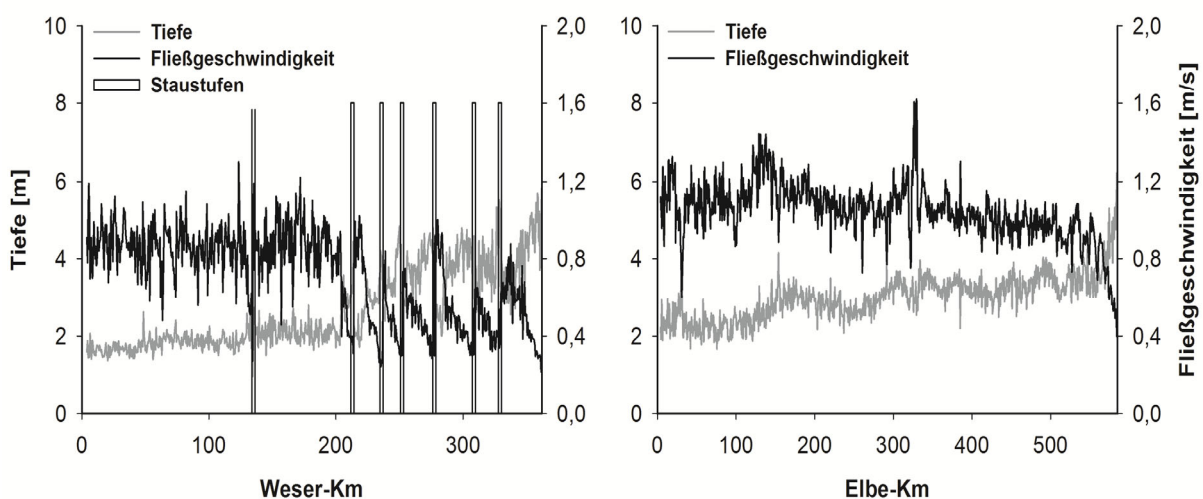


Abb. 2: Tiefe und Fließgeschwindigkeiten von Weser und Elbe

Tab. 1: Mittlere Fließgeschwindigkeit, mittlere Tiefe und Aufenthaltszeit von Weser (gesamt), Oberweser, Mittelweser und Elbe bei mittlerem Abfluss (MQ) sowie die Aufenthaltszeit bei mittlerem Niedrigwasser (MNQ).

	Weser (Km 0-362)	Oberweser (Km 0-213)	Mittelweser (Km 213-362)	Elbe (Km 0-585)
Mittl. Fließgeschwindigkeit [m/s]	0,71	0,85	0,52	1,01
Mittlere Tiefe (m)	2,65	1,95	3,65	2,98
Aufenthaltszeit bei MQ [Tage]	5,7	2,7	3,0	6,7
Aufenthaltszeit bei MNQ [Tage]	12,2	4,3	7,9	8,8

Entwicklung des Phytoplanktons

In der Weser steigt der modellierte Chlorophyll a-Gehalt im Jahr 2008 nur leicht von etwa 20 µg/l am oberen Modellrand (Km 0) bis auf über 30 µg/l (Km 220) an (Abb.3). Ab dem Bereich der Stauhaltungen kommt es in der Mittelweser zu keinem weiteren Anstieg und ab Km 300 sogar zu einer leichten Verringerung der Chlorophyll a-Gehalte. In der Elbe hingegen kommt es fast durchgehend zu einem kontinuierlichen Anstieg der Chlorophyll a-Gehalte. Dabei erhöht sich der Chlorophyll a-Gehalt von 30 µg/l bei Schmilka auf über 100 µg/l bei Geesthacht. Auch die Messwerte zeigen ein Ansteigen der saisonalen Mittelwerte des Chlorophyll a-Gehalts mit einem Maximum von 114,5 µg/l bei Schnackenburg (Km 474,5) (Abb. 3). Sowohl die Elbe als auch die Weser zeigen im Längsverlauf eine Abnahme der Brutto- und Nettoproduktionsraten des Phytoplanktons (Abb. 4). In der Weser ergeben sich deutliche Unterschiede zwischen Brutto- und Nettoproduktionsrate in der Ober- und Mittelweser (Tab. 2). Ein Rückgang der Algenbiomasse setzt in der Weser bereits im Bereich der Stauhaltungen ein (um Km 250) und wird durch negative Nettoproduktionsraten angezeigt, wohingegen die Nettoproduktionsrate in der Elbe erst kurz vor dem Wehr in Geesthacht in den negativen Bereich sinkt. Die Abnahme der Bruttoproduktionsraten wird durch eine stromab zunehmende Lichtlimitierung verursacht, bei gleichzeitig nur leichtem Absinken der Respirationsraten der Algen. Auch die modellierte Verlustrate durch Zooplanktongrazing steigt mit zunehmender Fließstrecke an (Abb. 4).

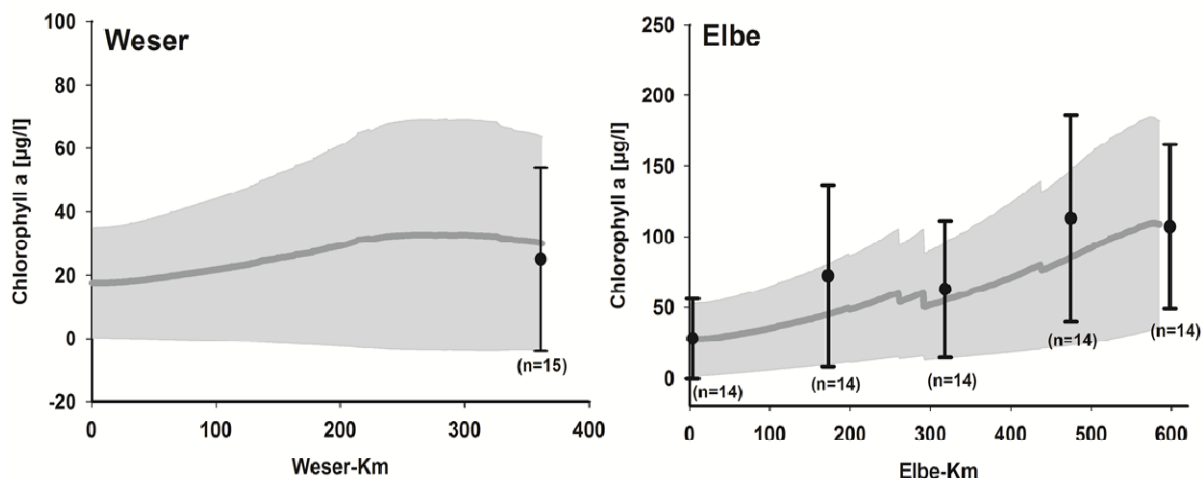


Abb. 3: Längsprofile der gemessenen (schwarze Punkte) und modellierten (graue Linie) saisonalen Mittelwerte des Chlorophyll a-Gehalts [µg/l] für die Weser von Hann.-Münden (km 0) bis Bremen (km 362) und für die Elbe von Schmilka (km 0) bis Geesthacht (km 585) für das Jahr 2008. Die Standardabweichung der Messungen wird durch die schwarzen Balken und die der modellierten Werte durch die hellgraue Fläche angezeigt.

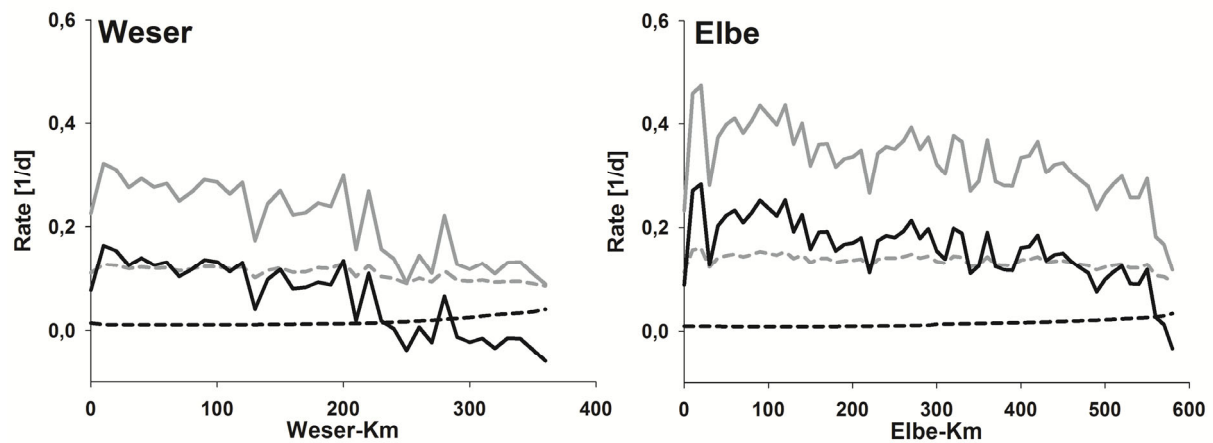


Abb. 4: Modellierte Raten der Bruttoproduktion (graue Linie), Nettoproduktion (schwarze Linie) und der Algenrespiration (graue gestr. Linie) des Phytoplanktons, sowie der Grazingrate durch das Zooplankton (schwarze gestr. Linie) für Weser und Elbe vom 01.04. – 31.10.2008

Tab. 2: Modellierte Raten der Bruttoproduktion, Nettoproduktion, Respiration des Phytoplanktons sowie des Grazings des Zooplanktons für Weser (gesamt), Oberweser, Mittelweser und Elbe vom 01.04. – 31.10.2008.

Raten (1/d)	Weser (Km 0-362)	Oberweser (Km 0-213)	Mittelweser (Km 213-362)	Elbe (Km 0-585)
Bruttoproduktion	0,21	0,26	0,14	0,33
Nettoproduktion	0,06	0,11	0,00	0,16
Respiration der Algen	0,11	0,12	0,10	0,13
Zooplanktongrazing	0,02	0,01	0,02	0,01

Diskussion und Ausblick

Mit der Modellierung der Weser und der Elbe konnten die Mechanismen der Phytoplanktonentwicklung eines teilweise staugeregelten Flusses (Weser) mit denen eines freifließenden Flusses (Elbe) verglichen werden. Als wesentliche Einflussfaktoren auf die Phytoplanktonentwicklung wurden die hydrologischen und morphologischen Verhältnisse in den beiden Flüssen betrachtet. Dabei konnte festgestellt werden, dass sich die Fließgeschwindigkeit der Weser in den Stauhaltungen stark verringert während die Fließgeschwindigkeit der Elbe auf der gesamten Strecke relativ hoch bleibt und erst kurz vor dem Wehr in Geesthacht (Km 585) deutlich abnimmt. Als Folge der Stauregelung der Weser kommt es insbesondere bei niedrigen Abflüssen (MNQ) zu deutlichen Unterschieden zwischen der Aufenthaltszeit von Weser (12,2 Tage) und Elbe (8,8 Tage) (Tab. 1). Die unterschiedlichen morphologischen Verhältnisse wirken auf die Brutto- und Nettoproduktionsraten des Phytoplanktons der beiden Flüsse. Im Bereich der Stauhaltungen der Weser kommt es zu einem starken Absinken der Bruttoproduktionsrate und damit – bei etwa gleichbleibender Respirationsrate der Algen – zu einer negativen Nettoproduktionsrate und somit zu einem Nettoabbau von Phytoplankton. In der Elbe hingegen bewegt sich die Nettoproduktionsrate fast während der gesamten Fließstrecke im positiven Bereich. Der Rückgang des Phytoplanktons in der Weser ist vor allem auf die höheren mittleren Wassertiefen im Bereich der Stauhaltungen zurückzuführen. In diesem Bereich ist nicht genügend Licht für die Algen vorhanden, um ein Nettowachstum zu gewährleisten.

Die Ergebnisse liefern einen Einblick über die Prozesse, die bei der Phytoplanktonentwicklung in Weser und Elbe eine Rolle spielen, wobei die Belastbarkeit der Modellierungsergebnisse von der Qualität der Eingangsdaten abhängig ist. Für die Elbe existiert ein zeitlich und räumlich hochaufgelöster Datensatz für die Eingabeparameter der Gewässergüte an den Modellrändern sowie für Validierungsdaten im Modellgebiet, während die Datenlage für die Weser unzureichend ist. Sowohl Eingangsdaten für die Nebenflüsse als auch Gewässergütedaten für eine umfassende Modellvalidierung fehlen. Wie bereits erwähnt, wurde das Eingangssignal des Chlorophyll *a*-Gehalts der Werra auf 10% des Messwertes reduziert. Mit diesem Ansatz konnten die einzigen im Modellgebiet vorliegenden Chlorophylldaten am Wehr in Heringen am besten nachgebildet werden. Um die genaue Entwicklung von Weser- und Fulda-Chlorophyll am Chlorophyll-Gehalt der Weser zu ermitteln, sollten engmaschige Messungen auf den ersten 100 Kilometern nach dem Zusammenfluss von Fulda und Werra sowie zur Erfassung der saisonalen Algenentwicklung 14-tägige Chlorophyll *a*-Messungen an mehreren Stationen auf der übrigen Weserstrecke durchgeführt werden.

Danksagung

Für die Überlassung von Daten zur Gewässergüte und zum Phytoplankton danken wir K+S Kali GmbH sowie Martina Völkel (SUBV, Bremen) und Dieter Steffen (NLWKN, Hildesheim). Für die Unterstützung bei der Datenbeschaffung und Diskussion der Ergebnisse gilt unser besonderer Dank Jürgen Bäche und Eckhard Coring (EcoRing).

Literatur

- Becker, A., Kirchesch, V., Baumert, H.Z., Fischer, H., Schöl, A. (2010): Modelling the effects of thermal stratification on the oxygen budget of an impound river. *River Research and Applications*, Vol. 26, 5, 572-588.
- Kirchesch, V., Schöl, A. (1999): Das Gewässergütemodell QSim – Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushaltes und der Planktondynamik von Fließgewässern. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, Vol. 43, 302-309.
- Matzinger, A., Fischer, H., Schmid, M. (2012): Modellierung von biogeochemischen Prozessen in Fließgewässern. *Handbuch Angewandte Limnologie*, 29, 5/12, 32 pp.
- Oppermann, R. (1989) Eindimensionale Simulation allmählich veränderlicher instationärer Fließvorgänge in Gewässernetzen. *Verlag für Bauwesen, Berlin*, Vol. 50, 114 pp.
- Oppermann, R. (2010) Das Programmsystem Hydrax 5.0 – Mathematisches Modell und Datenschnittstellen. *Berlin*, 11 pp.
- Quiel, K., Becker, A., Kirchesch, V., Schöl, A., Fischer, H. (2011) Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. *Regional Environmental Change*, Vol. 11,2, 405-421.
- Schöl, A., Kirchesch, V., Bergfeld, T., Schöll, F., Borchering, J., Müller, D. (2002): Modelling the chlorophyll *a* content of the River Rhine – Interrelation between riverine algal production and population biomass of grazers, rotifers and the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *International Review of Hydrobiology*, Vol. 87, 295-317.
- Schöl, A., Eidner, R., Böhme, M., Kirchesch, V. (2006a): Integrierte Modellierung der Wasserbeschaffenheit mit QSim. In: Pusch, M., Fischer, H. (Eds.): *Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe*, Bd. 5., Weißensee Verlag, Berlin, 223-242.
- Schöl, A., Eidner, R., Böhme, M., Kirchesch, V. (2006b): Einfluss der Buhnenfelder auf die Wasserbeschaffenheit der Mittleren Elbe. In: Pusch, M., Fischer, H. (Eds.): *Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe*, Bd. 5, Weißensee Verlag, Berlin, 243-263.
- Schöl, A., Hein, B., Wyrwa, J., Kirchesch, V. (2014) Modelling water quality in the Elbe and its estuary – Large scale and long term applications with focus on the oxygen budget of the estuary. *Die Küste*, Vol. 81, 203-232.

Einfluss von Makrophytenbeständen auf Strömungsvorgänge und hydrodynamische Prozesse – numerische Simulationen mit einem 3-dimensionalen, hydrodynamischen Modell

Thomas Wolf¹, Frauke Lüddecke¹, & Christophe Thiange²

¹Institut für Seenforschung der LUBW, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, Thomas.wolf@lubw.bwl.de, frau-ke.lueddeke@lubw.bwl.de, ²DELTA RES, Rotterdamseweg 185, 2629 HD Delft, Niederlande christo- phe.thiange@deltares.com

Einführung und Motivation

Der Gewässerzustand des Bodensees wird derzeit nach den Kriterien der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL Richtlinie 2000/60/EG) als gut bis sehr gut eingeschätzt. Neue Anforderungen im Rahmen der Definition von Umweltqualitätsnormen (UQN) stellen jedoch neue Herausforderungen hinsichtlich der Reinhaltung wie auch der Bewertung der Gewässergüte speziell für Substanzen dar, die der Liste prioritärer Stoffe zugeordnet werden. Darüber hinaus zeigen Untersuchungen an Schweizer Seen und deren Einzugsgebieten (Moschet 2013), dass eine Vielzahl von anthropogenen Spurenstoffen (ASS) in den Gewässern zu finden sind und besonderer Aufmerksamkeit bedürfen. Ungeklärt sind dabei für eine Vielzahl von Stoffen die Auswirkungen von Langzeitexpositionen wie auch Kreuzexpositionen mit unterschiedlichen Stoffkombinationen, die teilweise trotz niedrigster Stoffkonzentrationen für eine exponentielle Verstärkung von Effekten auf Fauna und Flora sorgen können.

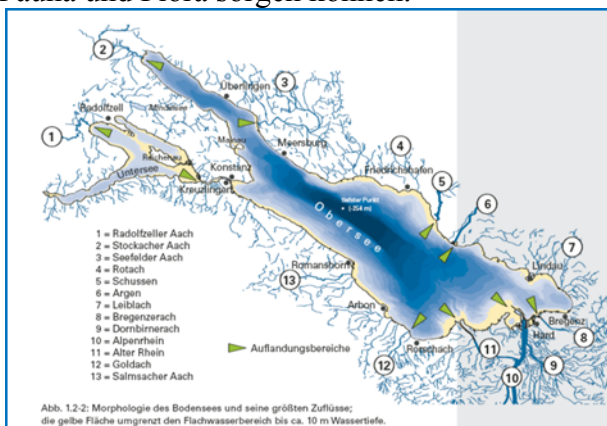


Abbildung 1 Karte des Bodensees mit den Hauptzuflüssen. Die Schussen ist der fünftgrößte Zufluss mit einem $Q_m=11$ m³/s (rund 2.9% des Gesamtzuflusses)



Abbildung 2 Schussenmündung und Ausbreitung der Schussenflussschiffe im Gebiet der angrenzenden Flachwasserzone

Neben der Problematik der ASS sind andere nationale wie europäische Verordnungen bei der Bewertung von Gewässern und z.B. Badestellen von Bedeutung (EU-Badegewässerrichtlinie).

Speziell im Bereich der Flussmündungen und entlang der Ausbreitungswege von Flusswasserfahnen sind dabei Transportprozesse zu beobachten, bei denen über große Strecken hinweg (bis zu mehreren Kilometern) unter bestimmten meteorologischen und hydrodynamischen Bedingungen nahezu unvermishtes Flusswasser im See transportiert wird (Rosknecht & Hetzenauer, 2000) und

somit relativ hohe flussbürtige Stoffkonzentrationen auftreten können (siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

In der vorliegenden Arbeit wird ein 3-dimensionales hydrodynamisches Modell verwendet, um die Ausbreitungs- und Vermischungsprozesse von flussbürtigem Wasser des Zuflusses Schussen im Flussmündungsbereich, in der daran angrenzenden Flachwasserzone (**FWZ**) wie auch im übrigen See zu modellieren. Die Schussen ist dabei mit einem Mittelwasserabfluss von $Q_m=11 \text{ m}^3/\text{s}$ nur fünftgrößter Zufluss des Bodensees, ist jedoch im Einzugsgebiet durch hohe Bevölkerungsdichte und unterschiedliche Belastungsfaktoren – Industrie und Landwirtschaft – in ihrer Wasserqualität nachhaltig beeinflusst (siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Darüber hinaus kommt es im Bereich der Schussen bei Starkregenereignissen immer wieder zur Freisetzung von Fäkalkeimen, was zur Beeinflussung vom Badebetrieb in nahegelegenen Bädern führen kann.

Ein besonderer Fokus wird in der vorliegenden Studie auf den Einfluss der in der Flachwasserzone zwischen Schussenmündung und Rotachmündung vorhandenen dichten Makrophytenbestände gelegt. Der Einfluss dieser Wasserpflanzenbestände auf die hydrodynamischen Parameterfelder und die daraus resultierenden Auswirkungen für die Transportprozesse in der Flachwasserzone wird mit einer speziellen Simulationstechnik – dem Trachytope-Konzept - untersucht.

Material und Methoden – Numerische Modellierung

3-dimensionales hydrodynamisches Modell

Die Ausbreitungsvorgänge von Flusswasserfahnen sind unmittelbar mit den morphologischen und hydrodynamischen Bedingungen in der Nahzone von Flussmündungen gekoppelt und werden gleichzeitig wesentlich von den seeweiten Zirkulationsstrukturen und den daraus resultierenden Transportvorgängen – z.B.: durch Ausbildung seeweiter interner Wellen und deren Strömungssysteme - beeinflusst. Daraus ergibt sich für das vorliegende Thema die Notwendigkeit, sowohl Prozesse auf räumlich sehr kleinen Skalen (im Bereich der Flussmündung Größenordnung der relevanten räumlichen Skalen $O[10 \dots 100]\text{m}$) als auch seeweit zu betrachten ($O[1 \dots 10]\text{km}$).

In dieser Studie wird basierend auf dem Modellsystem DELFT3D-FLOW/WAQ ein 3-dimensionales hydrodynamisches Modell implementiert, dass mit einer Gitterverfeinerungstechnik (local grid refinement technique - LGR) arbeitet, um diesen unterschiedlichen Anforderungen an die zu simulierenden räumlichen Prozessskalen gerecht zu werden.

Das Grundgitter hat dabei eine Auflösung von $dx=500 \text{ m}$ (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) und bildet die seeweiten Vorgänge hinreichend genau ab. Im Bereich der weiteren an den Mündungsbereich der Schussen anschließenden Flachwasserzone wird eine lokale Gitterverfeinerung auf $dx_{lgr1}=100 \text{ m}$ und im Kernbereich der Schussenmündung und der direkt anschließenden FWZ von $dx_{lgr2}=20 \text{ m}$ vorgenommen (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

Für die Simulationen wurde eine nicht-äquidistante vertikale Gitterauflösung mit 20 bzw. 24 Schichten gewählt und zwei unterschiedliche Layermodelle gewählt – 1.) das topographiefolgende σ -Layer-Modell und 2.) das z-layer-Modell mit vertikal fixierten Grenzschichten der unterschiedlichen vertikalen Layer des 3-dim hydrodynamischen Modells. Im Folgenden werden nur Ergebnisse des z-Layer-Modells vorgestellt. Die Berechnung der vertikalen Austauschprozesse erfolgt mit einem k-epsilon-Turbulenzmodell.

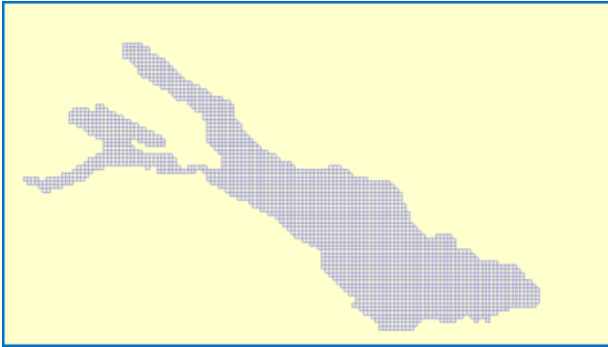


Abbildung 3 Basisgitter von DELTARES-FLOW mit einer räumlichen Auflösung von $dx=500$ m

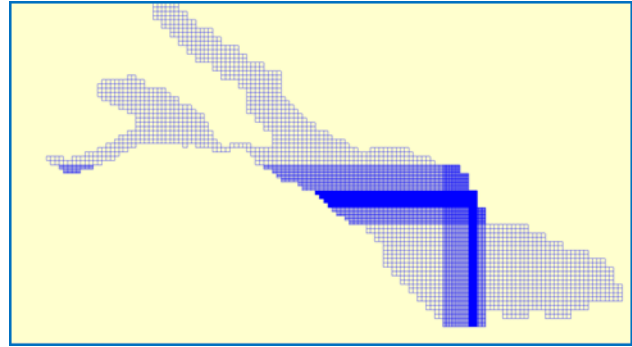


Abbildung 4 Konzentrationen des Schussenflusswasserkörpers im Beobachtungspunkt BP(122,147) (Bereich Strandbad Eris-kirch) blaue Linie : Referenzsimulation ohne Makrophyten; grüne Linie : Simulation mit Beeinflussung durch Makrophyten (Dichte der Makrophyten 5 Pflanzen/ m^2)

Numerische Tracer

Um die Ausbreitung verschiedener Wasserinhaltsstoffe zu simulieren stehen zwei unterschiedliche Methoden zur Verfügung

1.) Konzept 1: die Simulation der Transportprozesse spezifischer Stoffe unter Berücksichtigung der zugehörigen Reaktionsgleichungen. Dieses methodische Konzept erlaubt eine genaue und detaillierte Quantifizierung der Stoffumwandlungsprozesse einer Substanz. Der Nachteil dieser Methode ist, dass die erforderlichen Informationen zu Prozessgrößen, potentiellen Reaktionspartnern und anderen wasserchemisch relevanten Umgebungsparametern (z.B.: pH-Wert) für eine Vielzahl von Substanzen nur ungenügend bzw. überhaupt nicht bekannt sind, ein sehr hoher Parametrisierungsaufwand erforderlich ist und gleichzeitig die intrinsisch vorhandenen Unsicherheiten und Fehlergrenzen der Parameter in vielen Fällen eine relativ große Unsicherheit in den Simulationsergebnissen bedingen

2.) Konzept 2: die Simulation von numerischen Tracern (konservativ und nicht-konservativ) deren Konzentration im Wasserkörper durch verschiedene Abbauraten K (decay rate) näher definiert werden.

Diese Abbauraten können als einfache verallgemeinerte Projektion von Abbauraten und Umwandlungsprozessen angesehen und zur Charakterisierung einzelner Stoffe wie auch ganzer Substanzklassen verwendet werden und stellen dabei eine sehr einfach und robust definierte Eigenschaft dar, die in ihren Auswirkungen auf das Ausbreitungsverhalten von Wasserinhaltsstoffen einfach interpretiert werden kann. Weitere Eigenschaften, wie die unterschiedlichen molekularen Diffusivitäten von Stoffen können berücksichtigt werden, sind aber für die vorliegenden Betrachtungen vernachlässigbar, da die transportrelevanten turbulenten Diffusivitäten im Bereich von etwa $O[10^{-1} \dots 10^2] m^2/s$ um Größenordnungen größer sind als die stoffspezifischen molekularen Diffusionskoeffizienten in der Größenordnung $O[10^{-8}] m^2/s$.

Wasserqualitätsmodell - Bakterienmodell

Die Ausbreitung von koliformen Keimen kann in einer ersten Näherung mit der Ausbreitung von nicht-konservativen Tracern simuliert werden. Die relativ hohe Mortalitätsrate von dieser Keim-

gruppe im Freiwasser kann dabei in erster Näherung mit einer Abbaurrate von $K=0.8$ [1/d] angenommen werden – d.h. 80% aller koliformen Bakterien werden im Lauf eines Tages abgebaut. Tatsächlich ist dieser Zugang jedoch stark simplifizierend und gibt die Wechselwirkung zwischen Bakteriendichte und –population und den natürlichen Umweltbedingungen nur eingeschränkt wieder. Eine detailliertere Beschreibung bietet das Modell von (Mancini, 1978), dass die Abbaurrate K in Abhängigkeit von verschiedenen Umweltfaktoren beschreibt.

$$K = f(\text{Mortalität}_{\text{Basis}}, \text{Temperatur}, \text{UV-Strahlung}, \text{Salinität})$$

Der Transport der Bakterien wird dabei analog zu dem einfacher, passiv mitbewegter, numerischer Tracer betrachtet – d.h. die Bakterien werden vom Strömungssystem des Sees ohne eigene aktive Bewegungskomponente verdriftet.

Makrophytenmodell – Darstellung verallgemeinerter Rauigkeitselemente mit dem Trachytopen-Konzept

Im Bereich der an die Schussenmündung angrenzenden Flachwasserzone zwischen den beiden Bodenseezuflüssen Schussen und Rotach sind hohe Bewuchsdichten mit Makrophyten nachgewiesen (Schmieder 1998; IGKB 2014).

Die Beeinflussung der hydrodynamischen Parameterfelder, Strömungs- und Transportvorgänge durch Wasserpflanzen wird in dem 3-dimensionalen, hydrodynamischen Modell mit Hilfe des Konzeptes der Trachytopen – verallgemeinerten Rauigkeitselementen – simuliert (DELTARES, 2011). Diese repräsentieren den an einem Punkt anzutreffenden vertikal variablen Strömungswiderstand eines Rauigkeitselementes (einer Wasserpflanze) und die daraus resultierende Beeinflussung von Strömung, Durchmischung und Abbau wie auch Erzeugung turbulenter kinetischer Energie. Die Wirkung dieser auf subgrid-Level definierten Beeinflussung der oben genannten Parameter und Prozesse wird durch Aufsummation der Wirkung der in einer Gitterzelle des numerischen Gitters vorhandenen Rauigkeitselemente (Anzahl der Wasserpflanzen pro Gitterzelle) für jede Gitterzelle des Modells bestimmt und parametrisiert.

Ergebnisse der numerischen Simulationen

Beeinflussung hydrodynamischer Parameter durch Makrophytenbestände

In **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** ist die Strömungsgeschwindigkeit im Bereich der Schussenmündung sowie die Geschwindigkeitsverteilung für den Beobachtungspunkt *BP(122,147)* (Standort Strandbad Eriskirch) in Form eines Boxplots dargestellt (Abbildung 1). Die Strömungsgeschwindigkeit wird für die vorhandenen Makrophytenbestände deutlich gegenüber der makrophytenfreien Referenzsimulation vermindert. Dabei findet bereits durch eine relativ geringe Bewuchsdichte von 5 Pflanzen pro m^2 eine deutliche Verminderung statt, die einen ähnlichen starken Impakt bewirkt, wie eine doppelt so hohe Bewuchsdichte. Das asymptotische Verhalten des Systems wird dann in einem numerischen Experiment ebenfalls für eine extrem hohe Bewuchsdichte von 100 Pflanzen pro m^2 simuliert.

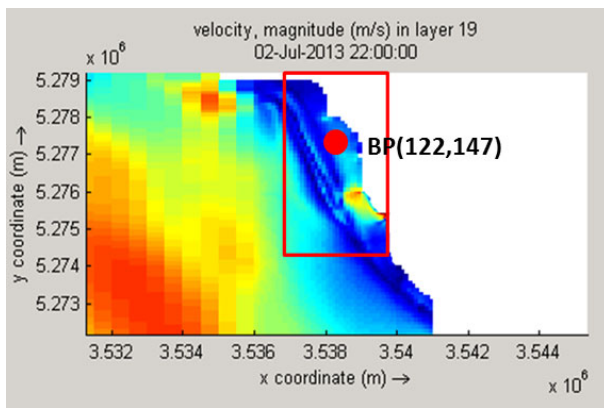


Abbildung 5 Strömungsgeschwindigkeit im Bereich der Schussenmündung mit Beobachtungspunkt BP(122,147) (Bereich Strandbad Eriskirch).

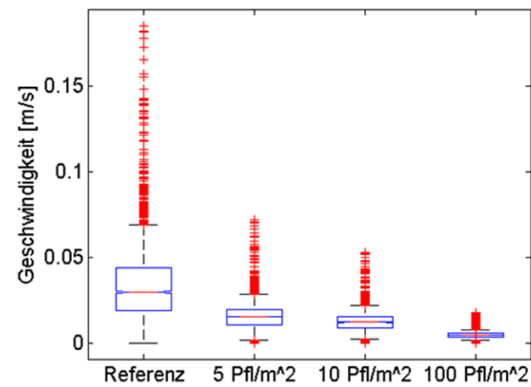


Abbildung 1 Boxplots der Geschwindigkeitszeitserie im Beobachtungspunkt BP(122,147) (Bereich Strandbad Eriskirch) für die Referenzsimulation (ohne Makrophyten) und drei Simulationen mit unterschiedlichen Bewuchsdichten BD der Wasserpflanzen $BD=\{5, 10, 100\}$ Pflanzen/m²

Einfluss von Makrophytenbeständen auf Transportprozesse und die Ausbreitung der Flusswasserfahne

In Abbildung 2 ist die Ausbreitung der Flusswasserfahne der Schussen im Nahbereich der Mündung anhand der Konzentrationen eines mitbewegten konservativen Tracers dargestellt. Zu sehen ist die scharf begrenzte Form der Flusswasserfahne, die hohen Konzentrationen des Tracers im Bereich der Mündung und der Flachwasserzone sowie die großen Konzentrationsgradienten für den Schussen-Tracer, als Indikator für die geringe Mischungsaktivität im Bereich des Überganges zwischen Flusswasserkörper und Seewasserkörper, was zu der Propagation nahezu unverdünnter Flusswasserkörper entlang des Uferbereiches im Gebiet der Flachwasserzone führt.

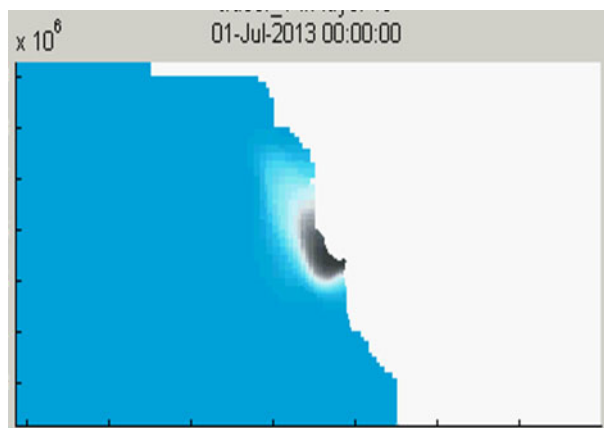


Abbildung 2 Flusswasserfahne der Schussen markiert durch einen konservativen Tracer (Datum: 1. Juli 2013 0:00 Uhr)

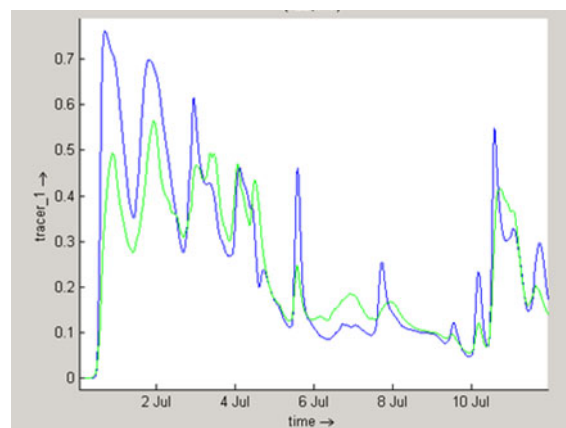


Abbildung 3 Konzentrationen des Schussenflusswasserkörpers im Beobachtungspunkt BP(122,147) (Bereich Strandbad Eriskirch) blaue Linie : Referenzsimulation ohne Makrophyten; grüne Linie : Simulation mit Beeinflussung durch Makrophyten (Dichte der Makrophyten 5 Pflanzen/ m²)

In Abbildung 3 ist für den Beobachtungspunkt (122,147) die simulierte Zeitreihe der Konzentrationen des konservativen Tracers für den Zeitraum 1. – 10. Juli 2013 dargestellt. Zu sehen sind die relativ großen Konzentrationen des Flusswasserkörpers, was auf die geringe Durchmischungsaktivität in diesem Bereich hinweist und die Beeinflussung auch weiter entfernter Gebiete (Entfernung Mündung etwa 1 km) der Flachwasserzone durch nahezu unverdünntes Flusswasser in der Simulation nachweist.

Die am Beobachtungspunkt BP(122,147) simulierten Konzentrationen des Flusswasserkörpers ohne Berücksichtigung (Referenzsimulation) und mit Berücksichtigung des Einflusses der Makrophytenbestände weisen deutliche Unterschiede auf. So kommt es zum einen teilweise zu einer zeitlichen Verschiebung des Auftretens der Maximalbelastungen durch einen verlangsamten Transport der Tracer-Peakbelastungen im Bereich der Wasserpflanzen zum anderen sind die Konzentrationen des flussbürtigen Wassers für die Simulation mit Makrophyten geringer, was auf einen verminderten Transport von Flusswasser in den Bereich der Wasserpflanzenbestände hinein spricht.

Charakterisierung der Exposition gegenüber flussbürtigen Wasserinhaltsstoffen

Eine nähere Charakterisierung der Exposition von einzelnen Beobachtungspunkten/Standorten bzw. ganzen Arealen muss verschiedenen Anforderungen genügen. Zum einen sind natürlich basisstatistische Informationen wichtig und für eine erste Charakterisierung des betrachteten Standortes notwendig. Dabei spielen zur näheren Klassifizierung des Impaktes von potentiell belastenden Wasserinhaltsstoffen Parameter wie der Mittelwert, Median und das Maximum der Belastung durch einen Stoff/eine Stoffklasse eine große Rolle (Abbildung 4). Diese Art der Beschreibung der Exposition ist aber für bestimmte Fragestellungen z.B.: im Umfeld der Umweltqualitätsnormen und der chronischen Expositionsbelastung nicht ausreichend bzw. befriedigend, vielmehr müssen diese Werte durch Informationen zur Zeitdauer der Exposition ergänzt werden, d.h. Informationen darüber, wie lange zum Beispiel ein bestimmter Standort kontinuierlich höheren Werten als einer vorher zu definierenden Threshold-Konzentration ausgesetzt ist. Dieser Wert der kontinuierlichen Überschreitungsdauer eines Limits (continuous threshold exceedance CTE) kann aus den simulierten Belastungszeitreihen mittels verschiedener Formen von Tracern (konservativ, nicht-konservativ) bestimmt werden. Eine weitere Auswertung dieses Parameters erfolgt darüber hinaus durch Darstellung der positiven CTE-Perioden in einem Histogramm (siehe Abbildung 4).

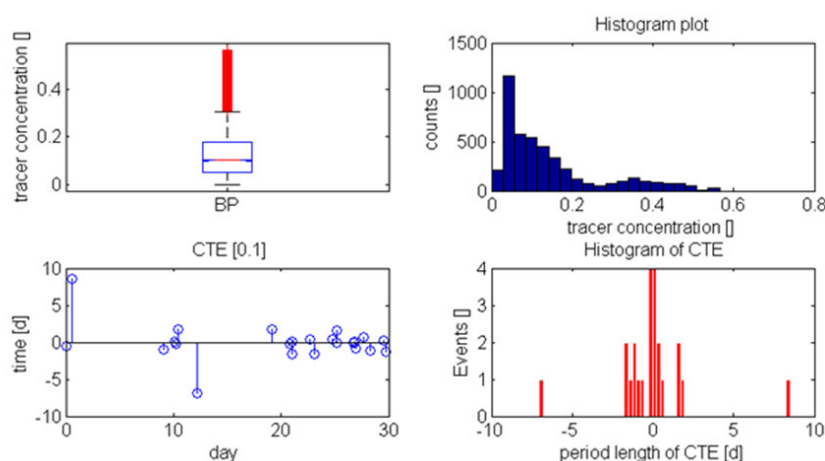


Abbildung 4 Exemplarische Charakterisierung der Expositionen durch flussbürtige Wasserinhaltsstoffe für den Standort BP-Strandbad – a.) (links oben) Boxplot mit Mean, Median und Quantilen sowie Extremwerten b.) (rechts oben) Histogramm-Plot der gemessenen Konzentrationen am Standort BP-Strandbad c.) (links unten) Stemplot der kontinuierlichen Überschreitungsdauer (CTE) für einen Threshold von 0.1 (d.h. 10% des Wassers am Beobachtungspunkt sind flussbürtig d.) (rechts unten) Histogrammplot der CTE-Perioden

Simulation der Ausbreitung von Bakterien

Die Abbauraten von koliformen Bakterien werden mittels eines Modells realisiert, dem die empirische Beschreibung der Mortalitätsraten durch (Mancini, 1978) zugrunde liegt. Dabei werden neben einer totalen Mortalität auch Abbauraten/Mortalitäten in Abhängigkeit von verschiedenen Umweltparametern – Temperatur, UV-Strahlung und Salinität – beschrieben und zu einer Gesamtmortalität aufsummiert.

Die eigentliche (hydrodynamische) Ausbreitungssimulation der Bakterien erfolgt ähnlich wie für numerische Tracer, allerdings werden die einfachen und konstanten Tracer-Abbauraten durch zeitlich und räumlich variable Abbauraten ersetzt, die die obigen funktionalen Zusammenhänge wiedergeben. Die Konzentration der koliformen Bakterien an einem bestimmten Expositionsort ist damit abhängig von den Transport- und Mischungsvorgängen, die zu einer Abreicherung des Schussenwassers führen, sowie dem Transportpfad der Bakterien, entlang dessen diese Abbauprozessen unterliegen, die durch zeitlich und räumlich variable Mortalitätsraten beschrieben werden.

In Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. ist die Ausbreitung von koliformen Bakterien in Schussenmündungsnähe dargestellt

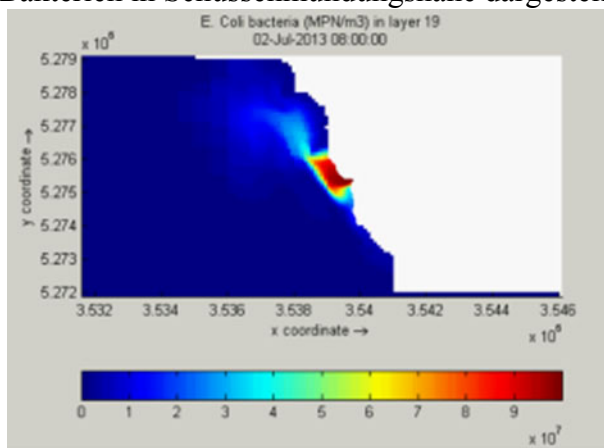


Abbildung 10 Ausbreitungsfahne von E.coli-Bakterien im Bereich der Schussenmündung

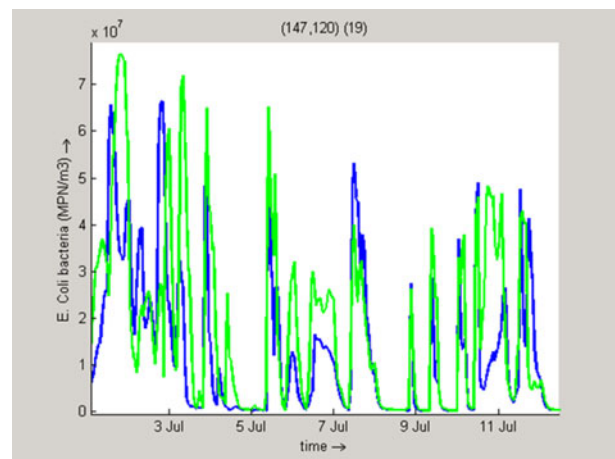


Abbildung 11 Exposition des Beobachtungspunktes BP-Strandbad durch E.coli-Bakterien; blaue Linie : Referenzsimulation ohne Makrophyten grüne Linie : Simulation mit Beeinflussung des Strömungsfeldes durch Makrophyten (Bewuchsdichte BD=10 Pflanzen/m2)

Zu sehen ist, dass durch das Konzept des local grid refinement eine adäquate Simulation der Flusswasserfahne erfolgen kann und die Transportprozesse im Mündungsbereich wie auch in der anschließenden Flachwasserzone simuliert werden und die beobachteten hohen Konzentrationen von Bakterien u.a. durch den Transport flussbürtiger, relativ unvermischter Wasserkörper erklärt werden können. Die Makrophyten haben auch hier einen Einfluss auf die ablaufenden Transportvorgänge und bewirken für den Beobachtungspunkt am Strandbad u.a. eine zeitliche Verschiebung der Belastungsspeaks (Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.). Diese erklärt sich aus den inhibierenden Einfluss der Makrophytenbestände auf die im Bereich der Flachwasserzone anzutreffenden Strömungsgeschwindigkeiten, die eine Verlangsamung des Transportes bestimmter Peakbelastungen koliformer Bakterien im Bereich der Flachwasserzone und der dortigen Wasserpflanzenbestände zur Folge haben.

Die Rolle der Makrophytenbestände bei diesen Simulationen beschränkt sich bisher auf die Beeinflussung der hydrodynamischen Parameter und der daraus resultierenden Transportprozesse und – pfade im Bereich der Flachwasserzone. Ungeklärt und derzeit noch nicht in den Simulationen berücksichtigt ist die Wechselwirkung der Makrophytenbestände mit *E.coli*-Vorkommen. Untersuchungen zeigen deutlich erhöhte *E.coli*-Konzentrationen im Bereich der Makrophytenbestände. Diese Untersuchungen legen die Hypothese nahe, dass diese Bereiche nicht nur einen Einfluss auf Hydrodynamik und Transporte haben sondern u.U. auch als Quelle von *E.coli* fungieren (siehe Abbildung 5).

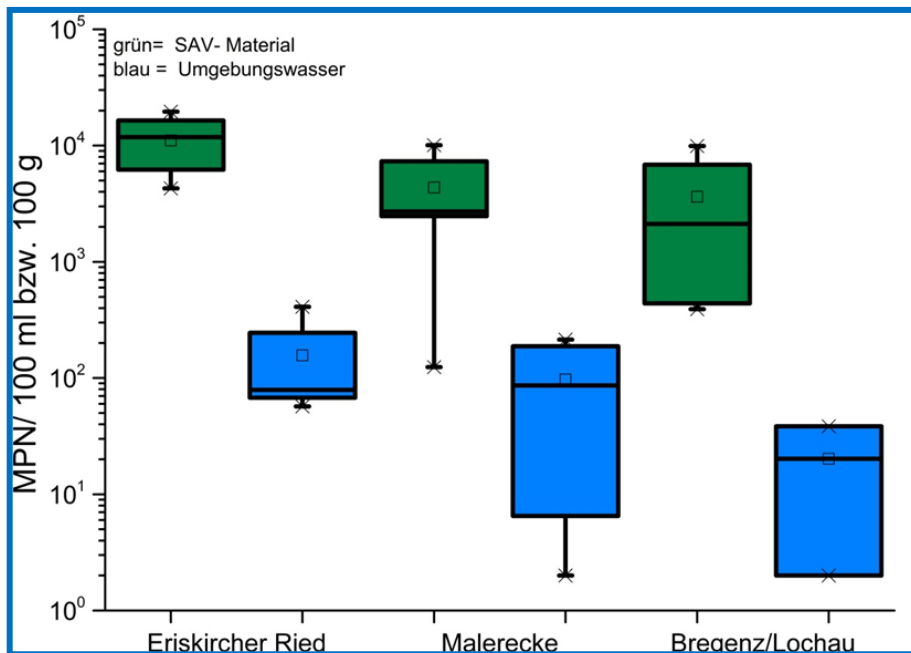


Abbildung 5 Vergleich von *E.coli*-Konzentrationen im Freiwasser und im Bereich von Makrophytenbeständen für verschiedene Standorte im Bodensee

Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Mit einem auf dem Modellsystem DELFT3D-FLOW basierenden 3-dimensionalen hydrodynamischen Modell sowie einem gekoppelten Wasserqualitätsmodell DELFT3D-WAQ wurden verschiedene Aspekte der Ausbreitung von Flusswasserkörpern im Bodensee im Bereich der Schussenmündung und der angrenzenden Flachwasserzone simuliert. Dabei kam ein hydrodynamisches Modell mit variabler Gitterauflösung zum Einsatz, das die unterschiedlichen Raumskalen der Nahzone der Schussenmündung und der kleinskaligen Transport- und Prozessskalen im Bereich der Flachwasserzone wie auch die seeweiten Zirkulationsmuster und Transportvorgänge berücksichtigt. Dazu wird basierend auf einem rektangularen numerischen Gitter mit einer räumliche Auflösung von $dx=500$ m eine zweifache LGR-Verfeinerung des Gitters (LGR – local grid refinement) angewendet, mit der ein Gitter mit den Auflösungsskalen $dx=\{500, 100, 20\}$ m realisiert wird.

Der Einfluss von Makrophytenbeständen im Bereich der Flachwasserzone auf hydrodynamische Parameterfelder und die in der Flachwasserzone ablaufenden Transportvorgänge wurde mittels des Konzeptes verallgemeinerter Rauigkeitselemente – Trachytopo-Konzept - untersucht.

Für Makrophytenbestände wurde eine signifikante Reduzierung der Strömungsgeschwindigkeiten wie auch der vertikalen Durchmischungsprozesse gefunden.

Daraus resultierend waren zum Teil gegensätzliche Effekte auf die Transportvorgänge im Inneren der Wasserpflanzenbestände zu beobachten – es kam zu einer Reduktion der Transportgeschwindigkeiten im Bewuchsbereich und damit zu geringerer Belastung von Standorten im Bereich der Makrophyten – während gleichzeitig die Verweildauern in diesen Bereichen vergrößert wurden.

Die Ausbreitung von koliformen Bakterien konnte mit dem gekoppelten Modellsystem DELFT3D-FLOW/WAQ simuliert werden. Dabei wurde die Mortalität der koliformen Bakterien als zeitlich und räumlich variabler Parameter in Abhängigkeit von den Umweltparametern Temperatur, UV-Strahlung und Salinität simuliert. Ähnlich wie im Fall des Transportes konservativer und nicht-konservativer Tracer wurden auch die Bakterien im Bereich der Makrophyten verlangsamt fortbewegt.

Ungeklärt und noch nicht in den Simulationen berücksichtigt ist derzeit noch die direkte Einflussnahme der Makrophyten auf *E.coli*-Populationen. Bei entsprechenden Freilandprobenahmen wurden im Bereich der in der Flachwasserzone auftretenden dichten Makrophytenbestände sehr hohe *E.coli*-Konzentrationen gefunden werden, die um ein bis zwei Größenordnungen über denen im Freiwasser lagen.

Literatur

- DELTARES, 2011 “Delft3D-FLOW - Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments”, User Manual Hydro-Morphodynamics, Version: 3.15, Revision: 18392, 7.09.2011
- IGKB (2014) : Submerse Makrophyten des Bodensees – Kartierung in den Jahren 2006 bis 2010, IGKB-Bericht Nr. 58, Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, 2014
- Mancini, J. L., 1978. “Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions.” Journal Water Pollution Control Federation -: 2477–2484. 350, 351
- Moschet, C., I. Wittmer, J. Simovic, M. Junghans, A. Piazzoli (2014): How a Complete Pesticide Screening Changes the Assessment of Surface Water Quality, Environmental Science and Technology, 2014
- Roßknecht, H. & H. Hetzenauer (2000): Zum Vorkommen von Arzneimittelnrückständen im Bodensee - Obersee und in einigen Baden - Württemberg ischen Bodensee - Zuflüssen, Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe 2000, ISSN :: 1437 -0 166 (Bd.1, 2000)
- Schmieder, K. (1998): Submerse Makrophyten in der Litoralzone des Bodensees 1993 im Vergleich mit 1978 und 1967; IGKB Bericht Nr. 46. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, 1998

BRANDNER, J., A. F. CERWENKA, U. K. SCHLIEWEN & J. GEIST: Bigger Is Better: Characteristics of Round Gobies Forming an Invasion Front in the Danube River.

BROCKS, S., H. W. RISS & E. I. MEYER: Habitatkonkurrenz zwischen *Echinogammarus berilloni*, *Gammarus fossarum* und *G. pulex* in einem Karstgewässer.

GEORG, A. & P. MARTIN: Vergleichende ökotoxikologische Untersuchungen an selten untersuchten limnischen Invertebraten.

KORTE, TH. & M. SOMMERHÄUSER: Verhindert der Klimawandel die Erreichung der Ziele nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)? Die Rolle der Neozoen in der Lippe.

LEPS, M., P. HAASE, S. LEISNER & A. SUNDERMANN: Ableitung und Validierung von taxon-spezifischen Schwellenwerten gegenüber physiko-chemischen Wasserqualitätsparametern.

WINKELMANN, C., J. BECKER, S. WORISCHKA & C. HELLMANN: Physiologische Antworten auf intraspezifische Konkurrenz bei *Dikerogammarus villosus*.

Bigger Is Better: Characteristics of Round Gobies Forming an Invasion Front in the Danube River

Joerg Brandner¹, Alexander F. Cerwenka^{2,3}, Ulrich K. Schliewen², Juergen Geist^{3*}

¹ Wasserwirtschaftsamt Regensburg, Regensburg, ² Zoologische Staatssammlung München, Sektion Ichthyologie (ZSM), München, ³ Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München (TUM), Freising;
*corresponding author geist@wzw.tum.de

Keywords: plasticity, traits, invasive species, round goby, dispersal, spread

Abstract

Few studies have systematically investigated differences in performance, morphology and parasitic load of invaders at different stages of an invasion. This study analyzed phenotype-environment correlations in a fish invasion from initial absence until establishment in the headwater reach of the second largest European river, the Danube. Here, the round goby (*Neogobius melanostomus*) formed 73% of the fish abundance and 58% of the fish biomass in rip-rap bank habitats after establishment. The time from invasion until establishment was only about two years, indicating rapid expansion. Founder populations from the invasion front were different from longer established round goby populations in demography, morphology, feeding behaviour, sex ratio and parasitic load, indicating that plasticity in these traits determines invasion success. Competitive ability was mostly dependent on growth/size-related traits rather than on fecundity. As revealed by stable isotope analyses, specimens at the invasion front had a higher trophic position in the food web and seem to benefit from lower food competition. Somatic performance seems to be more important than investment in reproduction during the early stages of the invasion process and upstream-directed range expansion is not caused by out-migrating weak or juvenile individuals that were forced to leave high density areas due to high competition. This mechanism might be true for downstream introductions via drift. Greater abundance and densities of acanthocephalan endoparasites were observed at the invasion front, which contradicts the expectation that invasion success is determined by lower parasitic pressure in newly invaded areas. Overall, the pronounced changes in fish and invertebrate communities with a dominance of alien species suggest invasional meltdown and a shift of the upper Danube River towards a novel ecosystem with species that have greater resistance to goby predation. This seems to contribute to overcoming biological resistance and improve rapidity of dispersal.

Der Beitrag wurde publiziert und ist zum download frei verfügbar:

Brandner J, Cerwenka AF, Schliewen UK, Geist J (2013): Bigger is better: Characteristics of round gobies forming an invasion front in the Danube River. *PLoS ONE* 8(9): e73036.
doi:10.1371/journal.pone.0073036.

Habitatkonkurrenz zwischen *Echinogammarus berilloni*, *Gammarus fossarum* und *G. pulex* in einem Karstgewässer

Sascha Brocks, H. Wolfgang Riss & Elisabeth I. Meyer

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität, Abteilung für Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster, sbrocks@uni-muenster.de, riss@uni-muenster.de, meyer@uni-muenster.de

Keywords: Neozoen, Konkurrenz, Karstbach, Amphipoden, *Gammarus*, *Echinogammarus berilloni*

Einleitung

Die Ausbreitung invasiver Arten führt zu einer Homogenisierung früher regional getrennter Biozönosen und wird als eine der größten Gefahren für die Biodiversität aquatischer Ökosysteme angesehen (Geiter et al. 2002; Rahel & Olden 2008). Vor dem Hintergrund der potentiellen Bedrohung heimischer Biozönosen und um Maßnahmen zum Schutz dieser zu ergreifen ist das Wissen um die Autökologie invasiver Arten und die Interaktion mit heimischen Arten von großer Bedeutung.

Der ursprünglich in Nord-Ost-Spanien und der Atlantikregion Frankreichs bis hin zur Insel Jersey beheimatete Amphipode *Echinogammarus berilloni* (Catta, 1878) ist vermutlich über den Rhein-Marne-Kanal in das Einzugsgebiet des Rheins eingewandert (Kinzelbach 1972) und ist heute in ganz Frankreich, den Benelux-Staaten und Westdeutschland verbreitet. In Deutschland wurde er erstmals 1924 im Wienbach bei Dorsten im Einzugsgebiet der Lippe nachgewiesen (Boecker 1926). Seit 1943 ist *E. berilloni* die dominierende Art der Lippe (Steussloff 1943); an einer seiner Invasionsfronten im Einzugsgebiet der Alme, einem Lippe-Zufluss, kann der Verdrängungsprozess der heimischen Arten *G. fossarum* und *G. pulex* beobachtet werden (Meyer et al. 2004).

In der hier vorgestellten Studie wurde untersucht, inwiefern *E. berilloni* um typische von Gammariiden bevorzugte Mikrohabitate in Form von Laubansammlungen (Blattpakete) mit *G. fossarum* und *G. pulex* konkurriert. Es wurde angenommen, dass *E. berilloni* höhere Individuendichten in von Amphipoden präferierten Habitaten aufweist und dass es bei gemeinsamer Nutzung dieser Habitate zu einer Verdrängung der heimischen Arten kommt.

Material und Methoden

Die Probestellen lagen in dem kleinen Fluss Alme bei der Stadt Büren am Südwestrand der Paderborner Hochfläche auf etwa 210 m ü. NN. Die Hochfläche ist mit 350 km² die größte zusammenhängende Karstlandschaft Nordrhein-Westfalens und bildet den überwiegenden Teil des Einzugsgebiets der Alme. Sie gehört zum Teileinzugsgebiet der Lippe und fällt im Mittellauf in den Sommermonaten häufig trocken. Die durchschnittliche Wassertiefe ist mit 0.2 – 1.8 m stark variabel und das mittlere Gefälle liegt bei 3-4‰. Die Wassertemperatur liegt im Jahresdurchschnitt bei 10 °C und die Wasserqualität größtenteils beeinträchtigt. Die Probenabschnitte entsprechen dem LAWA-Typ 7 (Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche) bzw. LAWA-Typ 9.1 (Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse), die Gewässerstrukturgüteklasse liegt zwischen 3 bzw. 5, d.h. der ökologische Zustand ist unbefriedigend bzw. mäßig.

Entlang des Verbreitungsgradienten der Invasionsfront von *E. berilloni* wurden in drei Abschnitten und drei zeitlichen Abfolgen insgesamt 90 Blattpakete ausgebracht. Diese bestanden aus Vogelschutznetz mit 1.3 cm Maschenbreite, waren 20x20 cm groß und wurden mit Erdnägeln in der Bachsohle verankert. Gefüllt wurden sie mit unkonditionierten Blättern der Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), für die die drei Gammaridenarten ähnliche Affinitäten aufweisen und die an allen Probestellen vorkam (vgl. Meinhard et al. 2007). Die Blätter dienten zugleich als Nahrungsgrundlage und Refugium. Die Expositionszeit im Gewässer betrug 7 Tage. An den Probeabschnitten wurde jeweils vor der Exposition O₂-Gehalt, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Wassertemperatur, mittlere Fließgeschwindigkeit und die durchschnittliche Wassertiefe gemessen. An jedem einzelnen Blattpaket wurden zusätzlich die Tiefe und die Fließgeschwindigkeit gemessen und der Typ des unterliegenden Substrats erfasst. Zur Entnahme wurden die Blattpakete noch im Fluss mit Zip-Lock Beuteln umschlossen, was eine weitgehend quantitative Beprobung ermöglichte. Im Labor wurden die Arten nach Geschlecht bzw. juvenile Tiere getrennt, quantifiziert und die Größe der Individuen erfasst (Projektionsflächenvermessung mit ImageJ Software vers. 1.48).

Ergebnisse

Die Ergebnisse zeigten eine weitere Abnahme der Abundanzen für *G. pulex* gegenüber vorangegangenen Untersuchungen (Drees et al. 2011). Diese Art wurde nunmehr nur noch als Einzelfunde an den Probestellen nachgewiesen. Daraufhin konzentrierte sich die weitere Auswertung auf *E. berilloni* und *G. fossarum*.

An Stelle A wurden bei einer einmaligen quantitativen Habitatbeprobung keine *E. berilloni* vorgefunden und innerhalb der Blattpakete lediglich 2 Individuen. An Stelle B lag der prozentuale Anteil von *E. berilloni* bei 76.4 % außerhalb und 50.3 % innerhalb der Blattpakete. An Stelle C machte *E. berilloni* in ähnlicher Größenordnung 77.3% aller Individuen außerhalb der Blattpakete aus, aber 89.6% innerhalb (Abb. 1)

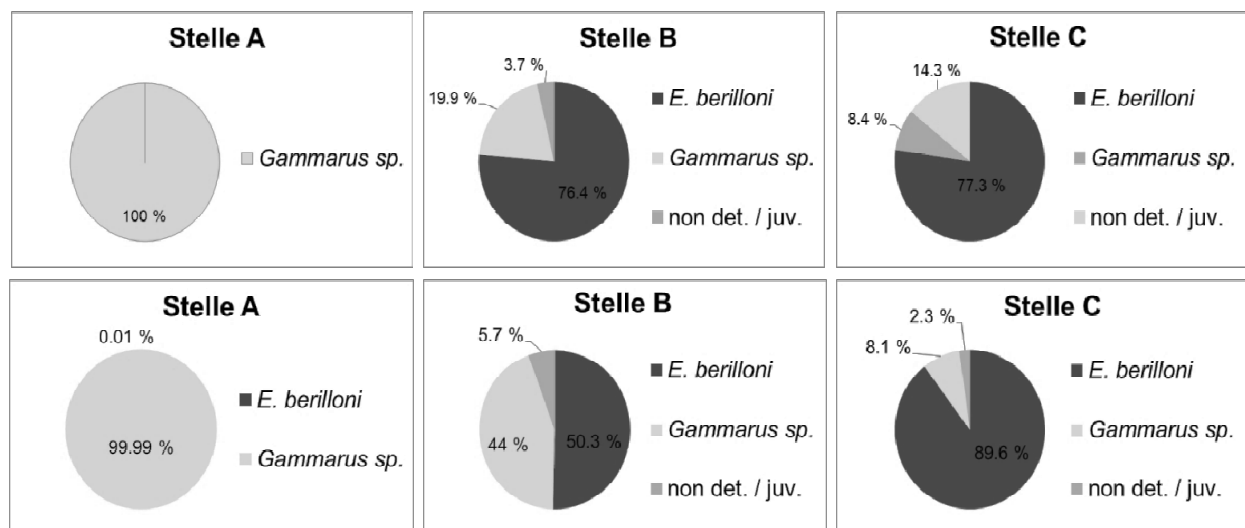


Abb. 1: Prozentualer Anteil der Gammariden außerhalb (oben, Habitatsampling) und innerhalb (unten, über alle Serien) der Blattpakete.

Die Abhängigkeit der Besiedlungsdichte in den Blattpaketen von der umgebenden Fließgeschwindigkeit war bei *E. berilloni* nicht signifikant. Tendenziell nahm die Dichte mit zunehmender Fließgeschwindigkeit aber leicht ab. *G. fossarum* bevorzugte an Probestelle A, d.h. bei Abwesenheit von

E. berilloni, Blattpakete, die in Bereichen niedrigerer Fließgeschwindigkeit lagen ($p < 0.002$). Bei gemeinsamem Auftreten mit *E. berilloni* an Stelle B kehrte sich dieser Effekt um, und *G. fossarum* fand sich signifikant häufiger in Bereichen höherer Strömung ($p < 0.05$). Für Probestelle C waren die Ergebnisse nicht signifikant, entsprachen aber tendenziell dem Trend von Stelle B (Abb. 2).

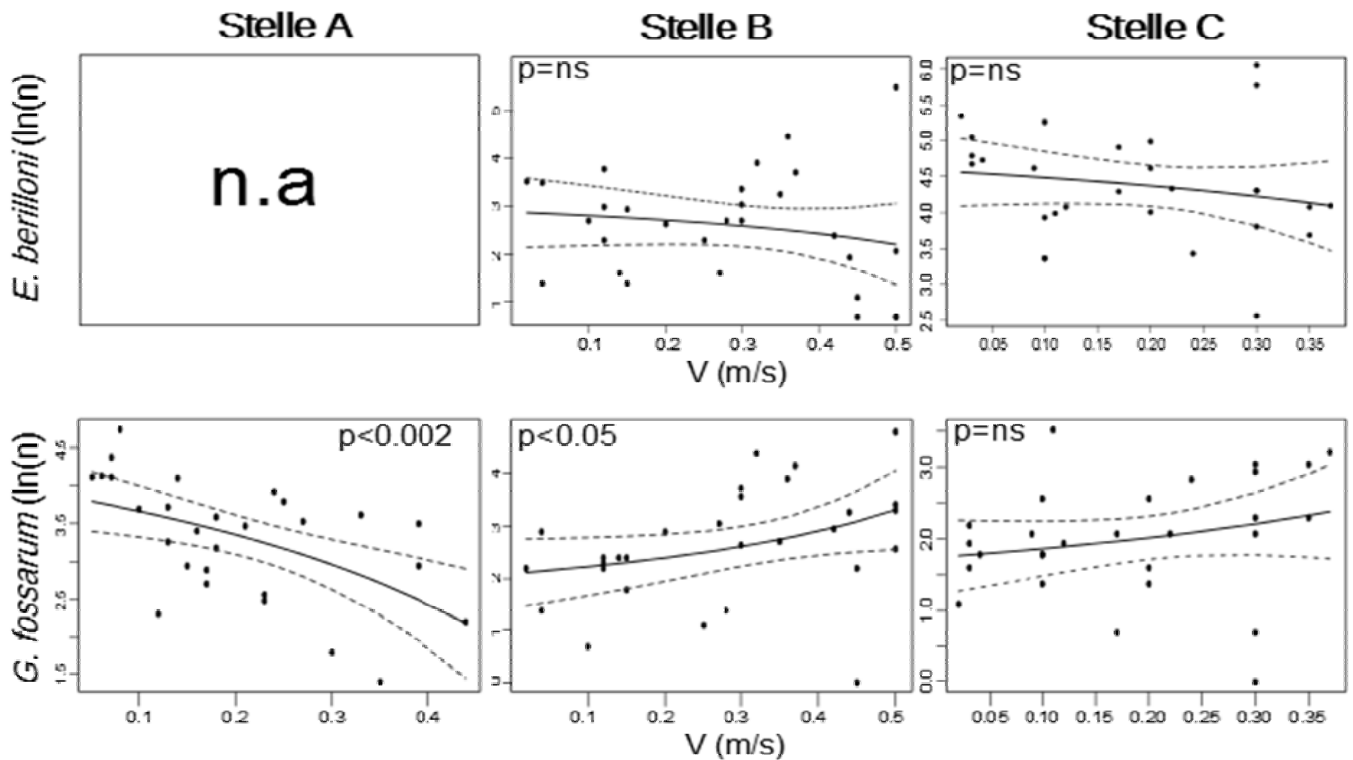


Abb. 2: Abundanzen von *E. berilloni* und *G. fossarum* in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit

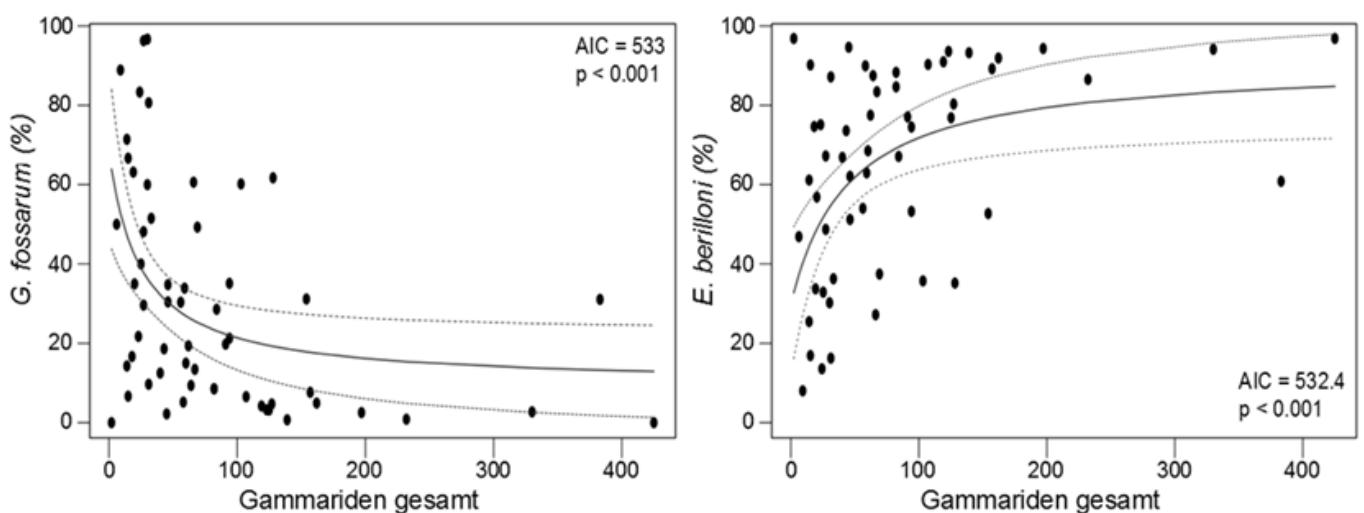


Abb.3: Relativer Anteil von *G. fossarum* und *E. berilloni* an allen Gammariden in den Blattpaketen über alle Serien.

Mit zunehmender Individuenzahl nahm der relative Anteil von *G. fossarum* an allen Gammariden in den Blattpaketen signifikant ab ($p < 0.001$), wohingegen *E. berilloni* einen umgekehrten Trend zeigte ($p < 0.001$) (Abb. 3).

Ein weiterer Trend war, dass mit zunehmender Tiefe und gemeinsamen Auftreten der Arten der relative Anteil von *G. fossarum* gegenüber *E. berilloni* an den Stellen B+C in den Blattpaketen signifikant abnahm ($p < 0.001$), ein umgekehrter Effekt, verglichen mit jenem der Fließgeschwindigkeit ($p < 0.001$) (Abb. 4).

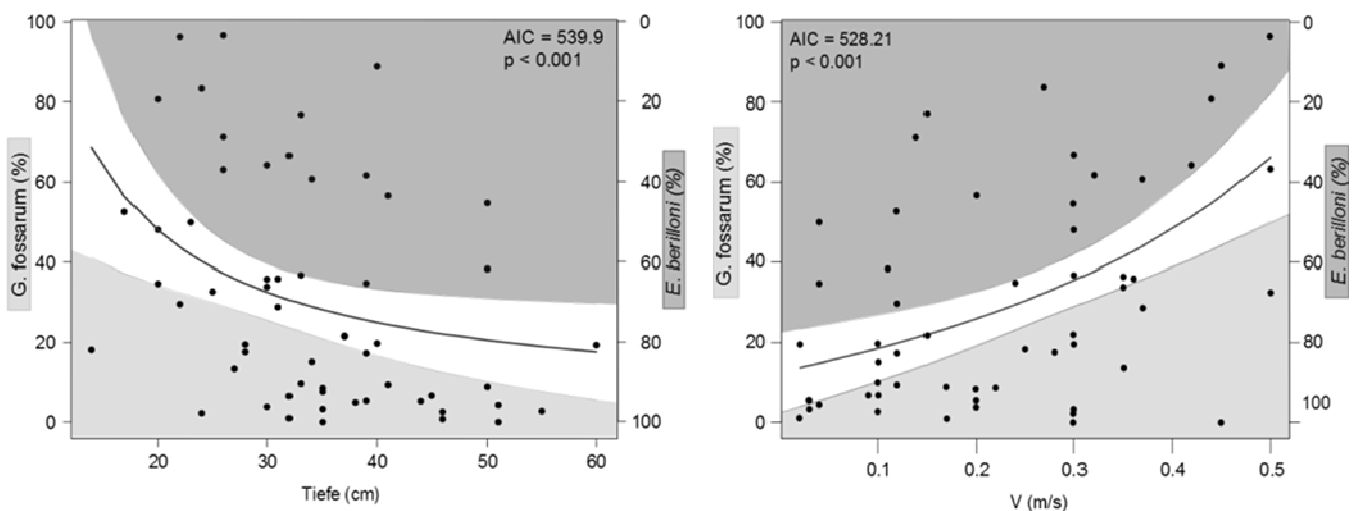


Abb. 4: Relative Anteile von *G. fossarum* und *E. berilloni* in den Blattpaketen bei gemeinsamem Auftreten in Abhängigkeit von der Tiefe und der Strömung über alle Serien.

Diskussion/Schlussfolgerung

Bekannt ist, dass *E. berilloni* lithophil, eurytherm, oligo- und beta-mesosaprob ist und höhere Toleranzen gegenüber einigen physikalisch-chemischen Parametern wie Salzgehalt, Temperatur, pH und Wasserhärte zeigt als die zwei heimischen Arten *G. pulex* und *G. fossarum* (vgl. Schmidt-Formann 2014). Des Weiteren zeigten sich Unterschiede in der Besiedelung verschiedener Substrattypen zwischen *E. berilloni* und den heimischen Arten, und insbesondere in Gewässern mit anthropogen überformter Struktur kann er eine relative Dominanz erreichen (Piscart 2007; Schmidt-Formann 2014). Goedmakers (1981) zeigte für den Fluss Släck (Frankreich), dass *E. berilloni*, *G. fossarum* und *G. pulex* bei sympatrischem Vorkommen oftmals die gleiche ökologische Nische besetzen und vor allem um eine spezielle Ressource konkurrieren: Raum. Die Arten zeigen aber in der Folge keine erhöhten Migrationsraten oder Abundanzveränderungen und können trotz Konkurrenz koexistieren. Betrachtet man jedoch die abiotischen Faktoren genauer, so zeigen sich kleinräumige Unterschiede in der Verteilung auf verschiedene Mikrohabitate. In diesem Zusammenhang ist das Konzept der ökologischen Zonierung von Bedeutung, das auf der Wirkung von Umweltgradienten basiert, wobei Tier- und Pflanzengesellschaften deutlich abrupte Wechsel zeigen und es nicht zwingend zum Ausschluss einer Art nach dem 'competitive exclusion principle' kommt (vgl. Goedmakers 1981).

Unsere Ergebnisse unterstützen die Annahme, dass schon geringe Unterschiede bei abiotischen Faktoren wie Strömung und Tiefe die Segregation der Arten in Mikrohabitate bedingen. *G. fossarum* bevorzugt zwar Bereiche geringerer Strömung, ist aber in der Lage, in Mikrohabitate höherer

Strömung, d.h. in Bereiche mit höherem hydraulischen Stress, auszuweichen, in denen *E. berilloni* tendenziell nur in geringeren Dichten vorkommt (vgl. Piscart et al. 2007). Dadurch lassen sich höchstwahrscheinlich nur z.T. die deutlichen Unterschiede in den Anteilen außerhalb und innerhalb der Blattpakete erklären. An Stelle B war der Anteil an Blattpaketen in Bereichen höherer Fließgeschwindigkeiten aufgrund der Gewässerstruktur größer als an Stelle C, und *E. berilloni* wiederum zeigt mit zunehmender Tiefe höhere Anteile in den Blattpaketen.

Goedmakers (1981) beobachtete in Laborversuchen sowie im Freiland, dass sich Gammariden, unabhängig von der Art, in der Konkurrenz um die Ressource Raum gegenseitig attackierten und verletzten und schloss neben inter- auch auf intraspezifische Konkurrenz. Die von uns festgestellten höheren Abundanzen von *E. berilloni* in präferierten Habitaten können somit ein Hinweis auf eine höhere Resistenz des Invadors und weniger auf dessen Resilienz oder auf intraspezifische Konkurrenz sein.

E. berilloni scheint somit in der Lage zu sein, heimische Gammaridenarten, anfänglich *G. pulex* und im Zuge seiner Ausbreitung in die Gewässeroberrläufe auch *G. fossarum* aus räumlich begrenzten, Mikrohabitaten mit abiotisch günstigen Faktoren, d.h. Nahrungsquellen und Refugium, zu verdrängen.

Danksagung

Ich danke Maximiliane Sparwel, Alexander Schmidt und allen weiteren Mitarbeitern der Abteilung für Limnologie der WWU Münster für die technische und organisatorische Unterstützung.

Literatur

- Boecker, E. (1926): Über das Vorkommen von *Echinogammarus berilloni* (Catta) in Westfalen. Zoologischer Anzeiger 66: 5-8.
- Drees, M., Schwerdt, B., Meyer, E.I. (2011): Zeitlicher und räumlicher Verlauf der Einwanderung von *Echinogammarus berilloni* (Amphipoda) auf der Paderborner Hochfläche. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2011 (Weihenstephan). Hardeggen: 24-27.
- Geiter, O., Homma, S. & Kinzelbach, R. (2002): Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. Umweltbundesamt: Berlin, UBA Texte 25/2, 290 S.
- Goedmakers, A. (1981): Population dynamics of three gammarid species in a french chalk stream. Part IV. Review and Implications. Bijdragen tot de dierkunde 51 (2): 145-180.
- Kinzelbach, R. (1972): Einschleppung und Einwanderung von Wirbellosen in Ober- und Mittelrhein. Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv 11: 109-150.
- Meinhard, J., Meyer, E.I., Riss, H.W. (2007) Vergleichende Untersuchungen zur Ernährungsökologie von *Echinogammarus berilloni* (Catta, 1878) und den heimischen Arten *Gammarus fossarum* Koch, 1835 und *Gammarus pulex* (L. 1758) (Crustacea, Amphipoda). Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2006 (Dresden). Werder: 97-100.
- Meyer, A., Kaschek, N. & Meyer, E. I. (2004): The effect of low flow and stream drying on the distribution and relative abundance of the alien amphipod, *Echinogammarus berilloni* (Catta, 1878) in a karstic stream system (Westphalia, Germany). Crustaceana 77: 909-922.
- Piscart, P., Manach, A., Copp, G.H., Marmonier, P. (2007): Distribution and microhabitats of native and non-native gammarids (Amphipoda, Crustacea) in Brittany, with particular reference to the endangered endemic sub-species *Gammarus duebeni celticus*. Journal of Biogeography 34: 524-533
- Rahel, F.J., Olden, J.D. (2008): Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. Conservation Biology 22: 521-533.
- Schmidt-Formann, O. (2014): Verbreitungslimitierende Faktoren und interspezifische Konkurrenz - am Beispiel des invasiven *Echinogammarus berilloni* und der heimischen Amphipoda-Arten *Gammarus pulex* und *Gammarus roeselii*, Dissertation, Universität Münster, 118 S.
- Steusloff, U. (1943): Ein Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung und Lebensräume von *Gammarus*-Arten in Nordwestdeutschland. Archiv für Hydrobiologie 40: 79-97.

Vergleichende ökotoxikologische Untersuchungen an selten untersuchten limnischen Invertebraten

Georg, Arne¹ & Martin, Peter²

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut, Abt. Limnologie, Am Botanischen Garten 1-9, 24118 Kiel, ¹arne.georg@web.de ²pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: Ökotoxikologie, Grundwasser, Quellen, Nonylphenol, Heptadecafluorooctan-1-sulfonsäure

Einleitung

Im Gegensatz zu den meist instabilen und variablen Verhältnissen in Oberflächengewässern ist Grundwasser durch ganzjährig konstante Lebensbedingungen, z.B. bei Temperatur, Lichtlosigkeit und geringen Sauerstoffgehalten, geprägt (vgl. GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003). Intakte Lebensgemeinschaften speziell an diese Bedingungen angepasster Organismen sind von enormer Bedeutung, da diese Selbstreinigungsprozesse ermöglichen, welche teure technische Verfahren überflüssig machen (GIERIG *et al.* 2012). Neben den noch nicht geklärten Folgen des Klimawandels auf die Organismengemeinschaft des Grundwassers ist dieses vor allem durch anthropogene Einträge, sowohl von Nährstoffen, die eine Verdrängung stygobionter Arten verursachen (SCHMINKE & GAD 2007) als auch durch Einträge von Schadstoffen (DVWK 1997), die Arten unmittelbar beeinflussen könnten, gefährdet.

Toxikologische Untersuchungen limnischer Invertebraten finden zumeist mit Standardorganismen statt, z.B. Wasserflöhe (*Daphnia magna*) oder Zebrafärblinge (*Danio rerio*), da sie leicht zu halten sind. Weil Grundwasserspezialisten (Stygobionte Arten) generell wenigen Toxinen in ihrem Lebensraum ausgesetzt sind bzw. in evolutiven Zeiträumen ausgesetzt waren, könnte man mutmaßen, dass sie stärker reagieren als die üblichen Test-Organismen. Versuche sind jedoch schwierig durchzuführen, da Laborkulturen von Grundwassertieren nur unter enormen Aufwand zu züchten sind (GUNKEL 1994). Wenige bisher durchgeführte Versuche mit solchen Organismen unterstützen nur teilweise diese stärkere Sensitivität (MÖSSLACHER 2000), andere Studien insbesondere an Pflanzenschutzmitteln ergaben, dass die Sensitivität von Grundwassertieren hinreichend durch die bisher standardisierten Tests abgebildet wird (SCHÄFERS *et al.* 2001).

Quellen als Austrittsorte von Grundwasser sind leicht zugängliche Oberflächenhabitate mit Organismen, die teils ebenfalls streng an die dort herrschenden, häufig dem tiefen Grundwasser ähnlichen, Bedingungen (z.B. Temperaturkonstanz) gebunden sind. In der Regel unterscheidet sich das Arteninventar von „echtem“ Grundwasser und Quellen jedoch deutlich, nur in Einzelfällen kommen Grundwassertiere auch in Quellen vor (vgl. FISCHER *et al.* 1998). Weil Studien an stygobionten Arten schwierig sind, bietet es sich an bevorzugt in Quellen lebende Arten für toxikologische Untersuchungen zu verwenden. Die Besiedlungsdichte ist in Quellen generell meist höher und einzelne Arten kommen an einem Standort oft in hohen Abundanzen vor, so dass die für toxikologische Untersuchungen notwendigen Tieranzahlen leichter zu beschaffen sind. Zusätzlich ist davon auszugehen, dass Quellen aufgrund ihrer starken Interaktion mit dem Grundwasser eine ähnliche Gefährdung aufweisen wie der Grundwasserkörper selbst. Entsprechende Versuche sind bisher jedoch nicht erfolgt.

Um erstmalig eine generelle Eignung von Quellorganismen für akute toxikologische Tests und die Reaktionen mit verwandten Oberflächenarten anderer Gewässertypen zu vergleichen, wurden Artenpaare aus unterschiedlichen Taxa und trophischen Gilden gebildet, von denen jeweils eine Art als krenophil/stygobiont und eine Art als eher krenoxen gelten kann.

Im vorliegenden Beitrag, der Teilergebnisse einer Masterarbeit (GEORG 2013) zusammenfasst, werden die Auswirkungen der beiden toxikologisch relativ gut untersuchten Substanzen Nonylphenol und HFOS auf Arten dargestellt, zu welchen noch keine toxikologischen Daten vorlagen. Hierbei sollten mehrere Fragestellungen beantwortet werden:

- Können die ausgewählten Arten, für die es noch keine entsprechenden Befunde gibt, in einem einfachen Versuchsdesign in akut-toxikologischen Tests überhaupt verwendet werden?
- Sind mit den hier gegenüber den Standardtestsyste men veränderten Versuchsparametern (geringere Temperatur, längere Versuchsdauer und selten untersuchte Tierarten) Ergebnisse zu erzielen, die mit publizierten Daten vergleichbar sind?
- Gibt es durch die ermittelten Befunde Hinweise darauf, dass Quellorganismen tatsächlich empfindlicher sind als die bisher benutzten Standard-Testorganismen?

Material und Methoden

Versuchsorganismen und Versuchsstoffe

Alle in dieser Arbeit verwendeten Arten wurden aus verschiedenen Gewässern mit Handkeschern oder per Hand von Steinen und Totholz gesammelt. Die aus Quellen stammenden Arten sind hierbei regional als eindeutig krenobiont oder krenophil zu beurteilen (MARTIN & RÜCKERT 2011), die stygobiont einzustufende Art *Niphargus aquilex* kommt regelmäßig auch in Quellen vor, kann somit dort gleichfalls als quellpräferent bezeichnet werden (Fischer *et al.* 1998). Es wurden folgende Artenpaare betrachtet (erste Art: aus Quellen, zweite Art aus Fließgewässern): Amphipoda (*Niphargus aquilex*, *Gammarus pulex*), Plathelminthes (*Dugesia gonocephala*, *Dendrocoelum lacteum*), Trichoptera (*Crunoecia irrorata*, *Lepidostoma hirtum*), Mollusca-Bivalvia (*Pisidium personatum*, *Sphaerium corneum*).

Zur Untersuchung der eingangs angenommenen Hypothesen wurden zwei verschiedene Substanzen verwendet:

4-N-Nonylphenol (Chemical Abstract Service (CAS-) Nummer: 104-40-5) besteht aus einem aromatischen Ring mit einer Hydroxygruppe und einer Nonylseitenkette. Nonylphenol zeigt bei diesem Stoff ausgesetzten Organismen sowohl östrogene Wirkung (NIMROD & BENSON 1996) als auch eine Beeinträchtigung der Entwicklung und Reproduktion (z.B. NIMROD & BENSON 1998). Vor allem bei aquatischen Organismen zeigt sich ein hohes chronisches und akutes Toxizitätspotenzial vor allem von p-Nonylphenol und seinen Derivaten die eingesetzten Ethoxylate scheinen eine geringere akute Toxizität aufzuweisen (SERVOS 1999).

Heptadecafluorooctan-1-sulfonsäure (CAS-Nummer: 1763-23-1), kurz HFOS, gehört zu den perfluorierten Tensiden. Es handelt sich hierbei um langkettige Kohlenwasserstoffe, mit einem Sulfonrest, bei welchem die Wasserstoffatome durch Fluor substituiert sind. Aufgrund des geringen Abbaus hat der Stoff eine ubiquitäre Verbreitung und seit dem 27. Juni 2008 per EU Richtlinie 2006/122/EG ist die Herstellung und Verwendung von perfluorierten Octansäuren (mit Ausnahmen z. B. in der Galvanotechnik) verboten. Auch für HFOS wurden sowohl akute (z.B. LI 2009) als auch chronische Wirkungen auf Organismen beschrieben (z.B. CHEN *et al.* 2013).

Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung

Alle Versuche wurden bei 12 °C in Bechergläsern mit jeweils 100 mL (Mollusken 10 mL) Wasser durchgeführt. Die Tiere wurden in 7 Gruppen zu je 5 Tieren aufgeteilt und einzeln in zufällig verteilten Bechergläsern aufgestellt. Die sechs Konzentrationen in den einzelnen Gruppen wurden über eine Stammlösung Nonylphenol (100 µmol/L) in Ethanol erzielt, in der Kontrollgruppe wurde Ethanol äquivalent zur höchsten Konzentration hinzugegeben. Bei HFOS wurde mit einem Aliquot der erworbenen Lösung gearbeitet, aus welchem die erforderlichen Mengen zupipettiert wurden. Die verwendeten Konzentrationen sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1: In den Versuchen angewendete Konzentrationen in µM.

Ansatz	Nonylphenol							Heptadecafluorooctan-1-sulfonsäure						
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
Amphipoda	0	0,5	1	2	3	4	6	0	6,1	12,2	24,4	48,9	97,7	195,5
Tricladida	0	2	6	10	20	25	30	0	19,5	39	78,2	156,4	312,7	625,4
Trichoptera	0	1	2	4	8	16	32	0	39,1	78,2	156,4	312,7	625,4	938,2
Bivalvia	0	2	4	8	16	24	32	0	19,5	39	78,2	156,4	312,7	625,4

Die Tiere wurden 24 Stunden vor Versuchsbeginn in die Bechergläser überführt und mit Versuchstart wurde der Schadstoff zugegeben. Dem Experimentator waren die Konzentrationen nicht bekannt. Über 96 Stunden (Mollusken: 240 Stunden) wurden die Tiere alle 24 Stunden auf Mortalität hin untersucht.

Die LC₅₀-Werte wurden mit der Spearman-Kärber Methode in R Version 2.15.1 (R CORE TEAM 2012) mit dem tsk package (STONE 2012) berechnet.

Ergebnisse & Diskussion

Die Untersuchungen zur akuten Toxizität von **Nonylphenol** zeigten deutliche Ergebnisse (siehe Tabelle 1), für fast alle Arten konnte ein LC₅₀-Wert berechnet werden. Den LC₅₀-Werten dieser Arbeit zwischen 229 µg/L (*Niphargus aquilex*) und 4314 µg/L (*Pisidium personatum*) stehen 20 – 6100 µg/L aus der Literatur gegenüber (z.B. SERVOS 1999, HONG & LI 2007, QUINN *et al.* 2006). Die hier ermittelten LC₅₀-Werte liegen höher als in bereits bekannten Studien an verwandten Arten. Dies lässt sich zum Einen durch Unterschiede zwischen den verwendeten Arten als auch durch deutlich höhere Temperaturen (12 °C vs. 25-30 °C) in den Vergleichsstudien erklären. Vergleicht man die in den Versuchen eingesetzten Tiergruppen, so ergibt sich folgende Reihung: **Amphipoda** > **Trichoptera** > **Tricladida** > **Bivalvia**, eine Reihung von Taxa, die tendenziell bisher publizierten Vergleichen entspricht (vgl. SERVOS 1999). Die Hypothese einer geringeren Toleranz von quellnah vorkommenden Organismen im Vergleich mit quellfern verbreiteten Individuen konnte für Nonylphenol anhand der jeweils um ein Vielfaches geringeren LC₅₀-Werte der Quellorganismen bestätigt werden.

Tabelle 2: LC₅₀-Werte der akuten Toxizitätstests mit Nonylphenol und HFOS. Alle Werte sind in µM angegeben, die Zahlen in Klammern geben die 95% Konfidenzintervalle an. Bei nicht ermittelbaren Werten wurde eine größere halbletale Konzentration angenommen als die entsprechende Maximalkonzentration in den Versuchen*. Versuchszeit: 96 Stunden, bei Bivalvia 240 Stunden.

Art	Nonylphenol [µM]	Heptadecafluorooctan-1-sulfonsäure [µM]
<i>Niphargus aquilex</i>	1,0 (0,6-1,7)	54,5 (24,9–120,8)
<i>Gammarus pulex</i>	2,9 (2,0-4,0)	43,5 (20,4-92,9)
<i>Dugesia gonocephala</i>	8,9 (6,0-13,3)	34,8 (19,6-61,8)
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	> 30 µM *	150,5 (85,9-263,8)
<i>Crunoecia irrorata</i>	5,7 (3,1-10,5)	69,7 (39,3-123,5)
<i>Lepidostoma hirtum</i>	9,5 (5,3-17,3)	165,7 (70,9-387,4)
<i>Pisidium personatum</i>	19,6 (5,5-69,3)	> 625,4 µM *
<i>Sphaerium corneum</i>	> 32 µM *	139,3 (49,1-395,2)

Die Versuche mit **Heptadecafluorooctan-1-sulfonsäure** ergaben deutliche Unterschiede zwischen den verwendeten Arten (siehe Tabelle 1). Die hier breiteren Konfidenzintervalle lassen sich durch die große Konzentrationsspanne erklären, welche eingesetzt wurde. Die ermittelten halbletalen Konzentrationen in einem Bereich von 17 mg/L (*D. gonocephala*) bis 83 mg/L (*L. hirtum*) finden sich in den teils deutlich höheren publizierten Daten wieder (10 mg/L bis 178 mg/L; z.B. Li 2009) liegen. Trotz einer geringeren Temperatur in den hier dargestellten Versuchen, sind die Arten zu meist sensibler auf HFOS als in den Vergleichstudien. Eine strikte Unterscheidung in der Sensitivität für die Vertreter der höheren Taxa war für HFOS nicht möglich, hier war die Reihung folgendermaßen: ***D. gonocephala* > Amphipoda > *C. irrorata* > *S. corneum* (240 h) > *D. lacteum* > *L. hirtum* > *P. personatum***. Aufgrund mangelnder Literaturdaten konnte ein Vergleich der Sensitivitätsreihenfolge erfolgen. Die Erwartung, dass quellnah vorkommende Arten sensibler reagieren als quellfern vorkommende Arten, konnte für HFOS nicht bei allen Artenpaaren bestätigt werden, was aber durch die deutlichen Überschneidungen der Konfidenzintervalle relativiert werden muss. Hier wären weitere Untersuchungen mit Konzentrationen in der Nähe der hier ermittelten halbletalen Konzentrationen sinnvoll.

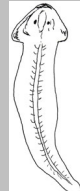
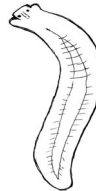
Zusammenfassung & Schlussfolgerungen

Ein vereinfachter Vergleich aller Ergebnisse dieser Arbeit ist in Tabelle 3 zu finden. Für die meisten untersuchten Arten war es möglich erstmals einen LC₅₀-Wert zu ermitteln und damit prinzipiell die Eignung von Quellorganismen für eine Untersuchung der akuten Toxizität mit Standardtestverfahren nachzuweisen. Bei einem Vergleich beider verwendeten Substanz fällt auf, dass Nonylphenol in deutlich geringeren Konzentrationen letal wirkt als HFOS, was durch eine Vergleichsstudie bestätigt werden kann (Li 2008).

Bei einem Vergleich der hier ermittelten Toxizitäten für Quellorganismen mit Literaturwerten fällt auf, dass die Quellarten nicht sensibler zu sein scheinen, dafür verwandte Arten meist geringere LC₅₀-Werte berichtet werden. Ein Grund hierfür könnte eine niedrigere Versuchstemperatur in der vorliegenden Arbeit sein. Es wäre allerdings auch möglich, dass aufgrund eines verlangsamten Stoffwechsels bei Quellorganismen Effekte erst später zu erwarten sind. So wurde bereits gezeigt, dass häufig höhere Toleranzen bei Grundwasserorganismen im Vergleich mit Oberflächenarten

ermittelt werden, wenn die Versuchszeit bei der für Oberflächenarten typischen Zeit liegt (AVRAMOV *et al.* 2013). Bei den hier verwendeten geringen Temperaturen (12 °C) zeigte sich, dass Quellarten deutlich (Nonylphenol) bzw. leicht (HFOS) sensibler waren als verwandte Arten aus grundwasserferneren Habitaten.

Tabelle 3: Vereinfachter Vergleich der Sensitivitäten aller in dieser Arbeit untersuchten Arten. Die beiden Tenside sind farbkodiert (schwarz= Nonylphenol; grau= HFOS). Pfeil nach oben= Art in der Zeile ist sensibler als Art in der Spalte; Pfeil nach unten= Art in der Zeile ist toleranter als Art in der Spalte; kein Pfeil= für beide Arten konnte kein LC₅₀ ermittelt werden.

								
<i>N. aquilex</i>		↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
<i>G. pulex</i>	↑		↑	↑	↑	↑	↑	↑
<i>D. gonocephala</i>	↑	↑		↑	↓	↓	↑	↑
<i>D. lacteum</i>	↓	↓	↓		↓	↓	↓	---
<i>C. irrorata</i>	↓	↓	↓	↑		↑	↑	↑
<i>L. hirtum</i>	↓	↓	↓	↓	↓		↑	↑
<i>P. personatum</i>	↓	↓	↓	↓	↓	↓		↑
<i>S. corneum</i>	↓	↓	↓	↑	↓	↑	↑	

Literatur

- AVRAMOV, M.; SCHMIDT, S. I. & GRIEBLER, C. (2013): A new bioassay for the ecotoxicological testing of VOCs on groundwater invertebrates and the effects of toluene on *Niphargus inopinatus*. *Aquat. Toxicol.* **130-131**: 1-8
- CHEN, J.; DAS, S. R.; DU, J. L.; CORVI, M. M.; BAI, C.; CHEN, Y.; LIU, X.; ZHU, G.; TANGUAY, R. L.; DONG, Q & HUANG, C. (2013): Chronic PFOS exposures induce life stage-specific behavioral deficits in adult zebrafish and produce malformation and behavioral deficits in F1 offspring. *Environ. Toxicol. Chem.* **32,1**: 201-206
- DVWK- SCHRIFTEN NR. 120 FACHAUSSCHUSS FÜR GRUNDWASSERBIOLOGIE (1997): Parameter und Methoden der biologischen Charakterisierung des Untergrundes – Feststoffe und Wasser. *Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn*, 274 S.
- FISCHER, J.; FISCHER, F.; SCHNABEL, S.; WAGNER, R. & BOHLE, H.W. (1998): Die Quellfauna der hessischen Mittelgebirgsregion - Besiedlungsstrukturen, Anpassungsmechanismen und Habitatbindung der Makroinvertebraten am Beispiel von Quellen aus dem rheinischen Schiefergebirge und der osthessischen Buntsandsteinlandschaft. In: L. Botosaneanu (Hrsg.): Studies in crenobiology - The biology of springs and springbrooks. *Leiden: Backhuys Publishers*: 183–199
- HONG, L. & LI, M.-H. (2007): Acute toxicity of 4-nonylphenol to aquatic invertebrates in Taiwan. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **78**: 445-449
- GEORG, A. (2013): Vergleichende ökotoxikologische Untersuchungen an limnischen Invertebraten. *Masterarbeit Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*
- GIERIG, M.; RICHTER, S. & TIEHM, A. (2012): Grundwasserbiologie – Grundlagen und Anwendungen. Einführung. *DWA-THEMEN T5/2012*: 15-16

- GRIEBLER, C. & MÖSSLACHER, F. (2003): Grundwasserökologie. *Facultas Verlags- und Buchhandels AG*, 495 S.
- GUNKEL, G. (1994): Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. *Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart*. 540 S.
- LI, M.-H. (2008): Effects of nonionic and ionic surfactants on survival, oxidative stress, and cholinesterase activity of planarian. *Chemosphere* **70**: 1796-1803
- LI, M.-H. (2009): Toxicity of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoic acid to plants and aquatic invertebrates. *Environ. Toxicol.* **24(1)**: 95-101
- MARTIN, P. & RÜCKERT, M. (2011): Die Quellfauna Schleswig-Holsteins und ihre regionale Stenotopie. *Faun.-Ökol. Mittl.* **9**: 171-224
- MÖSSLACHER, F. (2000): Sensitivity of groundwater and surface water crustaceans to chemical pollutants and hypoxia: implications for pollution management. *Arch. Hydrobiol.* **149 (1)**: 51-66
- NIMROD, A. C. & BENSON, W. H. (1996): Environmental estrogenic effects of alkylphenol ethoxylates. *Crit. Rev. Toxicol.* **26**: 335-364
- NIMROD, A. C. & BENSON, W. H. (1998): Reproduction and development of Japanese medaka following an early life stage exposure to xenoestrogens. *Aquat. Toxicol.* **44**: 141-156
- QUINN, B.; GAGNÉ, F.; BLAISE, C.; COSTELLO, M. J.; WILSON, J. G. & MOTHERSILL, C. (2006): Evaluation of the lethal and sub-lethal toxicity and potential endocrine disrupting effect of nonylphenol on the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *Comp. Biochem. and Phys.* **142 C**: 118-127
- R CORE TEAM (2012): R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org/> (abgerufen am 24.09.2013)
- SCHÄFERS, C.; EGERT, E.; LUKOW, T.; SEHR, I. & WENZEL, A. (2001): Ökotoxikologische Prüfung von Pflanzenschutzmitteln hinsichtlich ihres Potentials zur Grundwassergefährdung. *Abschlussbericht: Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie*, 88 S.
- SCHMINKE, H. K. & GAD, G. (Hrsg.) (2007): Grundwasserfauna Deutschlands - Ein Bestimmungswerk. *DWA-Themen*, 628 S.
- SERVOS, M. R. (1999): Review of the aquatic toxicity, estrogenic responses and bioaccumulation of alkylphenols and alkylphenol polyethoxylates. *Water Qual. Res. J.* **34 (1)**: 123-177
- STONE, B. R. (2012): tsk: Trimmed Spearman-Kärber method. *R package version 1.1*

Verhindert der Klimawandel die Erreichung der Ziele nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)? Die Rolle der Neozoen in der Lippe

Thomas Korte & Mario Sommerhäuser

Lippeverband, Kronprinzenstr. 24, 45128 Essen, korte.thomas@eglv.de

Keywords: Makrozoobenthos, aquatische Wirbellose, Wassertemperatur, Neobiota, Renaturierung, naturnahe Umgestaltung, Lippe, Klimawandel, Wasserrahmenrichtlinie, WRRL

Einleitung

Der Klimawandel wird dazu führen, dass sich die Zusammensetzungen der Lebensgemeinschaften von aquatischen Wirbellosen (Makrozoobenthos, MZB) in unseren Fließgewässern verändern. Besonders Neozoen werden von erhöhten Wassertemperaturen profitieren und sich in unseren Fließgewässern etablieren (Domisch et al. 2011, Leuven et al. 2011). Der Fluss Lippe (Gewässertyp „Großer sand- und lehmgeprägter Tieflandfluss“, FG-Typ 15g) in Nordrhein-Westfalen ist durch Kühlwassereinleitungen aus Kraftwerken thermisch beeinflusst. Die Temperaturen sind im Mittel mehr als 1,5 °C höher als in vergleichbaren großen Flüssen wie z.B. in der Ems. Die Lippe kann somit mögliche zukünftige Klimaszenarien schon heute widerspiegeln. Von den erhöhten Wassertemperaturen profitieren nachweislich Neozoen aus der Gruppe des Makrozoobenthos, die aus Regionen kommen, in denen es generell wärmer (thermophile oder warmstenöke Arten) oder im Sommer wärmer und im Winter kälter (eurytherme Arten) ist (Korte & Sommerhäuser 2011). Neozoen haben sich inzwischen in der Lippe etabliert und sind fester Bestandteil der Lebensgemeinschaften sowohl in noch strukturell beeinträchtigten als auch in schon renaturierten Abschnitten. Insgesamt leben mittlerweile 26 wirbellose Neozoen-Arten in der Lippe (Stand: Dezember 2012). Die Lebensgemeinschaften bestehen an einigen Abschnitten teilweise zu mehr als 90 % aus Neozoen-Individuen. Die Besiedlung der Lippe durch wirbellose Neozoen ist nicht abgeschlossen, sondern ein laufender Prozess, so sind seit 2009 vier weitere neue wirbellose Neozoen-Arten eingewandert. Die Situation der Lippe und ihrer Neozoen-Besiedlung wird im Beitrag im Kontext der Bewertung der Fließgewässer gemäß Europäischer Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) betrachtet. Innerhalb des bestehenden Bewertungssystems für das Makrozoobenthos (PERLODES) nach WRRL ist häufig das Modul „Allgemeine Degradation“ dafür verantwortlich, dass der angestrebte „gute“ ökologische Zustand nicht erreicht wird. Damit besteht in der Regel – häufig kostenintensiver – wasserwirtschaftlicher Handlungsbedarf, d.h. es werden Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität und der Gewässermorphologie notwendig. In der vorliegenden Arbeit wurde die Rolle der Neozoen innerhalb des Moduls „Allgemeine Degradation“ bei der Bewertung des FG-Typs 15g am Beispiel der Lippe untersucht und diskutiert.

Material und Methoden

Die Lippe ist ein rechtsrheinischer Zufluss des Rheins in Nordrhein-Westfalen. Sie entwässert ein Gebiet von 4882 km² und hat eine Länge von 220 km. Als großer Fluss wird sie dem Gewässertyp „Großer sand- und lehmgeprägter Tieflandfluss“ zugeordnet. Insgesamt sind 28 Probennahmen von

18 Probestellen ausgewertet worden, die zwischen 2004 und 2009 standardisiert nach dem deutschen Bewertungssystem PERLODES (Multi Habitat-Sampling) genommen wurden. Die gewonnenen Taxalisten wurden dahingehend weiter bearbeitet, dass aus den originären Listen einmal die heimischen Arten und einmal die Neozoen entfernt wurden. Dann ist untersucht worden, wie stark sich die Bewertungen dieser drei Sets an Taxalisten (1. originäre Taxaliste = „mit Neozoen“, 2. Taxaliste „nur Neozoen“ und 3. Taxaliste „ohne Neozoen“) unterscheiden. Im Fokus standen die Fragen, wie wirken sich die Neozoen auf die Bewertung der biologischen Messgröße (Core Metrik) „Fauna Index“ und die Klassenbildung im Modul „Allgemeine Degradation“ aus. Der „Fauna Index“ beschreibt auf der Grundlage typspezifischer Indikatorlisten die Auswirkungen morphologischer Degradation. Im Fauna Index eingestufte Taxa können einen Wert von - 2, - 1, 0, + 1 oder + 2 zugeteilt bekommen. Eine + 2 bedeutet, das Taxon kann bevorzugt in Flüssen mit naturnaher Morphologie nachgewiesen werden. Eine - 2 bedeutet, dass das Taxon ein Störanzeiger ist und bevorzugt in Flüssen mit stark degradierte Morphologie vorkommt. Das Modul „Allgemeine Degradation“ wird für den FG-Typ 15g durch eine gewichtete Mittelwertbildung von vier Core Metriks gebildet, wobei der Fauna Index mit 50 % gewichtet wird. Aus den vier Core Metriks wird ein multimetrischer Index berechnet, der dann in eine von fünf Qualitätsklassen („sehr gut“ bis „schlecht“) überführt werden kann. Die „Allgemeine Degradation“ beschreibt die Auswirkungen verschiedener Stressoren, z.B. die Degradation der Gewässermorphologie, die Landnutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe, thermische Belastung, u.a. (www.fliessgewaesserbewertung.de 2014).

Ergebnisse

Einfluss der Neozoen auf den „Fauna-Index“

Die Abbildung 1 zeigt, dass die Bewertungsergebnisse der biologischen Messgröße „Fauna Index“ stark vom Auftreten von Neozoen abhängt. Würde man nur die Neozoen zur Beurteilung der morphologischen Situation an den Probestellen berücksichtigen, wird deutlich, dass ausschließlich Werte < -1 erreicht würden. Dies bedeutet, dass die Neozoen nur morphologisch stark degradierte Verhältnisse indizieren (Median: - 2). Davon unterscheiden sich stark die Bewertungen, wenn man nur die heimischen Arten berücksichtigt (Box „ohne Neozoen“). Die Spannweite der Werte ist deutlich größer. Sie liegt zwischen -2 und +1,25. Es werden also sowohl morphologisch stark degradierte Abschnitte als auch Abschnitte mit guter Habitatqualität von den heimischen Arten indiziert (Median: - 0,55). Bei Betrachtung der originären Taxalisten (Box „mit Neozoen“) zeigt sich die Stärke des Einflusses der Neozoen. Die teilweise starke Dominanz der Neozoen an den Probestellen bestimmt insgesamt die Bewertung des „Fauna Index“ und führt zu einer schlechten Bewertung der morphologischen Situation (Median: -1,28).

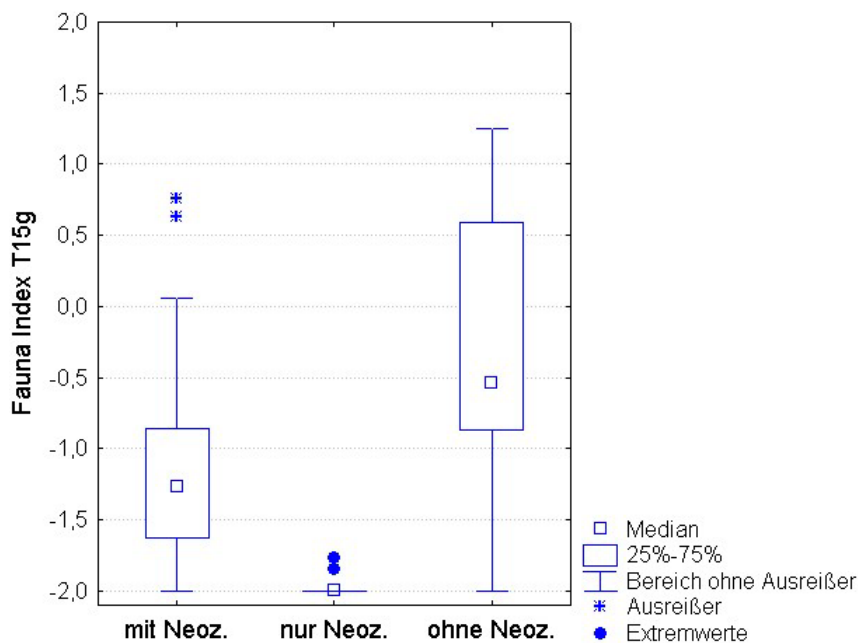


Abbildung 1: Einfluss der Neozoen auf die biologische Messgröße (Core Metrik) „Fauna Index“

Einfluss der Neozoen auf das Modul „Allgemeine Degradation“

Die starke Gewichtung des „Fauna Index“ (s.o.) führt dazu, dass der Einfluss der Neozoen sich auch insgesamt deutlich auf das Modul „Allgemeine Degradation“ auswirkt (siehe Abbildung 2). Würde man nur die Neozoen für die Bewertung heranziehen, zeigten alle Probestellen den „schlechten“ Zustand. Bei Betrachtung nur der heimischen Arten („ohne Neozoen“) ist das Bild differenzierter. Fast ein Viertel der Probestellen erreichen den „sehr guten“ oder „guten“ Zustand. Werden wiederum die originären Taxalisten („mit Neozoen“) herangezogen, erreichen knapp 15 % der Probestellen die nach WRRL geforderte „sehr gute“ bzw. „gute“ Zustandsklasse. Wie beim Fauna Index wirkt sich auch hier das Vorhandensein der Neozoen stark auf die Bewertung aus.

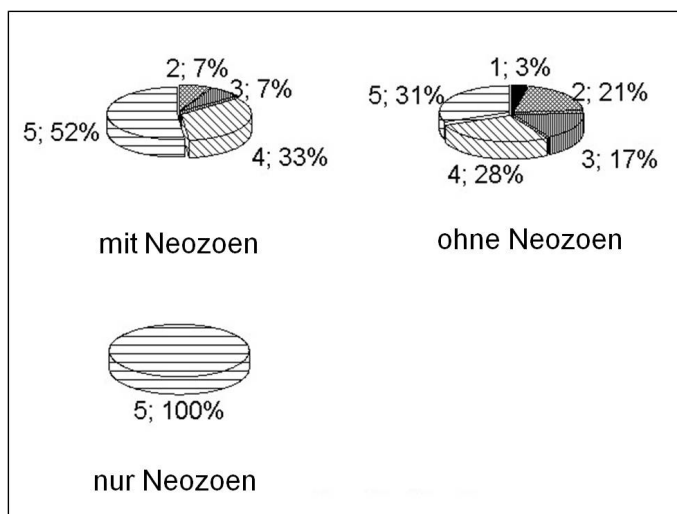


Abbildung 2: %-Anteil der fünf Qualitätsklassen des Moduls „Allgemeine Degradation“ unter besonderer Berücksichtigung der Neozoen, 1 = Klasse „sehr gut“, 2 = „gut“, 3 = „mäßig“, 4 = „unbefriedigend“ und 5 = „schlecht“

Diskussion und Fazit

Im Rahmen des Klimawandels bzw. zunehmender Wassertemperaturen (Ormerod 2009, Deutscher Wetterdienst 2014) werden wirbellose Neozoen (Makrozoobenthos) in unseren Fließgewässern weiter zunehmen. Es handelt sich meist um konkurrenzstarke Arten, die z.B. durch kurze Generationszeiten und schnelle Wachstumsraten gekennzeichnet sind (Grabowski 2007). Die letztgenannten Prozesse werden stark von der Wassertemperatur gesteuert. Am Beispiel der Lippe, einem großen sand- und lehmgeprägten Tieflandfluss (FG-typ 15g), der thermisch verändert ist, wurde gezeigt, dass wirbellose Neozoen einen starken Einfluss auf die aktuelle Bewertung nach WRRL haben. Sie führen zu einer schlechten Bewertung der biologischen Messgröße (Core Metrik) „Fauna Index“ und wirken sich dadurch stark negativ auf das Modul „Allgemeine Degradation“ aus. Ein Grund dafür ist, dass Neozoen innerhalb des „Fauna Index“ oft als Störanzeiger eingestuft werden. Ihr Auftreten indiziert demnach gestörte morphologische Verhältnisse. Bei genauerer Betrachtung stellt man allerdings fest, dass Neozoen auch in den naturnah umgestalteten Abschnitten der Lippe gut leben können. So konnten z.B. bei der Untersuchung einer großen Renaturierungsmaßnahme an der Lippe bei Hamm (Schloss Heessen) im Rahmen des GEO-Tags der Artenvielfalt gleichzeitig 15 Natürlichkeitsanzeiger (Leit-, Begleit- und Grundarten) und 10 Neozoen-Arten nachgewiesen werden. Die Habitatansprüche von Neozoen werden also auch in den Renaturierungen erfüllt: nicht nur Steinschüttungen zur Ufersicherung sind besiedelbare Hartsubstrate für Neozoen, auch natürliches Totholz oder Kies können diese Rolle einnehmen. Dies bedeutet, dass durchgeführte Renaturierungsmaßnahmen nicht zu einem Verschwinden von Neozoen führen werden. Renaturierungsmaßnahmen sind wichtig, da dadurch heimische anspruchsvolle Arten gestärkt werden und u. a. ein Massenaufkommen von Neozoen verhindert wird. Aber Neozoen werden weiter Bestandteil von Lebensgemeinschaften auch innerhalb von renaturierten Abschnitten sein, dies gilt absehbar besonders unter dem Einfluss des Klimawandels. Werden Neozoen allerdings weiterhin überwiegend als Störanzeiger innerhalb des deutschen Bewertungssystems PERLODES nach WRRL betrachtet, kann dies zu Fehlinterpretationen von biologischen Ergebnissen führen. Im schlimmsten Fall wird vermeintlicher weiterer wasserwirtschaftlicher Handlungsbedarf angezeigt, was unter Umständen dazu führt, dass für viel Geld Maßnahmen umgesetzt werden, die dann nicht zum gewünschten Erfolg führen. Die Bewertung bzw. Einstufung von Neozoen ist nach den vorliegenden Ergebnissen und Überlegungen im Kontext des wasserwirtschaftliches Managements (Stichwort: Renaturierungen und naturnahes Umgestalten von Fließgewässern) und der klimatischen Veränderungen anzupassen, um auf dem Weg zu einem guten ökologischen Zustand oder Potenzial die richtigen Maßnahmen zu ermitteln.

Literatur

- Domisch, S., Jähmig, S.C., Haase, P. (2011): Climate-change winners and losers: stream macroinvertebrates of a submontane region in Central Europe, *Freshwater Biology* 56: 2009-2020.
- Grabowski, M., Bacela K., Konopacka, A. (2007): How to be an invasive gammarid (Amphipoda: Gammaroidea) - comparison of life history traits, *Hydrobiologia* 590: 75-84.
- Korte, T., Sommerhäuser, M. (2012): Auswirkungen des Klimawandels auf die Bewertung "Großer sand- und lehmgeprägter Flüsse des Tieflands", *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 6: 309-315
- Leuven, R.S.E.W., van der Velde, G., Baijens, I., Snijders J., van der Zwart C., Lenders H.J.R., bij de Vaate, A. (2009): The river Rhine: a global highway for dispersal of aquatic species. *Biol Invasions* 11: 1989-2008.
- Ormerod, S.J. (2009): Climate change, river conservation and the adaptation challenge. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 609-613.
- Deutscher Wetterdienst (2014): Klimatlas Deutschland. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. Zugriff: 01.09.2014.

Ableitung und Validierung von taxon-spezifischen Schwellenwerten gegenüber physiko-chemischen Wasserqualitätsparametern

Moritz Leps, Peter Haase, Sabrina Leisner & Andrea Sundermann

Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung Frankfurt, Abteilung Fließgewässerökologie und Naturschutzforschung, Clamecystr. 12, 63571 Gelnhausen, Moritz.Leps@senckenberg.de

Keywords: Makrozoobenthos, Schwellenwerte, Toleranzgrenzen, Wasserqualität

Einleitung

Die Organismen des Makrozoobenthos unserer Fließgewässer reagieren häufig ausgesprochen sensibel auf Veränderungen der aquatischen Umwelt (Álvarez-Cabria et al. 2010). Diese Reaktionen wurden in der Vergangenheit vornehmlich auf der Ebene der Artenzusammensetzung anhand verschiedener aggregierender Metrics untersucht (Böhmer et al. 2004). Taxon-spezifische Untersuchungen sind jedoch rar und differenzierte Informationen zu Toleranzgrenzen einzelner Taxa fehlen.

Entlang der Umweltgradienten sind häufig komplexe, nicht-lineare Reaktionen zu beobachten. Ein Konzept zur Beschreibung dieser Muster ist das des Schwellenwertes. Ein Schwellenwert ist zu verstehen als eine abrupte Veränderung eines biozönotischen Merkmals als Reaktion auf eine relativ kleine Variation einer beeinflussenden Variable (Dodds et al. 2010). Ein Schwellenwert kann als Toleranzgrenze, also z.B. als eine maximal tolerierbare oder mindestens erforderliche Substanzkonzentration verstanden werden.

Unsere Untersuchungen hatten zum Ziel, für eine große Anzahl von Wirbellosen Schwellenwerte abzuleiten. Die zentralen Fragestellungen waren: (1) Inwiefern stimmen die taxon-spezifischen Schwellenwerte mit den Orientierungs- und Hintergrundwerten der LAWA überein? (2) Existieren Übereinstimmungen zwischen den taxon-spezifischen Schwellenwerten für Sauerstoff und den Saprobienwerten des Deutschen Saprobien-Systems? (3) Welche Vorhersagekraft besitzen die taxon-spezifischen Schwellenwerte?

Material und Methoden

Datengrundlage

Zur Berechnung und Validierung der taxon-spezifischen Schwellenwerte kamen biozönotische und abiotische Daten von 923 Probestellen deutscher Fließgewässer zum Einsatz, die von den jeweiligen Bundesländern bereitgestellt wurden. Der Datensatz wurde in zwei Teildatensätze aufgeteilt. Für die Berechnung der Schwellenwerte diente ein Trainingsdatensatz mit 751 Probestellen aus zehn Bundesländern (BW, BY, HE, MV, NI, NW, RP, SH, ST, TH), für die anschließende Validierung der Schwellenwerte wurden 172 zusätzliche sächsische Probestellen herangezogen.

Für jede Messstelle lagen Abundanzdaten [Ind./m²] der Wirbellosen vor. Die Beprobung erfolgte entsprechend des AQEM-Verfahrens per *multi-habitat sampling* (Haase et al. 2004, Meier et al. 2006) in den Monaten März bis Mai der Jahre 2007 bis 2011. In den Untersuchungen wurden nur solche Taxa berücksichtigt, die entsprechend der Operationellen Taxaliste (Haase et al. 2006) auf Gattungs- oder Artniveau bestimmt wurden.

Die Umweltgradienten wurden über neun physiko-chemische Wasserqualitätsparameter charakterisiert. Diese waren der biologische Sauerstoffbedarf (BSB₅), Chlorid, Ammonium, Nitrat, Nitrit, gesamt-Stickstoff, gelöster Sauerstoff, *ortho*-Phosphat sowie der TOC. Um der zeitlichen Veränderlichkeit der Parameter Rechnung zu tragen, erfolgte die Aufnahme der Parameter anhand mehrfacher Messungen. Im Mittel waren dies 75 (Trainingsdatensatz) bzw. 48 (Validierungsdatensatz), jedoch stets mindestens 24 Messungen.

Berechnungen

Zur Ableitung der Schwellenwerte wurde eine Methodik namens *Threshold Indicator Taxon Analysis* (TITAN, Baker & King 2010) genutzt. Die Abundanz des jeweiligen Taxon wird dabei entlang des Umweltgradienten abgetragen und auf abrupte Veränderungen hin untersucht. An jenem Wert des Umweltgradienten, welcher die beste Trennung ermöglicht in eine Gruppe, in der die Art mit hohen Abundanzen und Frequenzen vorkommt sowie in eine andere Gruppe, in der die Art nur niedrige Abundanzen und Frequenzen vorweisen kann, wird ein Schwellenwert vermutet. Dieser wird jedoch erst dann als plausibel erachtet und in die Auswertung mit einbezogen, wenn er sich in einer nachfolgenden Unsicherheitsanalyse (auf Permutationen und Bootstrapping basierendes Verfahren) behaupten kann. Dabei werden solche Fälle identifiziert, die keine abrupte Veränderung in der Abundanz, sondern eher graduelle Reaktionen zeigen. Im Folgenden wird dementsprechend von „sicheren“ bzw. „nicht sicheren“ Schwellenwerten gesprochen. Die Methode ordnet jedem Taxon zudem eine Reaktionsrichtung zu (mit wachsendem Stress zunehmende oder abnehmende Abundanzen bzw. Frequenzen).

In einem zusätzlichen Validierungsschritt wurde anhand der sächsischen Daten überprüft, inwiefern die Schwellenwerte dazu genutzt werden können, das Vorkommen bzw. das Fehlen eines Taxon in Abhängigkeit der physiko-chemischen Wasserqualität einer Probestelle vorherzusagen. Als Maßzahl der Vorhersagegüte dienten Sensitivität und Spezifität (Richtig-positiv-Rate und Richtig-negativ-Rate; Zou et al. 2012).

Vergleich der Schwellenwerte mit bestehenden Werkzeugen des Gewässermanagements

Die Schwellenwerte wurden mit den Hintergrund- und Orientierungswerten der Rahmenkonzeption Monitoring aus dem Jahr 2007 verglichen (LAWA 2007).

Tab. 1: Zusammenfassung der Berechnung von taxon-spezifischen Schwellenwerten. Die dritte Spalte enthält Anteile sowie Absolutwerte (in Klammern) der als sicher eingestuften Schwellenwerte.

Wasserqualitätsparameter	Anzahl der untersuchten Taxa	Anteil sicherer Schwellenwerte
Ammonium	404	38.6% (156)
BSB ₅	399	40.1% (160)
Chlorid	451	48.8% (220)
Nitrat	441	26.5% (117)
Nitrit	411	36.3% (149)
<i>o</i> -Phosphat	430	27.0% (116)
Gelöster Sauerstoff	422	48.6% (205)
Gesamt-Stickstoff	349	20.6% (72)
TOC	410	44.9% (184)

Diese werden zur Plausibilitätsüberprüfung des biologischen Bewertungsergebnisses bei der Einstufung in die ökologische Zustandsklasse (ÖZK) nach WRRL unterstützend herangezogen. Zur Bestätigung des Referenzzustandes (ÖZK 1) sollten zumindest die Hintergrundwerte, zur Bestätigung des guten ökologischen Zustandes (ÖZK 2) sollten zumindest die Orientierungswerte eingehalten werden.

Zudem wurden die taxon-spezifischen Schwellenwerte für Sauerstoff mit den Saprobienwerten des Deutschen Saprobien-systems (Friedrich & Herbst 2004; Rolaufts et al. 2004) in Beziehung gesetzt.

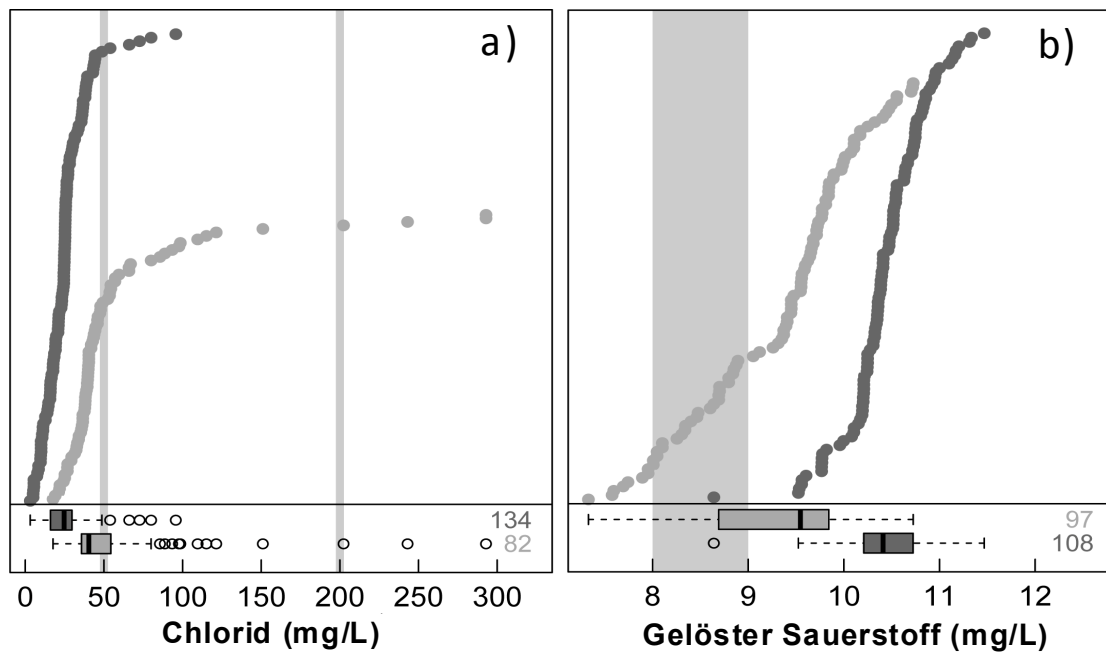


Abb. 1: Exemplarische Darstellung sicherer taxon-spezifischer Schwellenwerte für Chlorid (a) und Sauerstoff (b). Jeder Datenpunkt entspricht dem berechneten Schwellenwert eines Taxon. Die unterschiedlichen Reaktionsrichtungen sind farblich gekennzeichnet (Dunkelgrau: sensible Taxa, mit zunehmender Belastung in Abundanz und Frequenz abnehmend; Hellgrau: tolerante Taxa, mit zunehmender Belastung in Abundanz und Frequenz zunehmend). Mittels grauer Balken sind die entsprechenden Hintergrund- und Orientierungswerte der Rahmenkonzeption Monitoring (LAWA 2007) markiert (Chlorid: 50 und 200 mg/L; Sauerstoff: 8-9 mg/L Hintergrundwert je nach Fließgewässertyp, Orientierungswerte außerhalb des Darstellungsbereiches der Graphik). Boxplots fassen die Streuung der Schwellenwerte zusammen, nebenstehend sind die Anzahlen der Schwellenwerte in den jeweiligen Gruppen angegeben.

Ergebnisse

Insgesamt konnten 1379 sichere Schwellenwerte für 327 Taxa berechnet werden. Der Anteil sicherer Schwellenwerte an den insgesamt untersuchten Art-Umwelt-Beziehungen variierte deutlich zwischen den einzelnen Parametern (Tab. 1).

Abb. 1 zeigt exemplarisch, wie die sicheren Schwellenwerte für Chlorid (a) und den Sauerstoffgehalt (b) über den jeweiligen Gradienten streuen. Ein Großteil der sensiblen Arten zeigte bereits bei Konzentrationen unterhalb der Hintergrundwerte (bzw. oberhalb bei Sauerstoff) abnehmende Abundanzen. Dies sind im Falle des Chlorid 96 % der sensiblen Taxa, im Falle des Sauerstoffs 100

% der sensiblen Taxa (bei Vergleich mit dem schwächeren Hintergrundwert von 8 mg/L). Die Ergebnisse waren für die meisten der untersuchten Parameter vergleichbar.

Abb. 2 zeigt einen Vergleich sicherer Sauerstoffschwellenwerte (Abszisse) mit den Saprobienwerten des Deutschen Saprobienystems. Mit ansteigenden Sauerstoffkonzentrationen in ihrer Abundanz zunehmende Taxa (dunkelgrau) zeigten signifikant höhere Schwellenwerte und bewiesen damit hohe Anforderungen an den Sauerstoffgehalt. Auch die Saprobienwerte dieser Gruppe waren signifikant niedriger als die der anderen Gruppe. Arten mit hohen Indikationsgewichten konnten zudem relativ sichere Schwellenwerte mit geringen Konfidenzintervallen zugeordnet werden, während die Arten mit einem Indikationsgewicht von 4 größere Unsicherheiten zeigten. Diskrepanzen ergeben sich z.B. bei einigen Taxa im oberen rechten Bereich der Graphik. Exemplarisch seien *Erpobdella octoculata* (a) und *Baetis scambus* (b) genannt, die sowohl hohe Saprobienwerte, als auch hohe Schwellenwerte besitzen.

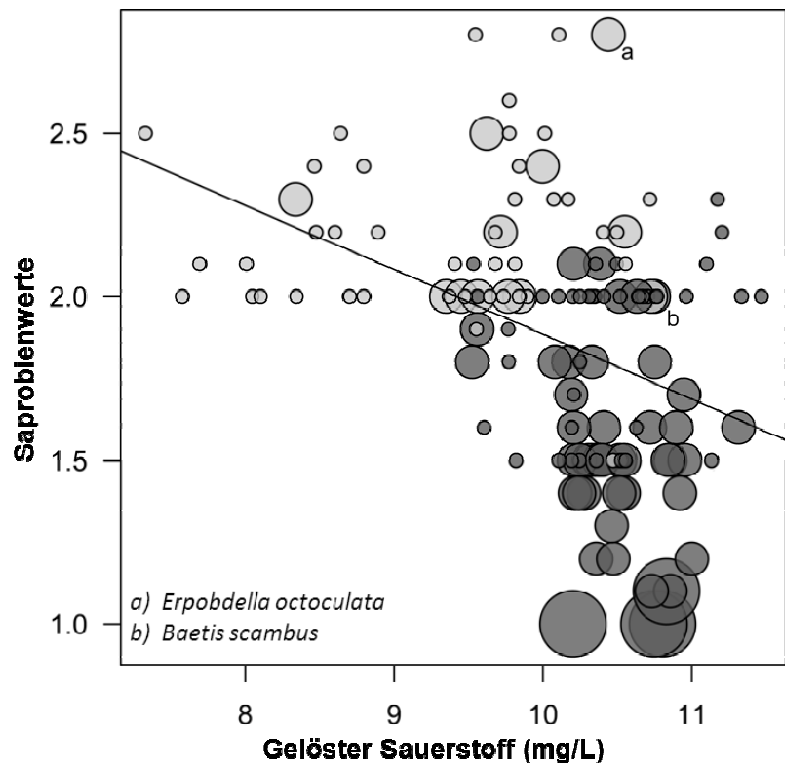


Abb. 2: Vergleich der sicheren taxon-spezifischen Schwellenwerte für Sauerstoff mit den Saprobienwerten des deutschen Saprobienystems. Die Farbgebung entspricht Abb. 1. Die Größen der Kreise (klein / mittel / groß) symbolisieren die Indikationsgewichte von 4, 8 und 16. Regression: $R^2 = 0.17$; $P < 0.001$. Für Hinweise zu den markierten Taxa, siehe Text.

Die Validierung der Schwellenwerte ergab erhebliche Unterschiede in den Werten der Sensitivität und Spezifität in Abhängigkeit der untersuchten Umweltparameter und Taxa. Im Mittel ergaben sich höhere Spezifitäten als Sensitivitäten (z.B. Plecoptera: Sensitivität = 0,45 und Spezifität = 0,86; jeweils gemittelt über alle untersuchten Umweltvariablen).

Diskussion

Mit dieser Studie steht nun eine Vielzahl empirisch abgeleiteter Schwellenwerte für etliche Taxa des Makrozoobenthos zur Verfügung. Diese Schwellenwerte liefern detaillierte Einblicke in die Frage, welche Belastungsintensitäten für einzelne Taxa kritisch sind und wie drastisch diese auf Überschreitungen reagieren. Somit können sie als eine wichtige Grundlage für die Etablierung und Revision von verschiedenen Regulatorien im Gewässermanagement dienen, wie zum Beispiel von Bewertungskriterien und Belastungsgrenzwerten besonders im Hinblick auf die Wasserrahmenrichtlinie. Mithilfe der Schwellenwerte könnten weiterhin Gewässerabschnitte identifiziert werden, an denen unkritische Belastungssituationen herrschen und an denen z.B. nach Beseitigung etwaiger hydromorphologischer oder sonstiger Defizite eine Wiederbesiedlung mit der typspezifischen Biozönose zu erwarten ist.

Im Vergleich der berechneten Schwellenwerte mit den Orientierungs- und Hintergrundwerten zeigte sich für viele Parameter, dass die Toleranzgrenzen vieler Taxa bereits überschritten sind, selbst wenn die Orientierungs- und Hintergrundwerte eingehalten werden. Die Einstufung der Taxa innerhalb des Saprobien-Systems konnte dahingegen im Wesentlichen nachvollzogen werden.

Die Ergebnisse der Validierung zeigten eindeutig den Effekt multipler Stressoren. Für Vorhersagen vor allem bei unkritischen Belastungssituationen eigneten sich die Schwellenwerte dementsprechend nur bedingt. So existiert neben dem betrachteten Faktor stets ein simultaner Einfluss von etlichen weiteren Stressoren, die das Vorkommen der Arten limitieren können und damit zu Falsch-positiven Vorhersagen und niedrigen Sensitivitäten führen. So zum Beispiel andere stoffliche Belastungen wie Haushalts-, Industrie- und Agrochemikalien, Pharmazeutika aber auch strukturelle Defizite wie der Gewässerverbau. Das Fehlen der Arten bei kritischen Belastungssituationen oberhalb des Schwellenwertes konnte dahingegen gut vorhergesagt werden. Besonders galt dies für solche Arten die sehr drastische Abnahmen in ihrer Abundanz zeigten, wenn Belastungsintensitäten zunehmen (z.B. Plecoptera).

Danksagung

Herzlicher Dank gebührt den zuständigen Ämtern und Ministerien der Bundesländer, welche uns die Daten zur Verfügung stellten und weiterhin den Kollegen der Universität Duisburg-Essen für deren Aufbereitung im Rahmen eines vom Umweltbundesamt geförderten Forschungsvorhabens (Strategien zur Optimierung von Fließgewässerrenaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle, Forschungskennzahl 3710 24 207).

Literatur

- Álvarez-Cabria M., Barquín J., Juanes J.A. (2010): Spatial and seasonal variability of macroinvertebrate metrics: Do macroinvertebrate communities track river health? *Ecol. Indic.*, 10, 370-379.
- Baker M.E., King R.S. (2010): A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods Ecol. Evol.*, 1, 25-37.
- Böhmer J., Rawer-Jost C., Zenker A., Meier C., Feld C., Biss R. et al. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a multimetric invertebrate based assessment system for German rivers. *Limnologica*, 34, 416-432.
- Dodds W.K., Clements W.H., Gido K., Hilderbrand R.H., King R.S. (2010): Thresholds, breakpoints, and nonlinearity in freshwaters as related to management. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29, 988-997.
- Friedrich G., Herbst V. (2004): Eine erneute Revision des Saprobien-Systems - weshalb und wozu? [Another revision of the saprobic index - why and what for?]. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 32, 61-74.
- Haase P., Schindehütte K., Sundermann A. (2006): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland.
- Haase, P., Lohse, S., Pauls, S., Schindehütte, K., Sundermann, A., Rolaufts, P., Hering, D. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardised protocol for macroinvertebrate sampling and sorting. *Limnologica* 34, 349-365.
- LAWA (2007): LAWA-AO Rahmenkonzept Monitoring, Teil B, Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen. Arbeitspapier II, Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- Meier, C., Haase, P., Rolaufts, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung – Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der WRRL.
- Rolaufts P., Stubauer I., Zahrádková Z., Brabec K., Moog O. (2004): Integration of the Saprobic System into the Water Framework Directive approach. *Hydrobiologia*, 516, 285-298.
- Zou K.H., Liu, A., Bandos, A.I., Ohno-Machado, L., Rockette, H.E. (2012): Statistical Evaluation of Diagnostic Performance - Topics in ROC Analysis. CRC Press, Taylor & Francis, Boca Raton, FL.

Physiologische Antworten auf intraspezifische Konkurrenz bei *Dikerogammarus villosus*

Carola Winkelmann, Jochen Becker, Susanne Worischka & Claudia Hellmann

Universität Koblenz-Landau, Institut für Angewandte Naturwissenschaften, Universitätsstraße 1, 56070 Koblenz, cawinkelmann@uni-koblenz.de

Keywords: Invasion, *Dikerogammarus villosus*, Konkurrenz, RNA/DNA Verhältnis, Biomarker

Einleitung

Der invasive Amphipode *Dikerogammarus villosus* hat in den letzten Jahren extrem erfolgreich größere Fließgewässer in Mitteleuropa besiedelt und breitet sich nach wie vor weiter aus (Macneil et al. 2010; Tittizer et al. 2000). Dies wird vermutlich durch verschiedene Eigenschaften dieser Art ermöglicht, die besonders günstig für die schnelle Vermehrung und Verbreitung sind. *D. villosus* ist ein relativ großer Amphipode, besitzt eine sehr hohe Fekundität, zeigt eine frühe Geschlechtsreife und generell hohe Wachstumsraten (Devin et al. 2004; Grabowski et al. 2007; Pockl 2009). Außerdem besitzt *D. villosus* eine breite Toleranz gegenüber vielen Umweltfaktoren. Er gilt als euryhalin, eurytherm (Bruijs et al. 2001) und omnivor (Dick et al. 2002; Platvoet et al. 2009). Durch sein extrem breites Nahrungsspektrum ist der Einwanderer nicht an spezielle Nahrungsquellen gebunden, kann aber trotzdem direkten Fraßdruck auf Konkurrenten ausüben. Da *D. villosus* im Freiland außerordentlich hohe Populationsdichten erreicht und häufig einen sehr großen Anteil an der Gesamtabundanz hat, ist es sehr wahrscheinlich, dass intraspezifische Konkurrenz auftritt. Deren Folge wäre eine Selbstlimitation der Populationsdichte aufgrund einer reduzierten Reproduktions- oder Überlebensrate. Die Intensität der intraspezifischen Konkurrenz stellt damit ein wichtiges autökologisches Merkmal dieser Art dar. Demnach könnte eine sehr geringe Intensität eine weitere Erklärung für das hohe Invasionspotential darstellen. *D. villosus* ernährt sich wie andere Gammariden zum Teil kannibalistisch und kann daher einen Raubdruck auf die eigenen Juvenilen ausüben. Daher wurde in dieser Studie zwischen der intraspezifischen Konkurrenz im engeren Sinne (subletale Effekte auf Adulte) und Prädationseffekten auf Juvenile unterschieden. Da *D. villosus* ein sehr variables Verhalten zeigt, und ein Einfluss der Umweltbedingungen als wahrscheinlich anzusehen ist, wurden die Effekte einer möglichen intraspezifischen Konkurrenz in Freilandmesokosmen untersucht.

Material und Methoden

Um die Bedeutung der intraspezifischen Konkurrenz für *D. villosus* zu untersuchen, wurde ein Freilandmesokosmosexperiment in der Elbe bei Dresden (km 60) durchgeführt. Dazu wurden drei schwimmende Mesokosmen (ca. 2 x 4 m) mit jeweils drei Rinnen (0,2 x 0,6 x 4 m) in der Elbe exponiert. Jede Rinne wurde mit jeweils 8 Sedimentkörben (2 cm Maschenweite) bestückt, die vorher für 6 Wochen auf dem Grund der Elbe exponiert wurden, um eine möglichst natürliche Besiedlung mit Makrozoobenthosorganismen zu ermöglichen. Im September 2012, einen Tag nach dem Bergen der Substratkörbe, wurde in allen Rinnen die Dichte von *D. villosus* eingestellt (sehr

niedrige Dichte, natürliche Dichte, doppelte natürliche Dichte). Dazu wurden die Substratkörbe entleert, alle Organismen vorsichtig vom Substrat getrennt. Um eine niedrige Dichte einzustellen, wurden alle sichtbaren *D. villosus* aussortiert und die restlichen Organismen wieder in die Rinne überführt. Für die natürliche Dichte wurden alle Organismen wieder zugegeben und für die hohen Dichten wurden zusätzlich alle zuvor in den anderen Rinnen aussortierten *D. villosus* zugegeben. Die Beprobung der Mesokosmen erfolgte nach 4 Wochen (Oktober 2012) durch die Entnahme von 2 oder 3 Substratkörben. In allen Proben wurde Anzahl und Biomasse der Organismen erfasst sowie als physiologische Marker die Konzentration von Triglycerid Glycogen und das RNA/DNA Verhältnis für adulte (Länge ≥ 8 mm) und juvenile *D. villosus* (Länge < 6 mm) bestimmt. Dazu wurden die Individuen direkt nach der Beprobung entnommen, in flüssigem Stickstoff fixiert (-196 °C) und bis zur Analyse gelagert. Anschließend wurden die Konzentrationen der Reservestoffe (Becker et al. 2013; Winkelmann & Koop 2007) und das RNA/DNA Verhältnis bestimmt. Letzteres erfolgte mittels eines Extraktionskits (MasterPure™ Complete DNA and RNA Purification Kit, Epicentre, Wisconsin, USA) eines Analysekits (Qubit™ dsDNA BR Assay bzw. RNA Assay, Invitrogen™, Life Technologies, Darmstadt, Deutschland) mittels Fluoreszenzmessung (Qubit® 2.0, Invitrogen™, Life Technologies, Darmstadt, Deutschland).

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse des Mesokosmosexperimentes lassen negative Effekte der Adulten auf die Juvenilen vermuten. So sinkt die Biomasse der juvenilen *D. villosus* signifikant mit der steigenden Biomasse der adulten Tiere (Abb. 1, Spearman Rangkorrelation, $p = 0,05$; $R^2 = -0,650$; $n = 9$). Dieser Effekt könnte sowohl durch direkte Prädation als auch durch verstärkte Emigration verursacht werden.

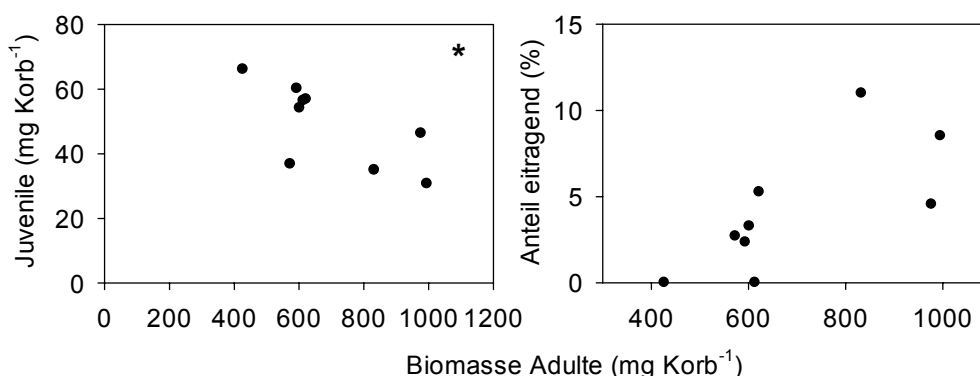


Abb. 1: Biomasse juveniler *D. villosus* über den experimentellen Biomassegradienten der adulten Tiere im Mesokosmenexperiment (n = 9)

Anders als vermutet konnten allerdings bei den juvenilen Individuen keine subletalen Effekte beobachtet werden. Weder die Reservestoffgehalte noch das RNA/DNA Verhältnis der Juvenilen zeigten eine Änderung über den experimentellen Biomassegradienten der Adulten (Abb. 2 und 3). Es wurde allerdings beobachtet, dass juvenile *D. villosus* deutlich weniger Triglyceride speicherten als Adulte (Abb. 2) und deutlich höhere RNA/DNA Verhältnisse zeigen. Das kann dahingehend interpretiert werden, dass juvenile *D. villosus* eine höhere Wachstumsrate aufweisen als Adulte und die Speicherung von Energie zugunsten eines schnellen Wachstums reduzieren.

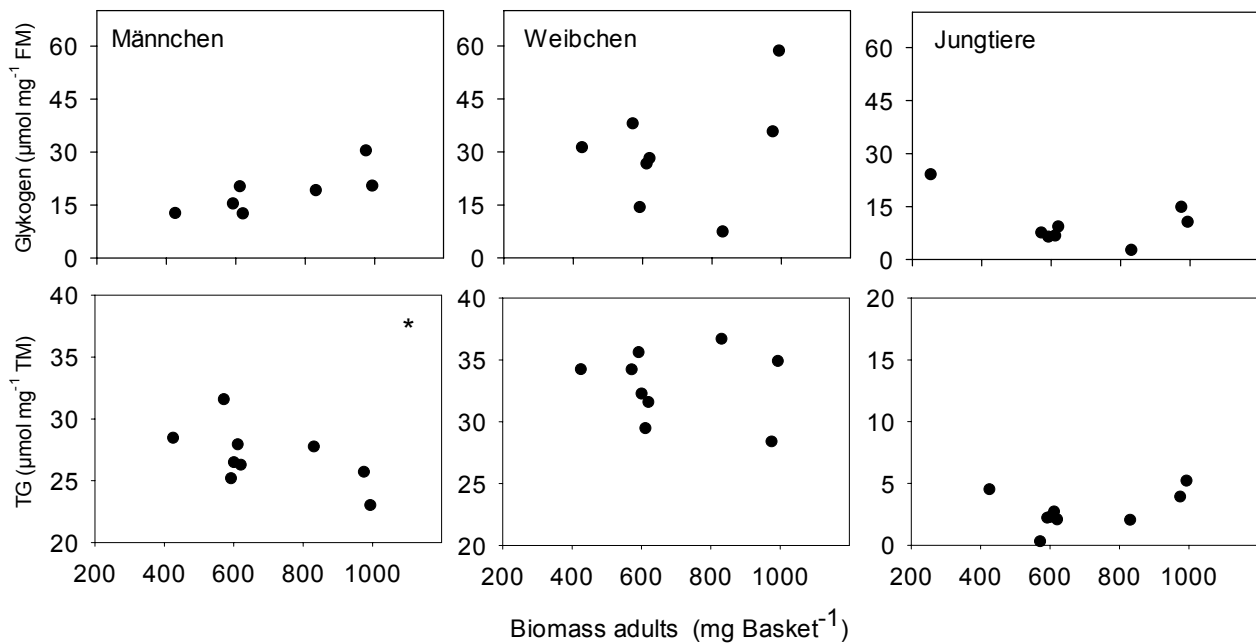


Abb. 2: Mittlere Konzentration der Reservestoffe Triglycerid und Glycogen in den Rinnen des Mesokosmosexperimentes nach 4 und 8 Wochen, dargestellt über den experimentellen Biomassegradienten der Adulten (n = 18)

Wird die intraspezifische Konkurrenz im engeren Sinne betrachtet, also die Auswirkung einer erhöhten Dichte oder Biomasse der Adulten aufeinander, so erscheinen die Ergebnisse widersprüchlich. Während die adulten Weibchen keine Änderungen der Reservestoffkonzentration zeigen (Abb. 2), kann bei den adulten Männchen eine signifikante Reduktion der Triglyceridkonzentration beobachtet werden (Abb. 2, Spearman Rangkorrelation, $R = -0,650$, $p = 0,05$, $n = 9$) und ein Anstieg der Glykogenkonzentration erscheint möglich (Abb. 2, Spearman Rangkorrelation, $R = 0,680$, $p = 0,07$, $n = 7$). Das RNA/DNA Verhältnis korreliert bei beiden Geschlechtern signifikant negativ mit der Biomasse der Adulten (Abb. 3, Spearman Rangkorrelation, Männchen: $R = -0,650$, $p = 0,05$, Weibchen: $R = -0,767$, $p = 0,001$; $n = 9$). Das RNA/DNA Verhältnis wird allgemein als Biomarker für die Wachstumsrate angesehen und niedrige Verhältnisse zeigen reduzierte Wachstumsraten oder schlechte Nahrungsversorgung an (Buckley 1984; Chicharo & Chicharo 2008). Dieser Interpretation folgend, kann die negative Korrelation als ein Hinweis auf intraspezifische Konkurrenz interpretiert werden und lässt eine reduzierte Wachstumsrate bei hohen Populationsdichten vermuten. Die niedrigeren Triglyceridkonzentrationen der adulten Männchen sind ebenfalls als ungünstig zu bewerten, da sie für eine schlechte Nahrungsversorgung oder besonders hohe Energieaufwendungen sprechen und potentiell die Überlebenswahrscheinlichkeit der betroffenen Organismen reduzieren (Cavaletto et al. 2003; Koop et al. 2008). Auch steigende Glykogenkonzentrationen werden im Allgemeinen als Stressindikator interpretiert, da sie auf einen anaeroben Metabolismus hinweisen (Shinji & Wilder 2012). Dieser Argumentation folgend, sind für *D. villosus* negative Effekte einer intraspezifischen Konkurrenz deutlich zu beobachten.

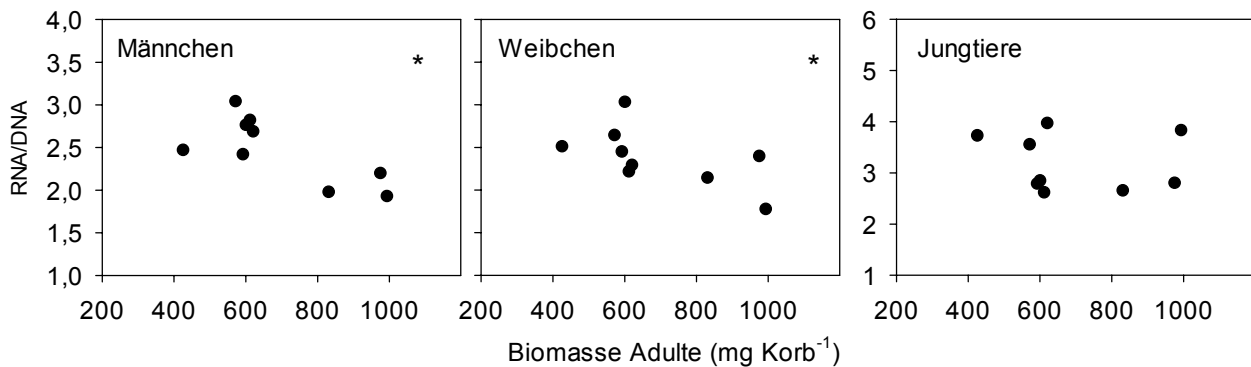


Abb. 3: Mittleres RNA/DNA Verhältnis in den Rinnen des Mesokosmosexperimentes nach 4 Wochen, dargestellt über den experimentellen Biomassegradienten der Adulten (n = 9)

Betrachtet man zudem die Reproduktionsaktivität von *D. villosus* in den Mesokosmen, ist eine positive Korrelation des Anteils eitrager Weibchen über den experimentellen Biomassegradienten festzustellen (Abb. 1, Spearman Rangkorrelation, $R = 0,770$, $p = 0,0$, $n = 9$). Dies widerspricht der These einer hohen intraspezifischen Konkurrenz. Gleichzeitig bietet aber eine hohe Reproduktionsaktivität auch eine alternative Erklärung für die geringere physiologische Fitness der Adulten. Durch das energetisch aufwendige Präkopula-Verhalten und die Aufwendungen für die Produktion der Eier wird die Leistungsfähigkeit der Organismen ausgeschöpft. Dies spiegelt sich in der Antwort der Biomarker wider. So werden besonders bei den aktiven Männchen die Reservestoffe verbraucht bzw. der anaerobe Metabolismus aktiviert, um die zusätzlichen Ausgaben für Bewegungsaktivität während der Präkopula zu decken. Die Eiproduktion hatte offensichtlich kaum Auswirkungen auf die Reservestoffgehalte, was wahrscheinlich darin begründet ist, dass die Eier große Mengen an Triglyceriden enthalten, die bei der Messung der Weibchen zwangsläufig mit erfasst werden. Die Reduktion des RNA/DNA Verhältnisses und die dadurch indizierte Reduktion des Körperwachstums scheint von einem ökologischen Standpunkt sinnvoll, da hier der Reproduktion Vorrang vor somatischem Wachstum eingeräumt wird.

Die im Mesokosmosexperiment beobachtete erhöhte Reproduktionsaktivität kann also als Ursache der reduzierten physiologischen Fitness angenommen werden. Wir folgern daher aus den Ergebnissen des Mesokosmosexperimentes, dass *D. villosus* keine starke intraspezifische Konkurrenz zeigt. Das ist einerseits ungewöhnlich für Gammariden, die omnivor sind und sich häufig zu einem relativ hohen Anteil kannibalistisch ernähren (Hellmann et al. 2013; Worischka et al. 2014) andererseits aber für eine invasive Art eine günstige ökologische Eigenschaft. Wenn keine starke intraspezifische Konkurrenz auftritt, kann das hohe Besiedlungspotential dieser Art, wie beispielweise hohe Wachstums- und Reproduktionsraten, optimal genutzt werden. Die geringe intraspezifische Konkurrenz kann also als eine weitere Arteigenschaft interpretiert werden, die den großen Invasionserfolg von *D. villosus* ermöglicht.

Danksagung

Wir möchten uns ganz herzlich bei unseren Kollegen der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz und der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung, Außenbezirk Dresden bedanken, ohne deren praktische Hilfe, Erfahrung und Ideen dieses Experiment nicht möglich gewesen wäre. Stellvertretend seien hier Jochen Koop, Franz Schöll, Ralf Korte und die Besatzung der ‚Bila‘ genannt. Außerdem danken wir Christian Sodemann und vielen hilfsbereiten Studenten für die Unterstützung

während der Freilandarbeiten und die Hilfe im Labor. Diese Studie wurde durch das Emmy Noether-Programm der DFG finanziert (WI 3592/1).

Literatur

- Becker, J., C. Ortmann, M. A. Wetzel, C. Winkelmann, and J. H. E. Koop. 2013. Mate guarding in relation to seasonal changes in the energy reserves of two freshwater amphipods (*Gammarus fossarum* and *G. pulex*). *Freshwater Biol* **58**: 372-381.
- Brujls, M. C. M., B. Kelleher, G. Van Der Velde, and A. B. De Vaate. 2001. Oxygen consumption, temperature and salinity tolerance of the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus*: indicators of further dispersal via ballast water transport. *Arch Hydrobiol* **152**: 633-646.
- Buckley, L. J. 1984. RNA-DNA ratio: an index of larval fish growth in the sea. *Mar Biol* **80**: 291-298.
- Cavaletto, J. F., T. F. Nalepa, D. L. Fanslow, and D. W. Schloesser. 2003. Temporal variation of energy reserves in mayfly nymphs (*Hexagenia* spp.) from Lake St Clair and western Lake Erie. *Freshwater Biol* **48**: 1726-1738.
- Chicharo, M. A., and L. Chicharo. 2008. RNA : DNA ratio and other nucleic acid derived indices in marine ecology. *International Journal of Molecular Sciences* **9**: 1453-1471.
- Devin, S., C. Piscart, J. N. Beisel, and J. C. Moreteau. 2004. Life history traits of the invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea : Amphipoda) in the Moselle River, France. *International Review of Hydrobiology* **89**: 21-34.
- Dick, J. T. A., D. Platvoet, and D. W. Kelly. 2002. Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea : Amphipoda). *Can J Fish Aquat Sci* **59**: 1078-1084.
- Grabowski, M., K. Bacela, and A. Konopacka. 2007. How to be an invasive gammarid (Amphipoda : Gammaroidea)-comparison of life history traits. *Hydrobiologia* **590**: 75-84.
- Hellmann, C., B. Wissel, and C. Winkelmann. 2013. Omnivores as seasonally important predators in a stream food web. *Freshwater Science* **32**: 548-562.
- Koop, J. H. E., M. Schaffer, C. Ortmann, and C. Winkelmann. 2008. Towards environmental assessment of river ecosystems by analyzing energy reserves of aquatic invertebrates. *Limnologica* **38**: 378-387.
- Macneil, C. and others 2010. The Ponto-Caspian 'killer shrimp', *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), invades the British Isles. *Aquatic Invasions* **5**: 441-445.
- Platvoet, D., G. Van Der Velde, J. T. A. Dick, and S. Q. Li. 2009. Flexible omnivory in *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) (Amphipoda) - Amphipod Pilot Species Project (AMPIS) Report 5. *Crustaceana* **82**: 703-720.
- Pockl, M. 2009. Success of the invasive Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* by life history traits and reproductive capacity. *Biological Invasions* **11**: 2021-2041.
- Shinji, J., and M. N. Wilder. 2012. Dynamics of free amino acids in the hemolymph of Pacific whiteleg shrimp *Litopenaeus vannamei* exposed to different types of stress. *Fisheries Science* **78**: 1187-1194.
- Tittizer, T., F. Schöll, M. Banning, A. Haybach, and M. Schleuter. 2000. Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* **39**: 1-72.
- Winkelmann, C., and J. H. E. Koop. 2007. The management of metabolic energy storage during the life cycle of mayflies: a comparative field investigation of the collector-gatherer *Ephemera danica* and the scraper *Rhithrogena semicolorata*. *J Comp Physiol B* **177**: 119-128.
- Worischka, S., C. Hellmann, T. U. Berendonk, and C. Winkelmann. 2014. Fish predation can induce mesohabitat-specific differences in food web structures in small stream ecosystems. *Aquat. Ecol.* **48**: 367-378.

HERRMANN, C., C. FEHSE & A. HAMM: Der Einfluss von Fischteichen auf die Nahrungsnetze natürlicher Bäche.

LEßMANN, D. & B. GRÜNEBERG: Limnologische Entwicklung eines kleinen Tagebau-sees nach chemischer Neutralisation und unter fischereiwirtschaftlicher Nutzung.

LORENZ, P., G. TROMMER & H. STIBOR: Increased N-input alters zooplankton densities in P-limited lakes.

MÜLLER, A. U., V. GUTEKUNST & F. BRÜMMER: Biozönose von Süßwasserschwämmen und der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* im Bodensee, Überlingen-Golbach, Baden-Württemberg.

POXLEITNER, M., G. TROMMER & H. STIBOR: Influences of increased nitrogen load on the phytoplankton community in a phosphorus limited lake.

Der Einfluss von Fischteichen auf die Nahrungsnetze natürlicher Bäche

Carina Herrmann¹, Catherine Fehse² & Andree Hamm³

1 Melbweg 42 D-53127 Bonn Tel.: +49 -228 -910190, chermann@uni-bonn.de, 2 Melbweg 42 D-53127 Bonn Tel.: +49 -228 -9101923, cgefhse@uni-bonn.de, 3 Melbweg 42 D-53127 Bonn Tel.: +49 -228 -9101913, a.hamm@uni-bonn.de

Keywords: Fischteiche, Makrozoobenthos, Mikrofauna, WRRL, Perlodes

Einleitung

Im Einzugsgebiet der Wupper (Bergisches Land) befinden sich zahlreiche Mittelgebirgsbäche. Viele dieser Bäche haben im Nebenschluss Fischteiche, von denen man gemeinhin annimmt, dass sie die Zönosen der Bäche negativ beeinflussen (Darschnik, 1997). In der vorliegenden Studie wurden anhand der Zönosen des Makrozoobenthos (benthische Makrozönose) und der Zönosen der Mikrofauna und -flora (Mikrozönosen) überprüft, wie der Einfluss solcher Fischteiche tatsächlich zu bewerten ist.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Aus dem Einzugsgebiet der Wupper wurden 3 Bäche mit genau einem Fischteich im Nebenschluss ausgewählt. Die untersuchten Bäche (B1, B2, B3) wurden an je einer Probestelle oberhalb (PS1) und unterhalb (PS2) der jeweiligen Fischteiche (Abb.1) mit der Methode des Multihabitat-Sampling (MHS) im Monat April beprobt. Anschließend wurden die Makrozoobenthosorganismen bestimmt, eine operationelle Taxaliste erstellt und die Metrics mit Hilfe des Asterics-/ Perlodes-Programms berechnet. Für die Erfassung der Mikrozönosen (Aufwuchsorganismen), wurden an denselben Probestellen (s.o.) Objektträger für die Dauer von 2 x 2 Wochen im Gewässer exponiert (Abb.2). In der Folge werden die Ergebnisse der Proben, die im selben Monat mit der Beprobung des Makrozoobenthos entnommen wurden, angeführt. Die Auswertung dieser Proben erfolgte unter dem Lichtmikroskop (Axioskop).

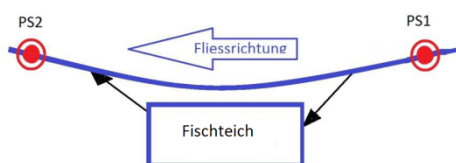


Abb. 1: Lage der PS1 und PS2
im Nebenschluss der Bäche



Abb. 2: Objektträgerhalter für Mikro-
faunabesiedlung

Ergebnisse

Die Abbildungen 3-5 zeigen die prozentuale Verteilung der erfassten Taxa über die systematischen Gruppen, die Verteilung dieser Taxa über die verschiedenen Ernährungstypen und die Zugehörigkeit (in %) der erfassten Mikroorganismen zu den entsprechenden Großgruppen.

Bach 1 (B1, Fläche: 25000m²): Anhand der erfassten Makrozoobenthosorganismen und der Ergebnisse der anschließenden Berechnungen (Asterics/Perlodes) kann der Zustand des Baches im Bereich der PS1 als gut und der PS2 nur noch als unbefriedigend bewertet werden. Des weiteren fällt auf, dass die Anzahl der erfassten Taxa an PS1 und PS2 ähnlich ist, die Anzahl der erfassten Individuen an PS1 jedoch fast fünfmal so hoch ist, wie an PS2. Dagegen ist der Anteil der aktiven Filtrierer (vor allem Bivalvia) an PS2 stark erhöht. Die Auswertung der Objektträger zeigt, dass die prozentualen Anteile der koloniebildenden Grünalgen und insbesondere der Kieselalgen an PS2 deutlich höher liegen als an PS1, wohingegen besonders der prozentuale Anteil der Flagellaten an PS2 deutlich geringer ist (Abb. 3).

Die Ergebnisse der Perlodesbewertung bestätigen die Ergebnisse einer Voruntersuchung von Fehse et al. (2013), in der ein ähnlich großer Fischteich im Einzugsgebiet der Wupper untersucht wurde. Allerdings waren dort sowohl die Taxazahl als auch die Individuenzahl des Makrozoobenthos unterhalb des Fischteichs wesentlich höher als oberhalb. Hier spielen möglicherweise noch unbekannte Einflüsse eine Rolle.

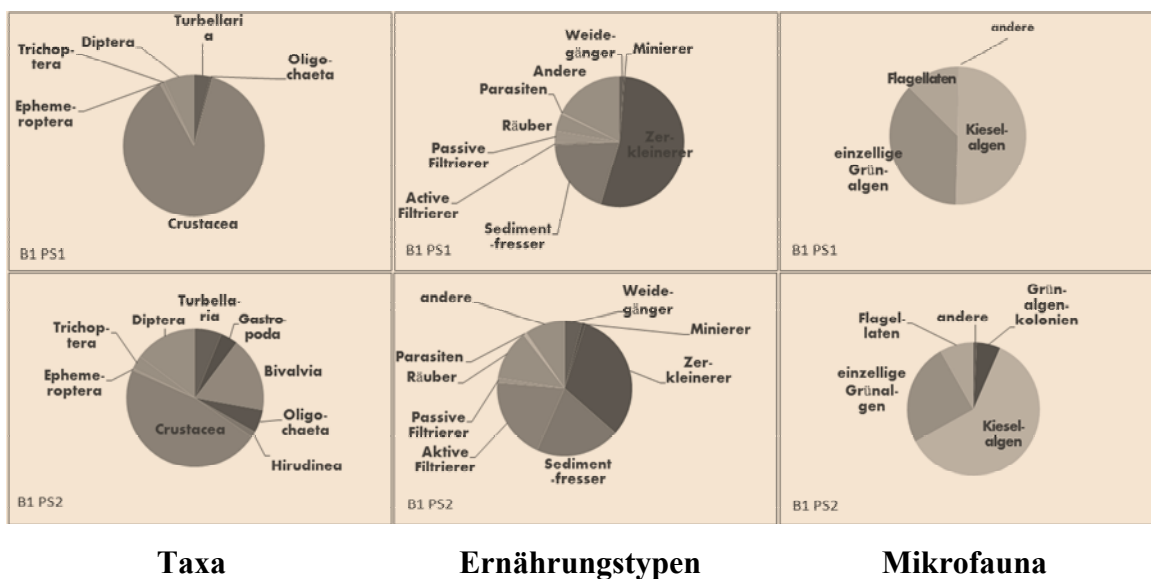


Abb. 3: Prozentuale Anteile der Taxa, Ernährungstypen und Mikrofauna an PS 1 und PS 2 in Bach 1

Bach 2 (B2, Fläche: 1250m²): Die Auswertung der Makrozoobenthosproben ergab, dass sich PS1 in einem guten und PS2 in einem mäßigen ökologischen Zustand befand. Die Taxaverteilung an PS2 zeigt eine deutliche Dominanz der Gattung *Gammarus sp.* (Crustacea), dennoch wird aus dem Diagramm der Ernährungstypen ersichtlich, dass die Funktionalität des Gewässers an PS2 im Vergleich zu PS1 nahezu unverändert bleibt. Die Zunahme der Filtrierer korrespondiert mit dem vermehrten Auftreten von Netze bauenden Trichoptera (*Hydropsyche sp.*) und Bivalvia (*Pisidium sp.*). Die Besiedlung der Objektträger zeigte im Falle von B2, dass sich diesmal der prozentuale Anteil der Kieselalgen an PS1 im Vergleich zu PS2 geringer ist, die prozentualen Anteile der einzelligen

Grünalgen an PS2 doppelt so groß ist (Tab1). Die Herabstufung auf einen nur mäßigen Zustand an PS2 ist vermutlich auch darauf zurückzuführen, dass diese Probestelle innerhalb des Dorfbereiches in Straßennähe mit zum Teil unkontrollierten Stoffeinträgen lag.

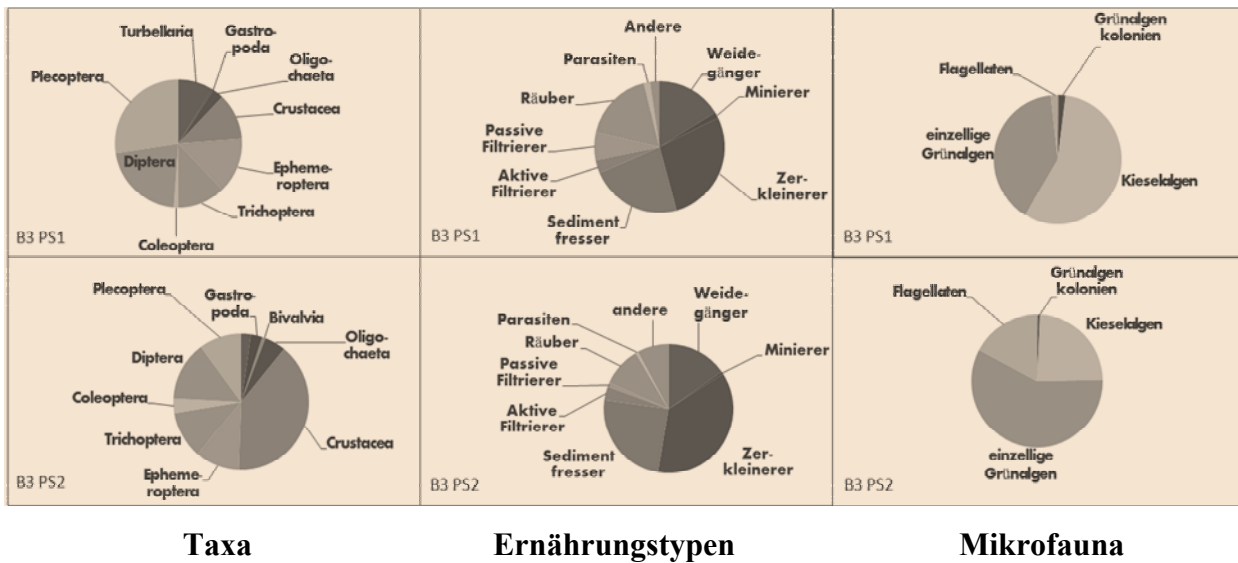


Abb. 4: Prozentuale Anteile der Taxa, Ernährungstypen und Mikrofauna an PS 1 und PS 2 in Bach 2

Bach 3 (B3, Fläche: 1250m²): Der ökologische Zustand von B3 konnte an beiden PS mit „gut“ bewertet werden (Tab 1). Der Crustaceenanteil an PS2 (*Gammarus* sp.) ist auch hier erhöht, die Ernährungstypenverteilung nahezu unverändert. Der Anteil der Kieselalgen an PS2 ist deutlich geringer, während die prozentualen Anteile der Flagellaten deutlich größer waren (Abb.5). In diesem Gewässersystem ist das vermehrte Auftreten von Flagellaten im Grunde der einzige Hinweis auf eine Eutrophierung unterhalb des Fischteichs (Berger et al., 1997). Ganz ähnliche Ergebnisse zeigte die Untersuchung eines Fischteiches im Einzugsbereich der Sieg (Fehse et al., 2013).

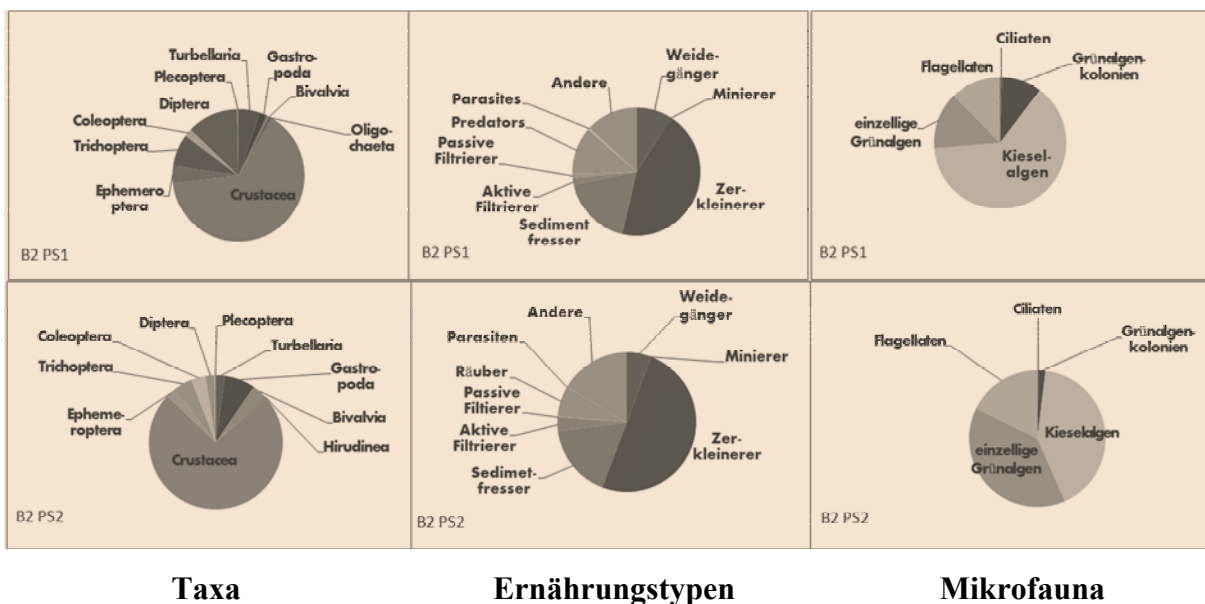


Abb. 5: Prozentuale Anteile der Taxa, Ernährungstypen und Mikrofauna an PS 1 und PS 2 in Bach 3

Tab. 1: Kenndaten für das Makrozoobenthos der Bäche 1, 2 und 3

Bach 1	PS 1	PS 2	Bach 2	PS 1	PS 2	Bach 3	PS 1	PS 2
Fläche Fischteich 1	ca. 25000 m ²		Fläche Fischteich 2	ca. 1 250 m ²		Fläche Fischteich 3	ca. 1 250 m ²	
Ökologische Zustandsklasse	gut	unbefriedigend	Ökologische Zustandsklasse	gut	mäßig	Ökologische Zustandsklasse	gut	gut
Individuenanzahl	1057	223	Individuenanzahl	629	690	Individuenanzahl	248	257
Taxazahl	13	21	Taxazahl	32	27	Taxazahl	31	35
Saprobienindex	1,6	1,9	Saprobienindex	1,48	1,66	Saprobienindex	1,46	1,62
Biodiversität nach Shannon-Weaver	0,6	1,9	Biodiversität nach Shannon-Weaver	1,7	1,3	Biodiversität nach Shannon-Weaver	2,6	2,6
Eveness	0,2	0,6	Eveness	0,5	0,4	Eveness	0,8	0,7

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigen, dass sich ein Fischteich, der sich im Nebenschluss eines Mittelgebirgsbaches befindet, nicht unbedingt negativ auf die Zönosen im weiteren Bachverlauf auswirken muss.

Vielmehr verdichten sich die Hinweise darauf, dass die Größe eines solchen Teiches dabei eine entscheidende Rolle spielt. Denn im Falle des Baches 1, der mit einer Fläche von ca. 25000 m² fast 20mal größer ist als die beiden anderen untersuchten Bäche, verschlechterte sich die ökologische Zustandsklasse um ganze zwei Stufen, während sie sich in Bach 2 lediglich um eine Stufe und in Bach 3 gar nicht ändert.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Masterarbeit am Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz. Für die Überlassung des Themas danke ich Dr. Andréé Hamm, für die Unterstützung bei der Bestimmung der Mikro- und Makrofauna Frau Dipl. Biol. Catherine Fehse.

Literatur

- Berger, Foissner, Komann (1997): Bestimmung und Ökologie der Mikrosaprobien nach DIN 38410. Gustav Fischer Verlag
- Darschnik, S. (1997): Störung des natürlichen Längsgradienten eines Bergbaches durch Forellenteichanlagen, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- Fehse, C. Herrmann, C. Sönmez, E., Tan, G. (2013): Trophische Ebenen in Mittelgebirgsbächen unter dem Einfluss von Fischteichen. Tagungsband Berlin-Potsdam 2013
- Mauch, E., Wittling, T. (1991): Der Einfluß von Fischteichanlagen auf den Gütezustand der Vorfluter. Biologische Untersuchungen an Bächen in Schwaben, Lauterbomia H. 8: 51-70, Dinkelscherben.

Limnologische Entwicklung eines kleinen Tagebausees nach chemischer Neutralisation und unter fischereiwirtschaftlicher Nutzung

Dieter Leßmann¹ & Björn Grüneberg¹

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Postfach 101344, 03013 Cottbus; lessmann@tu-cottbus.de, bjoern.grueneberg@tu-cottbus.de

Keywords: Tagebausee, Aquakultur, Phytoplankton, Trophie

Einleitung

Durch den Braunkohleabbau ist im Lausitzer Braunkohlenrevier eine Vielzahl neuer Seen entstanden, die wichtige Komponenten der nachbergbaulichen Entwicklung der Region sind. Der Tagebausee Tröbitz RL 122 im Lausitzer Braunkohlenrevier wurde 2009 durch eine Bekalkung chemisch neutralisiert, um eine fischereiwirtschaftliche Nutzung zu ermöglichen. Seit 2011 werden auf dem See Netzgehegeanlagen betrieben, in denen jährlich bis zu 13 t Satzkarpfen geschützt vor Kormoranfraß aufgezogen werden. Aufgrund hoher P-Bindungskapazität und -stabilität unter Zustrom eisenreichen Grundwassers ist jedoch keine Verschlechterung der Wasserqualität zu erwarten (Grüneberg & Kleeberg 2013). Eine Wiederversauerung machte 2013 eine erneute Bekalkung erforderlich. Die Entwicklung des Sees wird seit 2009 im Rahmen eines limnologischen Monitorings untersucht. Vor dem Hintergrund der chemischen Neutralisation sowie der weiterhin vorhandenen bergbaubedingten Beeinflussung und der hohen Nährstoffeinträge durch die Fischproduktion wird die limnologische Entwicklung des Gewässers dargestellt. Von besonderem Interesse sind dabei die Entwicklung der Trophie und der Phytoplanktonzönose.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Tagebausee Tröbitz RL 122 liegt im südwestlichen Brandenburg im Elbe-Elster-Kreis. Der See ging aus einem Braunkohletagebau hervor und hat sich vor rund 40 Jahren als Grundwasseraufschluss ohne oberflächliche Zu- und Abflüsse als saurer Tagebausee entwickelt. Bei einem Seevolumen von ca. 0,9 Mio m³ und einer Fläche von 26 ha hat der See eine mittlere Tiefe von 3,4 m. Die maximale Tiefe beträgt 7,4 m. Die theoretische Epilimniontiefe liegt bei 5,3 m. Das Hypolimnion beschränkt sich auf einen kleinen Bereich größerer Tiefe und macht während Sommerstagnationsperioden nur maximal ca. 10 % des Gesamtvolumens aus. In den meisten Jahren ist der See dimiktisch. In kühlen Sommern kann es jedoch zu einer zeitweisen Auflösung der Schichtung kommen.

Methoden

Im Zuge der chemischen Neutralisation und fischereiwirtschaftlichen Bewirtschaftung wird an dem See seit 2009 ein limnologisches Monitoring durchgeführt. Hierbei wurden im Bereich der maximalen Tiefe mindestens sechsmal jährlich Tiefenprofile physikalischer Kennwerte (Temperatur, Sauerstoff, pH-Werte, elektrische Leitfähigkeit, Trübung) gemessen und Beprobungen für die chemische

(Nährstoffe, Hauptkationen und –anionen, Metalle) und biologische Analytik (Chlorophyll a, Phyto- und Zooplankton) durchgeführt. Die Proben wurden während sommerlicher Schichtungsperioden als Mischproben aus Epi- und Hypolimnion entnommen, während des restlichen Jahres als Mischproben aus dem Wasserkörper bis zwei Meter über Grund und als separate Proben ca. 0,5 m über Grund.

Ergebnisse und Diskussion

Entwicklung des pH-Wertes

Nachdem der See über viele Jahre konstant pH-Werte um 3 aufgewiesen hatte, erfolgte im November 2009 eine chemische Neutralisation mit 205 t Kalksteinmehl (CaCO_3) und 68 t Kalkhydrat (Ca(OH)_2). Damit konnte der pH-Wert auf kurzzeitig bis zu pH 8,5 angehoben werden. Nach weitgehend stabilen pH-Werten um 7 im Jahr 2010, gingen die Werte 2011 und 2012 beständig leicht zurück. Eine beginnende Wiederversauerung begann sich 2012 vor allem im Oberflächenwasserkörper bemerkbar zu machen (Abb. 1).

Das vollständige Erschöpfen des Karbonat-Puffersystems machte im April 2013 eine erneute Bekalkung mit 70 t Kalksteinmehl erforderlich, wodurch der pH-Wert wieder in den neutralen Bereich angehoben werden konnte.

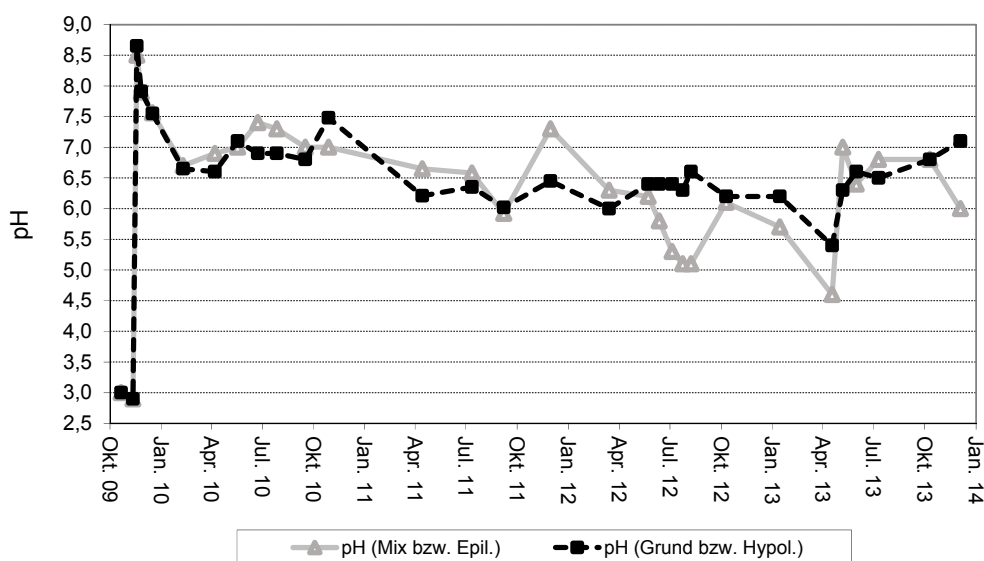


Abb. 1: Entwicklung des pH-Werts im Tagebausee Tröbitz RL 122. Bekalkungen des Sees erfolgten im November 2009 und April 2013.

Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen

Trotz intensiver fischereiwirtschaftlicher Nutzung des Gewässers seit dem Frühjahr 2011 von April bis Oktober mit einem dadurch bedingten etwa achtfach erhöhten Phosphoreintrag von $0,6 \text{ g}/(\text{m}^2 \text{ a})$ trat bisher im Epilimnion keine Erhöhung der Gesamtphosphor-Konzentration auf. Die Konzentrationen bewegen sich unverändert wie im Zeitraum ohne fischereiliche Bewirtschaftung im oligotrophen Bereich zwischen 5 und $10 \mu\text{g}/\text{l}$. Bemerkbar machten sich die Nährstoffausscheidungen der Fische dagegen im kleinen hypolimnischen Wasserkörper, in dem 2012 und 2013 kurzzeitig Gesamtphosphor-Konzentration bis 30 bzw. $20 \mu\text{g}/\text{l}$ gemessen wurden.

Entwicklung von Sichttiefe und Chlorophyll a-Konzentrationen

Mit den beiden Bekalkungen war eine Zunahme der Sichttiefe bis nahezu zum Grund im gesamten See verbunden. Gleichzeitig fielen die Chl a-Konzentrationen auf Werte nahe null ab. Entsprechend den oligotrophen Bedingungen waren auch in den restlichen Zeiträumen Sichttiefen zu verzeichnen, die stets über 1,5 m, meist sogar bei 3 m und darüber lagen. Die Chl a-Konzentrationen bewegten sich stets im Bereich weniger $\mu\text{g/l}$ (Abb. 2).

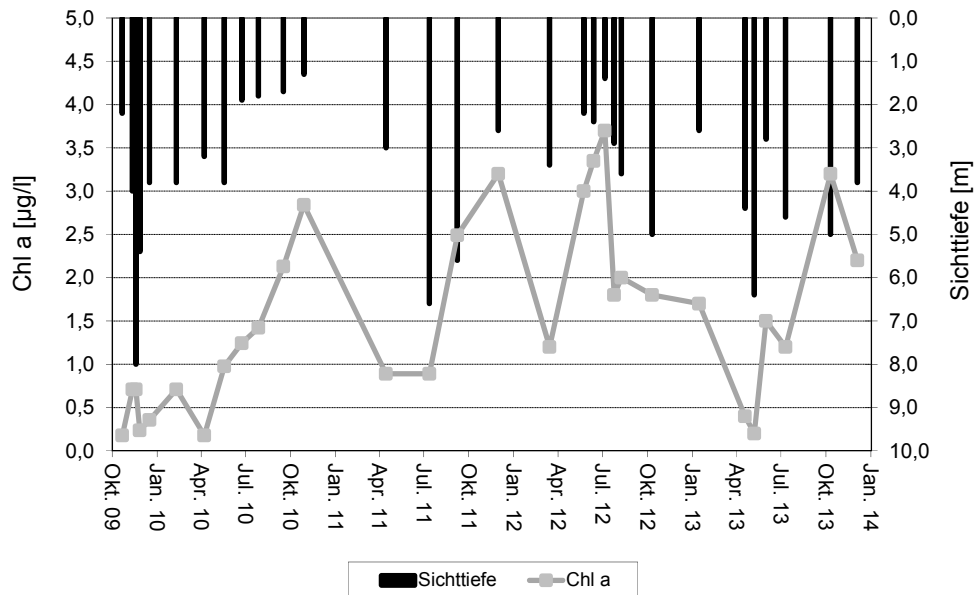


Abb. 2: Entwicklung von Sichttiefe und Chl a-Konzentrationen im Tagebausee Tröbitz RL 122.

Entwicklung der Phytoplanktonzönose

Die Phytoplanktonzönose zeigte nach der chemischen Neutralisation bereits im ersten Jahr eine rasche Zunahme der Artenvielfalt. Das Gesamt-Biovolumen blieb mit stets unter $1 \text{ mm}^3/\text{l}$ entsprechend dem niedrigen Nährstoffangebot sehr gering (Abb. 3). Die Taxazusammensetzung unterlag einem ständigen stärkeren Wechsel, der sich nicht nur im Jahresverlauf sondern auch im Vergleich der Jahre zeigte (Tab. 1). Während unter den sauren Bedingungen mit *Gymnodinium* und *Cryptomonas* zwei typische Gattungen saurer Tagebauseen (Lessmann & Nixdorf 2013) dominierten, waren die Dominanzstrukturen 2010 und in den Folgejahren deutlich ausgeglichener. Insbesondere mehrere Arten der Chrysophyceen und Dinophyceen erreichten höhere Anteile am Biovolumen. Die meisten Taxa aus der sauren Phase des Gewässers kamen aber weiterhin vor.

Im Zuge der Neutralisation des Tagebausees Bockwitz beobachteten Roenicke et al. (2010) ebenfalls eine rasche Zunahme der Phytoplanktondiversität, wobei dort vor allem Diatomeen, Chrysophyceen und Blaualgen dominierten.

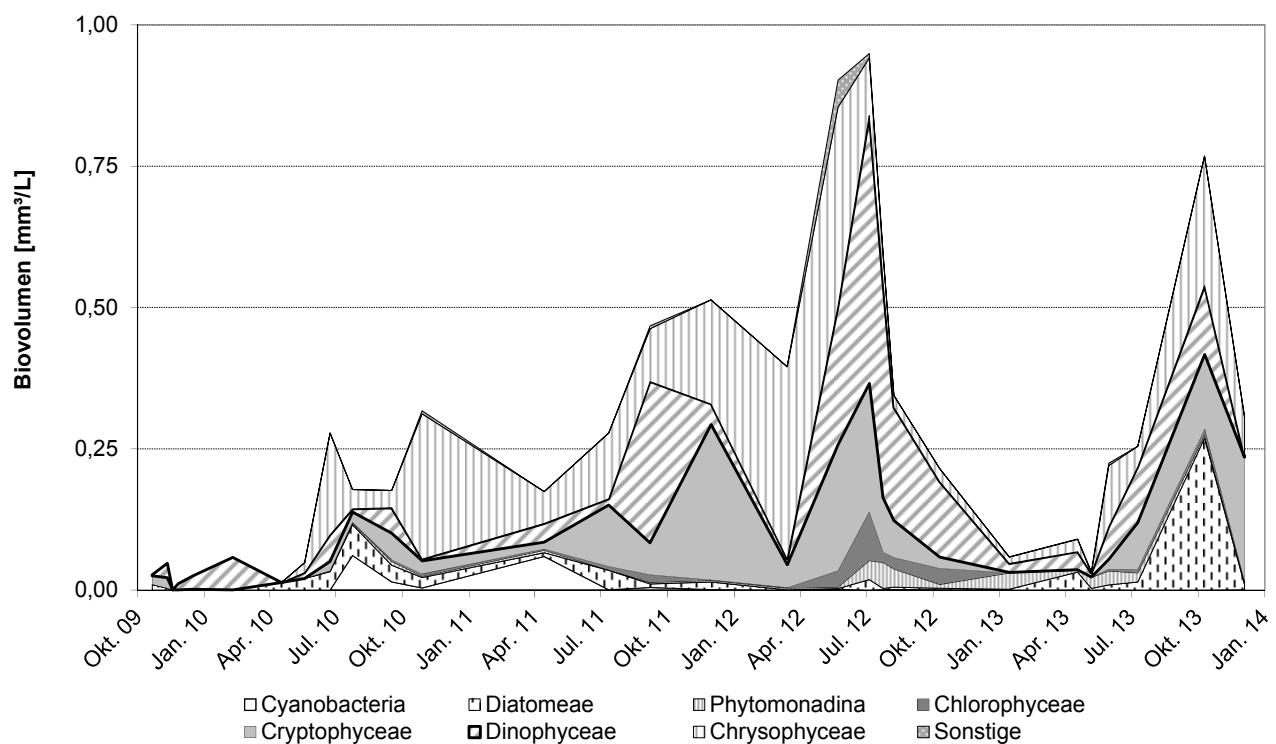


Abb. 3: Entwicklung des Phytoplanktonbiovolumens aufgeschlüsselt nach Algengruppen im Tagebausee Tröbitz RL 122. Bekalkungen im November 2009 und April 2013.

Tab. 1: Dominante Taxa des Phytoplanktons im Tagebausee Tröbitz RL 122 in den Jahren 2009 bis 2013 (Taxa mit hohem [+] bzw. sehr hohem [++] Anteil am kumulativen Biovolumen des jeweiligen Jahres).

Für 2009 liegen nur Daten für die Monate Oktober bis Dezember vor.

Taxon	(2009)	2010	2011	2012	2013
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Cyanobact.)		+			
<i>Fragilaria</i> sp. (Bacillarioph.)	+	++			
<i>Chlamydomonas</i> sp. (Chloroph.)					+
<i>Cryptomonas</i> sp. (Cryptoph.)	++	+	+	+	
<i>Rhodomonas</i> sp. (Cryptoph.)					+
<i>Amphidinium</i> sp. (Dinoph.)					++
<i>Gymnodinium</i> sp. (Dinoph.)	++	++	+	+	++
<i>Peridinium</i> sp. (Dinoph.)			++	++	++
<i>Chrysococcus minutus</i> (Chrysoph.)		++	+		
<i>Ochromonas</i> sp. (Chrysoph.)			+	+	+
<i>Pseudopedinella erkensis</i> (Chrysoph.)		++	++	++	
<i>Scourfieldia</i> sp. (Prasinoph.)					++

Zusammenfassung

Durch eine einmalige chemische Neutralisation konnten im Tagebausee Tröbitz RL 122 keine stabil pH-neutralen Verhältnisse erreicht werden. Wegen des Zustroms sauren eisenreichen Grundwassers war nach drei Jahren eine Nachbehandlung erforderlich.

Unter entsprechenden hydrogeochemischen Bedingungen können Tagebauseen aufgrund ihrer gegenüber natürlichen Seen erhöhten P-Bindungskapazität und -stabilität das Potential zu einer intensiveren fischereiwirtschaftlichen Nutzung aufweisen. Im Tagebausee Tröbitz RL 122 war auch nach drei Jahren trotz hohem Eutrophierungspotential durch die Fischproduktion keine Verschlechterung der Wasserqualität zu beobachten. Der See blieb unverändert oligotroph. Unter Akkumulation von Fischkot kam es jedoch in den Sommermonaten im Hypolimnion zu einer Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen.

Nach der Neutralisation nahmen Biovolumen und Artenvielfalt des Phytoplanktons bereits im ersten Jahr deutlich zu. Es dominierten Chrysophyceen und Dinophyceen und lösten die typischen Taxa saurer Tagebauseen zu einem großen Teil ab.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Auftrag des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow und mit finanzieller Unterstützung des Landesamtes für Landwirtschaft, Fischerei und Forsten des Landes Brandenburg durchgeführt.

Literatur

- Grüneberg, B., Kleeberg, A. (2013): Phosphorus in acidic mining lakes: importance and biogeochemical cycling. In: W. Geller, M. Schultze, R. Kleinmann & C. Wolkersdorfer (Hg.), *Acidic Pit Lakes – the Legacy of Coal and Metal Surface Mines*. Springer Book Series Mining and Environment. Springer-Verlag, Berlin: 62-75.
- Lessmann, D., Nixdorf, B. (2013): Phytoplankton. In: W. Geller, M. Schultze, R. Kleinmann & C. Wolkersdorfer (Hg.), *Acidic Pit Lakes – the legacy of coal and metal surface mines*. Springer Book Series Mining and Environment. Springer-Verlag, Berlin: 107-116.
- Roenicke, 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.

Increased N-input alters zooplankton densities in P-limited lakes

Patrick Lorenz, Gabriele Trommer & Herwig Stibor

Ludwig-Maximilians-Universität München, Department Biologie II, Aquatische Ökologie, Großhaderner Str. 2, 82152 Martinsried-Planegg. lorenz@bio.lmu.de, trommer@biologie.uni-muenchen.de, stibor@zi.biologie.uni-muenchen.de

Keywords: Nitrogen, Lake, Phosphorus limitation, Zooplankton

Introduction

During the last decades anthropogenic activities such as fertilizer production, cultivation of legumes and the use of combustion engines have exceeded the natural production of reactive nitrogen (Nr) substantially (IPCC 2013). Transported through the atmosphere, Nr is easily distributed and deposited in extensive amounts in terrestrial and aquatic ecosystems (Schlesinger 2009).

This atmospheric Nr deposition implies changes in biogeochemical cycles, for which lakes are important sentinels (Adrian et al. 2009). Due to their sensitivity to alterations in nutrient loadings (Rosenzweig et al. 2007), they may respond rapidly to changes in nutritious conditions (Hessen et al. 2009). Key nutrients of lake ecosystems which are indispensable for primary production are phosphorus (P), nitrogen (N) and silica (Si) (Tilman 1982). However, the limiting nutrient for phytoplankton growth in lakes is mainly P (Schindler 1977). Hence, additional Nr load caused by atmospheric deposition would not necessarily be considered to have obvious effects on a P limited lake ecosystem. Nevertheless, changes in the ambient nutrient compilation even in regard to non-limiting nutrients like N may alter growth conditions for organisms on various trophic levels in lake ecosystems.

As principal primary producer in lakes, phytoplankton forms the base of the food pyramid what highlights its ability to reflect (Mahlzahn et al. 2010) and transfer the nutrient conditions of the surrounding environment to higher trophic levels. Rising atmospheric Nr load in P limited lakes changes the ambient nutrient conditions and increases the N : P ratios, thus the P limitation in the lake water. In general, phytoplankton taxa are able to adjust their stoichiometric body C : N : P ratios on ambient nutrient conditions (Sommer 1989), making them relatively flexible to alterations in N : P ratios of surrounding water. On the contrary, zooplankton taxa are rather constant in the demand of N and P (Hessen 1990) what can cause trophic mismatches between nutrient requirements of herbivorous zooplankton and nutrient supply by phytoplankton (Elser et al. 2010). Since zooplankton acts as phytoplankton grazer, nutrient recycler (Andersen and Hessen 1991) and food prey itself, direct trophic cascade effects induced by increasing Nr input may lead to implications for entire lake food webs, including also planktivorous and furthermore piscivorous fish.

The aim of this study was to reveal if the Nr induced P limitation in phytoplankton is transferred to the next trophic level of herbivorous zooplankton. For this reason we conducted mesocosm experiments applying an N fertilization gradient in an oligotrophic lake in Southern Germany, in the years 2013 and 2014.

Material and Methods

Study site

The study was performed at lake Brunnsee in upper Bavaria. The lake is located north of lake Chiemsee near Seeon. Lake Brunnsee has an area of 5.8 ha, a maximum depth of 19 m and an average depth of 8.5 m. The water is rich in silica (SiO_2) ($< 9 \text{ mg/l}$) and NO_3 ($> 2 \text{ mg/l}$), NH_4 concentrations are about $50 \text{ }\mu\text{g/l}$. Since the total phosphorus content is usually below $10 \text{ }\mu\text{g/l}$, the lake can be considered as oligotrophic (Lampert and Sommer 2007).

Experimental setup

Experiments were conducted in years 2013 and 2014 and ran from March until May. The mesocosm consisted out of twelve enclosures, which were attached above the water surface to a raft (Fig. 1). The material for the enclosures was a white 3-layered silage foil, with a thickness of $150 \text{ }\mu\text{m}$. Enclosures had a diameter of 0.95 m and a water depth of 4 m resulted in an approximate total enclosure volume of 2,870 liters. The enclosures were filled with lake water, thus with the natural plankton community. They were open to the atmosphere for gas exchange, but covered by a lid out of a transparent foil to avoid external N supply from precipitation (Fig. 1).

Experimental design

The experiment was based on a gradient fertilization design with increasing N supply as the experimental factor. The amount of fertilization was calculated as a multiple of NO_3 and NH_4 amount (mass ratio $\text{NO}_3 : \text{NH}_4 = 3 : 1$) deposited into the lake by natural precipitation. These calculations are based on NO_3 and NH_4 measurements in rain samples of the years 2012 and 2013 as well as on regional data from Deutscher Wetterdienst (DWD) and Bayerisches Landesamt für Umwelt (Augsburg).

In 2013, six fertilization treatments (two replicates) were applied: one control treatment ($0 \times \text{N}$), one treatment simulating the natural N deposition ($1 \times \text{N}$), and treatments ($2 \times \text{N}$), ($8 \times \text{N}$), ($16 \times \text{N}$) and ($32 \times \text{N}$) simulating 2, 4, 8, 16 and 32 times the natural N deposition (Fig. 1). In 2014, four fertilization treatments (three replicates) were applied: one control treatment ($0 \times \text{N}$), one treatment simulating the natural N deposition ($1 \times \text{N}$), and treatments ($4 \times \text{N}$) and ($16 \times \text{N}$) simulating 4 and 16 times the natural N deposition (Fig. 1).

Zooplankton sampling

The zooplankton community was sampled once a week. A zooplankton net with a mesh size of $105 \text{ }\mu\text{m}$ and a diameter of 12 cm was hauled up from 4 m water depth to the surface. The sample was filled in 100 ml PE bottles and fixed with ethanol.

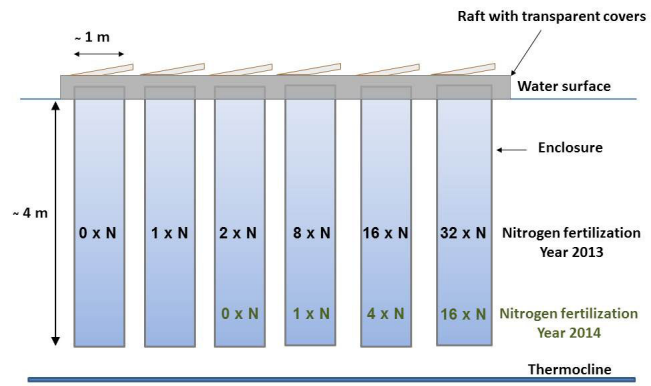


Fig. 1: (Left) Study site at lake Brunnsee with the raft - enclosure construction. (Right) Scheme of the mesocosm set up with the different N fertilization treatments. 0 x N – 32 x N indicates treatment specific N fertilization as a multiple (0 x – 32 x) of natural N deposition by precipitation. 2013: 6 N treatments, 2 replicates; 2014: 4 N treatments, 3 replicates.

Results & Discussion

Compositions of the zooplankton communities consisted of species of the taxonomic groups cladocerans, copepods and rotifers. With regard to the N fertilization we found different responses in those taxonomic groups.

In the year 2013, densities of total zooplankton and of copepods showed unimodal distributions along the N addition gradient (Fig. 2 A, B). In comparison to the other taxonomical groups rotifers had higher densities in high N addition treatments (Fig. 2 C), indicating shifts in zooplankton community compositions.

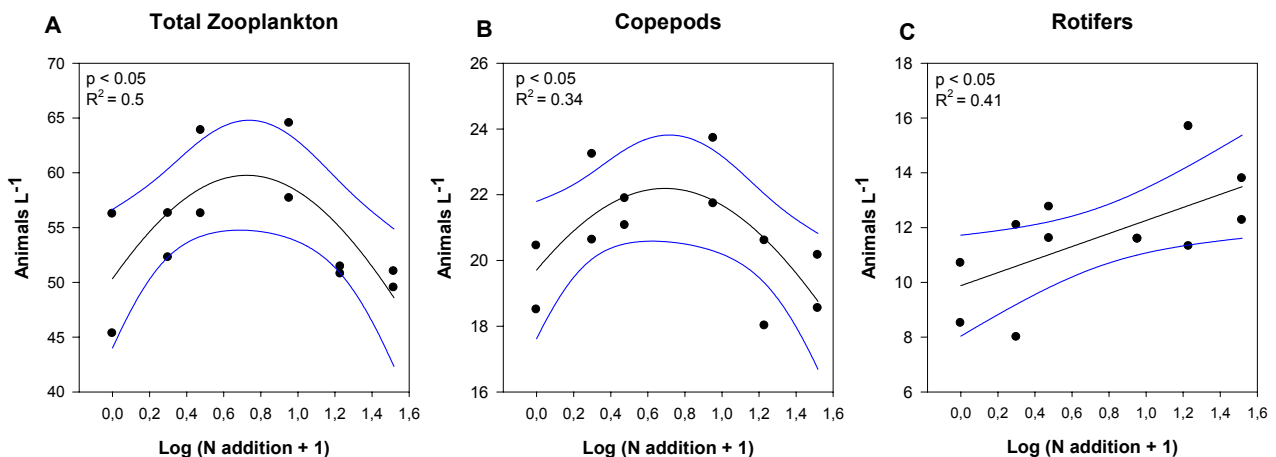


Fig. 2: Zooplankton densities in the year 2013 as sum of all samplings [Animals L⁻¹] against log transformed nitrogen addition [Log (N addition + 1)]. Densities for total zooplankton (A), copepods (B) and rotifers (C). Regressions with 95% confidence intervals (blue); p- and R²-values.

In 2014, densities of all zooplankton communities were strongly dominated by rotifer taxa and responses to N addition were weaker. However, after 22 days of N fertilization similar patterns to 2013 could be observed. Densities of total zooplankton, copepods, *Daphnia* were unimodal distributed along the N addition gradient (Table 1). In contrast to the year 2013, densities of rotifers showed also a unimodal relationship along the N fertilization gradient. Nevertheless, changes in zooplankton community compositions could also be observed due to increasing rotifer compared to crustacean densities with higher N fertilization (Tab. 1).

Tab. 1: Relationships of zooplankton along the N fertilization gradient after 22 days of fertilization in the year 2014. Given are the different taxonomic groups with the applied statistical models, R²- and p-values.

Taxonomic Group	Model	R²	p-value
Total Zooplankton	∩	0.51	< 0.05
Copepods	∩	0.56	< 0.05
<i>Daphnia</i>	∩	0.46	< 0.1
Rotifers	∩	0.46	< 0.1
Rotifers : Crustacean	/	0.29	< 0.1

We could show in two years in series in a P limited lake that increasing input of Nr can lead to shifts in zooplankton densities and changes in zooplankton community compositions. We suggest direct food web effects to be responsible for these effects. Nr load might change food quality of phytoplankton by an increase of N : P ratios in phytoplankton biomass. Crustaceans may be more affected by altered food quality than rotifers and show lowered densities in high N treatments. Rotifer taxa instead seem to cope better with higher N : P ratios or simply benefit from less competition in high N treatments. However, due to the important functions of zooplankton in lake food webs the observed effects may also be transferred to next trophic level, planktivore fish.

Acknowledgements

We thank M. Poxleitner and all Bachelor and Master students for the help during the experimental phases, A. Wild, A. Weigert for technical support. F. Buchberger, S. Hammerstein, S. Schultes and staff of the Seeon are acknowledged for their help in setting up the experiments. This study is part of a project funded by the Deutsche Forschungsgemeinschaft (TR 1126/1-1).

References

- Adrian, R., O'Reilly, C. M., Zagarese, H., Baines, S. B., Hessen D. O., Keller, W., Livingstone, D. M., Sommaruga R., Straile, D., Donk, E. V., Weyhenmeyer, G. A. and Winder, M. (2009) Lakes as sentinels of current climate change. *Limnology and Oceanography*, 54: 2283–2297
- Andersen, T. and Hessen, D. O. (1991) Carbon, nitrogen, and phosphorus content of freshwater zooplankton. *American Society of Limnology and Oceanography*, 36: 807-814
- Elser, J. J., Peace, A. L., Kyle, M., Wojewodzic, M., McCrackin, M. L., Andersen, T. and Hessen, D. O. (2010) Atmospheric nitrogen deposition is associated with elevated phosphorus limitation of lake zooplankton. *Ecology Letters*, 13: 1256–1261

- IPCC (2013) Intergovernmental panel on climate change fifth assessment report, <http://www.ipcc.ch/>
- Hessen, D. O. (1990) Carbon, nitrogen, and phosphorus status of *Daphnia magna* at varying food conditions. *Journal of Plankton Research*, 12: 1239–1249
- Hessen, D. O., Andersen, T., Larsen, S., Skjelkvale, B. L. and De Wit, H. A. (2009) Nitrogen deposition, catchment productivity, and climate as determinants of lake stoichiometry. *Limnology and Oceanography*, 54: 2520–2528
- Malzahn, A. M., Hantzsche, F., Schoo, K. L., Boersma, M. and Aberle, N. (2010) Differential effects of nutrient-limited primary production on primary, secondary or tertiary consumers. *Oecologia*, 162: 35–48
- Rosenzweig, C., G. Casassa, D.J. Karoly, A. Imeson, C. Liu, A. Menzel, S. Rawlins, T.L. Root, B. Seguin, P. Tryjanowski, (2007) Assessment of observed changes and responses in natural and managed systems. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 79–131
- Schlesinger, W. H. (2009) On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106: 203–208
- Schindler, D. W. (1977) Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, 195: 260–262
- Sommer, U. (1989) *Plankton ecology: succession in plankton communities*. Springer Verlag 1989
- Tilman, D., Kilham, S. S. and Kilham, P. (1982) Phytoplankton community ecology - the role of limiting nutrients. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13: 349–372

Titel: Biozönose von Süßwasserschwämmen und der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* im Bodensee, Überlingen-Goldbach, Baden-Württemberg

Andreas U. Müller¹, Valentin Gutekunst¹ & Franz Brümmer¹

¹ Universität Stuttgart, Institut für Biomaterialien und biomolekulare Systeme, Abteilung Zoologie, Pfaffenwaldring 57, 70569 Stuttgart, franz.bruegger@bio.uni-stuttgart.de

Keywords: Steilwand, Benthos, Wandermuschel, Schwämme, Konkurrenz, Bodensee, Morphologie

Im Bodensee, Überlingen-Goldbach, Baden-Württemberg, wurde das Ökosystem Steilwand näher untersucht. Hier wächst der Schwamm *Ephydatia fluviatilis* mit einer besonderen Morphologie – eine Kugelform mit einem zentralen, großen Osculum – ausschließlich auf der Wandermuschel *Dreissena polymorpha*. Daneben siedeln andere Schwämme als Krusten auf der Felswand. Die Studie verfolgte das Ziel die Schwammarten zu erfassen und das Phänomen des Bewuchses von *D. polymorpha* durch *E. fluviatilis* zu untersuchen. Die Arbeiten wurden an drei Beprobungsstellen innerhalb eines ca. 100 m langen Uferabschnitts durchgeführt. Unterwasserarbeiten (Probenahme, In-situ-Messungen, u. a.) wurden durch Gerätetauchen realisiert.

Die Arten der Schwämme im Bodensee wurden durch zwei verschiedene Ansätze identifiziert: (1) anhand morphologischer Merkmale (Phänotyp; Skelettnadeln (Spicula) aus Gewebe und Gemmulae) sowie (2) anhand genetischer Merkmale (Genotyp; COI- und ITS2-Sequenzen). Es wurden die Arten *Spongilla lacustris*, *Ephydatia muelleri*, *Ephydatia fluviatilis* und *Eunapius fragilis* identifiziert. Die Arten *E. muelleri* und *E. fluviatilis* dominierten in ihrer Individuenzahl deutlich.

Die Schwämme der Art *Ephydatia fluviatilis* wurden ausschließlich auf der Schale der Wandermuschel gefunden, obwohl freie Felswandflächen in unmittelbarer Nähe als Substrat zur Verfügung standen. Präparationen zeigten kein invasives Schwammwachstum, aber auch keine Verbindung von Ein- oder Ausströmöffnung beider Tiere. Der Speicherstoff Glykogen ist in bewachsenen Muscheln nicht reduziert, jedoch zeigt sich eine Reduktion in der Nahrungsaufnahme dieser Muscheln.

Aus der Untersuchung der Populationen von *D. polymorpha* und den Schwämmen konnte ein Profil an der Steilwand erstellt werden (Abb. 1).

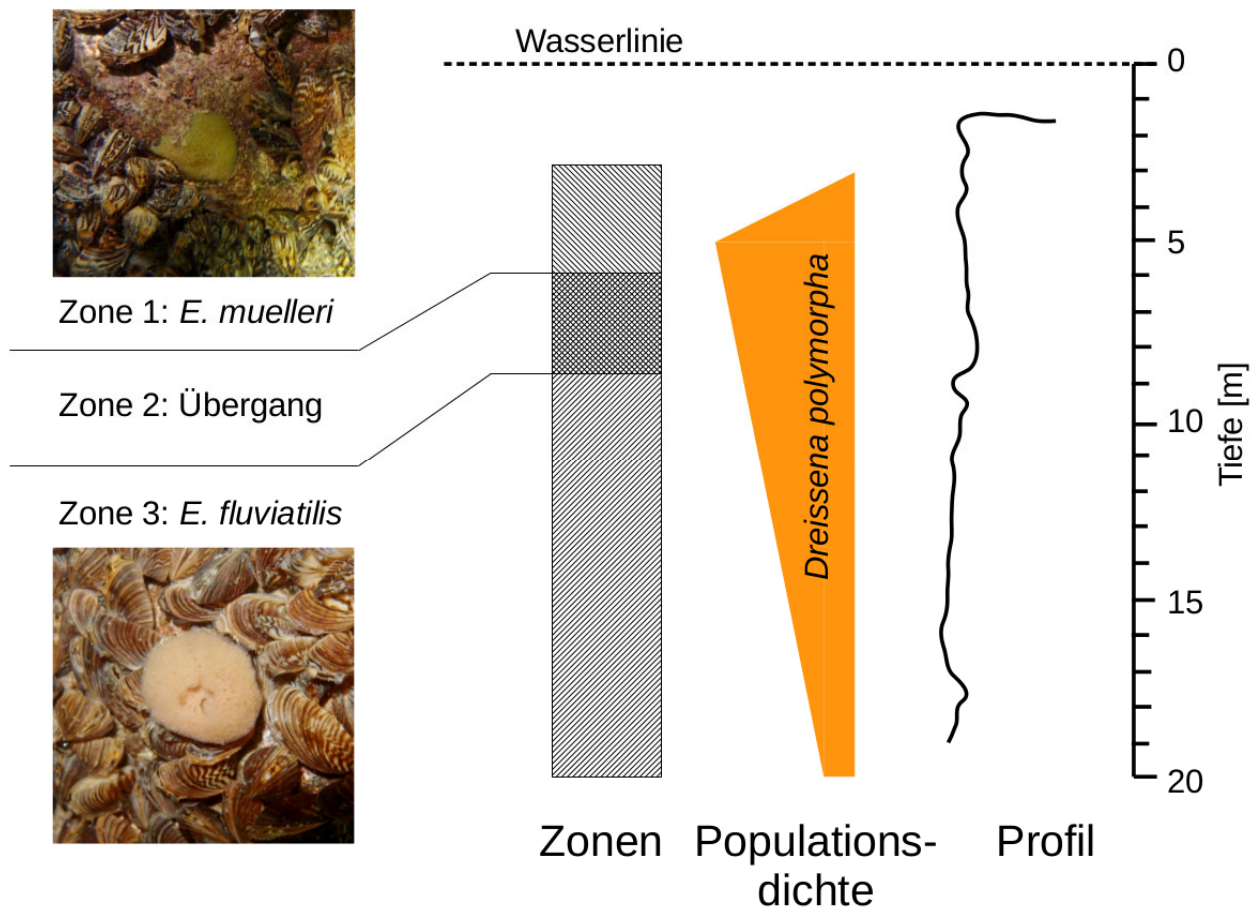


Abb. 1: Schema der Steilwandbesiedlung durch *Dreissena polymorpha*, *Ephydatia muelleri* und *Ephydatia fluviatilis*. Rechts: Kartiertes Profil der Steilwand an einer der Beprobungsstellen. Mitte: Ermittelte Populationsdichte von *D. polymorpha* (alle Beprobungsorte). Links: Zonierung der Schwammarten *E. fluviatilis* und *E. muelleri*.

Die Populationsdichte von *D. polymorpha* nimmt mit der Tiefe ab (170 mg Nassgewicht/cm² in 6 m Tiefe, 50 mg Nassgewicht/cm² in 18 m Tiefe). In 3 m bis 8 m Tiefe fand sich *E. muelleri*, während *E. fluviatilis* nur auf *D. polymorpha* und in 5 m bis 20 m Tiefe gefunden wurde.

Untersuchungen in der nordamerikanischen Seenplatte und in einem italienischen See zeigten, dass Schwämme sich gegenüber *D. polymorpha* als Substratkonkurrent durch aggressiven Bewuchs behaupten können [1],[2],[3]. Der Bewuchs von *D. polymorpha* durch *E. fluviatilis* im Bodensee unterscheidet sich von diesen Beobachtungen in Morphologie und dem wenig schädlichen Einfluss des Schwamms auf die Muschel. Weitere Arbeiten sollten die Beziehung Schwamm-Muschel auf positive Symbiose untersuchen und einen Zusammenhang mit der Zonierung an der Steilwand klären.

Literatur

- [1] Lauer TE und Spacie A (2004) Space as a limiting resource in freshwater systems: competition between zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and freshwater sponges (Porifera). *Hydrobiologia*, 517:137–145
- [2] Ricciardi A, Snyder FL, Kelch DO, und Reiswig HM (1995) Lethal and sublethal effects of sponge overgrowth on introduced dreissenid mussels in the Great Lakes - St. Lawrence River system. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52:2695–2703
- [3] Lancioni T und Gaioli E (2005) Competition between the freshwater sponge *Ephydatia fluviatilis* and the zebra mussel *Dreissena polymorpha* in Lake Trasimeno (central Italy). *Italian Journal of Zoology*, 72:27–32

Influences of increased nitrogen load on the phytoplankton community in a phosphorus limited lake

Monika Poxleitner, Gabriele Trommer & Herwig Stibor

Ludwig-Maximilians-University Munich, Department II Biology, Aquatic Ecology, Großhaderner Str. 2, 82152 Planegg-Martinsried; poxleitner@bio.lmu.de

Keywords: phytoplankton, community composition, nitrogen, phosphorus limitation

Introduction

Alterations in earth nitrogen (N) cycle are considered to be one of the biggest environmental problems humans have to face (Rockström *et al.*, 2009). One aspect, which is important to be considered is thereby the increasing proportion of reactive nitrogen (NO_x and NH_y) in the atmosphere. Reactive nitrogen gets easily distributed through the atmosphere and enriches ecosystem via precipitation. As nitrogen is the most limiting element on a global scale, increased deposition can lead to severe changes in ecosystems. So far, the main focus of studies of nitrogen deposition has been on effects in nitrogen limited systems. However, changes can also be expected in non nitrogen limited ecosystems. Other nutrient limitations, for example phosphorus (P) limitation can be relatively increased and resulting effects in ecosystems are difficult to predict and quantify. To investigate such effects of increased nitrogen load on plankton communities we performed a mesocosm experiment in an oligotrophic, primary phosphorus limited lake.

Material and methods

Mesocosm experiments were performed in the oligotrophic lake Brunnsee in Upper Bavaria, Germany (47°15' N, 12°12' E). The lake is located close to the Limnological Research Station of the LMU Munich, in which water and plankton analyses were performed. Lake Brunnsee is a small (5.8 ha) kettle lake with a maximum depth of 19 m. It is fed by silica and nitrate rich groundwater and has a low phosphorus content (<10 µg/L) leading to a dissolved N:P ratio of >1000:1.

The deployed enclosures were 4 m deep and had a diameter of 0.95 m. They were filled with the natural lake plankton community by pulling them up from about 4 m depths. The enclosures were attached to rafts fixed in the lake and covered with a transparent foil to exclude nitrogen input through precipitation.

Nitrogen enrichment was performed twice a week for a period of nine weeks. The nitrogen enrichment followed a gradual design (2-times replicated) with 0-, 1-, 2-, 8-, 16- and 32-times the natural nitrogen input in that region. For the different treatments, 0-, 1-, 2-, 8-, 16- and 32 ml of a stock solution with 30 mg/L nitrate and 10 mg/L ammonium were filled up with distilled water to 1 L fertilization solution.

Once a week 2 L of enclosure water were sampled using a 2 m integrated water sampler and filtered over a 250 µm mesh. The *in vivo* chlorophyll *a* content was measured using an AlgaeLabAnalyser (bbe Moldaenke GmbH, Germany) and samples for counting under an inverted microscope were

fixed in Lugol's iodine. Between 100 and 350 ml of enclosure water was filtered on glass fibre filters (GF/F) for the analyses of seston stoichiometry (Particulate organic carbon, N, P).

Results and Discussion

Chlorophyll *a* measurements revealed a spring bloom succession of phytoplankton in all treatments with maximum values after 34 days (not shown). At maximum chlorophyll *a* concentrations differences between the different nitrogen additions became visible.

Microscopic analyses did show a similar peak development (Fig. 1A) as chlorophyll *a* measurements. This succession could be seen especially Diatoms (Fig. 1B) as well as in Chrysophytes (Fig. 1C). Dinoflagellates however showed a different development with a peak after 20 days, but only in some of the treatments (Fig. 1D).

Within the Diatoms we saw a shift between the most abundant species with time. At the beginning of the experiment, mainly *Asterionella sp.* were observed. When *Asterionella sp.* decreased with time, it was replaced by *Cyclotella sp.* and at the end of the experiment by *Fragilaria sp.*. *Cyclotella sp.* showed a peak after 40 days (data not shown), indicating the highest contribution to total diatom cell numbers (Fig. 1 B).

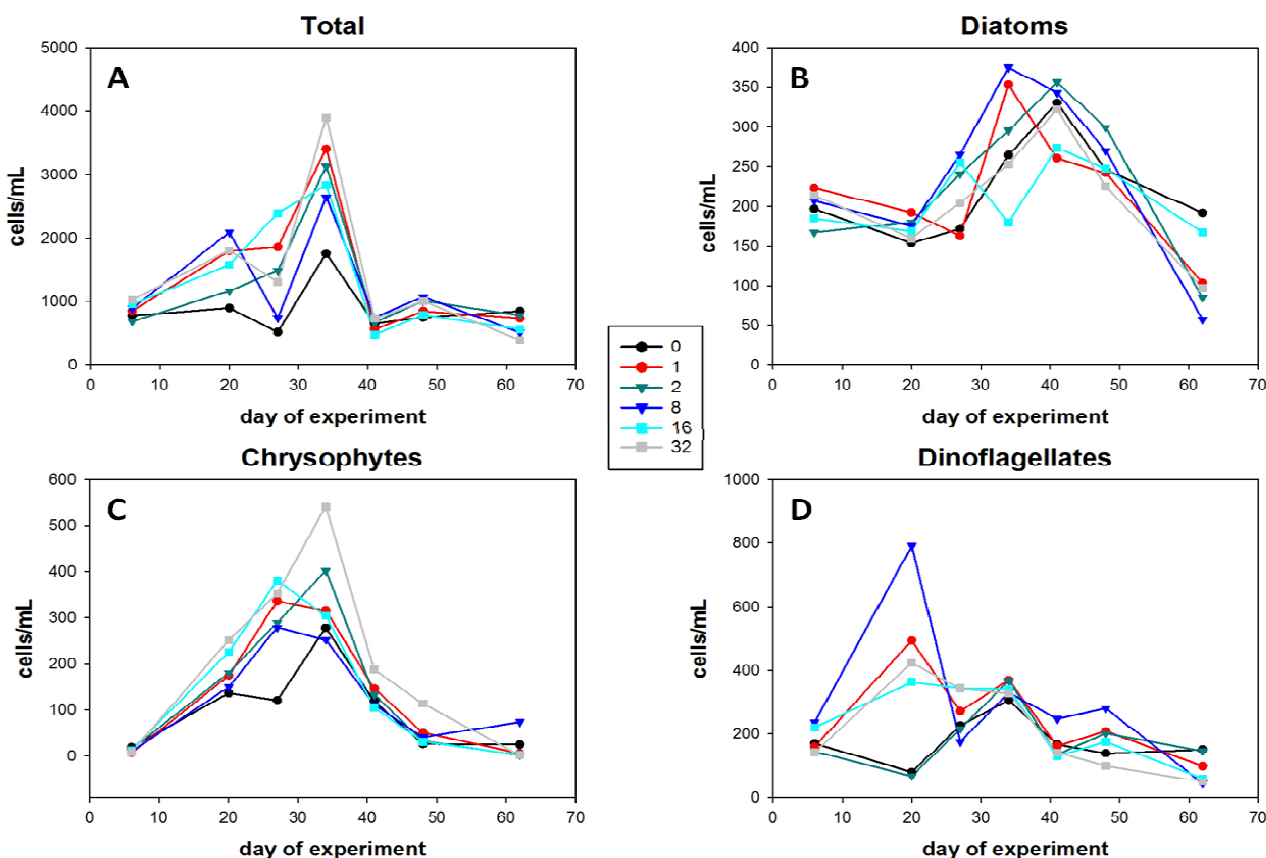


Figure 1 Phytoplankton development in cells/mL over time. Shown are mean values of the two replicates per treatment.

Total phytoplankton as well as Dinoflagellate biovolumes showed a unimodal response to increasing nitrogen enrichment (Table 1). In the group of Chrysophytes, a trend of increase of biomass with increasing nitrogen input could be observed (Table 1). This trend was characterized by the main abundant species, *Dinobryon sp.*. Diatoms as a group did not show any response to N load. However, *Cyclotella sp.* revealed a unimodal response to experimentally increased N load ($p < 0.05$).

The different responses of algae species of different taxonomical groups probably arise from different nutrient demands and their ability to use the different nitrogen sources of nitrate and ammonium (Dortch, 1990). Proportionally the increase from initially available nitrate and ammonium, due to the fertilization, was higher for ammonium. Thus species that showed an increase in biomass with increased fertilization might use ammonium more efficiently, e.g. *Dinobryon* and *Cyclotella sp.* and show a higher production.

An additional nitrogen uptake might imply changes in seston stoichiometry. However, no general stoichiometric response was revealed, but a trend was detectable at the day of the chlorophyll *a* maximum. Both C:P and N:P showed a linear increase with increasing nitrogen addition on that day ($p < 0.5$ for both) whereas C:N again showed no response. This furthermore indicates an intermittently increased P limitation in food quality for zooplankton.

Table 1 Summary of regression analyses of phytoplankton biovolume analysis. Applied regression model are linear or unimodal Gauss fits. Slopes are shown for linear regression models. Significant p-values are highlighted ($p < 0.05$).

Algae group/species	model	slope	p
Total community	Gauss		0.008
Dinoflagellates	Gauss		0.037
Chrysophytes	linear	0.13	0.069
Diatoms	linear	-0.00	0.868

Conclusions

The increased nitrogen supply effected phytoplankton groups and species in different ways. The responses seem to be species specific and suggest that an increased nitrogen supply may change growth dynamics in phytoplankton even in P limited lakes. The observed changes in the phytoplankton community may be transferred to higher trophic levels due to an altered food composition and quality for zooplankton.

Acknowledgements

We thank A. Wild, A. Weigert, M. Feissel and W. Brosch for all technical support. S. Behl, S. Schultes, S. Hammerstein and staff of the town Seeon are acknowledged for their help in setting up the experiments. This study is part of a project funded by the Deutsche Forschungsgemeinschaft (TR 1126/1-1).

References

- Rockström, J. and others (2009): A safe operating space for humanity. *Nature*, **461**: 472-475.
Dortch, Q. (1990): The interaction between ammonium and nitrate uptake in phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series*, **61**: 183–201.

HACHTEL, J., K. LANGROCK & W. SCHMITZ: Mikroplastik im Wasser: Modellexperimente für die Umweltbildung.

HERZOG, J., K. GRABOW & A. MARTENS: Angelt Angler Anton alle Aale? - Das Angelspiel neu entdeckt.

KUBSCH, G., L. TÄUSCHER & W. M. RICHTER: Praktikum und Sommerkurse für Umweltanalytik und Umweltchemie.

TÄUSCHER, L. & ST. WISCHER: „Spuren im Land“ - ein Schülerkurs „Auenökologie / Hochwasserschutz“ im „Grünen Haus“ im Elbe-Havel-Winkel (Sachsen-Anhalt) als Beitrag zur Umweltbildung.

Mikroplastik im Wasser: Modellexperimente für die Umweltbildung

Julia Hachtel, Kerstin Langrock & Wolfgang Schmitz

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Chemie, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, juliahachtel@gmail.com, langrockkerst@ph-karlsruhe.de, wolfgang.schmitz@ph-karlsruhe.de

Keywords: Mikroplastik, Umweltbildung, Modellexperimente, Basiskonzepte des Chemieunterrichts

Einleitung

Als Mikroplastik werden Plastikteilchen bezeichnet, die kleiner als 5mm sind. Mikroplastikpartikel entstehen, wenn Kunststoffmüll durch den Einfluss von Sonnenstrahlen, Luft oder Wasser in kleine Einzelteile zerfallen (sekundäre Mikroplastikpartikel). Schon seit längerem sind die hohen Konzentrationen von Mikroplastikpartikeln in den Ozeanen bekannt mit erheblichen bis sogar tödlichen Auswirkungen auf Meerestiere (Andrady 2011, Browne et al. 2013, GESAMP 2010, Holm et al. 2013, Ivar do Sul 2013, Köhler 2014, Labrenz 2014, LUWG 2014, Rochmann et al. 2013). Aber auch in Binnengewässern konnten Mikroplastikpartikel nachgewiesen werden (Laforsch 2014a, Laforsch et al. 2014b, Lechner et al. 2014, Sadri 2014).

Weniger bekannt und vor allem von vielen kaum wahrgenommen ist die Tatsache, dass Mikroplastikpartikel (primäre Mikroplastikpartikel) für die Produktion zahlreicher Kosmetikartikel, wie beispielsweise Duschgele oder Peelings eingesetzt werden (vgl. BUND 2015). Die Verwendung von Mikroplastik in Zahnpasten ist erfreulicherweise inzwischen von den meisten Herstellern aufgegeben worden (BUND 2015).

Diese Mikroplastikpartikel werden in der Regel nicht aus den Abwässern entfernt und gelangen so ungehindert in Seen, Flüsse und Meere (Gerdtts et al. 2014). Diese Thematik ist derzeit ein Spitzen-thema in der Umweltforschung.

Zu dieser hochaktuellen Thematik wurden und werden Modellexperimente entwickelt, die einen Beitrag zu einer besseren Umweltbildung darstellen. Die im Rahmen der „Aktionstheke Wasser und Bildung“ vorgestellten Experimente stellen eine erste kleine Auswahl an Experimenten dar. Aktuelle Forschungsergebnisse aus den Umweltwissenschaften können so mit Hilfe dieser Experimente dem Bildungssektor für die Aus-, Fort- und Weiterbildung zur Verfügung gestellt werden.

Die entwickelten Experimente eignen sich, um auch fachübergreifende Aspekte der Chemie und der anderen naturwissenschaftlichen Fachdisziplinen, der Umwelttechnik und der Lebenswelt mit Hilfe von Basiskonzepten des Chemieunterrichts anschaulich zu verknüpfen.

Modellexperimente

Alltagsprodukte mit Mikroplastik

Aus verschiedenen Kosmetikartikeln, die Mikroplastikpartikel enthalten (vgl. BUND 2015), werden die Kunststoffpartikel mit einem entsprechend geeigneten Filter bzw. Bodensieb abgetrennt. Dazu wird z.B. eine Mikroplastik-haltige Packung Duschgel bzw. Peeling u.ä. in einigen Portionen mit viel Wasser ausgewaschen. Die so isolierten Feststoffe bzw. Feststoffgemische werden anschließend an der Luft oder im Trockenschrank bei 50°C getrocknet, die Ausbeute bestimmt und in Rollrandgläschen umgefüllt (Abb. 1). Anschließend werden die Proben unter dem Mikroskop betrachtet (Abb. 2).



Abb. 1: Mikroplastikausbeute aus Alltagsprodukten/Kosmetika: Gesichtspeeling (P1), Duschgel (P2), Waschcreme (P3)

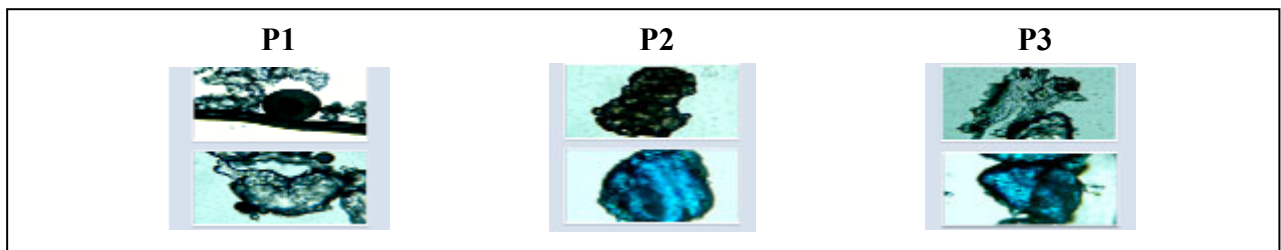


Abb. 2: Mikroplastikpartikel unter dem Mikroskop: Gesichtspeeling (P1), Duschgel (P2), Waschcreme (P3)

Manche Kosmetika enthalten neben Mikroplastikpartikeln u.a. aus Acrylatescopolymer (AC) bzw. Acrylatescrosspolymer (ACS) auch Titandioxid. Titandioxid hat eine wesentlich höhere Dichte und lässt sich durch Schwimmtrennung von den Polymeren abtrennen (Abb. 3). Das Titandioxid kann nachgewiesen werden, indem man eine getrocknete Probe auf eine Magnesiarinne überführt und mit der sechsfachen Menge Kaliumhydrogensulfat in der Bunsenbrennerflamme zur Schmelze bringt. Nach dem Abkühlen löst man den Rückstand in einem Reagenzglas in Wasser und weist Titandioxid als charakteristisch gelb-orange gefärbtes Peroxotitanylsulfat nach (Abb. 3). Dazu wird zu der nach dem Aufschlussverfahren gewonnenen Titanylsulfat-Lösung etwas Wasserstoffperoxid-Lösung ($w=10\%$) gegeben.

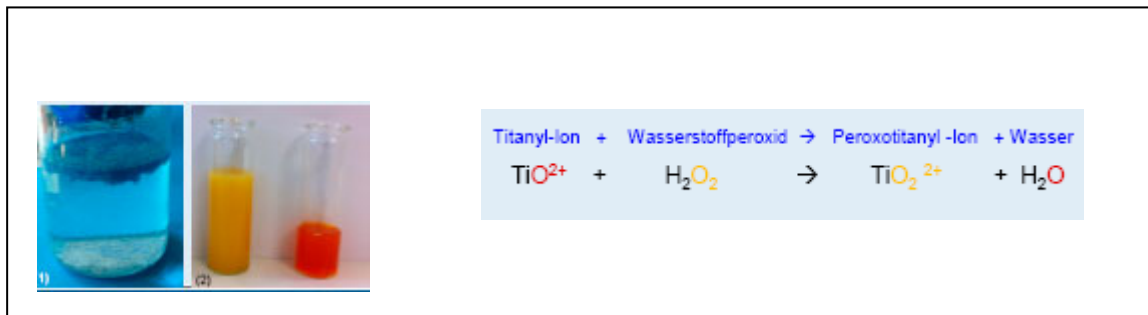


Abb. 3: Isolierung (links (1)) und Nachweis von Titandioxid aus einer Waschcreme (P3) bzw. Gegenprobe mit Titanylsulfat, gewonnen aus reinem Titandioxid (rechts (2)), sowie Reaktionsgleichung

Mikroplastikentfernung im Fettabscheider der Klärwerke

Mikroplastikpartikel werden in den Klärwerken nicht zurückgehalten. Sie gelangen in den Klärschlamm oder in die Oberflächengewässer. Daher untersucht man neue effektive Methoden, um Mikroplastikpartikel zurückhalten zu können (Gerdtts et al. 2014). Ein aktuelles Verfahren ist das bisher nur in wenigen Kläranlagen verwendete Verfahren der Schlussfiltration. Lediglich Plastikpartikel geringer Dichte können zu einem kleinen Teil im Fettabscheider eines Klärwerks zurückgehalten werden, wie das folgende Modellexperiment zeigt (Abb. 4). In einem selbst gebauten Modell eines Fettabscheiders wird Wasser eingefüllt sowie aus Kosmetika gewonnene Mikroplastikpartikel eingerührt. Auf die Wasseroberfläche wird dann eine Schicht von 2cm Speiseöl gegeben. Die Mikroplastikpartikel mit geringer Dichte verteilen sich in der Ölphase, die abgesaugt werden kann (Analogie zur Kläranlage).

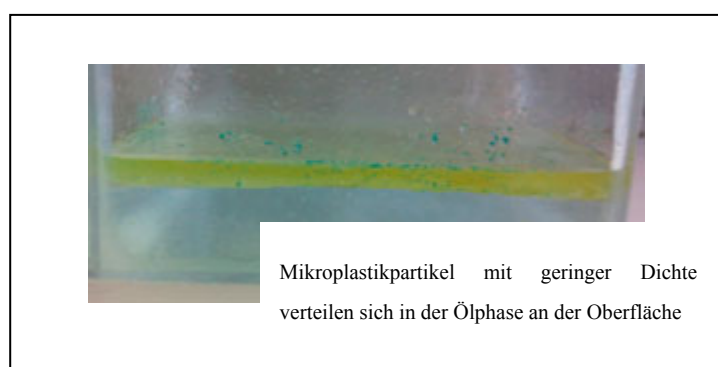


Abb. 4: Modellexperiment zur Mikroplastikentfernung im Fettabscheider der Klärwerke

Mikroplastik in Muscheln – Ergebnis eines Modellexperiments

In einem Aquarium, das mit einem Sprudelstein gut durchlüftet wird, wurde eine im Zoohandel erhältliche Teichmuschel gehalten. Dem Aquarienwasser wurde eine Portion von 1g Mikroplastik, das aus Kosmetikartikeln isoliert wurde, zugesetzt. Nach einer Woche wurde die Muschel auf inkorporierte Mikroplastikpartikel untersucht. In der aufgeschnittenen Muschel lassen sich mit bloßem Auge bzw. unter dem Binokular von den Kiemen aufgenommene Mikroplastikpartikel erkennen (Abb. 5). Dieses Experiment zeigt sehr deutlich und drastisch, dass Mikroplastikpartikel auf diese Weise in die Nahrungskette gelangen.

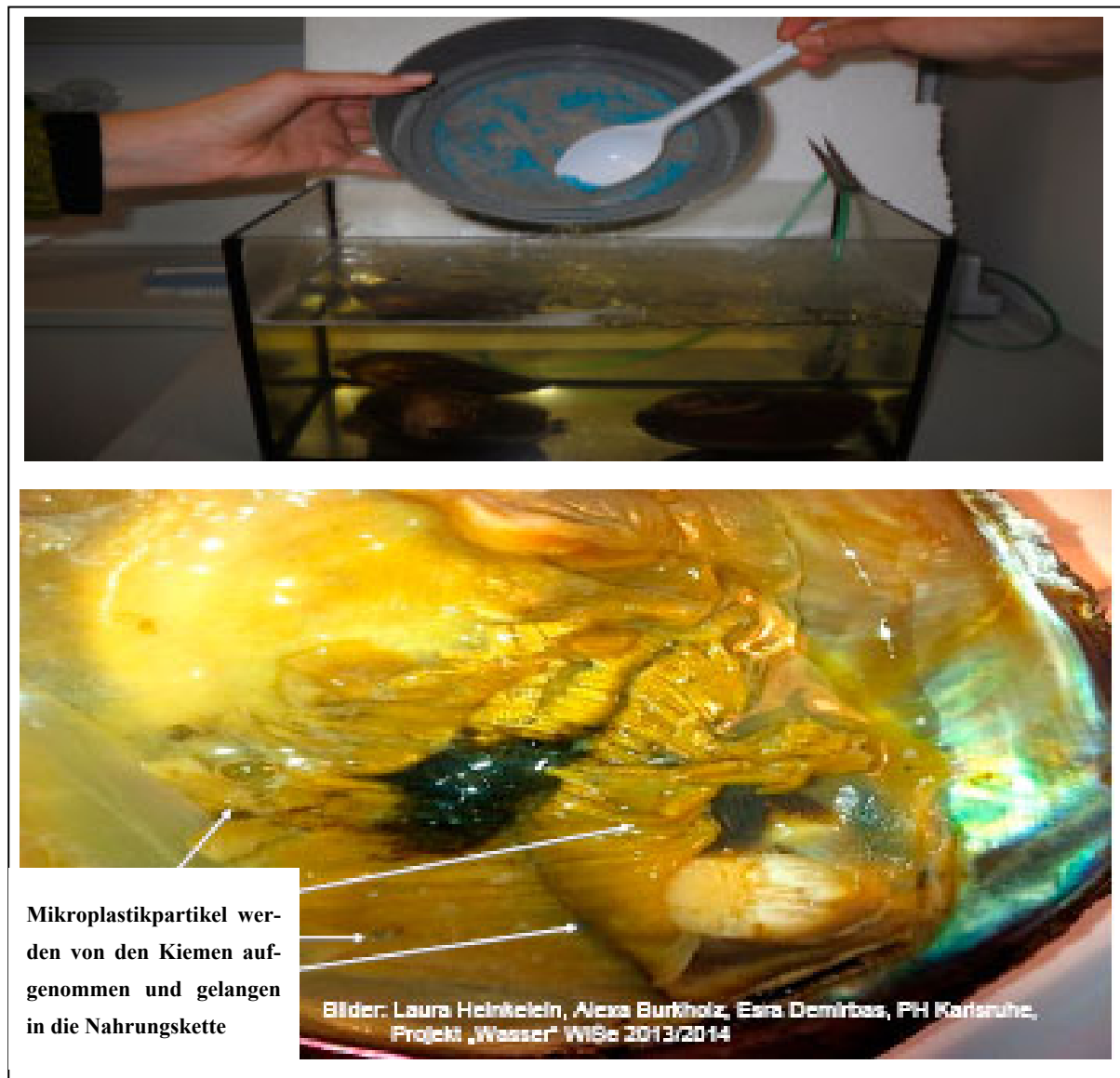


Abb. 5: Mikroplastik in Muscheln – Muscheln inkorporieren zugesetzte Mikroplastikpartikel (oberes Bild), welche nach dem Präparieren der Muschel z.B. in den Kiemen nachgewiesen werden können (unteres Bild).

Zusammenfassung

Zu diesem hochaktuellen Thema „Mikroplastik“ wurden und werden Modellexperimente entwickelt, die einen Beitrag zu einer besseren Umweltbildung und nachhaltigen Umwelterziehung liefern sollen. Die im Rahmen der „Aktionstheke Wasser und Bildung“ vorgestellten Experimente stellen eine erste kleine Auswahl an Experimenten dar. Somit können aktuelle Forschungsergebnisse aus den Umweltwissenschaften mit Hilfe derartiger Experimente dem Bildungssektor für die Aus-, Fort- und Weiterbildung zur Verfügung gestellt werden.

Literatur

- Andrady, A.L. (2011): Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1596-1605.
- Browne, M.A., Niven, S.J., Galloway, T.S., Rowland, S.J. und Thompson, R.C. (2013): Microplastics Moves Pollutants and Additives to Worms, Reducing Functions Linked to Health and Biodiversity. *Current Biology* 23, 2388-2392.
- BUND (Hrsg.) (2015): Mikroplastik. Die unsichtbare Gefahr. www.bund.net (25.03.2015)
- Gerdts, G., Mintenig, S., Int-Veen, I., Löder, M. (2014): Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen. Abschlussbericht: Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI), Biologische Anstalt Helgoland, Helgoland 08.10.2014.
www.awi.de/fileadmin/user_upload/News/Press_Releases/2014/4_Quartal/Mikroplastik_Klaeranlagen/Abschlussbericht_Mikroplastik_in_Klaeranlagen.pdf (12.02.2015)
- GESAMP (2010), IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection); Bowmer, T. und Kershaw, P.J. (Hrsg.) (2010): Proceedings of the GESAMP International Workshop on plastic particles as a vector in transporting persistent, bio-accumulating and toxic substances in the oceans. GESAMP Rep. Stud. No. 82, 68S.
- Holm, P., Schulz, G. und Athanasopulu, K. (2013): Meeresverschmutzung der neuen Art: Mikroplastik – ein unsichtbarer Störenfried. *Biologie in unserer Zeit* 43(1), 27-33.
- Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F. (2014): The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution* 185, 352-364.
- Köhler, A. (2014): Aufnahme und Wirkung von Mikroplastik in Muscheln. In Kooperation mit von Moos, N., Fritsch, J., Löder, M. . In: Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.): Mikroplastik in der Umwelt. Statuskolloquium am 03.07.2014. LfU 26S.
- Labrenz, M. (2014): Mikroplastik und seine Plastisphäre. In: Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz: 12. Mainzer Arbeitstage „Mikroplastik in der Umwelt“ 15.09.2014, Mainz. <http://www.luwg.rlp.de/Service/Downloads/12-Mainzer-Arbeitstage/> (19.02.2015)
- Laforsch, C. (2014a): Mikroplastik in Binnengewässern. In: Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz: 12. Mainzer Arbeitstage „Mikroplastik in der Umwelt“ 15.09.2014, Mainz. <http://www.luwg.rlp.de/Service/Downloads/12-Mainzer-Arbeitstage/> (19.02.2015)
- Laforsch, C., Imhof, H., Ivleva, N.P. (2014b): Mikroplastik in Seen: Untersuchungen am Gardasee. In: Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz: 12. Mainzer Arbeitstage „Mikroplastik in der Umwelt“ 15.09.2014, Mainz.
<http://www.luwg.rlp.de/Service/Downloads/12-Mainzer-Arbeitstage/> (19.02.2015)
- Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Glas, M., Tritthart, M., Schludermann, E. (2014): The Danube so colourful: a potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. In: *Environmental Pollution*
<http://authors.elsevier.com/sd/article/S0269749114000475> (19.02.2015) DOI: 10.1016/j.envpol.2014.02.006
- LUWG (Hrsg.) (2014) : Mikrokunststoffe. Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Mainz 26S.
- Rochman, Ch. M., Hoh, E., Kurobe, T., Teh, S. (2013): Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports* 3:3263. DOI:10.1038/srep03263.
- Sadri, S., Thompson, R.C. (2014): On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Marine Pollution Bulletin* 81, 55-60.

Angelt Angler Anton alle Aale? - Das Angelspiel neu entdeckt

Juliana Herzog, Karsten Grabow & Andreas Martens

Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, juliana.herzog@gmx.de, grabow@ph-karlsruhe.de, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: Umweltbildung, Spiele, Nachhaltige Fischerei, Fische, Schonzeiten

Einleitung

Jeder kennt das Angelspiel aus Kindertagen. Mithilfe eines Holzstabes und einem daran befestigten Magnet sollen so viele Fische wie möglich geangelt werden. Wurde beim alten Angelspiel bisher nur versucht, so viele Fische wie möglich zu angeln und Autoreifen und sonstigen Müll im „Gewässer“ zu lassen, wird nun auch biologisches Wissen spielerisch vermittelt.

Anlass für die Weiterentwicklung des Spieles war das Teilprojekt „Faszinierende Fischervielfalt am Oberrhein“ des LIFE+-Projektes „Rheinauen bei Rastatt“ bei dem neben einer Broschüre (Grabow et al. 2014) weitere Schülermaterialien zu Fischen am Oberrhein entwickelt werden sollten.

Schonzeiten und Mindestmaße der geangelt Fische sind genauso Teil des Spiels wie die Bestimmung der Fischarten und Kenntnisse über ihre Lebensweise. Aufgrund des differenzierten Aufbaus bietet das Angelspiel eine Vielzahl von Spielmöglichkeiten und stellt so eine Methode dar, um heimische Fischarten, den Schutz dieser und ihre Lebensweise in der Umweltbildung und im Unterricht zu thematisieren.

Heimische Fischarten

Das Angelspiel soll dazu beitragen Fischarten kennenzulernen, Umweltbewusstsein und zentrale Inhalte der Bildung für Nachhaltige Entwicklung zu vermitteln. Die Entscheidung über die Auswahl der Fischarten, die in dem Spiel vorkommen sollen, wurde entsprechend deutlicher Merkmale wie Farbe, typischer Körperform oder besonderer Lebensweise getroffen. Daneben spielten unterschiedliche Schonzeiten und Mindestmaße eine bedeutende Rolle.

Mithilfe der Aspekt Mindestmaße wird am praktischen Fall thematisiert, dass es für den Schutz dauerhafter Bestände wichtig ist, dass Fortpflanzung der Fische gesichert ist. Die Schonzeit thematisiert dasselbe Thema mit dem Schwerpunkt Saisonalität und Lebenszyklus. In beiden Fällen muss dieser vorsichtig aus dem Fanggerät gelöst und ins Gewässer zurückgesetzt werden z.B. (LFischVO 2014).

Spieldurchführung

Das Angelspiel (Abb. 1+2) thematisiert nicht nur Schonzeiten und Mindestmaße von Fischarten des Rheins, sondern auch besondere Merkmale, die mithilfe von Rätselkarten abgefragt werden. Die Mitspieler können zwischen Rätsel- und Ereigniskarten wählen. Die Ereigniskarten greifen Situationen auf, die auch in der Realität auftreten könnten; so erhalten die Spieler einen Einblick in das Angeln. Allerdings kann die Wahl einer Ereigniskarte für den Spieler nicht nur positiv ausfallen. Bei der Konzeption der Spielkarten wurde darauf geachtet, dass die Wahl einer Rätselkarte für den Verlauf des Spiels meist besser ausfällt, als eine Ereigniskarte. So sollen die Spieler aufgefordert werden, mehr über die Fischarten zu erfahren. Werden die Rätsel richtig beantwortet, erhalten die Spieler eine festgelegte Anzahl an Fischchips; diese stellen die Währung des Spiels dar.

Zu Beginn des Spiels erhalten alle Mitspieler zehn Fischchips. Werden sowohl Name, Schonzeit als auch Mindestmaß der geangelten Fischart richtig genannt, können die Spieler weitere Fischchips erhalten. Die Angaben werden stets von der Fischereiaufsicht überprüft, die von Runde zu Runde wechselt. Durch den stetigen Wechsel wird sichergestellt, dass alle Mitspieler sowohl die Möglichkeit haben die Informationen regelmäßig aufzufrischen als auch ihre Aufmerksamkeit dem Spiel zu widmen. Vor Spielende tauschen die Mitspieler ihre geangelten Fische in Fischchips um. Gewonnen hat derjenige Mitspieler, der die meisten Fischchips gesammelt hat.

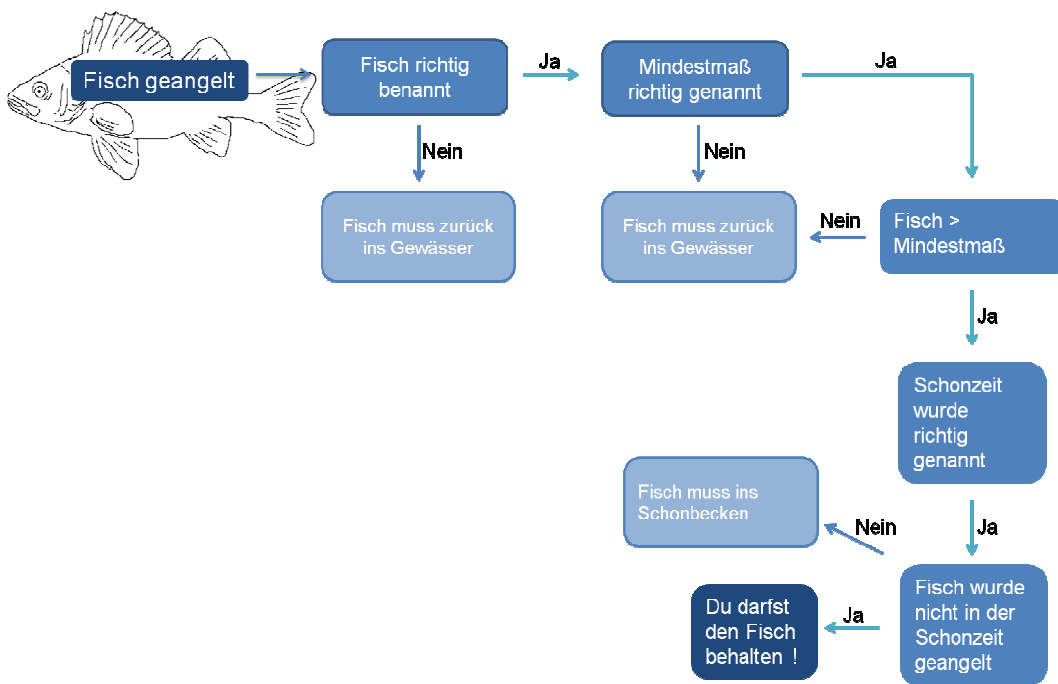


Abb. 1: Übersicht über den Spielverlauf

Einsatz in Umweltbildung und Schule

Das Angelspiel setzt zwar Grundkenntnisse über Fischarten und das Angeln voraus, jedoch sind diese selbst für unerfahrene Kinder leicht zu erlernen. Das Spiel kann flexibel eingesetzt werden. Befinden sich die Kinder noch im Grundschulalter, kann auf Mindestmaße und Schonzeiten ver-

zichtet und das Wissen auf die einzelnen Fischarten beschränkt werden. Das Angelspiel begeistert nicht nur Kinder, sondern auch Jugendliche. In der Schule könnte es bis in die Klassenstufe 10 eingesetzt werden. Vor allem für Schülerinnen und Schüler, die auch in ihrer Freizeit angeln, knüpft dieses Spiel an die direkte Lebenswelt an und greift einen Teil des nötigen Wissens auf, um die Fischerprüfung erfolgreich ablegen zu können.



Abb. 2: Übersicht über die Spielmaterialien

Ausblick

Die Spielkonzeption eignet sich nicht nur zur Vermittlung von Kenntnissen heimischer Fischarten, sie kann auch als Entwurf für Spiele mit anderem thematischen Hintergrund dienen. Desweiteren wäre es möglich weitere Fischarten hinzuzufügen und so das Spiel zu erweitern oder regional bzw. an unterschiedliche Gewässertypen anzupassen. Spiele nehmen in der Unterrichtsgestaltung eine wesentliche Position ein und können in unterschiedlichen Unterrichtsphasen eingesetzt werden, dies gilt auch für Spiele mit biologischem Hintergrund (z.B. Wulf 2012).

Literatur

- Grabow, K., Leipelt, K.G., Remmele, M. & Martens, A. (2014): Faszinierende Fischvielfalt am Oberrhein. Stiftung Naturschutzfonds Baden-Württemberg, Stuttgart, 40 S.
- Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum zur Durchführung des Fischereigesetzes für Baden-Württemberg-Landesfischereiverordnung (LFischVO), URL: <http://www.landesrecht-bw.de/jportal/?quelle=jlink&query=FischV+BW&psml=bsbawueprod.psml&max=true&aiz=true>[Stand: 22.01.2014]
- Wulf, C. (2012): Gespielte Biologie. Unterricht Biologie 376: 2-7.

Praktikum und Sommerkurse für Umweltanalytik und Umweltchemie

Georg Kubsch¹, Lothar Täuscher² & Wolfgang M. Richter³

¹ Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für Chemie, Brook-Taylor-Str.2, 12489 Berlin, e-mail: georg.kubsch@chemie.hu-berlin.de, ² Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Str. 2e, 14554 Seddiner See, e-mail: lothar.taeuscher@iag-gmbh.info, ³ BONITO e.V., Fichtenweg 8, 21709 Himmelpforten, e-mail: bonitorichter@web.de

Keywords: Umweltbildung, Feldberger Seen, Weißer See, Gewässeranalytik, Probenlagerung

Einleitung

Praktikum Umweltanalytik und Umweltchemie

Die Analytikausbildung ist ein Schwerpunkt im Chemiestudium an der Humboldt-Universität zu Berlin. Eine umfangreiche Grundausbildung findet bereits im Bachelorstudiengang statt. Im Masterstudiengang wird das Methodenspektrum erweitert, und es werden Vorlesungen und Praktika zur Umweltanalytik angeboten. Im ersten Semester des Masterstudienganges Chemie an der HU Berlin wird im Rahmen des Fortgeschrittenenpraktikums zum Thema Umweltanalytik die Gewässergüte des Weißen Sees bestimmt. Dabei sollen die Studierenden den gesamten Ablauf eines Analysenverfahrens von der Fragestellung bis zur Interpretation der Ergebnisse kennenlernen. Da das Praktikum erst im Herbstsemester stattfindet, erfolgen die Vorortuntersuchungen und die Probennahme bereits im Juli im Anschluss an das Sommersemester. Die Proben werden dann unmittelbar danach sofort filtriert und analysiert und dann unterschiedlich, bei Raumtemperatur, im Kühlschrank und im Tiefkühlschrank, gelagert. Welche Parameter sich durch die Lagerbedingungen verändern, soll dann bei den Analysen im Herbstsemester herausgefunden werden. Der am Ende des Herbstsemesters vorliegende Datensatz ist dann in einem umfangreicheren Protokoll unter Nutzung statistischer Methoden auszuwerten und zu interpretieren. Dabei ist mit den vorliegenden Daten unter Nutzung zusätzlicher Informationen die Gewässergüte des Weißen Sees zu ermitteln.

Sommerkurse Umweltanalytik und Umweltchemie

Seit 1995 finden die Sommerkurse für Umweltanalytik und Umweltchemie statt, in denen sich die Teilnehmer/Innen in der Feldberger Seenlandschaft in Mecklenburg-Vorpommern mit der Untersuchung geschichteter Süßwasserseen beschäftigen (Kauschka et al. 2000, Kubsch 2009). Diese Sommerworkshops werden in bewährter Zusammenarbeit mit der Technischen Universität Berlin, in persona Wolfgang Frenzel, der Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH (IaG), in persona Lothar Täuscher, und der AG BONITO e.V., in persona Wolfgang M. Richter, als Gemeinschaftsveranstaltung unter Federführung der Humboldt-Universität zu Berlin, in persona Georg Kubsch, durchgeführt. In fruchtbarer Zusammenarbeit bringt jeder Mitwirkende seine Erfahrungen und Kompetenzen ein, so dass ein anspruchsvolles Programm angeboten werden kann. In den letzten Jahren haben sich auch Rainer Koschel, Peter Kasprzak und Jörg Gelbrecht als Gastdozenten

vom Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) mit einem Vortrag zur Gewässersanierung und –restaurierung beteiligt.

Der Schülersommerkurs in Berlin wird seit 1996 am Weißen See durchgeführt und ist insbesondere für Schülerinnen und Schüler aus Profil- und Leistungskursen Chemie und Biologie gedacht. In diesen Kursen soll das im Unterricht erworbene Wissen im Praktikum vertieft und ergänzt werden. Die Ergebnisse dieses Kurses, an dem ja nur maximal 3 Schülerinnen und Schüler einer Schule teilnehmen können, sollen dann im Unterricht möglichst mit dem gesamten Leistungskurs ausgewertet werden. Dieser Schülerkurs soll auch dazu beitragen, das Interesse an naturwissenschaftlichen Studienrichtungen zu festigen. Seit ca. 5 Jahren werden auch Projektstage Berliner Schulen unterstützt, wenn sie sich thematisch mit Gewässern beschäftigen.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Der Weiße See verdankt seine Entstehung subglazialen Prozessen im Pleistozän. Das Becken des Sees entstand durch Einlagerung von Eisblöcken in die Grundmoräne der Barnimhochfläche, einer Grundmoräne des Brandenburger Stadiums der Weichsel-Eiszeit. Nach Rückzug des Eises blieb diese Hohlform im Geschiebemergel erhalten und füllte sich mit Wasser. Der nahezu kreisrunde See ist ohne Zu- und Abfluss. Er ist an der tiefsten Stelle ca. 10 m tief und ist ein Badesee und Erholungsgewässer. Durch die Regenwasserkanalisation wurden dem See früher erhebliche Nährstoffbelastungen zugefügt. 1976 musste der Badebetrieb eingestellt werden. Ab 1977 wurde der Weiße See von nahezu allen äußeren Zuflüssen und Belastungsquellen entlastet. Die Wasserqualität hat sich seitdem zunehmend verbessert. Zur Deckung des Wasserhaushaltes wird dem See Grundwasser zugeführt, das eisenhaltig ist und zur Phosphatfällung beiträgt.

Die Sommerkurse finden in der Feldberger Seenlandschaft (Mecklenburg-Vorpommern) statt. Sie bietet dafür ideale Bedingungen. Hier gibt es viele sehr tiefe Seen mit unterschiedlicher Gewässergüte. Sie sind gut geeignet, um die Situation während der Sommerstagnation der Seen aufzeigen zu können. Während der Kurse werden der Feldberger Haussee, der Krüselinsee und der Schmale Luzin, manchmal auch der Scharteisen, untersucht (Tab. 1). Nach einführenden Vorträgen, in denen den Teilnehmer/Innen grundlegendes Wissen zur Gewässeranalytik und zu den Analysenverfahren vermittelt wird, erfolgt die Beprobung der Seen in kleinen Gruppen. Jede Gruppe beprobt einen See. Dabei werden an der tiefsten Stelle das Sauerstoff- und Temperaturtiefenprofil und die Sichttiefe bestimmt und Wasserproben aus verschiedenen Tiefen sowie eine Sedimentprobe für die chemischen Untersuchungen selbst genommen. In den folgenden Tagen werden diese Proben von den jeweiligen Gruppen aufbereitet, der pH-Wert, die Leitfähigkeit und das Redoxpotential gemessen und mittels AAS, Inversvoltammetrie, Gaschromatographie, Ionenchromatographie, Photometrie, Fließinjektionsanalyse und durch verschiedene Titrationsverfahren auf die Gehalte an Nährstoffen, Härtebildnern, Schwermetallen, verschiedenen Anionen, Methan, Chlorophyll-a, BSB und CSB (Permanganatwert) untersucht (s. Akyürek et al. 2014 und Tab. 2).

Neben physikalisch-chemischen Wasseruntersuchungen steht ein biologisch-ökologisches Gewässermonitoring auf dem Programm der Kurse. Den Teilnehmer/Innen wird das aquatische Ökosystem mit den abiotischen (Biotop: Stillgewässer - See, Weiher, Tümpel/Kolke, Teiche, Talsperren; Fließgewässer - Bach, Fluss, Strom, Graben, Kanal) und biotischen (Biozönose: Phytozönose - Makrophyten [Grundrasen, Tauchfluren, Schwebematten, Schwimmblattfluren, Schwimmdecken, Röhrichte/Rieder], Mikrophyten [Phytoplankton, Mikrophytobenthos], Mikrobozönose - Bakterien, Pilze; Zoozönose - Fische; Zooplankton; Zoobenthos) Komponenten vorgestellt und die Nutzung

von Mikro- und Makrophyten, Bakterien, Pilzen und Tieren zur Bioindikation (Trophie, Saprobie, Salzgehalt, Temperatur, pH-Wert) aufgezeigt (s. Akyürek et al. 2014, Täuscher 2012).

In den praktischen Beprobungen, Kartierungen und Bestimmungen stehen die Wasserpflanzen, die planktischen Mikroalgen und das Zooplankton des nährstoffarmen Krüselinsees und des nährstoffreichen Feldberger Haussees auf dem Programm.

Tab. 1: Seen in der Feldberger Seenlandschaft (AG Bonito 1976) und der Weiße See in Berlin (Sen-StadtUm Berlin, 1991)

See	max. Tiefe [m]	mittlere Tiefe [m]	Oberfläche [m ²]	Volumen [m ³]	Höhe NN [m]
Schmaler Luzin	34	15,3	1341750	20581125	84,2
Feldberger Haussee	12	6,3	1300000	8152565	84,2
Krüselinsee	18	6,7	657500	4408850	74,5
Scharteisen	32	16,1	95000	1530000	86,4
Weißer See	10,6	4,3	83011	360606	41,7

Tab. 2: Analysenmethoden

Methode	Analytik
AAS	Ca, Mg, Fe
FIA	NH ₄ ⁺
Photometrie	NH ₄ ⁺ , PO ₄ ³⁻ , Fe ²⁺ , TP, Chlorophyll-a
Inversvoltammetrie	Cd, Pb
Gaschromatographie	CH ₄
Ionenchromatographie	Cl ⁻ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻
Titration	Gesamthärte, HCO ₃ ⁻ , H ₂ S, Permanganatindex,
Elektrochemische Sensoren	BSB ₃ , Leitfähigkeit, pH-Wert, Redoxpotential, O ₂

Ergebnisse und Diskussion

Dieses Jahr sollen vorwiegend die Ergebnisse des Praktikums vorgestellt werden. Wie aus der Tabelle 3 zu ersehen ist, hat die Probenlagerung bei Proben aus dem sauerstofffreien Hypolimnion Einfluss auf die gemessenen Konzentrationen der Stickstoffverbindungen, Ammonium, Nitrit und Nitrat, und der Schwefelverbindungen H₂S und Sulfat. Ammoniumverbindungen können über Nitrit zum Nitrat oxidiert werden. Ebenso wird H₂S über Thiosulfat zum Sulfat oxidiert. Das passiert wesentlich schneller als die Oxidation des Ammoniums und auch bei Kühlschranktemperaturen. Die gemessenen Parameter der Sedimentproben sind stabil, wenn das Sediment getrocknet gelagert wird (s. Tab. 4). Auffällig ist der hohe Bleigehalt des Sediments. Vergleicht man die Bleikonzentration des Sediments des Weißen Sees mit einem Sediment eines Sees im Naturschutzgebiet, z.B. mit dem Sediment des Krüselinsees (C_{Pb} = 60 – 80 mg/kg TS), dann stellt man fest, dass die Werte des Weißen Sees deutlich höher sind. Das liegt daran, dass der Weiße See von Straßen umgeben ist und nahe an der viel befahrenen Berliner Alle liegt. Durch den Einsatz von Bleitetraethyl als Antiklopfmittel noch bis in die 1990er Jahre wurden große Bleimengen emittiert.

Bezieht man den Gesamtphosphat in der Zirkulationsphase (0,24 mg/L) und die von der Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH (Seddiner See) 2013 gemessenen Werte der mittleren Sichttiefe (2,5 m), des mittleren Chlorophyll-a-Gehaltes (31 µg/L) und des Phytoplankton-Biovolumens (11,9 mm³/L) in die Betrachtungen mit ein (s. Tab. 5), dann zeigen diese Parameter eutrophe Bedingungen an. Im Frühsommer kann es zur Ausbildung eines Klarwasserstadiums kommen (ST > 5 m). Das periodisch sauerstofffreie Tiefenwasser und die Schwefelwasserstoffentwicklung deuten auf eine nährstoffreichere Trophiestufe (polytroph) hin.

Tab. 3: Konzentrationen der Stickstoffverbindungen und des Sulfates in der Hypolimnionwasserprobe in Abhängigkeit von den Probenlagerungsbedingungen (Messung im Praktikum: 21.10.2013 bis 27.01.2014)

Untersuchungstag	Lagerung	NH ₄ ⁺ -Konz. [mg/L]	NO ₂ ⁻ -Konz. [mg/L]	NO ₃ ⁻ -Konz. [mg/L]	SO ₄ ²⁻ -Konz. [mg/L]
16.07.2013	Keine	3,23	<BG	<BG	98,3 *
21.10.2013	6°C	4,86	<BG	0,16	131,1
04.11.2013	20°C	<BG	<BG	16,9	134,7
02.12.2013	6°C	1,94	<BG	0,16	130,9
16.12.2013	6°C	4,67	<BG	0,30	
06.01.2014	-22°C	3,64	<BG	0,07	104,8
27.01.2014	6°C	<BG	15,7	0,33	134,0

*- H₂S-Gehalt: 10 mg/L

Tab. 4: Konzentrationen ausgewählter Stoffe im Sediment (Messung im Praktikum: 21.10.2013 bis 27.01.2014)

Untersuchungstag	Phosphat [mg/kg TS]	Calcium [mg/kg TS]	Magnesium [mg/kg TS]	Eisen [mg/kg TS]	Blei [mg/kg TS]
21.10.2013	4621	115230	1172	2441	487
16.12.2013	5036	112000	1200	2580	411
06.01.2014	4750	128000	1300	2550	398
27.01.2014	4940	121090	1100	2610	377

Von Täuscher (2013 und zit. Lit.) wurden langjährige Beobachtungen im Weißen See in Berlin dokumentiert. Der Kryptogamen-Autodidakt Paul Christoph Hennings (1841-1908), der ab Oktober 1880 an der Friedrich-Wilhelm-Universität zu Berlin als Kustos und später als Professor tätig war (s. Täuscher 2014), legte eine Sammlung von Algen („Phycotheca marchica“) in zwei Faszikeln an. Darin sind auch Funde der seltenen und interessanten Cyanobakterie/Blualge *Nostoc pruniforme* aus dem Weißen See belegt. Die großen Kolonien werden auch als „Muteken“, „Seekugeln“ oder „Seepflaume“ bezeichnet. *Nostoc pruniforme* indiziert eine geringe bis mäßige Nährstoffbelastung: Raabe (2006) konnte die Sternleuchteralge *Nitellopsis obtusa* im Weißen See in Berlin nachweisen. Von der Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH (Seddiner See) wurde im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin im Jahr 2013 physikalisch-chemische und biologische Untersuchungen (Phytoplankton) durchgeführt (s. Tab. 5).

Tab.5: Phytoplankton-Biovolumen Chlorophyll-a und Sichttiefen im Weißen See (Berlin) im Jahr 2013 (Täuscher 2013: Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH)

Datum Mittelwert	Phytoplankton- Biovolumen [mm ³ /L]	Chlorophyll-a [µg/L]	Sichttiefe [m]
22.03.2013	18,9	74	1,1
14.05.2013	1,5	3	5,5
20.06.2013	5,0	10	2,9
25.07.2013	13,1	27	1,8
15.08.2013	9,8	20	1,6
16.09.2013	23,2	51	2,2
Mittelwert	11,9	31	2,5

Das Phytoplankton war durch Cyanobakterien/Blualgen (*Aphanizomenon gracile*, *Dolichospermum*-/*Anabaena*-Taxa, *Planktothrix agardhii*), Goldalgen (*Synura* spec.), Gelbgrünalgen (*Tribonema* spec.), Kieselalgen (*Asterionella formosa*, *Cyclotella* spec., *Diatoma tenuis*, *Fragilaria crotonensis*, *Nitzschia* spec.), Schlundgeißler (*Cryptomonas*-, *Plagioselmis*-/*Rhodomonas*-Taxa), Panzergeißler (*Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium* spec.), Grünalgen (*Closteriopsis acicularis*, *Closterium acutum* var. *variabile*, *Cosmarium* spec., *Crucigenia quadrata*, *Elakatothrix* spec.,

Mucidosphaerium = *Dictyosphaerium pulchellum*, *Oocystis borgei*, *Scenedesmus ecornis*) und Schönaugengeißler (*Phacus spec.*) charakterisiert. Aus den historischen Befunden ergibt sich, dass der ursprüngliche Zustand des Weißen Sees in Berlin mesotroph war.

Danksagung

Die Sommerkurse werden von der DGL e.V. finanziell unterstützt. Dadurch können die Kosten für die Teilnehmer/Innen niedrig gehalten werden. Vielen Dank dafür.

Literatur

- AG Bonito (Richter, W. M. & J. Thürnagel [eds.]) (1976): Luzin-Report.
- Akyürek, Y., I. Fabian, W. Frenzel, G. Kauschka, G. Kubsch & L. Täuscher (2014): 18. Feldberger Sommerworkshop zur Umweltanalytik und Umweltchemie. - Humboldt-Universität zu Berlin - Institut für Chemie / Analytik und Umweltchemie -, Technische Universität Berlin - Institut für Technischen Umweltschutz -, Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Bonito e.V.: 74 S..
<http://www.linscheidlab.de/projects/LinscheidLab/static/custom/file/Skript2012.pdf>
- Ergebnisberichte: Berichte vom Feldberger Sommerworkshop für Umweltanalytik und Umweltchemie am Krüselinsee und vom Schülersommerkurs „Umweltanalytik und Umweltchemie“ in Berlin (1995-2014). - Humboldt-Universität zu Berlin / Technische Universität Berlin / Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH Seddiner See / BONITO e.V. http://www.linscheidlab.de/LinscheidLab_Ergebnisberichte_en.html
- Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH (2013): Weißer See. - Untersuchungen im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin - Institut für angewandte Gewässerökologie, Seddin.
- Kauschka, G., G. Kubsch, W. M. Richter & L. Täuscher (2000): Umweltanalytik und Umweltchemie: Sommerkurse. - Humboldt-Spektrum 7(1): 58-61.
- Kubsch, G. (2009): Sommerkurse in der Krüseliner Mühle - In: Borrmann, K. et al. (eds.): Feldberg-Serrahner Naturparkgeschichte(n). Aktivitäten von Forschern und Vereinen zum Schutz der Wälder und Gewässer in der Feldberger Seenlandschaft, einschließlich Müritz-NP-Teil Serrahn. - Galenbeck: 88-91.
- Raabe, U. (2006): Die Sternleuchteralge (*Nitellopsis obtusa*) in Berlin wieder gefunden. - Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 139: 181-186.
- SenStadtUM Berlin (ed.) (1991): Seen Berlins: Der Weiße See. - Umwelt und Naturschutz für Berliner Gewässer, Heft 11.
- Täuscher, L. (2012): Umweltbildung für Schüler, Studenten und in der Erwachsenenqualifizierung vor und nach der „Wende“ (1979-2012). - Studienarchiv Umweltgeschichte 17 : 67-76.
http://www.iugr.hs-nb.de/fileadmin/IUGR/Publikationen/Studienarchiv_Umweltgeschichte/Stug17_A5_green.pdf
- Täuscher, L. (2013): Historische und aktuelle Anmerkungen zur Limnologie des Weißen Sees in Berlin. - In: Kubsch, G., W.M. Richter & L. Täuscher: Bericht vom 17. Feldberger Sommerworkshop für Umweltanalytik und Umweltchemie am Krüselinsee und vom 17. Schülersommerkurs „Umweltanalytik und Umweltchemie“ in Berlin. - Humboldt-Univ. zu Berlin/TUBerlin/IaG Seddin/BONITO e.V.: 25-26. http://www.botanischer-verein-brandenburg.de/fileadmin/user_upload/pdf/Texte/Algenbesiedlung_im_Weissen_See__Berlin_.pdf
- Täuscher, L. (2014): 120 Jahre Langzeit-Untersuchungen der Besiedlung mit Algen im Großen Müggelsee (Berlin). - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2013 (Potsdam-Berlin): 190-195. http://www.botanischer-verein-brandenburg.de/fileadmin/user_upload/pdf/Texte/Algenbesiedlung_im_Grosser_Mueggelsee__Berlin_.pdf

„Spuren im Land“ - ein Schülerkurs „Auenökologie / Hochwasserschutz“ im „Grünen Haus“ im Elbe-Havel-Winkel (Sachsen-Anhalt) als Beitrag zur Umweltbildung

Lothar Täuscher¹ & Stefanie Wischer²

¹ Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Str. 2e, 14554 Seddiner See, email: lothar.taeuscher@iag-gmbh.info, ² Grünes Haus im Elb-Havel-Land, Am See 17, 39524 Kamern, email: elbhavelnatur@gmx.de

Keywords: Umweltbildung, Kamernscher-Schönfelder See, Phyto- und Zooplankton, Makrophyten, Makrozoobenthos

Einleitung

Seit 35 Jahren ist der Erstautor in der Umweltbildung für Schüler/Innen, Studenten/Innen und in der Erwachsenenqualifizierung tätig (z. B. AG „Mikroalgenökologie“ 1979-1991; Sommerworkshop „Umweltanalytik und Umweltchemie“ seit 1996; Vorlesung „Aquatische Ökologie“ seit 2004: s. Kauschka et al. 2000, Kubsch & Täuscher 2014, Täuscher 2012, 2013a). Die Zweitautorin leitet als Diplombiologin seit 12 Jahren ein Umweltbildungshaus. Im Folgenden soll über einen Schülerkurs zur Auenökologie und zum Hochwasserschutz am Kamernschen-Schönfelder See im Elbe-Havel-Winkel (Sachsen-Anhalt) berichtet werden.

Untersuchungsgebiet

Der Kamernsche-Schönfelder See ist ein Altwasser-Flachsee der Elbe (Keilhack 1887; Entstehung 1709 bei Überflutung vor über 300 Jahren: s. Freihorst 2008, Täuscher 2008; Steiner 1994: „Einst wohl selbst ein Seitenarm der Elbe, ist der See in den letzten 200 Jahren durch gewaltige Hochwasser, vor allem in den Jahren 1784, 1805 und 1845, immer wieder verändert worden.“, s. auch Freihorst 2014a ; Weigel 1841: „Der See, der überall sandigen und kiesigen Untergrund hat, soll von einem vor länger als 100 Jahren stattgefundenen Deichbruch der Elbe herrühren.“) und wird seit Anfang der fünfziger Jahre des vergangenen Jahrhunderts hydrobotanisch untersucht (s. Täuscher 2011, 2014a). Im Jahr 2013 wurde das in das Trübengrabensystem eingebundene Gewässer durch das Elbe-Hochwasser (Deichbruch bei Fischbeck am 10.06.2013) sehr stark beeinflusst (s. LHW 2014). So stieg der Wasserspiegel im Juni 2013 innerhalb von wenigen Tagen um über 2,60 m an (s. Erholungsort Kamern, Täuscher 2013b und Tabelle 1). Dabei sind Pegelstände von 1,80 bis < 2,00 m über Normal noch keine Gefahr für die Uferbereiche des Kamernschen-Schönfelder See, während Wasserstände von > 2,00 m bis 2,60 m über Normal eine Gefahr bis große Katastrophe mit Überflutungen von Häusern und Grundstücken sind. Ein alter Binnendeich von 1845, um den die Einwohner mit einer Vielzahl von fleißigen Helfern aus ganz Deutschland tage- und nächtelang aufopferungsvoll „kämpften“, rettete das Altdorf von Kamern vor einer Überflutung. Der normale Wasserstand (25,4 m ü. NN) des Kamernschen-Schönfelder Sees wurde erst wieder Mitte August 2013 erreicht.

Tab. 1: Pegelentwicklung im Kamernschen-Schönfelder See während des Hochwassers im Juni 2013
(modifiziert nach <http://www.kamern.com/hochwasser.html>)

Datum	Uhrzeit	Wasserstand [cm]
10.06.2013	20.00	3,5
11.06.2013	09.00	12,0
12.06.2013	00.30	28,0
12.06.2013	09.00	54,0
12.06.2013	12.00	69,0
12.06.2013	20.00	100,0
13.06.2013	09.00	174,0
13.06.2013	12.00	208,0
13.06.2013	17.00	242,0
14.06.2013	09.00	257,0
14.06.2013	20.00	262,0
15.06.2013	09.00	260,0
15.06.2013	21.00	259,0
16.06.2013	10.00	257,0
17.06.2013	12.00	249,0
18.06.2013	21.00	257,5
19.06.2013	06.30	253,5
19.06.2013	18.30	248,5
20.06.2013	06.30	246,0
20.06.2013	13.30	244,5
21.06.2013	18.00	239,0
22.06.2013	18.00	235,0
23.06.2013	09.00	227,0
24.06.2013	09.00	219,0
25.06.2013	09.00	215,0
26.06.2013	09.00	211,0
27.06.2013	09.00	205,0
28.06.2013	09.00	199,0
29.06.2013	08.00	197,0
30.06.2013	09.00	195,0

Inhalt des Schülerkurses und Methoden

Inhalt

Schülerinnen und Schüler einer 6. Klasse des Gymnasiums in Tangermünde nahmen innerhalb des Projektes „Spurensuche“ an einem Kurs „Auenökologie / Hochwasserschutz“ im „Grünen Haus“ im Elbe-Havel-Winkel in Sachsen-Anhalt teil (s. Freihorst 2014b, Neugierig e. V. & Kalz 2014), mit dem Ziel, die Veränderungen eines Auengewässers durch das Hochwasserereignis anhand ausgewählter Parameter zu dokumentieren. Die Schüler sollten hierbei nicht nur eine größere Artenkenntnis erlangen, sondern auch ein Verständnis für die Komplexität der ökologischen Zusammenhänge entwickeln.

Methoden

Während einer Bootstour auf dem Kamernschen-Schönfelder See wurde die Sichttiefe bestimmt und es wurden Phyto- und Zooplankton-Netzproben (20 µm) genommen. Zu den Makrophyten und zum Makrozoobenthos wurden auf dem See Hinweise gegeben. Die Auswertung der Netzproben erfolgte im Labor des Grünen Hauses lichtmikroskopisch.

Ergebnisse

Die Sichttiefe des Sees betrug 80 cm. Des Gewässer war durch die geringe Sichttiefe mit grau-grüner Wasserfärbung, die starke Aufwirbelung feiner Schwebstoffe (Detritus) im Freiwasser und durch eine mehrere Zentimeter starke Ablagerung dieser Partikel am Gewässergrund (sehr lockerer Schlamm), für die Wasserpflanzen (natanten und die submerse Makrophyten), die vorher in dem eutrophen Klargewässer mit 14 Arten (5 Rote Liste-Arten!) zu finden waren (s. Täuscher 1998, 2009, 2011, 2014a), besiedlungsfeindlich. In Folge dieses Zustandes, geprägt von Lichtmangel und Substratinstabilität, nach dem Hochwasserereignis bildeten nur lediglich die Weiße Seerose (*Nymphaea alba*) und die Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*) im Jahr 2014 vitale Bestände, in die als weitere natante Wasserpflanzen der Froschbiss (*Hydrocharis morsus-ranae*), Wasser- und Teichlinsen (*Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*) eingestreut waren. Zwischen den Makrophyten konnten viele Jungfische beobachtet werden. Im Freiwasser kamen neben den genannten Schwebstoffen planktische und tychoplanktische Mikroalgen (Tabelle 2) und Zooplankter (Rotatorien-Arten, *Bosmina longirostris*, *Cyclops spec.*) vor. Neben leeren Muschelschalen konnten lebende Exemplare der Großen Flussmuschel (*Unio tumidus*) und der Teichmuschel (*Anodonta anatina* / *cygnea*) gefunden werden (s. Täuscher 1997). Diese und der grün gefärbte Süßwasser- oder Stinkschwamm (*Spongilla lacustris*) mit symbiontischen Grünalgen spielen als Filtrierer von planktischen Mikroorganismen und von Detritus eine große Rolle bei der biologischen Selbstreinigung der Gewässer (Rücker et al. 2014, Täuscher 2000).

Tab.2: Wichtige Mikroalgen im Freiwasser des Kamernschen-Schönfelder Sees (Nomenklatur nach Täuscher 2014b)

wissenschaftliche Namen	deutsche Namen	Kamernscher-Schönfelder See
Cyanobacteria / Cyanophyta	Cyanobakterien / Blaualgen	
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>		+
<i>Dolichospermum flos-aquae</i> = <i>Anabaena flos-aquae</i>		+
<i>Dolichospermum solitarium</i> = <i>Anabaena solitaria</i>		+
Crysophyceae	Goldalgen	
<i>Dinobryon divergens</i>		+
<i>Synura (uvella)</i>		+
Bacillariophyceae	Kieselalgen	
<i>Aulacoseira granulata</i>		+
<i>Diatoma tenuis</i>		+
<i>Diatoma vulgare</i>		+

<i>Fragilaria ulna</i>		+
<i>Melosira varians</i>		+
<i>Navicula spec.</i>		+
<i>Nitzschia spec.</i>		+
Cryptophyta	Schlundgeißler	
<i>Cryptomonas erosa/ovata</i>		+
<i>Plagioselmis</i> / <i>Rhodomonas spec.</i>		+
Dinophyta	Panzergeißler	
<i>Ceratium hirundinella</i>		+
Euglenophyta	Schönaugengeißler	
<i>Phacus longicauda</i>		
Chlorophyta sensu lato	Grünalgen im weitesten Sinne	
<i>Pediastrum boryanum</i>		+
<i>Pediastrum duplex</i>		+
<i>Scenedesmus dimorphus</i>		+
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		+
<i>Staurostrum spec.</i>		+
<i>Volvox aureus</i>		+

Diskussion und Ausblick

Diskussion

Das Hochwasser im Juni 2013 war für den Kamernschen-Schönfelder See eine „ökologische Katastrophe“. Vom LHW (2013) wurde bei einer Sonderbeprobung am 9. Juli 2013 folgendes festgestellt: „Schon die allgemeinen Angaben der Wasserprobe (fauliger Geruch, Trübung, schwarze Färbung, Sichttiefe 7 cm, d. h. sehr starke Schwefelwasserstoff -H₂S-Bildung, d. Verf.) deuten auf die lebensfeindlichen Bedingungen im Gewässer, die dann auch durch die weiteren Parameter entsprechend bestätigt werden.“ (s. Tabelle 3).

Tab. 3: Physikalisch-chemische Parameter im Kamernschen-Schönfelder See nach dem Juni-Hochwasser am 09.07.2013 (modifiziert nach LHW 2013; → Angaben von L. T.)

Parameter	Wert	Bewertung
Geruch	faulig	→ Schwefelwasserstoff
Trübung / Sichttiefe [m]	getrübt / 0,07	sehr niedrig
Farbe	schwarz	→ Eisensulfid
Sauerstoffsättigung [%]	6-13	sehr niedrig
abfiltrierbare Stoffe [mg/l]	16-17	erhöht → hoher Detritusgehalt
TOC [mg/l]	45-48	erhöht
DOC [mg/l]	34-36	erhöht
NH ₄ -N [mg/l]	1,5	erhöht
NO ₂ -N [mg/l]	0,02	erhöht
NO ₃ -N [mg/l]	< 0,1	unauffällig
o-PO ₄ -P [mg/l]	1,29-1,42	erhöht
SO ₄ ²⁻ [mg/l]	12,2-14,8	sehr niedrig
S ²⁻ [mg/l]	0,92-0,97	erhöht → Eisensulfid
Fe ²⁺ [µg/l]	1860-2040	erhöht → Eisensulfid
Chlorophyll-a [µg/l]	19-24	unauffällig → eutroph

Trotz gravierender Unterschiede der untersuchten Parameter zum Ausgangszustand des Altwasserflachsees vor dem Hochwasserereignis, ist doch für die Schüler die beginnende Wiederbesiedlung und Regeneration des Gewässers erkennbar. Die Wichtigkeit dieses Potentials komplexer natürlicher Systeme wurde herausgearbeitet und diskutiert.

Ausblick

Die weitere Entwicklung der physikalisch-chemischen Parameter und der biologischen Wiederbesiedlung (z. B. Phytoplankton, natante und submerse Makrophyten, Zooplankton, Makrozoobenthos) sollte in einem Langzeit-Monitoring erfasst und beobachtet werden. Dies kann auch sehr gut in Schüler-Kursen und/oder Studenten-Exkursionen/Praktika, die im „Grünen Haus“ in Kamern stattfinden, eingebunden werden. Das Leitbild für den Kamernschen-Schönfelder See ist ein eutrophes Klargewässer mit einer vielfältigen Wasserpflanzen-Besiedlung, wie dies vor dem Hochwasserereignis im Juni 2013 der Fall war. Dieser FFH-Lebensraumtyp 3150 muss unbedingt wieder hergestellt und erhalten werden, denn eutrophe Klarwasserseen sind in Auengebieten der natürliche Zustand (s. Täuscher 2011, 2014a und zit. Lit.).

Zwar sind Hochwasserereignisse mit ihren kurzzeitigen katastrophalen Auswirkungen sowie die Regeneration des Gewässers natürliche Ereignisse, jedoch stellen die latenten, diffusen Nährstoffeinträge beispielsweise durch die Landwirtschaft im jetzigen Zustand eine zusätzliche Gefahr für den See dar. Sie können den von Scheffer et al. beschriebenen „Switch“ vom Trübwasserzustand zum Klarwasserzustand verzögern oder verhindern. (Scheffer et al. 1993, siehe auch Scheffer 1998).

Danksagung

Dem Verein „neugierig e. V.“ Kamern danken wir für die Durchführung der Kursreihe „Spuren im Land“.

Literatur

- Erholungsort Kamern: Hochwasser - <http://www.kamern.com/hochwasser.html>. Freihorst, I. (2008): See Kamern entstand 1709 bei Überflutung. - Volksstimme 13. November 2008, Elb-Havel-Echo.
- Freihorst, I. (2014a): Flutjahr 1845: Boot mit achtköpfiger Familie kippte in Kamern in den reißenden Fluten um (Teil 2). - Volksstimme 22. April 2014, Altmark Umschau.
- Freihorst, I. (2014b): Spurensuche endet heute in Kamern. - Volksstimme 18. Juli 2014, Elb-Havel-Echo. http://www.volksstimme.de/nachrichten/lokal/havelberg/1311828_Spurensuche-endet-heute-in-Kamern.html
- Kauschka, G., G. Kubsch, W. M. Richter & L. Täuscher (2000): Umweltanalytik und Umweltchemie: Sommerkurse. - Humboldt-Spektrum 7(1): 58-61.
- Keilhack, K. (1887): Über alte Elbläufe zwischen Magdeburg und Havelberg. - Jahrbuch der königlich Preußischen geologischen Landesanstalt und Bergakademie zu Berlin für das Jahr 1886: 238-252.
- Kubsch, G. & L. Täuscher (2014): Sommerkurse Umweltanalytik und Umweltchemie. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2013 (Potsdam-Berlin): 137-142.
- LHW (Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt) (2013): Sonderbeprobung – vom Hochwasser Juni 2013 betroffene Badegewässer: Sonderprobe Schönfeld-Kamernscher See vom 09.07.2013. - Magdeburg.
- LHW (Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt) (2014): Bericht über das Hochwasser im Juni 2013 in Sachsen-Anhalt. Entstehung, Ablauf, Management und statistische Einordnung. Stand: März 2014. - Magdeburg. http://www.lhw.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/Landesbetriebe/LHW/neu_PDF/4.0/SB_Hochwasserschutz/Hochwasserbericht_2013.pdf
- Neugierig e. V. & F. Kalz (2014): Spuren im Land. - Ein Projekt von neugierig e. V. & Ein Film von Friederike Kalz. - CD-ROM. www.freie-schule-elbehavelland.de, www.kalz-fotografie.de

- Rücker, J., C. Harrandt & D. Miethling (2014): Abschätzung von Phytoplanktonverlusten durch Muschelfiltration. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2013 (Potsdam-Berlin): 51-56.
- Scheffer, M. (1998): Ecology of shallow lakes. - London.
- Scheffer, M., S. H. Hosper, M. Meijer & B. Moss (1993): Alternative equilibria in shallow lakes. - Trends in Ecology and Evolution: 275-279.
- Steiner, E. (1994): See entstand durch Bruch des Deiches. - Volksstimme 6. August 1994.
- Täuscher, L. (1997): Bemerkungen zum Vorkommen von Wassermollusken in Gewässern des Elb-Havel-Winkels. - Untere Havel – Naturkundliche Berichte (Havelberg) 6/7: 52-54.
- Täuscher, L. (1998): Veränderung der Phytoplankton-Artstruktur und Wiederbesiedlung des Kamernschen Sees (Elb-Havel-Winkel) mit submersen Makrophyten als Zeichen einer Reoligotrophierung. - Untere Havel – Naturkundliche Berichte (Havelberg) 8: 35-38.
- Täuscher, L. (2000): Bemerkungen zum Vorkommen des Süßwasser- oder Stinkschwammes (*Spongilla lacustris* [L.]) in Gewässern des Elb-Havel-Winkels. - Untere Havel – Naturkundliche Berichte (Havelberg) 10: 66-67.
- Täuscher, L. (2008): Seegeschichte(n). - In: Ein Biologen-Jahrbuch. Mit „Klein“ und „Groß“ durch's Jahr - Beobachtungen, Erlebnisse und Geschichten aus der Sicht eines „Botanisiertrommel-Trägers“ und „Planktonnetz-Fängers“ IX. - Berlin.
- Täuscher, L. (2009): Wasser- und Sumpfpflanzen-Funde im Elbe-Havel-Winkel (Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“, Sachsen-Anhalt) III. Nachträge. - Mitteilungen zur floristischen Kartierung in Sachsen-Anhalt 14: 79-85. <http://www.bv-st.de/Publ2009.htm>
- Täuscher, L. (2011): 50 Jahre Langzeit-Untersuchungen der Besiedlung mit Algen und Wasserpflanzen in dem Altwasser-Flachsee Kamernscher-Schönfelder See im Elbe-Havel-Winkel (Sachsen-Anhalt). - Untere Havel – Naturkundliche Berichte (Stendal) 21: 2-7.
- Täuscher, L. (2012): Umweltbildung für Schüler, Studenten und in der Erwachsenenqualifizierung vor und nach der „Wende“ (1979-2012). - Studienarchiv Umweltgeschichte 17 : 67-76. http://www.iugr.hs-nb.de/fileadmin/IUGR/Publikationen/Studienarchiv_Umweltgeschichte/Stug17_A5_green.pdf
- Täuscher, L. (2013a): Beiträge der angewandten Gewässerökologie zu Langzeit-Untersuchungen in Gewässern und zur Erfassung der Biodiversität. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz): 512-519.
- Täuscher, L. (2013b): Hochwasser im Juni/Juli 2013 im und am Kamernschen See (Elbe-Havel-Winkel, Sachsen-Anhalt). - Mnskr. 5 S.
- Täuscher, L. (2014a): Kamernscher-Schönfelder See (Sachsen-Anhalt). - In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) (ed.) – Arbeitskreis „Flachseen“: Handlungsempfehlung zur Abschätzung der Chancen einer Wiederansiedlung von Wasserpflanzen bei der Restaurierung von Flachseen Deutschlands. - DGL-Arbeitshilfe 1-2014: 44 + 73. <http://www.dgl-ev.de/publikationen/sonstige-publikationen/sonstige-publikationen.html?frontend=354ql40o3629j06s1tl67j17q8g32etd>
- Täuscher, L. (2014b): Checkliste der Algen (Cyanobacteria et Phycophyta). Stand Dezember 2013. - In: Frank, D. & P. Schnitter (eds.): Bestandssituation der Pflanzen und Tiere Sachsens-Anhalts. - Rangsdorf: 13-62. <http://images.algaebase.org/pdf/0AC815A50a22a20C5Euny41A0D7F/53052.pdf>
- Weigel, H. (1841): Handbuch des Regierungsbezirkes Magdeburg. - Magdeburg.

SONSTIGE THEMEN

EPE, T. S.: Verbesserung des ökologischen Zustands eines eutrophen Sees durch Phosphatbindung im Hypolimnion.

FUCHS, A., E. LYAUTEY, B. MONTUELLE & P. CASPER: Temperaturanstieg stimuliert Methanoxidation stärker als Methanproduktion.

HJALMARSSON, A. E., J. BERGSTEN & M. T. MONAGHAN: Dispersal is linked to habitat use – a comparative study of 59 species of Malagasy water beetles (Coleoptera: Adephaga).

HOPPELER, F., R. D. T. SHAH, D. N. SHAH, S. C. JÄHNIG, J. D. TONKIN, S. SHARMA & ST. PAULS: Altitudinal diversity patterns of larval caddisfly species (Trichoptera: Hydropsychidae) in Himalayan streams.

KUPILAS, B., A. W. LORENZ & D. HERING: „You are what you eat“ - Indizieren die stabilen Isotope ^{13}C & ^{15}N Veränderungen im Nahrungsnetz als Folge von Renaturierungen?

KUSBER, W.-H., O. TSCHÖPE, L. SUHRBIER, S. GENNRICH, A. GÜNTSCH & W. G. BERENDSOHN: AnnoSys: Annotationen als Evaluationswerkzeug für die Nutzung virtueller Belegdaten in der Umweltforschung.

KUPETZ, M. & P. CASPER: Quantifizierung von Stickstoffdeposition an Gewässern und Bedeutung für die Emission von N_2O als Treibhausgas.

LORENZ, A.: Wassertemperatur in Fließgewässern - Zeigen sich Unterschiede zwischen Gewässertypen?

NEYEN, M., U.-K. SCHKADE, TH. KALETTKA & A. KLEEGERG: Besonderheiten der Sedimentation und Stoffakkumulation in glazial geprägten Ackerhohlformen (Söllen) der Uckermark (Nordost-Brandenburg).

REINEKE, L. & E. KIEL: „Was soll denn da schon drin sein?!“ - Untersuchung der Fauna temporärer Stillgewässer mit Vorkommen von *Eubbranchipus grubii* (Dybowski, 1860).

REISS, M., ST. ZAENKER & K. BOGON: Höhlentier des Jahres – Eine Initiative zum vorsorgenden Höhlen- und Grundwasserschutz.

SCHEIDWEILER, D., C. MENDOZA-LERA & M. MUTZ: Coupling the “smart” tracer resazurin and respiration determination to assess streambed community response to leaf-litter burial.

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

VITECEK, S., W. GRAF, M. KUCINIC, A. PREVISIC, L. KERESZTES, M. BÁLINT, J. WARINGER & ST. PAULS: Revision of the carnivore subgroup within Drusinae (Limnephilidae).

Verbesserung des ökologischen Zustands eines eutrophen Sees durch Phosphatbindung im Hypolimnion

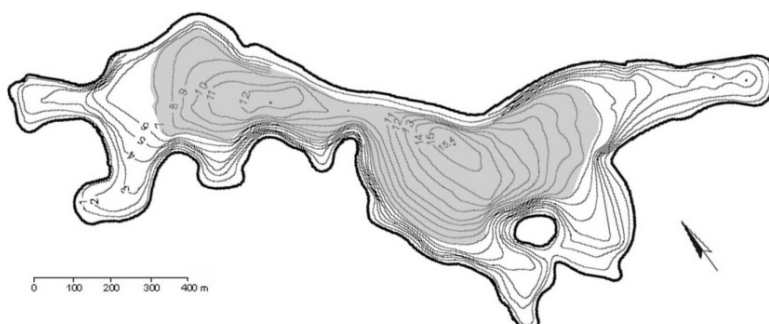
Tim Sebastian Epe¹

¹ Institut Dr. Nowak, Mayenbrook 1, 28870 Ottersberg, te@limnowak.com

Keywords: Eutrophierung, Seenrestaurierung, Phosphatbindung, Nährstoffrücklösung, lanthan-modifiziertes Tonmineral

Einleitung

Die ökologischen Strukturen und Funktionen von Seen sind vielerorts durch langjährige, intensive Landnutzung und dem damit verbunden Nährstoffeintrag gefährdet. Als Folge dessen fehlen ansprechende Bedingungen für die Freizeitnutzung, Erholung und fischereiliche bzw. landwirtschaftliche Belange. Der Behlendorfer See war viele Jahre durch hohe Nährstoffgehalte (eutroph2; 2004), wiederkehrende Blüten von Cyanobakterien (u.a. *Planktothrix rubescens*) und eine verarmte Artenzusammensetzung bzgl. der Makrophyten gekennzeichnet. In einem ersten Schritt wurden externe Nährstoffzuflüsse reduziert, eine Befischung durchgeführt und der Raubfischbestand relativ gestärkt. Auch die Installation von Sanitäranlagen für Badegäste gehörte zu den begleitenden Maßnahmen. Im Anschluss daran fanden im Dezember 2009 Restaurierungsmaßnahmen statt, welche auf die Senkung des trophischen Niveaus durch die Bindung des verfügbaren Phosphats (PO_4) im See zielten. Dazu wurde das Tiefenwasser (>7 m Tiefe) mit einem lanthan-modifizierten Tonmineral (Bentophos[®]) behandelt. Das Material wurde von der staatlichen, australischen Forschungseinrichtung CSIRO entwickelt (Douglas, 2002), und wird weltweit für die Sedimentkonditionierung und Phosphatbindung im Wasserkörper verwendet. Aufgrund eines sehr hohen Löslichkeitsprodukts gilt die ionische Bindung zwischen Lanthan (La) und PO_4 als, unter den in Seen herrschenden Bedingungen, irreversibel und kommt zudem unabhängig vom Redoxpotential und in einem sehr breiten pH-Bereich zwischen 5 und 9 zustande (Mackay et al., 2014; Meis et al., 2013; Zamparas und Zacharias, 2014).



Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Behlendorfer See bei Ratzeburg, Schleswig Holstein hat eine Fläche von $0,63 \text{ km}^2$, eine mittlere Tiefe von $6,2 \text{ m}$ und ein Wasservolumen von etwa $3,9 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Er liegt im Natur-

**Abbildung 1: Tiefenkarte (verändert nach (LANU, 1995));
Bereich $> 7 \text{ m}$ Wassertiefe (grau eingefärbt)**

park „Lauenburgische Seen“ am Rand des „Biosphärenreservats Schaalsee“, zählt zu den kalkreichen, geschichteten Tieflandseen, Seetyp 13 gemäß LAWA (1999) mit kleinem Einzugsgebiet.

Vorerkundung und Analytik

Untersuchungen im Jahr 1991 (LANU, 1995) und 2002 (Arp und Koppelmeyer, 2003) legten hohe Nährstoffgehalte und hohe Chl-a-Konzentrationen offen. Diese ließen auf verminderte Nährstoffbindung im Sediment und intensive Rücklösungsprozesse während der Sommermonate schließen. Für eine Nährstoffbilanzierung wurden 2008 Wasser- und Sedimentproben untersucht. Das Sediment wurde mit Hilfe eines Mondsee-Corers (uwitec, Österreich) beprobt und die obere 10 cm starke Schicht einer sequentiellen Phosphatanalyse unterzogen (Hupfer et al., 1995; Paludan und Jensen, 1995).

Statistische Analysen

Um die Entwicklung im Gewässer und Zusammenhänge zwischen Umweltvariablen und der Restaurierungsmaßnahme aufzuzeigen, wurden mit dem Datensatz eine Hauptkomponentenanalyse und Rangkorrelationstests (Origin 9.1, Origin Lab Corporation, Northampton, MA, USA) durchgeführt.

Ergebnisse

Voruntersuchung Wasser und Sedimente

Im Wasserkörper waren 550 kg TP enthalten. Die Phosphatanalyse nach Psenner zeigte, dass unterhalb der 7 m Tiefenlinie in den oberen 5 cm Sediment, welche mit dem Wasserkörper interagiert, insgesamt 1590 kg Phosphor potentiell verfügbar waren. Unter Berücksichtigung des molaren Bindungsverhältnisses von 1:1 zwischen P und La (Haghseresht et al., 2009) betrug die einzubringende Menge des Tonminerals 214 t.

Entwicklung der Phosphorkonzentration

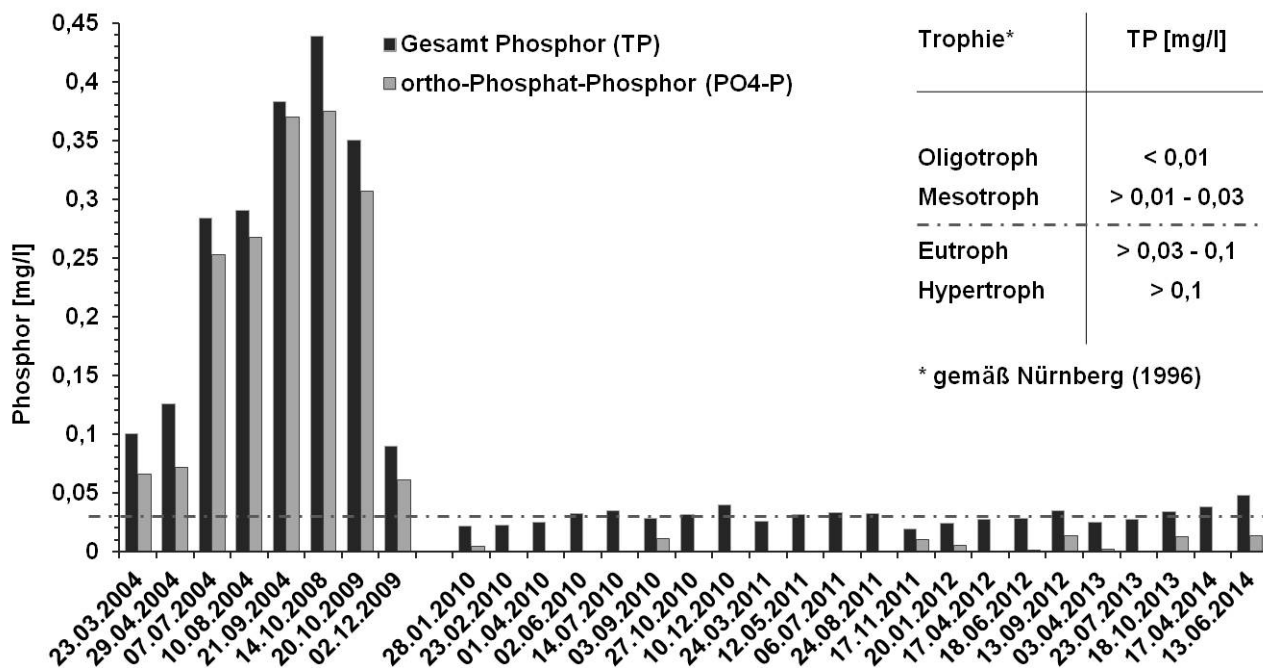


Abbildung 2: Entwicklung der Gesamtposphor- und ortho-Phosphat-Phosphor-Gehalte im Behlendorfer See. Dargestellt sind volumenbezogene, gewichtete Mittelwerte (n/Messdatum = 7)

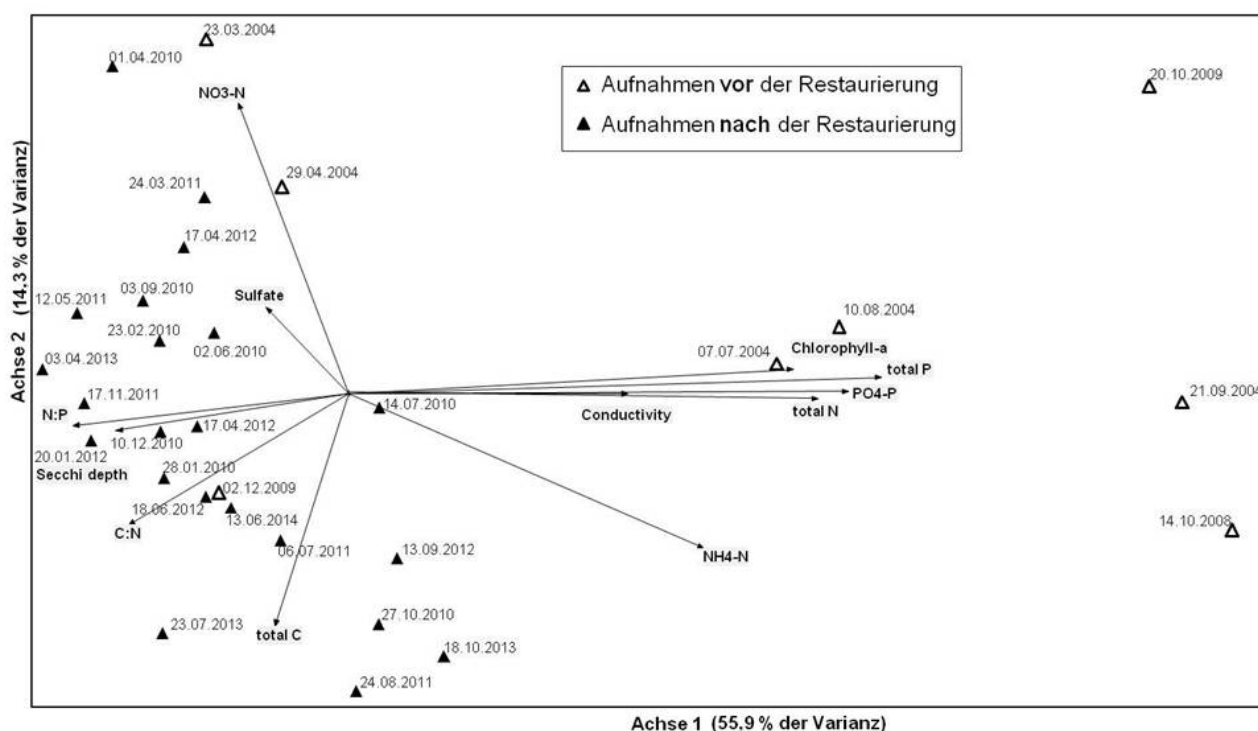
Seit der Restaurierung im Dezember 2009 ist der See hinsichtlich der Phosphorgehalte in einem stabilen mesotrophen Zustand und der Gesamtposphor-Gehalt um durchschnittlich 75% reduziert.

Tabelle 1: Entwicklung der Makrophyten (Stuhr et al., 2013)

Trends in der Entwicklung weiterer Umweltvariablen

Sowohl Diversität als auch die untere Verbreitungsgrenze von Makrophyten (s. Tabelle 1) vergrößerte sich seit der Maßnahme und führte gemäß Stuhr et al. (2013) zu einer Verbesserung des ökologischen Zustands. Der multivariate Vergleich zwischen

den Daten vor der Restaurierung mit denen nach der Maßnahme, belegt zum einen die gesunkenen P-Konzentrationen und zeigt überdies eine Verringerung der elektrischen Leitfähigkeit, der Chlorophyll-a-, Ammonium- und Gesamtstickstoffgehalte. Diese Variablen sind allesamt positiv korreliert mit der 1. Achse, die die Veränderungen durch die Nährstoffbindung abbildet. Des Weiteren haben sich die Sichttiefen und das N:P Verhältnis erhöht. Die 2. Achse der Analyse teilt den Datensatz anhand der Stickstoff-Komponenten und teilt den Datensatz eher zwischen Frühjahr und Herbst auf.



	Secchi depth	Conductivity	Chlorophyll a	total P	PO4-P	NH4-N	NO3-N	total C	total N
Axis 1	-0,60	0,55	0,83	0,79	0,66	0,73	-0,58	0,03	0,57
Axis 2	-0,27	0,00	0,04	0,03	0,18	-0,62	0,70	-0,67	-0,19

Abbildung 3: Distanzbasierter Biplot der Hauptkomponentenanalyse; Die Tabelle zeigt die Umweltvariablen, die in die Analyse eingegangen sind und ihren Zusammenhang zu den Achsenwerten der Analyse, [Spearman Rangkorrelationskoeffizient (fett = sig. auf dem 0,01 Niveau)].

Diskussion

Die Ergebnisse des Langzeitmonitorings (2009 - heute) zeigen, dass durch die Phosphatbindung und die Unterbrechung der Rücklösung aus den Sedimenten die Stabilisierung der P-Bilanz dauerhaft erreicht wurde (s. Abbildung 2) und so Initiale für eine weitere Verbesserung des ökologischen Zustands und der Ökosystemdienstleistungen geschaffen wurden (s. Tabelle 1). Die Zunahme der Vegetationstiefengrenze und die weniger intensive O₂-Zehrung wirken sich positiv aus und haben mittelbar zu einer Verbesserung des Sauerstoffhaushalts geführt. Der Bestand der Charophyceae (Armleuchteralgen), wie sie für den See typisch und eine weitere ökologische Aufwertung nötig wären, hat sich durch die Maßnahme bislang nicht vergrößert. Im Rahmen einer Promotionsarbeit werden dazu in Kooperation mit dem Centre for Ecology and Hydrology (CEH), Edinburgh Untersuchungen zur Ansiedlung und dauerhaften Etablierung von Armleuchteralgen durchgeführt.

Trotz Einfluss wichtiger Faktoren wie der Durchmischung/Schichtung des Wasserkörpers sowie der Abfolge der Jahreszeiten, welche die Verteilung des Datensatzes im mehrdimensionalen Raum mitbestimmen, ist die positive Auswirkung der Phosphorreduktion eindeutig erkennbar und erklärt die größte Varianz im Datensatz (vgl. Achse 1, Abbildung 3). Die Hauptkomponentenanalyse bildet abstrakte Achsen, zu denen die Umweltvariablen in jeweils unterschiedlich starkem Maße beitragen (Leyer und Wesche, 2007). Durch Korrelation der im Verfahren ermittelten Achsenwerte mit den Ausgangsmesswerten der Umweltvariablen erhält man ein Maß für diesen Beitrag. Die Analyse zeigt, dass die P-Reduktion die Abnahme der Chlorophyll-a-Konzentration, des Gesamtstickstoffgehalts und der elektrischen Leitfähigkeit (verminderte Rücklösung von Ionen im Tiefenwasser) zur Folge hatte.

Die Zusammensetzung des Phytoplanktons hat sich seit der Nährstoffbindung auf Kosten der Cyanobakterien zu Gunsten von Grün- und Kieselalgen verschoben. Insgesamt dominieren kleinere Arten die Algengemeinschaft (pers. Auskunft: W. Arp), was auch in Zusammenhang mit der durchgeführten Befischung und Förderung der Raubfischpopulation steht. Maßgeblich ist zudem, dass sich das N:P Verhältnis von durchschnittlich 33:1 (n=8) vor der Maßnahme trotz Senkung der Gesamtstickstoffgehalte auf durchschnittlich 154:1 (n=22) nach der Maßnahme erhöhte. Eine solche signifikante Veränderung kann gemäß Smith (2003, 1983) für die positive Verschiebung des Artenspektrums verantwortlich sein.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse am Behlendorfer See zeigen, dass durch die Restaurierungsmaßnahmen (Befischung, Minimierung externer Einflüsse, Nährstoffbindung durch Bentophos[®]) eine umfassende, positive Entwicklung in Gang gesetzt wurde. Die Phosphatbindung und die dauerhafte Begrenzung der Rücklösung aus den Sedimenten sorgten für eine nachhaltige Erhöhung des N:P Verhältnisses, eine Verschiebung der Cyanobakteriendominanz hin zu kleineren Grün- und Kieselalgen und zu einer Ausbreitung von Makrophyten in Fläche und Tiefe. Entwicklungen, die trotz bisherigem Ausbleiben von Armleuchteralgen zu einer Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse gemäß PHYLIB 4.1 führten.

Danksagung

Wir danken allen beteiligten Stellen und Kollegen (insbes. Frau Gudrun Plambeck, LLUR Schleswig-Holstein) für die Bereitstellung zusätzlicher Daten, die unsere eigene Langzeitüberwachung nach der durchgeführten Restaurierung ergänzen.

Literatur

- Arp, W., Koppelmeyer, B., 2003. Vorkommen der Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*) in drei ausgewählten Gewässern Schleswig Holsteins (Endbericht für das Landesamt für Natur und Umwelt Abteilung 4 - Gewässer Hamburger Chaussee 25 24220 Flintbek). Berlin.
- Douglas, G., 2002. Remediation material and remediation process for sediments. US Patent Nr. 6350383.
- Haghseresht, F., Wang, S., Do, D.D., 2009. A novel lanthanum-modified bentonite, Phoslock, for phosphate removal from wastewaters. *Appl. Clay Sci.* 46, 369–375. doi:10.1016/j.clay.2009.09.009
- Hupfer, M., Gächter, R., Giovanoli, R., 1995. Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquat. Sci.* 57, 305–324. doi:10.1007/BF00878395
- LANU, 1995. Seenkurzprogramm: Überblick über Zustand und Belastung von Behlendorfer See, Cilpiner See, Grammsee, ...; Schleswig-Holstein, Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten / Landesamt für Natur und Umwelt.
- LAWA, (1999): Gewässerbewertung - stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinien für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kulturbuchverlag. Berlin.
- Leyer, I., Wesche, K., 2007. Multivariate Statistik in der Ökologie - Eine Einführung.
- Mackay, E., Maberly, S., Pan, G., Reitzel, K., Bruere, A., Corker, N., Douglas, G., Egemose, S., Hamilton, D., Hatton-Ellis, T., Huser, B., Li, W., Meis, S., Moss, B., Lüring, M., Phillips, G., Yasseri, S., Spears, B., 2014. Geoengineering in lakes: welcome attraction or fatal distraction? *Inland Waters* 4, 349–356. doi:10.5268/IW-4.4.769
- Meis, S., Spears, B.M., Maberly, S.C., Perkins, R.G., 2013. Assessing the mode of action of Phoslock® in the control of phosphorus release from the bed sediments in a shallow lake (Loch Flemington, UK). *Water Res.* 47, 4460–4473. doi:10.1016/j.watres.2013.05.017
- Nürnberg, G.K., 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake Reserv. Manag.* 12, 432–447. doi:10.1080/07438149609354283
- Paludan, C., Jensen, H.S., 1995. Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediment: Significance of humic acids. *Wetlands* 15, 365–373. doi:10.1007/BF03160891
- Smith, V.H., 1983. Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. *Science* 221, 669–671. doi:10.1126/science.221.4611.669
- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 10, 126–139. doi:10.1065/espr2002.12.142
- Stuhr, J., van de Weyer, K., et., al., 2013. Monitoring der Qualitätskomponente Makrophyten für die WRRL- und FFH-Richtlinie in schleswig-holsteinischen Seen. Vegetation des Behlendorfer Sees, des Bültsees, des Garrensees, des Großen Plöner Sees, des Großen Pönitzer Sees, des Ihlsees (Krs. Segeberg), des Schluensees und des Wittensees im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume. Kiel.
- Zamparas, M., Zacharias, I., 2014. Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. A review. *Sci. Total Environ.* 496, 551–562. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.07.076

Temperaturanstieg stimuliert Methanoxidation stärker als Methanproduktion

Andrea Fuchs¹, Emilie Lyautey², Bernard Montuelle³ & Peter Casper¹

¹Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, fuchs@igb-berlin.de, pc@igb-berlin.de, ²Université de Savoie, Belledonnes 213, 73376 Le Bourget-du-Lac (Frankreich), Emilie.Lyautey@univ-savoie.fr, ³UMR CARRETEL - INRA, 75 avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains (Frankreich), bernard.montuelle@inra.thonon.fr

Keywords: Methan, Temperatur, Klimawandel, Inkubationsexperimente

Einleitung

Methan ist das Treibhausgas mit dem zweithöchsten Potential zur globalen Erwärmung. Seit Beginn der industriellen Revolution in der Mitte des 18. Jh.s sind die globalen Methankonzentrationen in der Atmosphäre von 722 auf 1803 ppbv im Jahr 2011 angestiegen (Ciais et al. 2013). In Klimawandel-Prognosen fand das Potential der natürlichen Methanbildung in anoxischen Sedimentschichten von Süßwasserseen bisher kaum Beachtung. Erst im fünften IPCC-Report (Ciais et al. 2013) wurde der Beitrag von Binnengewässern zur Methanemission in die Atmosphäre auf 2-10% geschätzt.

Methan ist Teil des Kohlenstoff-Kreislaufs und wird anaerob gebildet, als Endprodukt des Abbaus organischen Materials. Die Menge sedimentierender organischer Materialien spielt daher eine entscheidende Rolle für die Methanbildung. In Seen wird Methan meist in Sedimentschichten unterhalb der teilweise sauerstoffhaltigen Grenzschicht gebildet und kann über Diffusion und Gasblasenfreisetzung (Ebullition) über die Sedimentoberfläche ins Wasser und anschließend in die Atmosphäre emittieren. Zusätzlich kann das gebildete Methan von aeroben und anaeroben methanotrophen Mikroorganismen oxidiert werden, sodass nur ein Bruchteil des gebildeten Methans in die Atmosphäre gelangt.

Zahlreiche Laborstudien haben gezeigt, dass der Prozess der Methanbildung durch steigende Temperaturen angeregt wird, doch es gibt nur wenige Messungen die an ungestörten Sedimentkernen oder *in situ* durchgeführt wurden. Da erhöhte Temperaturen auch die Aktivität der methanoxidierenden Bakterien steigern (Dunfield et al. 2003) ist unklar, ob sich Produktion und Oxidation unter erhöhten Temperaturen ausbalancieren oder ob einer der beiden Prozesse dominiert. Um dieser Frage nachzugehen, haben wir Sedimentkerne aus zwei verschiedenen Seen bei drei verschiedenen Temperaturen inkubiert und die finalen Methankonzentrationen in verschiedenen Tiefenschichten gemessen.

Material und Methoden

Sedimentkerne wurden mit Hilfe eines Uwitec-corers mit 60 cm bzw. 80 cm langen PVC-Röhren (Ø 6 cm) aus 30 m Tiefe des Stechlinsees (Brandenburg, Deutschland) und aus 200 m Tiefe des Genfer Sees (Schweiz/ Frankreich) entnommen und im Labor bei 4°C, 8°C und 12°C inkubiert. Es wurden jeweils 5 Sedimentkerne bei jeder Temperatur über drei Wochen im Dunkeln inkubiert. Das den Sedimenten überlagerte Seewasser wurde in einem Durchfluss-System über peristaltische

Pumpen mit einem 2 L-Vorrat an 0.2 µm-filtriertem Seewasser ausgetauscht. Der Vorrat wurde einmal wöchentlich mit frischem Seewasser erneuert.

Am Ende der Inkubationszeit wurden die Sedimentkerne in die Schichten 0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm, 15-20 cm und 20-25 cm geschnitten. Aus jeder Schicht wurden in Duplikaten 2 ml (Stechlinsee) bzw. 10 ml (Genfer See) Sediment in 10 ml (Stechlinsee) bzw. 160 ml (Genfer See) Flaschen gegeben, die mit 5 ml (Stechlinsee) bzw. 20 ml (Genfer See) destilliertem Wasser und dem Fixativ HgCl₂ (Endkonzentration 200 mg L⁻¹) gefüllt waren. Die Flaschen wurden gasdicht mit Butylkappen verschlossen. Gasproben wurden aus dem Kopfgasraum entnommen und gaschromatographisch (Stechlinsee: Shimadzu GC-14B mit Autosampler AOC 5000; FID, Shimadzu, Kyoto, Japan, Genfer See: micro-GC, WLD, MTI Analytical InstrumentsTM, Microsensor Technology Inc., Fremont, CA, USA) analysiert.

Zusätzlich wurde aus jeder Sedimentschicht DNA extrahiert (NucleoSpin Soil extraction kit, Macherey-Nagel) und quantifiziert (Quantitation Kit Fluorescence Assay, Sigma-Aldrich). Die mcrA-Primer ME1 (GCM-ATG-CAR-ATH-GGW-ATG-TC) und ME2 (TCA-TKG-CRT-AGT-TDG-GRT-AGT) (Hales et al. 1996) wurden mittels real-time PCR amplifiziert. Jeweils 5 µl DNA template reagierten mit 20 µl Master Mix, bestehend aus qPCR Master Mix Plus for SYBR Green I, Low ROX (Eurogentec), BSA (Endkonzentration 0.3 mg ml⁻¹), primer (Endkonzentration jeweils 0.5 µM) und PCR-Wasser, gegeben. Die real-time PCR begann mit 10 Minuten Denaturierung bei 95°C, gefolgt von 40 Zyklen aus jeweils 45 Sekunden Denaturierung bei 94°C, 90 Sekunden Hybridisierung bei 52°C, 2 Minuten Elongation bei 72°C und 10 Sekunden Acquisition bei 80°C. Abschließend wurde eine Dissoziationskurve von 30°C bis 95°C durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Nach drei Wochen Inkubation zeigten die inkubierten Sedimentkerne keinen Anstieg der Methankonzentrationen bei erhöhter Temperatur in den einzelnen Schichten (Abb. 1). Die Sedimente des Stechlinsees wiesen sogar eine signifikante Verringerung (One-way ANOVA, $p < 0.001$) der Methankonzentrationen bei höheren Temperaturen auf. Die deutlich niedrigeren Methankonzentrationen im Genfer See lassen sich auf einen deutlich niedrigeren Anteil an organischem Material im Sediment (10% des Trockengewichts) als im Stechlinsee (60% des Trockengewichts) zurückführen. Die Inkubation bei unterschiedlichen Temperaturen führte in den Sedimenten des Genfer Sees zu keinen Veränderungen in der Methankonzentration.

Bisherige Laboruntersuchungen zeigten eine Erhöhung der Methanproduktionsraten bei höheren Temperaturen (z.B.: Zeikus & Winfrey 1976, Conrad et al. 1987, Kelly & Chynoweth 1991, Thebrath et al. 1993, Chin & Conrad 1995, Glissmann et al. 2004), doch *in situ* gemessene Methankonzentrationen ließen weniger eindeutige Schlussfolgerungen zu. Kelly & Chynoweth (1991) fanden in fast isothermischen profundalen Sedimenten keine Korrelation zwischen Methankonzentrationen und Temperatur, während Thebrath et al. (1993) im flachen Littoral des Bodensees am Ende der Sommerschichtung die höchsten Methankonzentrationen fanden. Flury et al. (2010) simulierten experimentell in Mesokosmenversuchen im Hallwil-See (Schweiz) höhere Temperaturen, konnten jedoch keine erhöhten Methanemissionen feststellen.

Mehr als die Hälfte des produzierten Methans kann von aeroben und anaeroben Mikroorganismen oxidiert werden (Reeburgh 2007), sodass nur ein Bruchteil des produzierten Methans über Diffusion oder Gasblasenfreisetzung in die Atmosphäre entweicht. Die in dieser Studie gemessenen finalen Methankonzentrationen resultieren aus den divergierenden Prozessen Produktion, Oxidation und Freisetzung. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass in den produktiven Sedimenten des Stechlinsees die Methanoxidation bei höheren Temperaturen die Effekte einer gesteigerten Methanproduktion mindestens eliminiert.

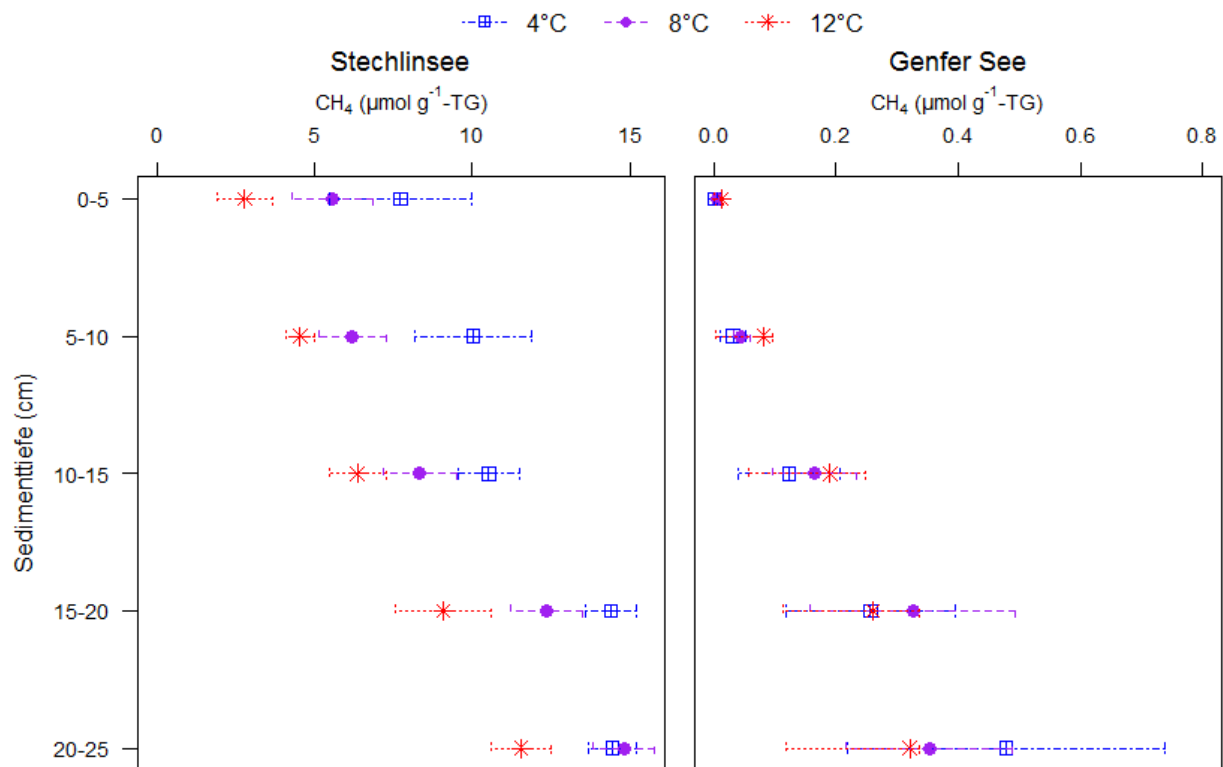


Abb. 1: Methankonzentrationen ($\mu\text{mol g}^{-1}\text{ TG}$) (Mittelwert $\pm$ SE) in den einzelnen Tiefenschichten der Sedimentkerne nach drei Wochen Inkubation.

Die Abundanz des funktionellen Gens für die Produktion von Methan (*mcrA*) zeigte keine signifikante Anpassung an die verschiedenen Temperaturen. Die Anzahl der Kopien des *mcrA*-Gens ist im Stechlinsee in 20-25 cm Tiefe, im Genfer See in 10-15 cm Tiefe am höchsten. Dies weist auf die methanogenen Bereiche hin, aus denen Methan über Diffusion in andere Sedimentschichten gelangt. Es ist auffällig, dass bei ähnlicher Kopienzahl des *mcrA*-Gens im Genfer See deutlich weniger Methan produziert wurde. Vergleichbar dazu fanden Glissmann et al. (2004) in ihrer Studie, dass höhere Temperaturen zwar zu erhöhter Methanproduktion führten, jedoch keine Veränderungen in der Zusammensetzung der methanogenen Archaeen-Gemeinschaft zu erkennen waren.

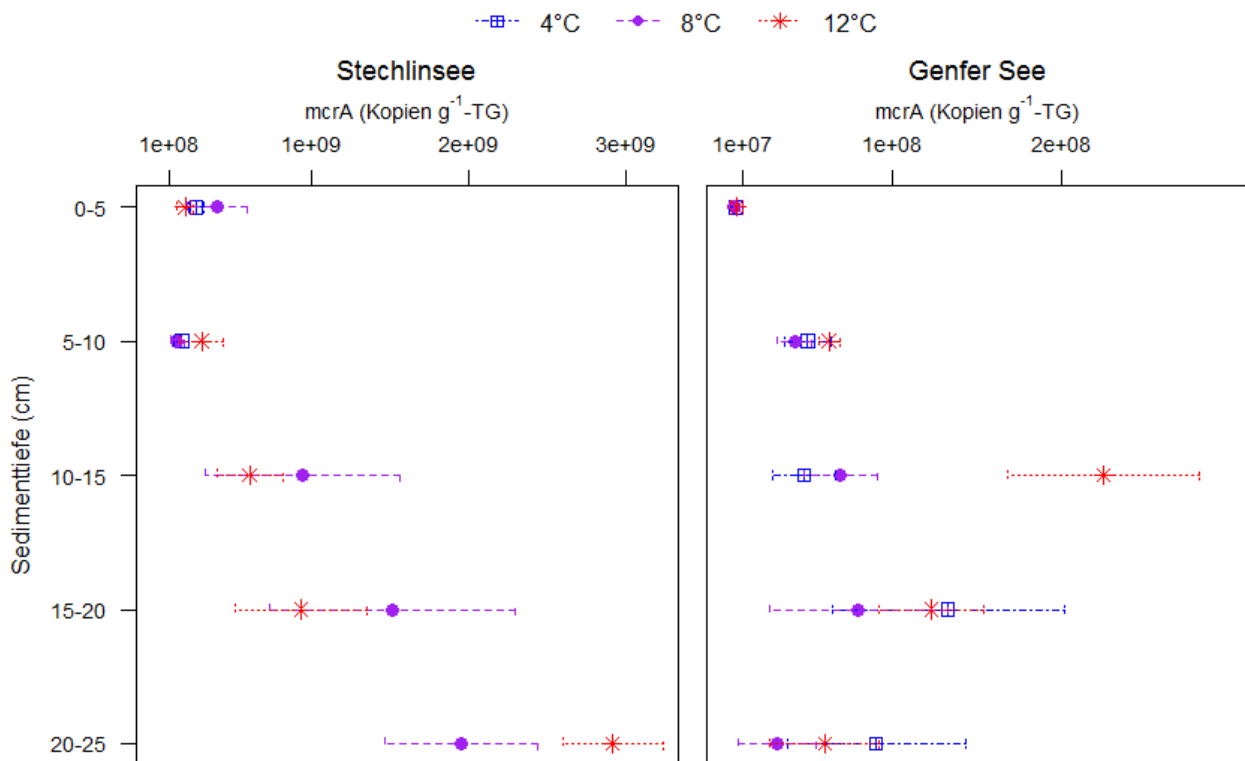


Abb. 2: Anzahl der Kopien des funktionellen Gens *mcrA* pro Gramm Trockengewicht (Mittelwert + SE) in den einzelnen Tiefenschichten der Sedimentkerne nach drei Wochen Inkubation.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Experimente zeigten, dass höhere Temperaturen nicht unbedingt zu mehr Methan in Sedimenten führen. Unsere Ergebnisse weisen darauf hin, dass erhöhte Methanproduktionsraten durch ebenfalls erhöhte aerobe und/oder anaerobe Methanoxiderationsraten ausbalanciert werden können, und die Methanoxidation sogar überwiegen kann. Es konnte weiterhin gezeigt werden, dass die Auswirkungen erhöhter Temperaturen auf den Methankreislauf von See zu See unterschiedlich sind. Die Laborexperimente mit intakten Sedimentkernen ergaben trotz ähnlichem methanogenen Potential – Kopien des *mcrA*-Gens – deutlich geringere Methankonzentrationen im Genfer See als im Stechlinsee.

Danksagung

Die Experimente wurden im Rahmen einer Doktorarbeit am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei innerhalb des von der Leibniz-Gemeinschaft geförderten Projektes „Klimabedingte Veränderungen der Biodiversität von Mikrobiota - TemBi“ durchgeführt (SAW-2011-IGB-2). Die Untersuchungen am Genfer See wurden von CMIRA Région Rhône-Alpes finanziert. Wir bedanken uns bei M. Sachtleben, L. Espinat, J.-C. Hustache, C. Chardon, N. Tissot, L. Savoye, P. Perney, U. Beyer, C. Kasprzak, M. Mestre Martin, T. Gonsiorczyk, H. Volkmann und O. Schlockermann für technische Unterstützung.

Literatur

- Chin, K.-J., Conrad, R. (1995): Intermediary metabolism in methanogenic paddy soil and the influence of temperature. *FEMS Microbiology Ecology* 18: 85-102.
- Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., Chhabra, A., DeFries, R., Galloway, J., Heimann, M., Jones, C., Le Quéré, C., Myneni, R. B., Piao, S., Thornton, P. (2013): Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P. M. (Eds.): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, New York, NY, USA.
- Conrad, R., Schütz, H., Babel, M. (1987): Temperature limitation of hydrogen turnover and methanogenesis in anoxic paddy soil. *FEMS Microbiology Ecology* 45: 281-289.
- Dunfield, P., Knowles, R., Dumont, R., Moore, T. R. (2003): Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils: Response to temperature and pH. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 321-326.
- Flury, S., McGinnis, D. F., Gessner, M. O. (2010): Methane emissions from a freshwater marsh in response to experimentally simulated global warming and nitrogen enrichment. *Journal of Geophysical Research* 115: 1-9.
- Glissmann, K., Chin, K.-J., Casper, P., Conrad, R. (2004): Methanogenic pathways and archaeal community structure in the sediment of eutrophic Lake Dagow: Effect of temperature. *Microbial Ecology* 48: 389-399.
- Hales, B. A., Edwards, C., Ritchie, D. A., Hall, G., Pickup, R. W., Saunders, J. R. (1996): Isolation and Identification of methanogen-specific DNA from blanket bog peat by PCR amplification and sequence analysis. *Applied and Environmental Microbiology* 62: 668-675.
- Kelly, C. A., Chynoweth, D. P. (1991): The contribution of temperature and of the input of organic matter in controlling rates of sediment methanogenesis. *Limnology and Oceanography* 26: 891-897.
- Reeburgh, W. S., (2007): Oceanic methane biogeochemistry. *Chemical Reviews* 107: 486-513.
- Thebrath, B., Rothfuss, F., Whiticar, M. J., Conrad, R. (1993): Methane production in littoral sediment of Lake Constance. *FEMS Microbiology Ecology* 102: 270-289.
- Zeikus, J. G., Winfrey, M. R. (1976): Temperature limitation of methanogenesis in aquatic sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 31: 99-107.

Dispersal is linked to habitat use – a comparative study of 59 species of Malagasy water beetles (Coleoptera: Adephaga)

Anna E. Hjalmarsson^{1,2,3}, Johannes Bergsten² & Michael T. Monaghan¹

¹ Leibniz-Inst. of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), 12587 Berlin, ² Dept. of Entomology, Swedish Museum of Natural History, Box 50007, 10405 Stockholm, Sweden, ³ Biodiversity and Climate Research Centre (BiK-F), Senckenberg Research Inst., Georg-Voigt-Straße 14-16, 60325 Frankfurt am Main (present address), anna.hjalmarsson@senckenberg.de

Keywords: Population structure, gene flow, AMOVA, Phylogenetic Generalized Least Squares

Introduction

Aquatic habitats can be classified as either lentic (stagnant water, such as lakes and ponds) or lotic (flowing water, e.g. rivers, streams and brooks; Fig.1). Water beetles are generally restricted to one of the two habitat types, although some inhabit both. The small lentic water bodies typically inhabited by water beetles have a relatively short life span compared with rivers and streams (Hutchinson 1957). Unstable or patchy environments are thought to increase the risk of local extinction, and thereby to select for dispersal in species that inhabit them (Marten et al. 2006). The difference in habitat persistence of lentic and lotic habitats has been linked to dispersal in aquatic insects, suggesting that lentic species are on average more dispersive (Ribera & Vogler 2000).

Studies of aquatic Coleoptera on the Iberian Peninsula and Odonata in Europe and North America found that lentic species had larger distributional ranges than lotic ones (Ribera & Vogler 2000, Hof et al. 2006). Abellán et al. (2009) compared lentic and lotic water beetles within the *Nebrioporus ceresyi* (Dytiscidae) and *Ochthebius notabilis* (Hydraenidae) groups. In both, lotic lineages had greater population substructure and a quicker accumulation of haplotype diversity. Data from population-level studies are less common, but allozyme data indicate higher overall genetic structuring in populations of lotic than lentic invertebrates (Marten et al. 2006).

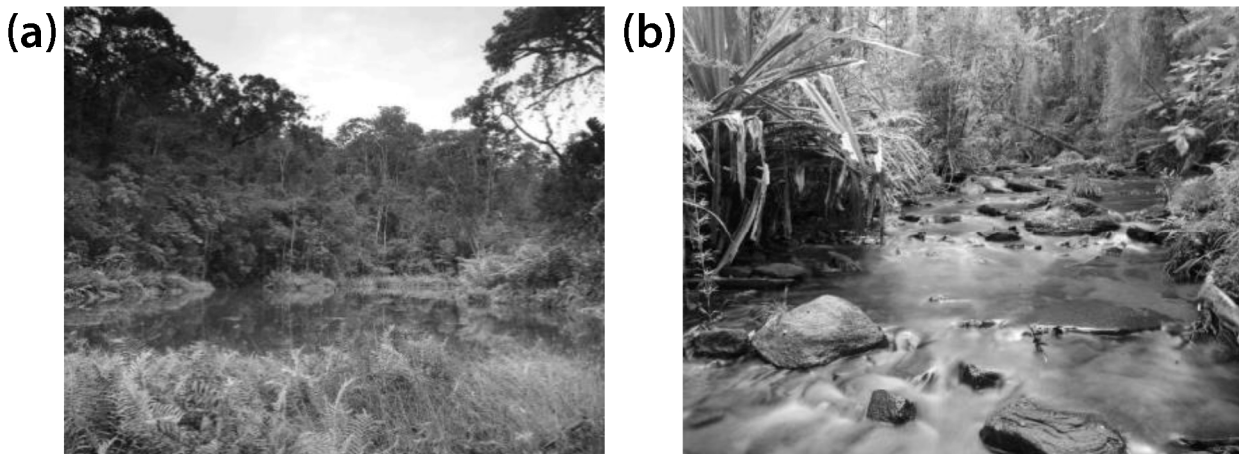


Fig. 1: Examples of water body types among the sampled sites. (a) Lentic, (b) Lotic.

Tests of alternative explanations to why lentic species may be more dispersive are scarce in the literature. Arribas et al. (2012) found that lentic species had a greater ecological tolerance than lotic species, but that this did not explain their larger range sizes. Body size may also play a role. In water beetles, larger-bodied species are often associated with stagnant water, whereas smaller species occur across a broad range of water flow velocities (Ribera & Nilsson 1995). The metabolic cost of insect flight is negatively correlated with body size (Peters 1983), so there could be relationships between body size, habitat use, and dispersal. Maximal dispersal distances appear to increase with body size in a wide range of actively dispersing taxa (Jenkins et al. 2007), but Rundle et al. (2007) found no correlation between body size and geographic ranges in odonates.

Comparative studies on dispersal among lentic and lotic insect species have generally been based on few species or have been limited to distribution range data (e.g. Hof et al. 2006, Arribas et al. 2012). We inferred dispersal from population-genetic patterns among 59 species of aquatic beetles (Coleoptera: Dytiscidae, Noteridae, and Gyrinidae) on Madagascar and predicted that lotic species would exhibit more genetic structure of populations than lentic species. Since body size is a potentially covarying factor of importance, we tested for relationships among body size, habitat use and population structure. Phylogenetic relatedness (i.e. non-independence) of taxa could potentially confound the results of multi-species comparisons (Pagel 1999). Therefore, we reconstructed a molecular phylogeny of the studied taxa and incorporated it in the analyses by using a phylogenetic comparative method.

Material and Methods

Data were extracted from Isambert et al. (2011) who sampled water beetles from 153 sites on Madagascar between 2004 and 2007 (Fig. 1, 2). They sequenced mtDNA cytochrome c oxidase subunit I (COI) from 2043 individuals and delimited 169 putative species based on GMYC analysis (Pons et al. 2006) of these data. Isambert et al. (2011) also sequenced 16S rRNA and 28S rRNA from 2 individuals per species for phylogenetic reconstruction. In order to estimate intraspecific genetic variation, we used only species with data from ≥ 10 individuals and that were sampled from >1 site. The 59 species that fulfilled this criterion included 45 Dytiscidae, 9 Gyrinidae, and 5 Noteridae with data from 1622 individuals and 140 sampling sites. We grouped the sampling sites into 34 sampling areas based on geographic distances (Fig. 2). We classified species as lentic ($n = 25$), lotic ($n = 25$) or lotolentic (inhabiting both habitats; $n = 9$) based on collection sites (Table 1).

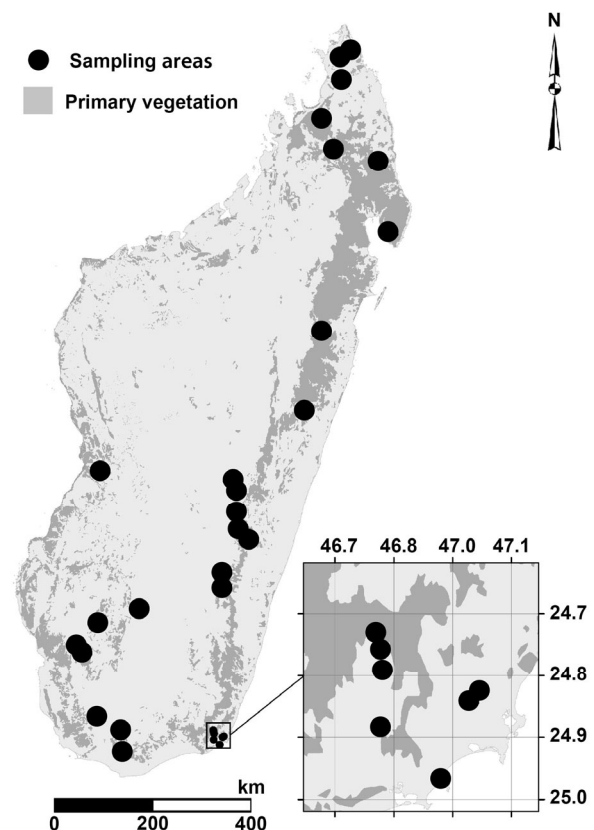


Fig. 2: Sampling areas on Madagascar.

Table 1: Sampling, haplotypes and population structure (Φ_{ST}) of lentic, lotic and lotolentic species

Habitat	Number of taxa	Mean sampling size	Mean number of haplotypes	Mean Φ_{ST}
Lentic	25	29	13	0.15
Lotic	25	25	10	0.43
Lotolentic	9	31	14	0.21

Population structure was inferred using analysis of molecular variance (AMOVA) based on a 740-bp COI gene fragment in Arlequin (Excoffier and Lischer 2010). In AMOVA, the Φ_{ST} indicates the degree of population structure, where $\Phi_{ST} = 1$ indicates that gene flow among populations is highly restricted (populations do not share any genetic diversity) and $\Phi_{ST} = 0$ indicates complete intermixing of populations. Φ_{ST} values were compared across habitat types using ANOVA in R (R Core Team 2013). In order to account for phylogenetic non-independence among taxa we implemented the phylogenetic generalized least squares method (PGLS; Martins and Hansen 1997) in R. For this we reconstructed a phylogeny based on COI, 16S and 28S in MrBayes (Ronquist et al. 2012). Post-hoc testing was performed using Tukey's HSD in R.

Body size data were partly extracted from the Dytiscidae and Noteridae world databases created by A. N. Nilsson (Nilsson 2001, 2014, see also Nilsson-Örtman and Nilsson 2010), and partly from primary data collected for a taxonomic revision of Malagasy *Madaglymbus*. We tested for a correlation between body length and habitat type or dispersal (as inferred by population structure) using PGLS.

Results

PGLS analysis showed that AMOVA results were significantly different among habitat types (PGLS; $p < 0.05$). Φ_{ST} was significantly higher in lotic ($\Phi_{ST} = 0.43$) than lentic ($\Phi_{ST} = 0.15$) species (Tukey's HSD, $p = 0.013$; Table 1, Fig. 3). Body size (length) of lotic species ranged from 1.5 to 7 mm (mean 4 mm), and lentic species ranged from 2.3 to 27 mm (mean 8 mm). Differences in body length were not statistically significant among habitats (PGLS, $p = 0.84$). Population structure did not covary with body length ($R^2 = 0.012$).

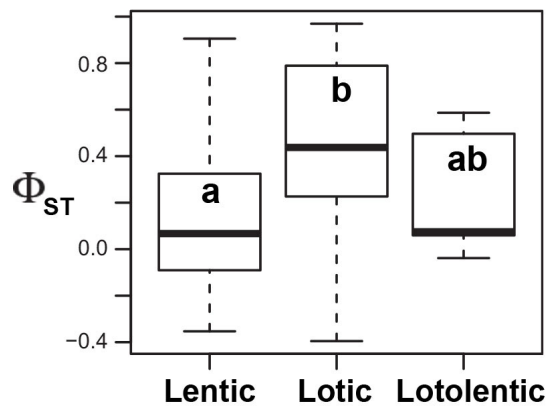


Fig. 3: Population structure measured by Φ_{ST} for lentic, lotic and lotolentic species. Letters indicate significance using Tukey's HSD.

Discussion

We found that the 25 species in lotic habitats had more pronounced population genetic structure than the 25 lentic species. This indicates lower dispersal propensity in lotic species. A number of studies have found evidence for a linkage between habitat type and dispersal in aquatic insects (Ribera and Vogler 2000, Abellán et al. 2009, Arribas et al. 2012). We confirmed this pattern by inferring dispersal from population genetics and comparing a large number of species. We focused our study on a tropical setting and a smaller spatial scale than previous studies, thereby broadening the range of scales and biomes in which the pattern has been observed.

Variation among species was high, highlighting the fact that species are unique and that a single factor can be insufficient to fully predict the population genetic structure of particular species (Short and Caterino 2009). Variability may also partly result from the simple habitat classification employed. Lentic habitats ranged from temporary ponds to marshes and lakes; lotic habitats ranged from small forest streams to larger rivers, and included temporary water bodies connected to running water. Our inferences about dispersal are based on a sex-linked locus, so potential effects of sexbiased (female, in the case of insect mitochondrial DNA) dispersal cannot be excluded. Nonetheless, use of lentic or lotic habitat was apparently a powerful predictor of the propensity for dispersal among aquatic beetles in Madagascar.

Our data support the observation by Ribera and Nilsson (1995) that lentic species tend to be larger. We did not, however, observe any correlation between body size and dispersal. Excluding body size as a potential confounding variable strengthens our ability to conclude that habitat persistence is a likely mechanistic explanation for the observed differences in dispersal among lentic and lotic species.

The growing body of evidence that lotic species are less dispersive, and therefore more likely to be microendemics, make them vulnerable to extinction and of high conservation importance. An understanding of dispersal patterns is central to create a protected area network of the increasingly patchy remaining natural habitats in order to conserve the highly distinctive Malagasy fauna (Kremen et al. 2008).

Acknowledgments

This study formed part of the MSc thesis of A. E. Hjalmarsson at Freie Universität Berlin and was published in *Ecography* online 28 October 2014 under the DOI 10.1111/ecog.01138.

The authors direct their gratitude towards the reviewers and editors of *Ecography* who helped improving the manuscript.

References

- Abellán, P. et al. (2009): Parallel habitat-driven differences in the phylogeographical structure of two independent lineages of Mediterranean saline water beetles. *Mol. Ecol.* 18: 3885 – 3902.
- Arribas, P. et al. (2012): Dispersal ability rather than ecological tolerance drives differences in range size between lentic and lotic water beetles (Coleoptera: Hydrophilidae). – *J. Biogeogr.* 39: 984 – 994.
- Excoffier, L. and Lischer, H. E. L. (2010): Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. – *Mol. Ecol. Res.* 10: 564 – 567.
- Hof, C. et al. (2006): Lentic odonates have larger and more northern ranges than lotic species. – *J. Biogeogr.* 33: 63 – 70.
- Hutchinson, G. E. (1957): *A treatise on limnology*. – Wiley.
- Isambert, B. et al. (2011): Endemism and evolutionary history in conflict over Madagascar's freshwater conservation priorities. – *Biol. Conserv.* 144: 1902 – 1909.

- Jenkins, D. G. et al. (2007): Does size matter for dispersal distance? – *Global Ecol. Biogeogr.* 16: 415 – 425.
- Kremen, C. et al. (2008): Aligning conservation priorities across taxa in Madagascar with high-resolution planning tools. – *Science* 320: 222 – 226.
- Marten, A. et al. (2006): Habitat type predicts genetic population differentiation in freshwater invertebrates. – *Mol. Ecol.* 15: 2643 – 2651.
- Martins, E. P. and Hansen, T. F. (1997): Phylogenies and the comparative method: a general approach to incorporating phylogenetic information into the analysis of interspecific data. – *Am. Nat.* 149: 646 – 667.
- Nilsson, A. N. (2001): *World catalogue of insects. Vol. 3: Dytiscidae (Coleoptera).* – Apollo Books.
- Nilsson, A. N. 2014. A world catalogue of the family Dytiscidae, or the diving beetles (Coleoptera, Adephaga). Version 1.1.2014. – Distributed by the author from the URL: www2.emg.umu.se/projects/biginst/andersn/.
- Nilsson-Örtman, V. and Nilsson, A. N. (2010): Using taxonomic revision data to estimate the global species richness and characteristics of undescribed species of diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae). – *Biodivers. Inform.* 7: 1 – 16.
- Pagel, M. (1999): Inferring the historical patterns of biological evolution. – *Nature* 401: 877–884.
- Peters, R. H. (1983): *The ecological implications of body size.* – Cambridge Univ. Press.
- Pons, J. et al. (2006): Sequence-based species delimitation for the DNA taxonomy of undescribed insects. – *Syst. Biol.* 55: 595 – 609.
- R Core Team (2013). *R: A language and environment for statistical computing.* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ribera, I. and Nilsson, A. N. (1995): Morphometric patterns among diving beetles (Coleoptera: Noteridae, Hygrobiae, and Dytiscidae). – *Can. J. Zool.* 73: 2343 – 2360.
- Ribera, I. and Vogler, A. P. (2000): Habitat type as a determinant of species range sizes: the example of lotic-lentic differences in aquatic Coleoptera. – *Biol. J. Linn. Soc.* 71: 33 – 52.
- Ronquist, F. et al. (2012): MrBayes 3.2: efficient Bayesian phylogenetic inference and model choice across a large model space. – *Syst. Biol.* 61: 539 – 542.
- Rundle, S. D. et al. (2007): By wind, wings or water: body size, dispersal and range size in aquatic invertebrates. – In: Hildrew, A. G. et al. (eds), *Body size: the structure and function of aquatic ecosystems.* Cambridge Univ. Press, pp. 186 – 209.
- Short, A. E. Z. and Caterino, M. S. (2009): On the validity of habitat as a predictor of genetic structure in aquatic systems: a comparative study using California water beetles. – *Mol. Ecol.* 18: 403 – 414.

Altitudinal diversity patterns of larval caddisfly species (Trichoptera: Hydropsychidae) in Himalayan streams

*Felicitas Hoppeler*¹, *Ram Devi Tachamo Shah*^{1,2}, *Deep Narayan Shah*^{1,2}, *Sonja C. Jähnig*^{2,3}, *Jonathan D. Tonkin*², *Subodh Sharma*⁴ & *Steffen U. Pauls*¹

¹Senckenberg Biodiversity and Climate Research Centre (BiK-F), Senckenberganlage 25, D-60325 Frankfurt am Main, Germany, Felicitas.Hoppeler@senckenberg.de, Steffen.Pauls@senckenberg.de, ²Senckenberg Research Institute and Natural History Museum Frankfurt, Department of River Ecology and Conservation, Clamecystrasse 12, D-63571 Gelnhausen, Germany, Ram-Devi.Shah@senckenberg.de, Deep-Narayan.Shah@senckenberg.de, Jonathan.Tonkin@senckenberg.de, ³Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), Department of Ecosystem Research, Müggelseedamm 301, D-12587 Berlin, Germany, sonja.jaehnig@igb.de, ⁴Aquatic Ecology Centre (AEC), Department of Environmental Science & Engineering, School of Science, Kathmandu University, P.O. Box 6250, Dhulikhel, Kathmandu, Nepal, subodh.sharma@ku.edu.np

Keywords: Coalescent, competition, community structure, genetic diversity, headwater tributaries

Introduction

Understanding what determines spatial patterns of diversity presents a topic that has been of great interest to many stream ecologists for a long time. Today's knowledge dates primarily from studies of European and North American freshwater ecosystems but little is known from regions like the Hindu Kush-Himalaya. This also holds true for hydropsychid caddisflies in Nepal. They are reported to be characteristic of lower and middle altitude streams (below 3250 m) (Rundle et al. 1993, Ormerod et al. 1994, Suren 1994) and further expected to display high taxonomic richness and ecological diversity. At the larval stage they cannot be morphologically differentiated to the species level, currently limiting their use in ecological studies, such as the analysis of major drivers of species diversity and distribution. The analysis of genomic deoxyribonucleic acid (DNA) has been used increasingly to gain an initial understanding of unknown faunas (e.g. Pons et al. 2006). Most studies using a taxonomic approach based on DNA have focussed on species identification and discovery (e.g. Monaghan et al. 2009, Vuataz et al. 2011, Múrria et al. 2013). However, besides biodiversity assessment, genetic data offer a wide range of opportunities to address and explore fundamental ecological questions (Obertegger et al. 2012, Leasi et al. 2013, Joly et al. 2014).

In this study, we combined molecular tools and ecology in order to investigate the distribution of an unknown fauna of hydropsychid caddisflies along altitudinal gradients and explore potentially influencing factors.

Material and Methods

Study sites, sampling and identification

655 Larval specimens from 34 tributaries within four different Nepalese river systems (Langtang, Yangri, Indrawati and Arun River) were sampled prior to the monsoon from April to June 2012 and 2013. All sites were 1st and 2nd order headwater streams between 1400 and 3200 m a.s.l.. Benthic

samples were collected by kick-sampling using a hand net (standard 25x25 cm² frame; mesh size 500 µm). All organisms were preserved in 96% ethanol. In the laboratory, Hydropsychidae larvae were identified to genus following Graf (2006). Environmental data was obtained on site using a GPS device (Garmin Etrex) for altitude and geographic position and a portable field meter (Multi 3430 SET F, WTW) for water temperature and conductivity.

Molecular species delimitation and statistical analysis

Up to 20 individuals from each locality and genera were genetically analysed using two fragments from the mitochondrial cytochrome c oxidase I (COI), COI-1 and COI-2, and the second variable region (D2) of the nuclear ribosomal RNA gene (28S). The general mixed Yule-coalescent (GMYC) model was applied to delineate species, based on an ultrametric Bayesian phylogenetic tree reconstruction (BEAST v.1.7.1; Drummond and Rambaut 2007). The GMYC estimates species boundaries in a maximum likelihood framework by identifying the transition point between population-level (coalescent) and species-level (diversification, i.e., speciation and extinction) processes (Pons et al. 2006). The method divides samples into *n* independently evolving units that were here used as surrogates for species and from hereon referred to as GMYC species. Generalized Linear Models (GLMs) were used to test the effects of environmental predictors on hydropsychid community composition (R package mvabund; Wang et al. 2012) and a multivariate regression tree analysis (MRT) was calculated to visualise the relationships between multispecies abundance data and environmental variables (mvpart library in R; De'ath 2002, Therneau et al. 2010).

Results

The null model of a single coalescent GMYC species was rejected in all data sets, indicating a significant clustering of independently evolving units. In the COI-2 data set comprising 89 haplotypes, we detected 29 putative species. GMYC analysis based on the 54 COI-1 haplotypes detected 19 putative species and analysis of the 45 28S haplotypes delimited 5 putative species. The smaller number of clusters recovered based on 28S results from the lower level of nuclear variation relative to mitochondrial DNA.

Many of the 29 recovered GMYC species (COI-2 data set) showed a restricted distribution: 66% of GMYC species only occurred in one of the four river systems (only one GMYC species is shared between all four river systems) and 48% were present at only one site, though often in high numbers (50% non-singletons). Species composition varied along the altitudinal gradient in all four river systems, with many species displaying restricted altitudinal range distributions (see example in Fig.1).

The multivariate GLM regression based on GMYC species revealed significant effects of all included explanatory variables, with river system and altitude representing the most important variables in explaining species occurrence. The multivariate regression tree had eight leaves, explaining 55.3% of the group variance (Fig. 2; complexity parameter: 0.02). River system was responsible for the first division, followed by the remaining explanatory variables included in the model.

Discussion

Our study demonstrates the effective use of molecular sequence data to record species diversity with subsequent ecological characterization in unknown biological communities. Our analyses indicate hydropsychids in Nepalese streams to be highly diverse, with the four investigated river systems having unique, characteristic communities. Relatively high levels of variation were ex-

plained by the environmental variables (river system, absolute altitude and conductivity; c.f. Fig. 2), even with the relatively small data set.

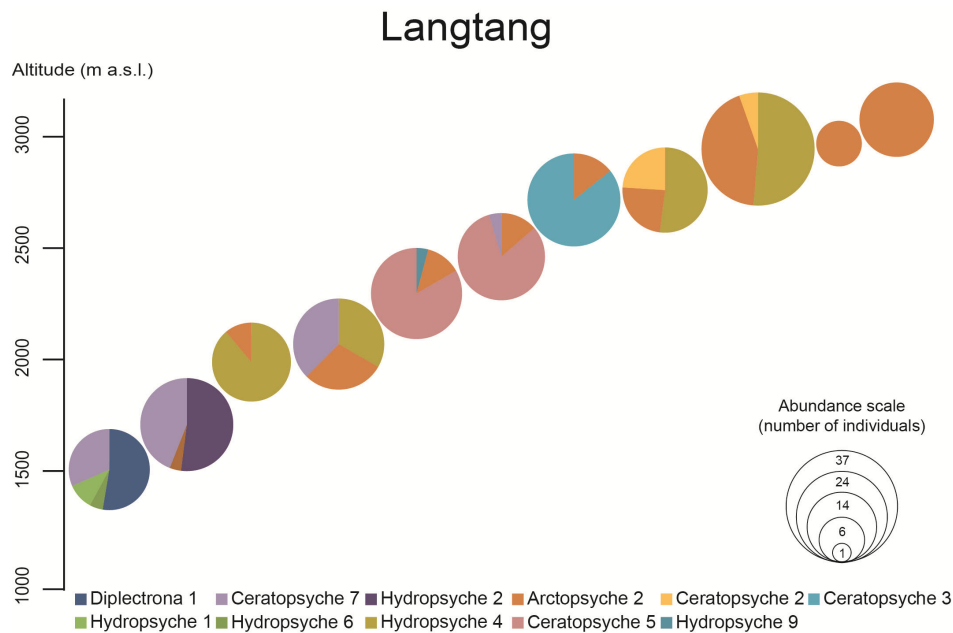


Figure 1. Species composition changes of Hydropsychidae communities along the altitudinal gradient in the Langtang river system. 11 headwater streams were sampled recovering 11 GMYC species.

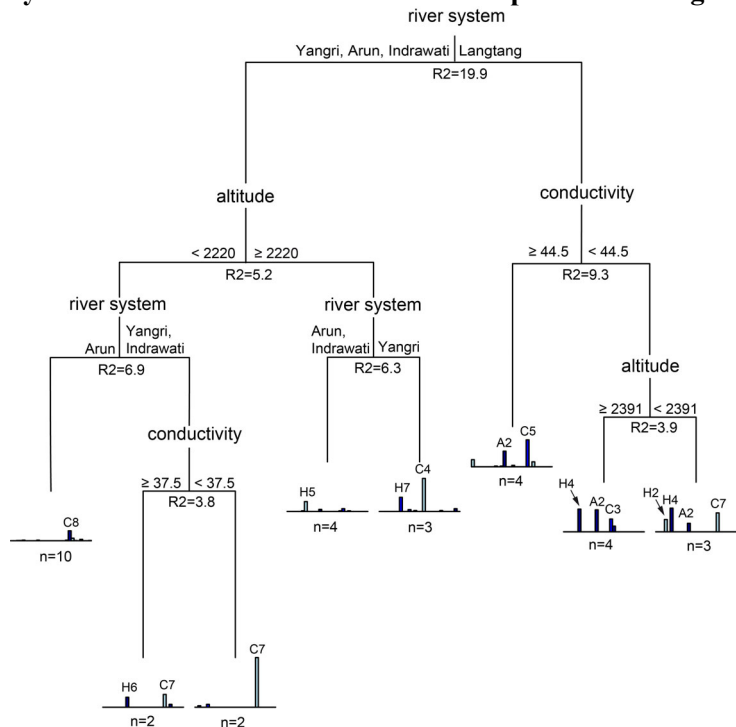


Figure 2. Multivariate Regression Tree based on all included explanatory variables (i.e. altitude, river system and conductivity) with the contribution of each node to the explained variance (R2) and characteristic GMYC species denoted for each tree leaf (n = number of sites).

The longitudinal distribution patterns of hydropsychids have previously been studied along the course of a river, revealing a clear successional gradient of communities (e.g. Edington and Hildrew 1973). Our study extended this previous design to examine ecological niches of GMYC species and found hydropsychids to display an altitudinal differentiation. Our results indicate that there is no parallel longitudinal distribution of species in different river systems of the study region. Instead in the sampled Himalayan streams, species composition within the same stream order and altitudinal range turns over across small geographic scales, leading to high levels of endemism.

Given the strong correlation of altitude and water temperature (pairwise Pearson correlation test: $R^2 = -0.753$, $p = < 0.0001$), the association of GMYC species with specific altitudes may reflect adaptation to different temperature regimes (Hildrew and Edington 1979). Temperature represents a factor generally viewed as important in shaping distributional patterns of hydropsychids and other benthic invertebrates by influencing physiological responses (Vannote and Sweeney 1980). However, additional chemical (e.g. dissolved O_2), physical (current velocity), and biotic parameters change along altitudinal gradients and may also drive the observed patterns (Edington and Hildrew 1973, Malas and Wallace 1977, Hildrew and Edington 1979, Becker 1987, Roux et al. 1992, Tachet et al. 1992, Statzner and Dolédec 2011).

Summary

High levels of species turnover among river systems indicate high β -diversity, i.e. site-to-site variation across geographical ranges in the Hydropsychidae community, and a high degree of regional endemism. Within each system, community composition was found to vary greatly along the altitudinal gradients, with many GMYC species associated with narrow specific altitudinal ranges. Overall, the results support the utility of DNA taxonomy approaches for biodiversity assessment of poorly studied groups or regions and highlight its further application to explore fundamental questions in freshwater ecology.

Acknowledgement

We thank G. Regmi, K. Khatiwada, M. Prajapati, B. Tamang, D. Tamang, R. Lama, K. Nayaju, P. Sherpa, R.K. Rai, K. Tamang, and T.K. Tamang for their help in the field. We thank Miklos Balint for fruitful discussions on the study. The project was funded by the Federal Ministry of Education and Research- International Postgraduate Studies in Water Technologies (IPS11/36P) and the research funding programme 'LOEWE – Landes-Offensive zur Entwicklung Wissenschaftlich-Ökonomischer Exzellenz' of Hesse's Ministry of Higher Education, Research, and the Arts. The study was carried out in the context of a Master Thesis.

References

- Becker, G. 1987. Net-building behaviour, 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.
- De'ath, G. 2002. Multivariate regression trees: a new technique for modeling species-environment relationships. *Ecology* **83**:1105-1117.
- Drummond, A. J., and A. Rambaut. 2007. BEAST: Bayesian evolutionary analysis by sampling trees. *BMC evolutionary biology* **7**:214.
- Edington, J., and A. Hildrew. 1973. Experimental observations relating to the distribution of net-spinning Trichoptera in streams. *Verh. Internat. Verein. Limnol* **18**:1549-1558.

- Graf W. (2006) Ecology and Identification of Trichoptera in the HKH Region. Regional Capacity Building Workshop on the Macro-Invertebrates Taxonomy and Systematics for Evaluating the Ecological Status of Rivers in the Hindukush-Himalayan (HKH) Region, 20.8.-7.9.2006, Dhulikhel
- Hildrew, A. G., and J. M. Edington. 1979. Factors Facilitating the Coexistence of Hydropsychid Caddis Larvae (Trichoptera) in the Same River System. *Journal of Animal Ecology* **48**:557-576.
- Joly, S., T. J. Davies, A. Archambault, A. Bruneau, A. Derry, S. W. Kembel, P. Peres-Neto, J. Vamosi, and T. A. Wheeler. 2014. Ecology in the age of DNA barcoding: the resource, the promise and the challenges ahead. *Mol Ecol Resour* **14**:221-232.
- Leasi, F., C. Q. Tang, W. H. De Smet, and D. Fontaneto. 2013. Cryptic diversity with wide salinity tolerance in the putative euryhaline *Testudinella clypeata* (Rotifera, Monogononta). *Zoological Journal of the Linnean Society* **168**:17-28.
- Malas, D., and J. B. Wallace. 1977. Strategies for coexistence in three species of net-spinning caddisflies (Trichoptera) in second-order southern Appalachian streams. *Canadian Journal of Zoology* **55**:1829-1840.
- Monaghan, M. T., R. Wild, M. Elliot, T. Fujisawa, M. Balke, D. J. Inward, D. C. Lees, R. Ranaivosolo, P. Eggleton, T. G. Barraclough, and A. P. Vogler. 2009. Accelerated species inventory on Madagascar using coalescent-based models of species delineation. *Syst Biol* **58**:298-311.
- Múrria, C., N. Bonada, M. A. Arnedo, N. Prat, and A. P. Vogler. 2013. Higher β - and γ -diversity at species and genetic levels in headwaters than in mid-order streams in Hydropsyche (Trichoptera). *Freshwater Biology* **58**:2226-2236.
- Obertegger, U., D. Fontaneto, and G. Flaim. 2012. Using DNA taxonomy to investigate the ecological determinants of plankton diversity: explaining the occurrence of *Synchaeta* spp. (Rotifera, Monogononta) in mountain lakes. *Freshwater Biology* **57**:1545-1553.
- Ormerod, S. J., S. D. Rundle, S. M. Wilkinson, G. P. Daly, K. M. Dale, and I. Juttner. 1994. Altitudinal trends in the diatoms, bryophytes, macroinvertebrates and fish of a Nepalese river system. *Freshwater Biology* **32**:309-322.
- Pons, J., T. Barraclough, J. Gomez-Zurita, A. Cardoso, D. Duran, S. Hazell, S. Kamoun, W. Sumlin, and A. Vogler. 2006. Sequence-Based Species Delimitation for the DNA Taxonomy of Undescribed Insects. *Syst Biol* **55**:595-609.
- Roux, C., H. Tachet, M. Bournaud, and B. Cellot. 1992. Stream continuum and metabolic rate in the larvae of five species of Hydropsyche (Trichoptera). *Ecography* **15**:70-76.
- Rundle, S. D., A. Jenkins, and S. Ormerod. 1993. Macroinvertebrate communities in streams in the Himalaya, Nepal. *Freshwater Biology* **30**:169-180.
- Statzner, B., and S. Dolédec. 2011. Phylogenetic, Spatial, and Species-Trait Patterns across Environmental Gradients: the Case of Hydropsyche (Trichoptera) along the Loire River. *International Review of Hydrobiology* **96**:121-140.
- Suren, A. M. 1994. Macroinvertebrate communities of streams in western Nepal: effects of altitude and land use. *Freshwater Biology* **32**:323-336.
- Tachet, H., J. P. Pierrot, C. Roux, and M. Bournaud. 1992. Net-building behaviour of six Hydropsyche species (Trichoptera) in relation to current velocity and distribution along the Rhône River. *Journal of the North American Benthological Society*:350-365.
- Therneau, T. M., B. Atkinson, and B. Ripley. 2010. rpart: Recursive partitioning. R package version 3.
- Vannote, R. L., and B. W. Sweeney. 1980. Geographic analysis of thermal equilibria: a conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. *American naturalist*:667-695.
- Vuataz, L., M. Sartori, A. Wagner, and M. T. Monaghan. 2011. Toward a DNA taxonomy of Alpine Rhithrogena (Ephemeroptera: Heptageniidae) using a mixed Yule-coalescent analysis of mitochondrial and nuclear DNA. *PLoS One* **6**:e19728.
- Wang, Y., U. Naumann, S. T. Wright, and D. I. Warton. 2012. mvabund-an R package for model-based analysis of multivariate abundance data. *Methods in Ecology and Evolution* **3**:471-474.

Quantifizierung von Stickstoffdeposition an Gewässern und Bedeutung für die Emission von N₂O als Treibhausgas

Kupetz, Marc & Casper, Peter

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abt. Experimentelle Limnologie, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, kupetz@igb-berlin.de

Keywords: Atmosphärische Deposition, Stickstoffeintrag, Denitrifikation, Lachgas

Einleitung

Die alleinige Reduktion des Eintrages von Phosphor (P) als Maßnahme zur Wiederherstellung des natürlichen Zustandes, oder zumindest zur Verbesserung der Güte von Gewässern, konnte nach bisheriger Sanierungserfahrung als nicht generell zielführend betrachtet werden (Schelske 2009). Die komplexen Gefüge im limnischen System, dabei unter anderem die mikrobielle Stickstoff(N)-Fixierung und Rücklösung von Ammonium aus den Sedimenten erschweren Voraussagen, wie sich die Frachtreduktion von P und N bei gleichzeitig relativer Zunahme des atmosphärischen N-Eintrags gestalten.

Die Bestimmung atmosphärisch eingetragener N-Spezies sowie die Emission des Treibhausgases Distickstoffmonoxid (N₂O) an ausgewählten Modellgewässern steht in diesem Teilprojekt des Forschungsprojektes „NITROLIMIT“ im Vordergrund. Ein Ziel ist die Quantifizierung der atmosphärischen Deposition auf die Wasseroberfläche der Projektgewässer für Gesamtstickstoff (TN) und gelöste anorganische Stickstoffspezies (DIN) durch eigene Messung und unter Nutzung vorhandener Depositionsdaten aus Modellen. Weiterhin wird ein Vergleich zur Menge atmosphärischer TN-Deposition zwischen see- und landseitigen Beprobungsstellen am Beispiel der Unteren Havel geführt. Die Gegenüberstellung zweier Beprobungsstrategien auf dem Messfeld der Messstelle Neuglobsow des Umweltbundesamtes (UBA) soll außerdem aufzeigen, ob die ereignisbezogene Beprobung der Sammler (zeitnah nach Niederschlag) einem Verlust von N-Spezies durch mikrobielle Aktivität im Sammelwasser zuvorkommt und damit möglicherweise andere Depositionsergebnisse als bei der Beprobung in fixen Intervallen erreicht werden.

Lachgas (N₂O) entsteht in limnischen Systemen unter anoxischen Bedingungen, vor allem bei der unvollständigen Denitrifikation, wenn Nitrat nicht bis zum molekularen Stickstoff (N₂) reduziert, sondern das Intermediat N₂O akkumuliert wird. Dieses Gas löst sich in Abhängigkeit von Temperatur und Salzgehalt im Wasser. Aufgrund der geringen atmosphärischen N₂O-Konzentrationen von ca. 326 ppb (UBA 2011) würde bereits bei einer geringen Anreicherung im Oberflächenwasser eine diffusive Abgabe von Lachgas über die Wasseroberfläche in die Atmosphäre erfolgen. Dies hätte Bedeutung für den Treibhauseffekt, da das „global warming potential“ von N₂O ca. 300 mal größer ist als das des Kohlendioxides. Da die Stickstofffrachten in Luft und Wasser anhaltend hoch sind, wird damit einhergehend eine höhere N₂O-Emission erwartet. Ausgehend von anderen Arbeiten zur Messung von Lachgasemission aus Binnengewässern verschiedener Trophiestufen und N-Eintrages

(Baulch et al. 2011; Huttunen et al. 2003) wurde angenommen, dass auch heimische Gewässer eine bedeutsame Quelle für N_2O darstellen können. Die Untersuchungen sollen das Treibhauspotential der N_2O -Emission der Untersuchungsgewässer klären.

Material und Methoden

Als Modellgewässer dienen die eutrophen Berliner Gewässer Müggelsee und Untere Havel sowie Scharmützelsee und Langer See in Brandenburg; weiterhin als großer Strom die Mittlere Elbe (Tab. 1). Die Depositionsdaten zu ereignisbezogener und intervallbasierter Beprobung werden am Standort des Umweltbundesamtes Neuglobsow, in Nähe zum Stechlinsee, ermittelt.

Atmosphärische Deposition

Atmosphärische Deposition von N-Verbindungen erfolgt in Form von Gasen (Ammoniak, Stickoxide), Feststoffen (Nitrate und organische N-Verbindungen) sowie deren wasserlösliche Verbindungen in Regen und Feuchtaerosolen. In bulk-Depositionssammlern werden zugleich der trockene (Gas und Staub) sowie der feuchte Eintrag von N gesammelt. Dazu dienen offene Regensammler vom Typ RS200 (200 mm Trichterdurchmesser, runde wirksame Sammelfläche 314 cm^2) der Firma UGT (Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg).

Temperierbare Depositionssammler vom Typ BUS125 (314 mm Trichterdurchmesser, runde wirksame Sammelfläche 774 cm^2) der Firma Eigenbrodt (Eigenbrodt GmbH, Königsmoor) vermindern Effekte, die durch zu hohe und zu niedrige Temperaturen auftreten können, indem eine konstante Temperatur des Sammelwassers eingestellt werden kann.

Bis auf den Langer See und die Mittlere Elbe wurde die atmosphärische N-Deposition an allen Gewässerstandorten gemessen. Die Analyse des Gesamtstickstoff (TN) und gelöster anorganischer Stickstoffverbindungen (DIN) der Proben erfolgte mittels flow-injection-analysis (FIA, FOSS, Schweden).

Lachgasemission

Der Transport von im Sediment gebildeten Gasen in die Wasserphase und nachfolgend an die Atmosphäre kann sowohl in Form von Blasenfreisetzung (Ebullition) als auch diffusiv über die Grenzflächen erfolgen. Diese Gase können in Gasräumen von Fluxkammern gesammelt werden, die sich schwimmend auf der Wasseroberfläche befinden. Die eingesetzten Fluxkammern besitzen ein effektives Volumen von 5 L und bedecken $0,07 \text{ m}^2$ Wasseroberfläche.

Bei fehlenden oder sehr geringen N_2O -Konzentrationen in den Fluxkammern folgte eine Untersuchung der Sedimente. Dazu wurden Gastaschen im Sediment (soweit vorhanden) mechanisch aufgewirbelt und die aufgefangenen Gase analysiert. Wenn weder eine Freisetzung von N_2O über die Wasseroberfläche noch eine Anreicherung in Gastaschen ermittelt werden konnte, wurde die Sättigung von N_2O im Sedimentporenwasser bestimmt. Dazu wurden Sedimentkerne aus den Gewässern entnommen und in verschiedenen Schichttiefen (5, 10, 15 cm) zeitnah unter Zugabe von NaOH (5% Zielkonzentration) aufbereitet. Die Gasproben wurden in prä-evakuierte gasdichte Flaschen injiziert und der headspace analysiert. Die N_2O -Analyse erfolgte gaschromatografisch im Labor (GC14B (Shimadzu, Japan), ECD-Detektor, N_2 5.0 als Spülgas).

Ergebnisse und Diskussion

Atmosphärische Deposition

Die innerhalb dieser Arbeit erhobenen N-Depositionsdaten dienen dem Vergleich zu modellierten Daten, welche für die Untersuchungsgewässer vorhanden sind. Sie unterstützen damit Berechnungen für Stofftransporte, welche allein auf Messung von feuchter Deposition auf diversen Rezeptoroberflächen (See, offene Flächen, Vegetationstyp) fußen, wobei für Messungen der trockenen Deposition keine Routineprogramme aufgestellt sind. Zur Validierung von Transportmodellen liegen Messdaten atmosphärischer N-Deposition über Wasserflächen nur vereinzelt vor.

Im aufgezeigten Zeitraum ergibt sich für den Scharmützelsee eine mittlere TN-Tagesdepositionsrate von 3,41 (Median 2,74), für den Müggelsee 2,66 (Median 1,95) und die Untere Havel 2,15 (Median 1,99) $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (siehe Tab. 1 für Jahresdepositionsraten).

Am Beispiel des Scharmützelsees konnte gezeigt werden, dass erhobene Daten und Modellwerte gut übereinstimmen. Demgegenüber gab es deutliche Unterschiede von vor Ort ermittelten und modellierten Daten am Müggelsee und an der Unteren Havel. Es wird angenommen, dass hier standortspezifische Charakteristika eine besondere Rolle spielen. Nach Abschluss der Messungen konnten die Depositionsraten für 2012 (Kupetz & Casper 2013) aktualisiert werden, wonach sich die Unterschiede zwischen Modell- und Messwerten nochmals deutlicher herausbildeten. Die Annäherung dieser Werte ist bei den N-Depositionsraten vom Scharmützelsee am höchsten, wogegen die N-Depositionsrate an der Unteren Havel ca. 50% des modellierten Wertes beträgt. Aufgrund einer Vielzahl von möglichen Einflüssen, wie vorherrschende Windrichtung, umliegende Infrastruktur und Vegetation ist der Einsatz von Depositionssammlern zwingend von Einschränkungen betroffen, die nur mit hohem logistischen Aufwand teilweise kompensiert werden können (Merten 2002).

In Abb. 1 werden vergleichend die Depositionsraten von seenahen und landseitigen Beprobungsstellen an der Unteren Havel aufgeführt. Es konnte gezeigt werden, dass die Depositionsraten der Standorte nicht signifikant verschieden sind, obwohl die Umgebungsbedingungen der landseitigen Sammler auf Schwanenwerder und der Pfaueninsel mit teils umschließender Vegetation andere sind als die der seenahen Sammler am Stößensee. Weiterhin konnte in einer Vergleichsstudie am UBA-Standort Neuglobsow (NGL) gezeigt werden, dass der Verlust von Stickstoff aus den Sammlern über die Zeit von zumeist einer Woche im Mittel bei 14% gegenüber der ereignisbezogenen Messung gering und nicht signifikant verschieden ist (Abb. 2).

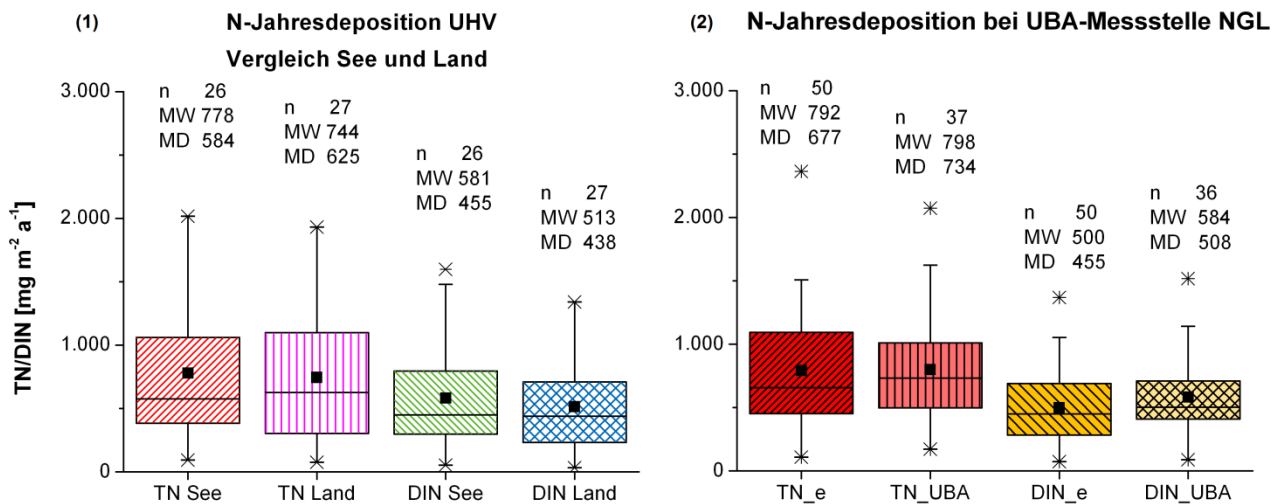


Abb. 1 und 2: (1) Vergleich der Depositionsraten (n Anzahl d. Messungen, MW Mittelwert, MD Median) von seenahen und landseitigen Sammlerstellen an der Unteren Havel. (2) Gegenüberstellung der Depositionsraten von ereignisbezogener (Suffix „e“) und intervallfixierter Beprobung (Suffix „UBA“).

Lachgasemission

An den untersuchten Gewässern, wie auch bei >5 Vergleichseen in Brandenburg (nicht dargestellt), wurde weder in kurzen noch in langen Zeitserien relevante N₂O-Emissionen aufgefunden (Tab 2). Da trotz variierender Ausbringungsorte – und Zeit der Fluxkammern (litoral, profundal) und unterschiedlicher Trophiestufen der Seen (oligotroph bis eutroph) N₂O nur in Spuren detektiert werden konnte, wird eine mögliche Saionalität der Emissionen weitgehend ausgeschlossen. Selbst in den Sedimenten, sowohl gasförmig in Gastaschen, als auch gelöst im Porenwasser konnten nur in einem Fall N₂O-Spuren detektiert werden. Diese äußerst niedrigen Konzentrationen können nicht zur Anreicherung im Freiwasser und zur Emission an die Atmosphäre führen. (Kupetz & Casper 2013)

Tab. 1: Die „NITROLIMIT“-Modellgewässer Langer See (LAN), Scharmützelsee (SCH), Müggelsee (MUEG) und Untere Havel (UHV), mit Angabe der jeweiligen Aufstellung an Depositionssammlern, Beprobungszeiträumen und ermittelten TN-Depositionsraten. Modellerte Werte UBA- und EMEP-Daten (UBA 2007; EMEP 2013) sind in Klammern angefügt. (* Zeit bei kompletter Sammleraufstellung)

	SCH	MUEG	UHV
Sammlertyp (Anzahl)	RS200 (8)	BUS125 (2) RS200 (2)	RS200 (8)
Beprobungsintervall [w]	4	2	2
Zeitraum (Monate)	06.2011-12.2013 (30)	06.2012-08.2013 (15)	04.2012-08.2013 (12*)
TN-Depositionsrates (UBA/ EMEP) [mg m ⁻² a ⁻¹]	1.265 (1.300 / 1.150)	940 (1.500 / 1.201)	746 (1.500 / 1.180)

Tab. 2: Übersicht zu Gasprobennahmen und Resultaten an den Modellgewässern Mittlere Elbe (ME), Langer See, Scharmützelsee, Müggelsee und Untere Havel. (E) Probe auf Ebullition, (F) Fluxmessung, (S) Sedimentnahme; n.d.= nicht gemessen.

		ME	LAN	SCH	MUEG	UHV
Zeiträume (Beprobungsart)		05.2012	06.2013	06.2011 (F)	10.2012 (F)	05.2013
		(F, E)	(F, S)	01.2012 (S)		(F, E)
				07.2013 (S)		06.2013 (S)
Ausbringung der Fluxkammern	Anzahl	9 (3)	8 (4)	6 (3)	6 (3)	6 (3)
	Gesamt (Gruppen)					
	Dauer [h]	2-3, 12-14	10	1	3	3
Befund auf N₂O	Emission	negativ	negativ	negativ	negativ	negativ
	Gastaschen	negativ	n.d.	n.d.	n.d.	negativ
	Porenwasser	n.d.	negativ	Spuren	n.d.	negativ

Diese Befunde wurden durch Sedimentuntersuchungen an Langer See, Scharmützelsee und Untere Havel erweitert, wonach sich gleiche Befunde ergaben und bisherige Erkenntnisse stützen, dass die Emission von N₂O an diesen Gewässern nicht von Belang ist.

Zusammenfassung

Die Messdaten zur atmosphären N-Deposition am Scharmützelsee stimmen gut mit den Modelldaten überein, nicht jedoch im Falle des Müggelsees und der Unteren Havel, wo die gemessenen Werte um bis zu 50% geringer ausfallen. Weiterhin konnte durch eine vergleichende Beobachtung von Depositionsraten aus regelmäßiger gegenüber ereignisbezogener Beprobung am Stechlinsee gezeigt werden, dass einwöchige Beprobungsintervalle der Regensammler nicht zwingend mit einem Verlust an N-Spezies an die Atmosphäre einhergehen muss. Da allerdings Kontaminationen standortabhängig sein können und vor allem in den warmen Monaten zunehmen, ist die Länge der Beprobungsintervalle generell möglichst kurz zu halten.

Anhand der gewonnenen Erkenntnisse mittels Fluxmessungen und Sedimentbeprobungen der „NITROLIMIT“-Modellgewässer kann davon ausgegangen werden, dass die Emission von Lachgas aus den Gewässern nicht als Verlust zur N-Bilanz beiträgt und für den globalen Treibhauseffekt nicht von Bedeutung ist.

Danksagung

Die Untersuchung wird im Rahmen einer Doktorarbeit am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei innerhalb des vom BMBF geförderten Projektes „NITROLIMIT“ durchgeführt (FKZ 033L041A-G). Wir bedanken uns bei den Kooperanten, Lehrstuhl Gewässerschutz Bad Saarow; Dr. B. Grüneberg, Prof. B. Nixdorf; dem Zentralen Chemielabor des IGB C. Herzog, Dr. E. Zwirnmann; der Messstelle Neuglobsow des Umweltbundesamtes, O. Bath und den beteiligten Mitarbeitern der Abteilung Experimentelle Limnologie Neuglobsow.

Literatur

- Baulch, H.M., Schiff, S.L., Maranger, R. and Dillon, P.J., (2011): Nitrogen enrichment and the emission of nitrous oxide from streams. *Global Biogeochemical Cycles*, 25, GB4013.
- EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) (2013): EMEP emission database. (<http://www.ceip.at/webdab-emission-database/emissions-as-used-in-emep-models/>) Zugriff 21.12.13
- Huttunen, J.T., Juutinen, S., Alm, J., Larmola, T., Hammar, T., Silvola, J. and Martikainen, P.J., (2003): Nitrous oxide flux to the atmosphere from the littoral zone of a boreal lake. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 108, NO. D14, 4421.
- Kupetz, M. & Casper, P., (2013): Quantifizierung von Stickstoffdeposition an Gewässern und Bedeutung für die Emission von N₂O als Treibhausgas. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL); Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardeggen 2013, 331-335 S.
- Merten, O. (2002): Staubbiederschlag und Niederschlagsdeposition im Land Brandenburg. Landesumweltamt Brandenburg, Band 36, 136 S.
- Schelske, C.L. (2009): Eutrophication: Focus on Phosphorus. *Science Letters* 324: 722.
- Umweltbundesamt (UBA) (2007): Karte des Umweltbundesamtes zur Stickstofffracht in Deutschland. (http://gis.uba.de/website/depo_gk3/index.htm) Zugriff: 18.8.2013
- Umweltbundesamt (UBA) (2011): Luftmessnetz des Umweltbundesamtes. Daten der Messstation Schaulinland. (<http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/messenbeobachtenueberwachen/luftmessnetz-des-umweltbundesamtes>) Zugriff: 16.12.2013

„You are what you eat“ - Indizieren die stabilen Isotope ^{13}C & ^{15}N Veränderungen im Nahrungsnetz als Folge von Renaturierungen?

Benjamin Kupilas, Armin W. Lorenz & Daniel Hering

Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Aquatische Ökologie, Universitätsstr. 5, 45141 Essen, Tel.: 0201 1833113, benjamin.kupilas@uni-due.de

Keywords: Renaturierung, stabile Isotope, Nahrungsbeziehungen, trophische Struktur

Einleitung

Die Diskussion zum Erfolg von Fließgewässer-Renaturierungen ist stark auf die Etablierung naturnaher Lebensgemeinschaften gerichtet. Im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie werden hauptsächlich Fische, Phytoplankton sowie die benthische Flora und Fauna betrachtet und der Effekt von Renaturierungen auf diese Gruppen ist gut untersucht (Lepori et al. 2005, Jähnig et al. 2010, Sundermann et al. 2011, Lorenz et al. 2012, Friberg et al. 2014). Andere Aspekte werden bislang häufig außer Acht gelassen, die unabhängig von der detaillierten taxonomischen Zusammensetzung der Biozöosen als Indikatoren für funktionierende Gewässer dienen können und so Aussagen zum Zustand und zur Funktionsweise eines Gewässers erlauben. In der hier vorgestellten Studie sind die stabilen Isotope ^{15}N und ^{13}C verschiedener Komponenten des Nahrungsnetzes im terrestrischen und aquatischen Bereich analysiert worden. Dies erfolgte an 40 Gewässerabschnitten in Europa (20 renaturierten und 20 nahe gelegenen nicht renaturierten Vergleichsabschnitten). Ziel war es zunächst zu prüfen, ob der erhobene Datensatz von großräumigen Mustern (wie z.B. der geographischen Breiten, Höhenlage, Geologie, Landnutzung) beeinflusst wird. Zudem lag der Fokus der hier vorgestellten Analysen auf der Wirkung der Renaturierungen auf die trophische Struktur der Makrozoobenthos Gemeinschaften.

Folgende Annahmen in Folge der Renaturierung können dabei grundsätzlich gemacht werden: Gewässerrenaturierung hat das Ziel, die Habitatdiversität sowie die Vernetzung zwischen Gewässer und Umland zu erhöhen. In Folge dessen können Veränderungen in der Struktur der Nahrungsnetze und der trophischen Beziehungen auftreten: Eine höhere Zahl an Nischen kann zu komplexeren Nahrungsnetzen beitragen, da den Konsumenten eine größere Vielfalt an Nahrungsressourcen (autochthon und allochthon) zur Verfügung steht, wodurch wiederum mehr trophische Verbindungen entstehen können. Dies wird durch repräsentative Auszüge des Nahrungsnetzes widerspiegelt: Die gleichen Arten assimilieren in renaturierten Gewässerabschnitten aus insgesamt diverseren Kohlenstoffquellen. Dabei haben umfangreiche Renaturierungen im Vergleich zu kleinen, lokalen Renaturierungsmaßnahmen einen größeren Effekt auf das Nahrungsnetz.

Im Detail wurden folgende Hypothesen getestet:

- 1 a) Die trophische Länge der Makrozoobenthos Gemeinschaften nimmt mit der Habitatkomplexität und damit auch dem Umfang einer Renaturierung zu (repräsentiert durch $\Delta^{15}\text{N}$ des Makrozoobenthos).

1 b) Die Diversität der Ressourcen steigt ebenfalls mit dem Umfang der Renaturierung, wodurch der Makrozoobenthos Gemeinschaft ein größeres Angebot an Kohlenstoffquellen zur Verfügung steht (repräsentiert durch $\Delta^{13}\text{C}$ des Makrozoobenthos).

Material und Methoden

Untersuchungsdesign

Die Probenahme erfolgte in insgesamt 10 Regionen in Europa. Dabei wurde sowohl an einer großen, umfangreichen Renaturierung (R1) als auch an einer kleinen Renaturierungsmaßnahme (R2) eines vergleichbaren Flusses beprobt. Die renaturierten Bereiche wurden jeweils mit einem nahegelegenen, nicht-renaturierten Abschnitt im Oberstrom verglichen (D1 und D2). Es wurden also insgesamt 40 Gewässerabschnitte untersucht (10 große Renaturierungsmaßnahmen, 10 kleine Renaturierungsmaßnahmen sowie jeweils die nicht renaturierten Vergleichs-Probestellen; Tabelle 1). Die Beprobung erfolgte qualitativ mit dem Ziel, die dominanten Taxa verschiedener Komponenten des Nahrungsnetzes abzudecken, um so einen repräsentativen und vergleichbaren Überblick über die trophische Struktur und die Beziehungen zu erhalten. Während der Beprobung wurden entlang der jeweiligen Fließgewässerabschnitte die folgenden Komponenten gesammelt: Material des partikulären organischen Materials, des Periphytons, der dominanten Makrophyten und Uferpflanzen, des Makrozoobenthos sowie der Laufkäfer und Spinnen im ufernahen und uferfernen Bereich. Bei der Beprobung des Makrozoobenthos wurde zudem zwischen verschiedenen Ernährungstypen unterschieden (Räuber, Zerkleinerer, Filtrierer, Weidegänger, Detritusfresser) und es wurde darauf geachtet, zumindest die jeweils dominanten Taxa abzudecken. In der hier vorgestellten Studie lag der Fokus zunächst auf der trophischen Struktur der Makrozoobenthos Gemeinschaft.

Tabelle 1: Übersicht über die untersuchten Gewässer

Land	Große Renaturierung (R1)	Kleine Renaturierung (R2)
Deutschland	Ruhr	Lahn
Österreich	Drau	Enns
Schweiz	Thur	Töss
Tschechien	Becva	Morava
Schweden	Emån	Mörrum
Finnland	Kuivajoki	Vääräjoki
Deutschland	Spree	Lippe
Polen	Narew	Warta
Niederlande	Dinkel	Dommel/Regge
Dänemark	Skjern	Stora

Datenanalyse

Für eine erste Untersuchung, ob $\delta^{13}\text{C}$ und $\delta^{15}\text{N}$ innerhalb des erhobenen Datensatzes von großräumigen Mustern (geographische Breite, Höhenlage, Geologie und Landnutzung) beeinflusst sind, wurden die Werte aller analysierten Komponenten (Nahrungsressourcen, Makrozoobenthos sowie ufernahe und uferferne Arthropoden) gegen die geographische Breite aufgetragen.

Für die Untersuchung des Renaturierungseffektes auf die Makrozoobenthos Gemeinschaft wurden zwei der von Layman *et al.* (2007) eingeführten Metriken verwendet: Der Stickstoff-range ($\Delta^{15}\text{N}$) wurde mit maximum (δN) – minimum (δN) berechnet und der Kohlenstoff-range ($\Delta^{13}\text{C}$) entsprechend mit maximum (δC) – minimum (δC). Die Metriken wurden für die Sets von R1 vs. D1 und R2 vs. D2 verglichen. Die statistische Auswertung erfolgte mittels Wilcoxon Test für gepaarte Stichproben.

Folgende Software wurde verwendet: OriginPro 9.0 zur Visualisierung großräumiger Muster. Für die Berechnung der Metriken wurde das Paket Stable Isotope Analysis in R (SIAR: Parnell *et al.* 2008, 2010) in R (R Development Core Team 2007) verwendet. Die statistischen Auswertungen zum paarweisen Vergleich wurden in Statistica 8 von StatSoft durchgeführt.

Ergebnisse

Großräumige Muster

Die ^{15}N Anreicherung innerhalb des Datensatzes zeigt Unterschiede zwischen den Ländern (Abbildung 1); mit höheren $\delta^{15}\text{N}$ Werten in den mittleren Breiten (Deutschland, Niederlande, Tschechien, Schweden, Dänemark und Polen). Proben aus dem alpinen Bereich (Österreich und Schweiz) sowie aus den hohen geographischen Breiten (Finnland) waren geringer angereichert. Es gibt ebenfalls entsprechende Unterschiede in der $\delta^{13}\text{C}$ Anreicherung. Diese sind jedoch weniger auffällig.

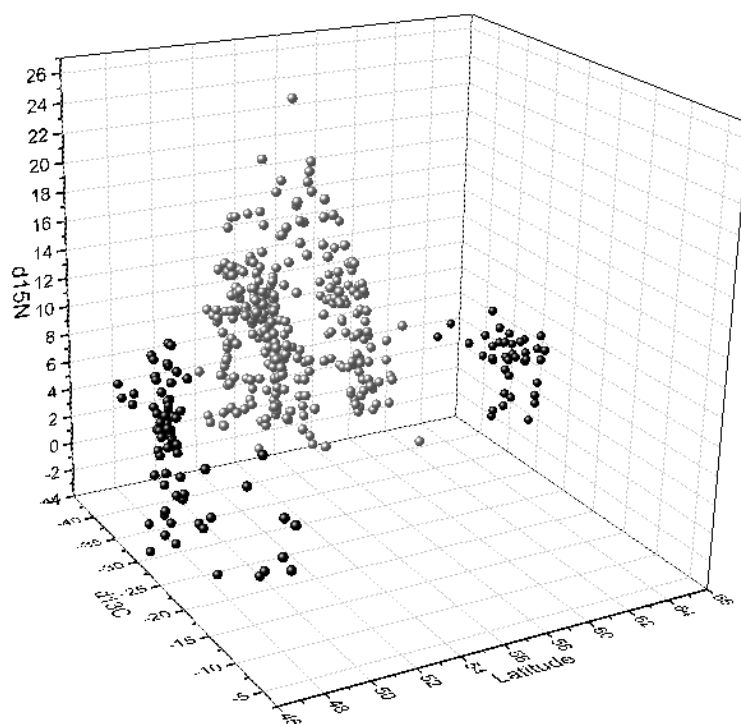


Abbildung 1: $\delta^{13}\text{C}$ und $\delta^{15}\text{N}$ des Datensatzes aufgetragen gegen die geographische Breite (grau: Bereiche mit höheren $\delta^{15}\text{N}$ -angereicherten Proben; schwarz: Bereiche mit geringeren $\delta^{15}\text{N}$ -angereicherten Proben).

Effekte von großen und kleinen Renaturierungen auf die trophische Struktur des Makrozoobenthos

Der paarweise Vergleich zwischen den vier Gruppen von Abschnitten (große Renaturierungen: R1; dazugehörige nicht-renaturierten Vergleichsabschnitte: D1; kleine Renaturierungen: R2; dazugehörige nicht-renaturierten Vergleichsabschnitte: D2) zeigte nur geringe Unterschiede für $\Delta^{15}\text{N}$ (Abbildung 2 a). Dahingegen zeigte der Vergleich von $\Delta^{13}\text{C}$ zwischen R1 und D1 einen signifikanten Unterschied (Wilcoxon Test: $p < 0,05$) mit größerem $\Delta^{13}\text{C}$ an R1 (Abbildung 2 b).

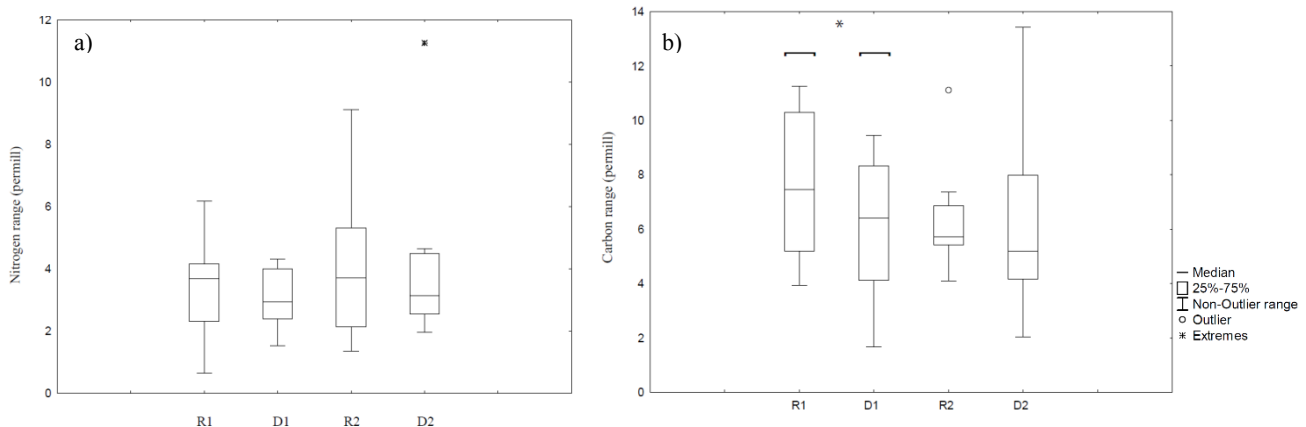


Abbildung 2 a) $\Delta^{15}\text{N}$ und b) $\Delta^{13}\text{C}$ der Makrozoobenthos-Gemeinschaften für die Sets von R1, D1, R2 und D2 (n=8). Paarweiser Vergleich von R1/D1 und R2/D2 mittels Wilcoxon Test für gepaarte Stichproben (* $p < 0,05$).

Diskussion

Der Datensatz wird von großräumigen Mustern auf Europäischer Ebene beeinflusst. Verschiedene Landnutzungsintensitäten in den Einzugsgebieten (z.B. Düngermanagement) dürfte einer der Gründe für die höhere ^{15}N Anreicherung sein. Dies ist eine naheliegende Vermutung, da die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte in stark von der Landwirtschaft beeinflussten Regionen (Deutschland & Niederlande) am höchsten sind. Dieses Ergebnis zeigt, dass der direkte Vergleich zwischen Gewässerabschnitten ohne weiteres nur für dieselben Regionen möglich ist, da großräumige Muster die Renaturierungseffekte möglicherweise maskieren. Die entsprechende Detailanalyse zu großräumigen Mustern wird in einer weiteren Studie publiziert.

Eine Zunahme von $\Delta^{15}\text{N}$ für die Makrozoobenthos Gemeinschaften zeigte sich nur in einzelnen Fällen. Der generelle Unterschied zwischen renaturierten und nicht-renaturierten Abschnitten war nicht signifikant. Die erste Hypothese trifft damit nicht zu. $\Delta^{13}\text{C}$ war signifikant größer für die großen renaturierten Abschnitte (R1) verglichen zu den nicht-renaturierten Vergleichsabschnitten (D1). Dies deutet darauf hin, dass dem Makrozoobenthos ein diverseres Nahrungsangebot zur Verfügung steht (Assimilation verschiedener Kohlenstoffquellen). Der Vergleich von $\Delta^{13}\text{C}$ für R2 und D2 zeigte nahezu keinen Unterschied. Dies wiederum impliziert, dass die Diversität an der Nahrungsbasis mit dem Umfang einer Renaturierung positiv korreliert ist, was die zweite Hypothese bestätigt.

Danksagung

Diese Studie wird im Rahmen des EU-geförderten Projektes REFORM (Restoring rivers FOR effective catchment Management) durchgeführt. Die Finanzierung der Doktorarbeit erfolgt durch ein Stipendium der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. Wir bedanken uns zudem bei allen Kollegen des Projektes, die viel Zeit in die Probenahme und –vorbereitung investiert haben und damit zum Gelingen der Studie beigetragen haben.

Literatur

- Friberg, N., A Baattrup-Pedersen, EA Kristensen, B Kronvang, SE Larsen, ML Pedersen, J Skriver, H Thodsen & P Wiberg-Larsen (2014). The Gelså River Restoration Revisited: Community persistence of the macroinvertebrate community over an 11-year period. *Ecological Engineering*, 66, 150–157.
- Jähnig, S.C., Brabec, K., Buffagni, A., Erba, S., Lorenz, A.W., Ofenböck, T., Verdonschot, P.F.M. & Hering, D. (2010) A comparative analysis of restoration measures and their effects on hydromorphology and benthic invertebrates in 26 central and southern European rivers. *Journal of Applied Ecology*, 47, 671-680.
- Layman, C.A., Arrington, D.A., Montana, C.G. & Post, D.M. (2007) Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology*, 88, 42–48.
- Lepori, F., Palm, D., Brännäs, E. & Malmqvist, B. (2005) Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? *Ecological Applications*, 15, 2060-2071.
- Lorenz, A.W., Korte, T., Sundermann, A., Januschke, K. & Haase, P. (2012) Macrophytes respond to reach-scale river restorations. *Journal of Applied Ecology*, 49, 202-212.
- Parnell, A., Inger, R., Bearhop, S. & Jackson, A.L. (2008) SIAR: Stable isotope analysis in R. Available at: <http://cran.r-project.org/web/packages/siar>.
- Parnell, A.C., Inger, R., Bearhop, S. & Jackson, A.L. (2010) Source partitioning using stable isotopes: Coping with too much variation. *PLoSOne*, 5, e9672.
- R Development Core Team (2007) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Sundermann, A., Antons, C., Cron, N., Lorenz, A.W., Hering, D. & Haase, P. (2011) Hydromorphological restoration of running waters: effects on benthic invertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, 56, 1689-1702.

AnnoSys: Annotationen als Evaluationswerkzeug für die Nutzung virtueller Belegdaten in der Umweltforschung

Wolf-Henning Kusber, Okka Tschöpe, Lutz Suhrbier, Sascha Gennrich, Anton Güntsch & Walter G. Berendsohn

Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem, Freie Universität Berlin, Königin-Luise Str. 6-8, 14195 Berlin, annosys@bgbm.org

Keywords: Annotationen, Biodiversitätsdaten, BioCASE, Datenstandards, Datenqualität

Einleitung

Annotationen sind ein wichtiger Qualitätskontroll-Mechanismus in der Biodiversitätsforschung. Dies gilt insbesondere im Bereich der sammlungsbezogenen Forschung, die sich v.a. mit der Umgrenzung und Verbreitung von Arten befasst. Traditionell besuchen Wissenschaftler naturkundliche Archive, Sammlungen und Herbarien, revidieren und bestimmen Belege aus drei Jahrhunderten, entziffern und ergänzen handschriftliche Etiketten, notieren ihre Recherche-Ergebnisse auf Annotations-Etiketten und hinterlegen diese Zettel bei den Sammlungsbelegen.

Das Problem

In einer zunehmend digital vernetzten Welt stehen Biodiversitätsdaten in großen Mengen über Biodiversitätportale wie GBIF (Global Biodiversity Information Facility, <http://www.gbif.org>) und BioCASE (Biological Collection Access Service for Europe, www.biocase.org) zur Verfügung. Das Problem bei der wissenschaftlichen Nachnutzung dieser Daten besteht in der notwendigen Qualitätsprüfung dieser sehr inhomogenen Daten. Bisher blieben fehlerhafte Daten häufig vergleichsweise lange im Internet unkorrigiert zugänglich, da es in der Vergangenheit kaum befriedigende Feedback-Mechanismen vom Datennutzer zum Datenhalter gab. Idealerweise sollten die Datenhalter jedes Feedback in die Datenbank zurückschreiben können, die Änderungen mit den physischen Belegen verknüpfen und die geänderten Daten an die Biodiversitäts-Netzwerke weitergeben. Dies ist aber oft nicht möglich, da den Datenhaltern dafür das Personal fehlt, oder da es sich um statische, nicht mehr veränderbare Datenbestände handelt (z.B. solche, die aus der Literatur extrahiert wurden).

Die Problemlösung

Als Reaktion auf den dringenden Bedarf der Scientific Community und aufbauend auf den Erfahrungen mit einem Pilot-Annotationssystem (Güntsch et al. 2009, Kusber et al. 2009) wurde 2014 nach 3-jähriger Entwicklungszeit die erste Ausbaustufe des AnnoSys-Annotationssystems für digitalisierte Biodiversitätsdaten veröffentlicht und vollständig dokumentiert (Tschöpe et al. 2012-, 2013, 2014).

Kernstück ist ein Annotationsdatenrepositorium für vernetzte, hochkomplexe wissenschaftliche Biodiversitätsdaten (Kusber et al. 2014), das am BGBM Berlin-Dahlem vorgehalten wird. AnnoSys

ist seit April 2014 in mehreren Sammlungs- und Datenportalen für alle Biodiversitätsdaten, die im aktuellen XML-basierten ABCD-Standard (Access to Biological Collection Data, Berendsohn 2007, Holetschek et al. 2012) zur Verfügung stehen, im Einsatz. In den Portalen wird bei den dargestellten Daten ein Annotations-Button angezeigt, der die Nutzer zur Benutzeroberfläche von AnnoSys leitet (Tschöpe et al. 2012-). Nach Anmeldung wählt der Nutzer zunächst einen Annotationstyp aus (Tabelle 1) und kann dann den ausgewählten Datensatz annotieren, d.h. für die Werte jedes Eintrags können individuell Aktualisierungen und Ergänzungen vorgeschlagen und Kommentare eingefügt werden (Abb. 1).

Element	Original value	New value	Comment	Expectation
det./rev./conf		rev.	ex icon	Add
Family		Catenulaceae	BRM classification	Add
Full scientific name	Amphora libyca Ehrenb.	Amphora copulata (Kütz.) Schoen	see Hofmann et al.	Update

Abb. 1: Sechsspaltiger AnnoSys-Editor. Element: ABCD-Element; Original value: Datenbank-Eintrag zu diesem Element; Spalte mit Icons zur Auswahl der Aktion „löschen des Original-eintrags“ bzw. „korrigieren der Annotation“; New value: annotierter Eintrag zu diesem Element; Comment: Kommentar zum neuen Wert, der Referenzen und Begründungen enthalten kann; Expectation: automatisch von AnnoSys generierte Erwartung an den Datenhalter (Hinzufügen, Aktualisieren oder Löschen des Elementes).



Abb. 2: Ausgedrucktes Annotations-Etikett für die Hinterlegung der revidierten Daten in der Sammlung. Die AnnoSys-Annotation bezieht sich auf die Revision eines AlgaTerra-Datensatzes zu *Amphora libyca* Ehrenb. (siehe Abb. 1), der mit Bilddaten im GBIF.DE Algae & Protists Datenportal zugänglich gemacht wurde.

Nutzer des Annotationssystems erhalten per E-Mail eine Bestätigung ihrer Annotation über das bilinguale Benachrichtigungs-System (DE/EN) von AnnoSys (siehe Gennrich 2014). Zusammen mit den Originaldaten im ABCD-Format werden alle Annotationen unter Verwendung des RDF-basierten W3C Open Annotation Data Model (Sanderson et al. 2013) im Annotationsdatenrepositorium gespeichert und dort sowie im entsprechenden Datenportal veröffentlicht.

Sollte bei mehreren Datensätzen derselbe Annotationsbedarf festgestellt werden (z. B. orthographische Fehler bei wissenschaftlichen Namen oder systematisch vertauschte Koordinaten), können Massenannotationen vorgenommen werden.

Ebenfalls über das AnnoSys-Benachrichtigungs-System können Datenhalter und technisch Verantwortliche des Datensatzes informiert werden. Interessierte Nutzer suchen Annotationen im AnnoSys User-Interface oder abonnieren Annotationen ihres Interessengebietes, z.B. zu Taxa oder bestimmten Institutionen. Kuratoren sind aufgerufen, über eine spezielle Kuratoren-Nutzeroberfläche vorliegende Annotationen zu bewerten, ihrerseits zu kommentieren und durch die Verknüpfung mit

den physischen Belegen für ihre Sammlung nutzbar zu machen (AnnoSys Annotations-Etikett siehe Abb. 2).

Das AnnoSys-Annotationssystem ist gegenwärtig über das Digitale Herbar des BGBM (Abb. 3) sowie mehrere Biodiversitätsportale der BioCASE-Portalfamilie zugänglich, z.B. das Portal GBIF-D Algae & Protists (<http://protists.gbif.de/protists>, siehe Kusber et al. 2013) und Portale zu weltweiten bzw. zu europäischen Datenbeständen sowie zur Flora Deutschlands. Die gegenwärtige Ausrichtung des Annotationssystems auf den ABCD-Standard (Holetschek et al. 2012) liegt darin begründet, dass die meisten Datenprovider aus Deutschland diesen Standard seit vielen Jahren erfolgreich nutzen und hierdurch nahezu alle Sammlungsdaten, alle Daten aus der floristischen Kartierung Deutschlands und neuerdings über 4 Millionen Datensätze aus dem Citizen-Science Bereich für Annotationen zugänglich werden. Der im Rahmen von GBIF-D entwickelte BioCASE-Monitor gibt einen tagesaktuellen Überblick über annotierbare BioCASE-Datensammlungen aus Deutschland, die dem ABCD-Standard folgen (Abb. 4, GBIF-D 2014, Glöckler et al. 2013).

Tab. 1: Beschreibung derzeit unterstützter Annotationstypen im AnnoSys Annotations-Editor und ihre Relevanz für die ökologische Forschung.

AnnoSys Annotations-Typ	Beschreibung des Annotations-Typs	Relevanz für die ökologische Forschung
Scientific Name	Wissenschaftlicher Name	Zeichengenaue Korrektheit wichtig für die Verknüpfung von Namens- und Faktendaten
Determination	Wissenschaftlicher Name mit Metadaten der Bestimmung (det.), Revision (rev.) oder Bestätigung (conf.): Person, die die Bestimmung vorgenommen hat, Bestimmungsdatum, Quelle für die Bestimmung, Kommentierung des Artkonzeptes	Kenntnis der taxonomischen Konzepte ist für vergleichende ökologische Auswertungen essentiell
Nomenclatural Type	Information zum Beleg, der das Taxon definiert, meist bei Auffindung von Typusmaterial in Sammlungen	Bei Abbildung des Typus für die Evaluation von Bestimmungen hilfreich
Gathering	Aufsammlungsdaten mit Sammelort, Georeferenz, Sammler, Sammelnummer, Sammeldatum	Georeferenz und Datum sind wesentliche Daten für das Vorkommen von Arten in Zeit und Raum
Record Basis	Beleg (Preserved Specimen), Observation, Fossil, Living (ex Situ lebender Organismus)	Die richtige Zuordnung ist notwendiges Such- und Sortierkriterium bei der Auswertung von Massendaten
Storage of Duplicates	Ort, an dem Duplikate von Belegen hinterlegt sind	gering
Other	Allgemeine Kommentare oder gleichzeitige Annotation von mehreren Annotationstypen	Abhängig von der jeweiligen Annotation

Annotationen können schon jetzt bei der Evaluation von Datensätzen für ökologische Auswertungen helfen, da sie zeitintensive Doppelarbeit verschiedener Projekte ersparen helfen. Fehlerkorrek-

turen und Hinweise auf inkonsistente Daten können mit anderen Wissenschaftlern geteilt werden, sodass für Auswertungen ungeeignete Datensätze aus Analysen ausgeschlossen werden können.

Zusammenfassung und Ausblick

AnnoSys ist ein frei zugängliches Annotationssystem zur Qualitätsverbesserung von digitalisierten Biodiversitätsdaten, das auf dem „W3C Open Annotation“ Standard für die Speicherung und den Austausch von Annotationen basiert. Für die weitere Entwicklung dieses generischen Annotationsystems wurden drei prioritäre Bereiche identifiziert:

- Einbindung von AnnoSys in weitere Portale, z.B. in das globale GBIF-Datenportal für Biodiversitätsdaten
- Erweiterung der Annotationsmöglichkeiten auf weitere Sammlungsdatenstandards (u.a. DwC, DwC-A, ABCDDNA) und andere Typen von Biodiversitätsdaten (z.B. Arten-Checklisten, Rote Listen, Catalogue of Life)
- Synchronisierung der Annotationen mit anderen den W3C Open Annotation Standard nutzenden Plattformen, wie z.B. Filtered Push, zum Aufbau einer globalen Annotations-Infrastruktur

Wesentlich für die weitere Entwicklung und Erweiterung von AnnoSys ist die Rückmeldung aus der Scientific Community zu weiterem Bedarf, da AnnoSys auch für interdisziplinäre Initiativen und Projekte außerhalb des Bereichs von Taxon-basierten Beleg- und Observationsdaten angepasst werden kann.

Freie Universität Berlin

BGHM

Home About us Contact Press Imprint

VISIT US WHAT'S ON THE GARDEN THE MUSEUM SCIENCE

Family: OSMUNDACEAE
Collection: Germany: prope Tegel (Berlin).
Leg.: F. W. H. A. von Humboldt s.n.
Barcode: B-W 19503-01 0
Storage name: Osmunda regalis var. crispa
Type status: type
is type ? of Osmunda regalis f. crispa Willd. (OSMUNDACEAE)
Notes: typus formae?

Osmunda regalis var. crispa

Stable identifier for specimen citations: <http://herbarium.bghm.org/object/BW19503010>

Annotate specimen User guide

Save as JPG...

1 annotation(s)
Annotator: Olka Tschöpe
Type of annotation: Gathering
Date: 30 June 2014
View annotation

Willdenow folder:
B_-W_19503

Abb. 3: Digitalisierter Beleg von Alexander von Humboldt aus Berlin-Tegel, der den Typus von *Osmunda regalis* f. *crispa* Willdenow zeigt. Zu diesem Beleg existiert in der Datenbank des Herbarium Berolinense eine Nutzerannotation, die im Portal angezeigt wird und über das AnnoSys Annotationsrepositorium abrufbar ist.

Zu Abb. 3: Röpert D. (ed.) 2000-: Digital specimen images at the Herbarium Berolinense. - Published at <http://ww2.bgbm.org/herbarium/> (Barcode: B -W 19503 -01 0 / ImageId: 261335) [2014-09-25].

Title	# Records Dec. 2010	# Current Records	Difference	FullScientificNameString	Useful Links
AlgaTerra (cached at 2014-10-16 12:51:00) renew	949	3127	+2178	dataset: 740 total: 3127	View mapping
AlgaTerra Types (cached at 2014-10-16 12:51:00) renew	7618	7867	+249	dataset: 527 total: 7867	View mapping

Abb. 4: BioCASE Monitor-Service (GBIF.DE 2014).

Danksagung

Die Deutsche Forschungsgemeinschaft fördert das Projekt „Ein generisches Annotationssystem für Biodiversitätsdaten“ im Rahmen des LIS-Programms, GBIF-D wurde unter dem BMBF-Förderkennzeichen 01 LI 1001 A-F unterstützt.

Literatur

- Berendsohn, W.G. (ed.) (2007): Access to Biological Collections Data – ABCD. Published on the Internet <http://www.tdwg.org/activities/abcd/> [2014-10-22]
- GBIF.DE (2014): GBIF-D Statistik. Published on the Internet <http://www.gbif.de/statistik> [2014-09-25]
- Gennrich, S. (2014): Benachrichtigungen im semantischen Annotationssystem AnnoSys. - Bachelorarbeit am Institut für Informatik der Freien Universität Berlin, Arbeitsgruppe Software Engineering, Berlin, 40 S. Published on the Internet <http://www.inf.fu-berlin.de/inst/ag-se/theses/Gennrich14-anno-sys.pdf> [2014-09-25]
- Glöckler, F., Hoffmann, J. & Theeten, F. (2013): The BioCASE Monitor Service - A tool for monitoring progress and quality of data provision through distributed data networks. Biodiversity Data Journal 1: e968. DOI: 10.3897/BDJ.1.e968
- Güntsch, A., Berendsohn, W.G., Ciardelli, P., Hahn, A., Kusber, W.-H. & Li, J. (2009): Adding content to content – a generic annotation system for biodiversity data. Studi Trent. Sci. Nat. 84: 123-128.
- Holetschek, J., Dröge, G., Güntsch, A. & Berendsohn, W.G. (2012): The ABCD of rich data access to Natural History Collections. Plant Biosystems 146(4): 771-779. DOI: 10.1080/11263504.2012.740085
- Kusber, W.-H., von Mering, S. & Holetschek, J. (2014): Netzverfügbarkeit primärer Biodiversitätsdaten: Schritt für Schritt zur BioCASE-Anbindung limnologischer Datenquellen an das GBIF-Netzwerk. – Pp. 211-215 in: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) ed.: Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2013 (Potsdam-Berlin), Hardegsen.
- Kusber, W.-H., von Mering, S. & Jahn, R. (2013): GBIF-Dateninfrastruktur: Limnologische Beobachtungs- und Belegdaten publizieren, abfragen und analysieren. – Pp. 485-489 in: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) ed.: Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2012 (Koblenz), Hardegsen.
- Kusber, W.-H., Zippel, E., Kelbert, P., Holetschek, J., Güntsch, A. & Berendsohn, W.G. (2009): From cleaning the valves to cleaning the data: Case studies using diatom biodiversity data on the Internet (GBIF, BioCASE). Studi Trent. Sci. Nat. 84: 111-122.
- Sanderson, R., Ciccacese, P., Van de Sompel, H. (ed.) (2013): W3C Open Annotation Data Model - Community Draft, 08 February 2013. Published on the Internet <http://www.openannotation.org/spec/core/> [2013-11-26]
- Tschöpe, O., Kusber, W.-H. & Suhrbier, L. (2014): AnnoSys User Guide. - Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem (BGBM), Zentraleinrichtung der Freien Universität Berlin, Biodiversity Informatics Section. Published on the Internet <https://annosys.bgbm.fu-berlin.de/sites/default/files/Users%20Instructions.pdf> [2014-09-25]

Tschöpe, O., Macklin, J.A., Morris, R.A., Suhrbier, L. & Berendsohn, W.G. (2013): Annotating Biodiversity Data via the Internet. *Taxon* 62(6): 1248-1258. DOI: <http://dx.doi.org/10.12705/626.4>

Tschöpe, O., Suhrbier, L., Güntsch, A. & Berendsohn, W.G. (2012-): AnnoSys Website. Published on the Internet <https://annosys.bgbm.fu-berlin.de> [2014-09-25]

Wassertemperatur in Fließgewässern - Zeigen sich Unterschiede zwischen Gewässertypen?

Armin Lorenz¹

¹ Abteilung Aquatische Ökologie, Fakultät für Biologie, Universität Duisburg-Essen, Universitätsstr. 5, 45141 Essen, armin.lorenz@uni-due.de

Keywords: Fließgewässertemperatur, Fließgewässertypen, Typologie

Einleitung

Seit Joachim Illies 1961 in seinem wegweisenden Artikel „Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer“ die Wassertemperatur als einen von zwei entscheidenden Parametern für eine biozönotische Einteilung festgelegt hat, fehlen Temperaturmessungen bei kaum einer Probenahme. In seinem Artikel definierte Illies erstmals das Rhithral (Temperaturamplitude der Monatsmittel < 20 °C) und das Potamal (Temperaturamplitude der Monatsmittel > 20 °C). Hierbei bezog er sich nicht auf verschiedene Fließgewässertypen sondern auf eine Allgemeincharakterisierung. In der Folgezeit zeigten ein Vielzahl an Publikationen den starken Einfluss der Wassertemperatur auf aquatische Biota. Daraufhin wurde der Faktor Wassertemperatur in vielen Analysen als abiotische Variable verwendet, wobei es sich in den überwiegenden Fällen um Einmalmessungen vom Zeitpunkt der Probenahme handelte. Eine hochauflösende Analyse von Wassertemperaturdaten fand bis dato aber noch nicht statt, was sowohl die tagesperiodische Variabilität als auch die Unterschiede zwischen Gewässertypen betrifft. Diese Studie versucht somit Antworten zu folgenden Fragen zu geben:

- Lassen sich die Makrozoobenthos-Fließgewässertypen 5, 9, 14 und 15 anhand ihrer Wassertemperaturen eindeutig unterscheiden?
- Wie verändert sich die Wassertemperatur im Jahresverlauf in verschiedenen Gewässertypen?

Material und Methoden

Wassertemperaturdaten

Als Antwort auf einer bundesweiten Anfrage wurden von 10 Bundesländern Wassertemperaturdaten für die Analyse zur Verfügung gestellt. Des Weiteren flossen Temperaturdaten von einer Doktorarbeit an der Universität Duisburg-Essen (Haidekker, 2005) und einem EU-Projekt in die Analyse ein. Es wurden nur Datenreihen verwendet die stündliche Messungen über mindestens ein ganzes Jahr enthielten. Von jedem Datenlogger wurden zwischen 1 und 4 Jahren verwendet. Vor der Analyse wurden die Datenreihen plausibilisiert. Tabelle 1 zeigt die Anzahl der Datenlogger, die für die einzelnen Fließgewässertypen zur Verfügung standen.

Tab. 1: Anzahl Temperaturlogger je Gewässertypen, die in der Auswertung verwendet wurden.

Gewässertyp	Name	Anzahl Logger
5	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	33
9	Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	28
14	Sandgeprägte Tieflandbäche	14
15	Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	15

Statistik

Die Auswertung umfasste verschiedenste statistische Kennzahlen, die sowohl zuerst für die einzelnen Logger als auch anschließend gemeinsam für die Gewässertypen berechnet wurden. Darunter fallen Mittelwerte, Minima, Maxima und Amplituden, die jeweils auf Tages-, Monats- und Jahreszeitbasis berechnet wurden.

Ergebnisse und Diskussion

Der Vergleich der Gewässertypen 5 und 9 zeigt, dass sich besonders in den Wintermonaten die Wassertemperaturen kaum unterscheiden (s. Abbildung 1). Ab April erwärmen sich die MG-Flüsse im Mittel etwas mehr als die MG-Bäche, wobei die Variabilität in den Monaten sehr hoch ist (3 bis 15 °C). Der wärmste Monat ist der Juli, in dem im Maximum fast 25 °C in den Flüssen erreicht werden. Im Mittel sind die MG-Flüsse im Juli um 1,4 °C wärmer als die MG-Bäche. Die höhere Durchschnittstemperatur in den MG-Flüssen bleibt bis in den Oktober bestehen.

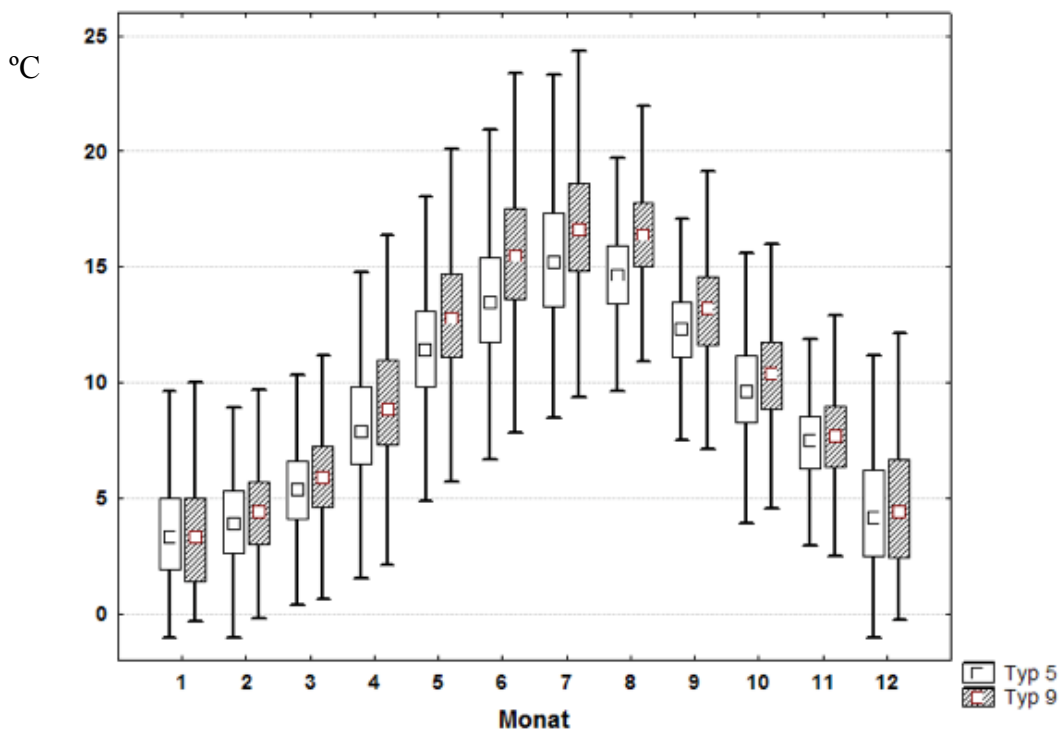


Abb. 1: Box-Whisker-Plot der Stundenwerte der Wassertemperatur aller Logger der Typen 5 und 9 aufgetrennt auf die Monate (Median, Box: 25%-75%, ohne Ausreißer).

Sehr ähnliche Temperaturverläufe zeigen sich auch bei den beiden Typen 14 und 15 des Tieflandes (s. Abbildung 2). Bis in den April sind die Werte fast identisch. Von Mai bis September ist das Mittel und die Whisker der TL-Flüsse deutlich höher als das der Bäche. Ab Oktober gleichen sich die Wassertemperaturen wieder an.

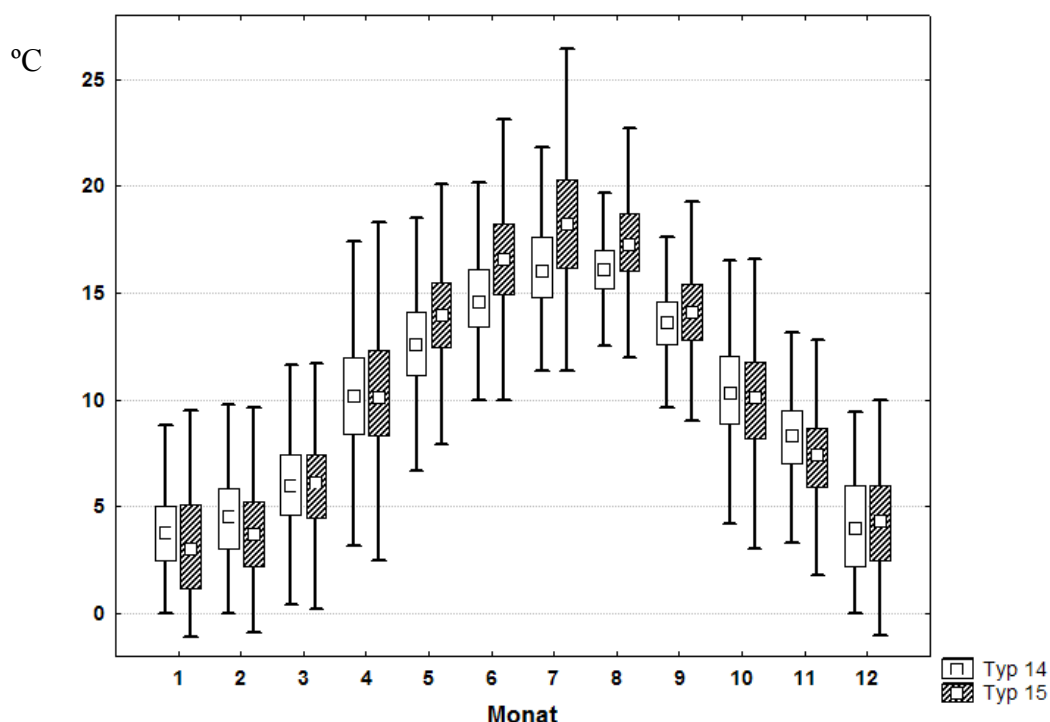


Abb. 2: Box-Whisker-Plot der Stundenwerte der Wassertemperatur aller Logger der Typen 14 und 15 aufgetrennt auf die Monate (Median, Box: 25%-75%, ohne Ausreißer).

Auch die Monatsmediane und die mittleren Tagesamplituden (s. Tabelle 2 und Abbildung 3) zeigen die Angleichung der Wassertemperaturen in den Herbst- und Wintermonaten und die deutlichen Unterschiede in den Frühjahrs- und Sommermonaten. Hierbei ist besonders der große Unterschied bei den Tagesamplituden im Frühjahr zu nennen, wo bei den beiden Bachtypen (5 und 14) Amplituden von bis zu 10 °C erreicht werden. Bei den Flusstypen sind die Tagesamplituden deutlich niedriger (ohne Abbildung).

Tab. 2: Statistische Kenngrößen für ausgewählte Temperaturparameter der Gewässertypen 5, 9, 14 und 15 (Median, Mittelwert $\pm$ Standardabweichung).

Typ	Median Monat Januar	Ø Tages- amplitude Januar	Median Monat April	Ø Tages- amplitude April	Median Monat Juli	Ø Tages- amplitude Juli	Median Monat Oktober	Ø Tages- amplitude Oktober
5	3,4	0,9 $\pm$ 0,5	7,9	2,9 $\pm$ 1,5	15,2	2,6 $\pm$ 1,6	9,6	1,3 $\pm$ 0,6
9	3,3	0,8 $\pm$ 0,5	8,9	2,3 $\pm$ 1,2	16,6	2,3 $\pm$ 1,4	10,4	1,1 $\pm$ 0,5
14	3,8	0,9 $\pm$ 0,6	10,2	3,8 $\pm$ 2,0	16,0	2,2 $\pm$ 1,3	10,3	1,5 $\pm$ 0,9
15	3,0	0,7 $\pm$ 0,5	10,1	2,0 $\pm$ 1,0	18,2	1,7 $\pm$ 0,9	10,1	1,0 $\pm$ 0,5

Diese Werte sind in der Hinsicht bedeutsam, da Makrozoobenthosproben in Bächen normalerweise im Frühjahr genommen werden und gleichzeitig häufig eine Einmalmessung der Wassertemperatur erfolgt. Diese Messung wird dann in Analysen zur Charakterisierung der Stelle verwendet. Diese Auswertung hier zeigt, dass die Aussagekraft solcher Einmalmessungen bei tagesperiodischen Schwankungen von bis zu 10 °C und monatsperiodischen Schwankungen von fast 15 Grad gleich null ist.

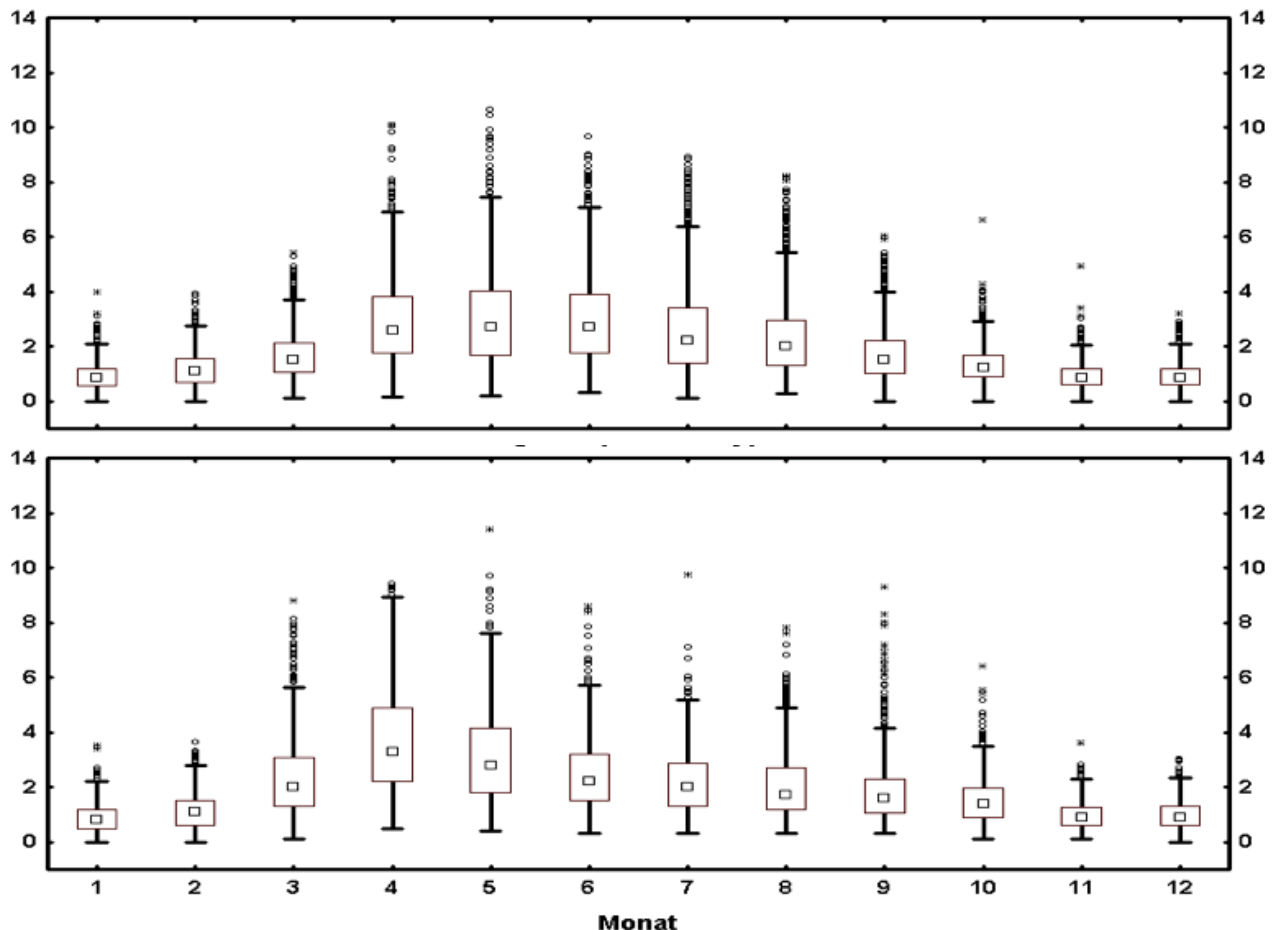


Abb. 3: Box-Whisker-Plot der Tagesamplituden (°C) der Wassertemperatur aller Logger der Typen 5 oben und 14 unten aufgetrennt auf die Monate (Median, Box: 25%-75%, mit Ausreißern).

Zusammenfassung und Fazit

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die untersuchten Gewässertypen einen deutlichen Jahresgang zeigen. Hierbei gibt es deutliche Unterschiede von Wassertemperaturparametern im Längsverlauf von Fließgewässern (von Typ 14 zu Typ 15 und von Typ 5 zu Typ 9). In den Bächen sind die Tagesamplituden sehr hoch im Vergleich zu den Flüssen und im Gegensatz zu diesen sind die Sommertemperaturen deutlich niedriger. Die Temperaturverläufe und ihre Maximal- und Minimalwerte ähneln sich im Mittelgebirge und Tiefland, womit sich die biozönotischen Gewässertypunterschiede nur sehr bedingt mit Hilfe der Wassertemperatur erklären lassen. Somit sind andere Faktoren entscheidend für die unterschiedliche Besiedlung von Tiefland- und Mittelgebirgsgewässern.

Einmal-Messungen der Wassertemperatur, z.B. zum Zeitpunkt einer Makrozoobenthos-Probenahme, haben nur sehr geringes Erklärungspotenzial für die Charakterisierung einer Probe-stelle und sollten nicht als Variable in statistische Analyse einfließen.

Danksagung

Diese Arbeit wäre nicht möglich gewesen ohne die umfangreichen Datenlieferungen folgender Landesämter: HLUG, LANUV NRW, LFU BY, LUA BB, LUA SL, LUGW RP, TLUG und Landesbetriebe: NLWKN, LKN SH, sowie der Staatlichen Umweltämter: MM, VP, WM und der Wasserverbände: Aggerverband, BRW, Ruhrverband, WVER, Wupperverband, denen allen mein herzlicher Dank gilt. Diese Arbeit entstand im Rahmen der EU-Projektes Refresh (Adaptive Strategies to Mitigate the Impacts of Climate Change on European Freshwater Ecosystems, <http://www.refresh.ucl.ac.uk>).

Literatur

- Illies, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. Int. Revue ges. Hydrobiol. 46: 205-213.
- Haidekker, A. (2005): The effect of water temperature regime on benthic macroinvertebrates : a contribution to the ecological assessment of rivers. Dissertation Universität Duisburg-Essen.

Besonderheiten der Sedimentation und Stoffakkumulation in glazial geprägten Ackerhohlformen (Sölle) der Uckermark (Nordost-Brandenburg)

Marielle Neyen¹, Uwe-Karsten Schkade², Thomas Kalettka³ & Andreas Kleeberg⁴

¹ Universität Potsdam, Institut für Erd- und Umweltwissenschaften, Karl-Liebknecht-Str. 24-25, 14476 Potsdam-Golm, marielle.neyen@uni-potsdam.de, ² Bundesamt für Strahlenschutz, Köpenicker Allee 120-130, 10318 Berlin, uschkade@bfs.de, ³ Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung ZALF e. V., Institut für Landschaftswasserhaushalt, Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg, tkalettka@zalf.de, ⁴ Landeslabor Berlin-Brandenburg, Fachbereich Geologie, Boden, Abfall, Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow, Andreas.Kleeberg@Landeslabor-bbb.de

Keywords Sedimentstratigraphie, Landwirtschaft, Röntgenfluoreszenz, Phosphor, Eisen

Einleitung

Sölle sind eiszeitlich vorgeprägte abflusslose Kleinhohlformen in Jungmoränen-Landschaften. In Nordost-Deutschland gibt es über 150.000 dieser Kleingewässer (Kalettka & Rudat, 2006). Sie sind Insel- und Trittsteinbiotope mit potentiell hoher Artenvielfalt und Bedeutung für gefährdete Arten wie beispielsweise die Rotbauchunke (Berger et al., 2011). Als Wasser- und Stoffsenke mit hoher Wasserstandsdynamik bis zum zeitweiligen Trockenfallen sind sie Hotspots für biogeochemische Stoffumwandlungen. Der Kopplung physikalischer und biogeochemischer Prozesse in Kleingewässern wurde jedoch, im Vergleich zu den größeren und tieferen Seen, bisher nur wenig Aufmerksamkeit geschenkt (Branco & Torgersen, 2009).

Zudem werden Gewässer mit kleiner Fläche deutlich intensiver durch ihr Einzugsgebiet beeinflusst als größere Gewässer (Biddanda & Cotner, 2002). So werden Sölle häufig durch massive Stoffeinträge aus dem Einzugsgebiet infolge intensiver Landwirtschaft beeinträchtigt. Sie belasten das Ökosystem mit Nähr- und Schadstoffen, beschleunigen die natürliche Eutrophierung und beeinträchtigen die Wasserqualität.

Es mangelt jedoch an quantitativen Aussagen zu den Stoffeinträgen, insbesondere aus der Landwirtschaft, in die Sölle und zu der daraus resultierenden Chronologie der Stoffakkumulation (elementspezifische Zusammensetzung) der Sedimente. Deshalb wurde der Schwerpunkt vorliegender Arbeit auf die zurückliegenden Materialeinträge aus dem Einzugsgebiet gelegt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Es wurden zwei Sölle in der Uckermark (NO-Brandenburg) untersucht. Die Fläche der Uckermark wird hauptsächlich (62,7 %) landwirtschaftlich genutzt. Der jährliche Niederschlag (534 mm) liegt unter der potentiellen Evapotranspiration, wodurch die klimatische jährliche mittlere Wasserbilanz negativ ist. Dies bedingt eine temporäre Wasserführung der Sölle.

Die untersuchten Sölle liegen im Einzugsgebiet des Flusses Quillow und etwa 3 km voneinander entfernt in der Nähe der Dörfer Rittgarten und Kraatz. Das Soll bei Rittgarten ($V = 1.797 \text{ m}^3$, $A = 1.459 \text{ m}^2$, $Z_{\text{max}} = 2,1 \text{ m}$, $Z_{\text{mean}} = 1,1 \text{ m}$) ist etwas kleiner als das bei Kraatz ($V = 3.998 \text{ m}^3$, $A = 2.689 \text{ m}^2$, $Z_{\text{max}} = 2,1 \text{ m}$, $Z_{\text{mean}} = 1,0 \text{ m}$) (Abb. 1).

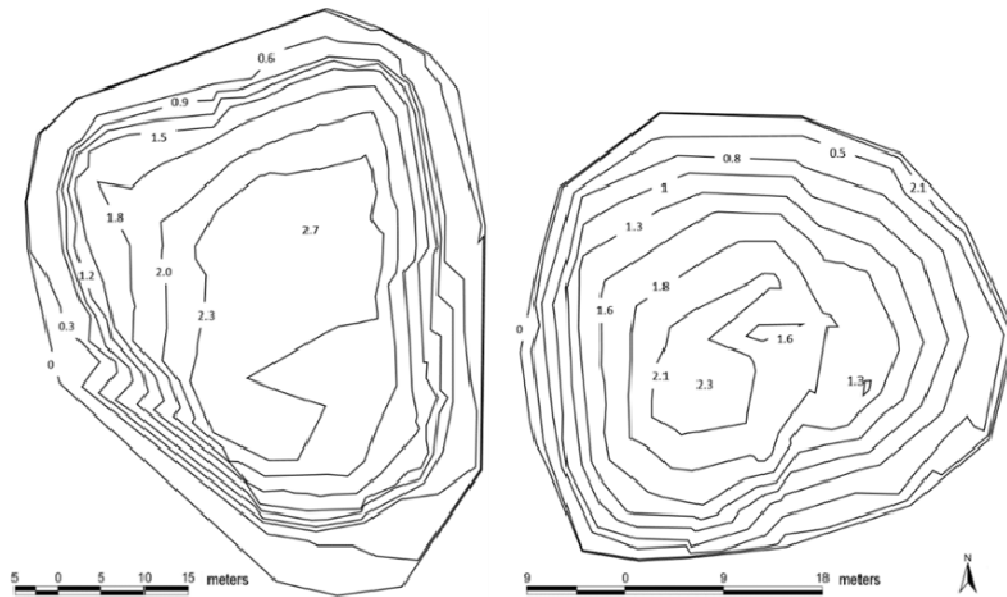


Abb. 1: Bathymetrische Karte der Sölle Rittgarten (links) und Kraatz (rechts).

Sediment-Probenahme und -Analysen

Aus beiden Sölle wurden jeweils an der tiefsten Stelle je zwei ungestörte Sedimentkerne gezogen. Je einer der Kerne wurde halbiert und mittels Mikro-Röntgenfluoreszenz-Spektroskopie (μXRF) ein Vertikalprofil der Verteilung von Fe, K, und Ca bestimmt. Da die μXRF -Analyse nur relative Werte (counts) liefert, wurde der Hal4bkern nach der Messung in 1 cm Horizonte geteilt und mittels nass-chemischem Königswasser-Aufschluss ($\text{HCl}_{\text{konz}} + \text{HNO}_{3\text{konz}}$, 3:1) für ausgewählte Horizonte die absoluten Gehalte der Elemente bestimmt. Zusätzlich wurden der absolute Eisen- und Phosphorgehalt für jeden Horizont bestimmt (vgl. Kleeberg et al., 2010). Über den Glühverlust (550°C , 3 h) wurde der Anteil organischen Materials (OM) ermittelt.

Der jeweils andere Kern wurde in 1 cm Horizonte geteilt und getrocknet. Mittels ^{137}Cs - und ^{210}Pb -Messungen (Details s. Nehyba et al., 2011) wurde das Alter der Kerne und daraus die Sedimentakkumulationsrate (SAR) bestimmt. Für die Datierung mittels ^{210}Pb wurde das CRS-Model (constant rate of supply) genutzt (Appleby & Oldfield, 1978).

Ergebnisse und Diskussion

Für den Rittgarten-Kern mit einer Länge von 31 cm wurde ein Alter von fast 200 Jahren festgestellt; die unterste Schicht stammt aus dem Jahr 1815. Die SAR in Rittgarten zeigt zwei deutliche Peaks: im Jahr 1867 mit $2,3 \text{ cm a}^{-1}$ und von 1940-1943 mit $0,3 \text{ cm a}^{-1}$ (Abb. 2). Für den ersten Peak wird als Ursache natürliche Erosion und/oder der Versuch die Senke zu füllen (während Flurneuordnung) angenommen. Der zweite Peak ist wahrscheinlich auf Veränderungen in der Landwirtschaft unmittelbar vor und während des zweiten Weltkrieges zurückzuführen. Direkte Einwirkungen des Krieges sind in den, 1945 zwischen Oder und Berlin stark umkämpften Gebieten nicht auszuschließen. Insgesamt ist ein Anstieg der SAR ab 1935 zu beobachten.

Für den Kraatz-Kern ist die Datierung derzeit noch nicht abgeschlossen. Deshalb konzentrieren sich die Ergebnisse hauptsächlich auf das Soll in Rittgarten.

Bei mittlerer Erosionsneigung von Rittgarten ist für Kraatz bei hoher Erosionsneigung (GeoBasis, 2014) mit einem vermutlich deutlich höheren Materialeintrag zu rechnen. Die Mobilität des Bodens und seiner Bestandteile sowie die Nutzung des Einzugsgebietes (EZG) beeinflussen die Zusammensetzung des Sediments. Deshalb werden zusätzliche Informationen zur Bodenzusammensetzung nötig. Der Einfluss der Erosion auf die Sedimentzusammensetzung zeigt sich vor allem am Gehalt des OM (Abb. 3).

Der Anteil an OM in Rittgarten ist höher als in Kraatz. Die K-Konzentration, die oft als ein Indikator für die Erosion im EZG verwendet wird, ist hingegen in Kraatz deutlich höher als in Rittgarten. In beiden Söllen gibt es Phasen mit höherem und Phasen mit niedrigerem Anteil, bzw. Phasen der Zunahme und der Abnahme von OM bzw. K.

Auch in der Elementverteilung zeigen sich Phasen des Anstiegs und der Abnahme (Abb. 3). Teilweise spiegeln sich diese Muster im Profil mehrerer Elemente wider (Linien in Abb. 3), so bei Fe und K. Dies sind also keine zufälligen Schwankungen, sondern diese hohe Dynamik in der Akkumulation ist, basierend auf der Datierung, bestimmten Ereignissen bzw. Phasen zuzuordnen – beispielsweise ein Peak in der Konzentration von Fe und K, im Jahr 1867, in dem auch eine erhöhte SAR bestimmt wurde (Abb. 2).

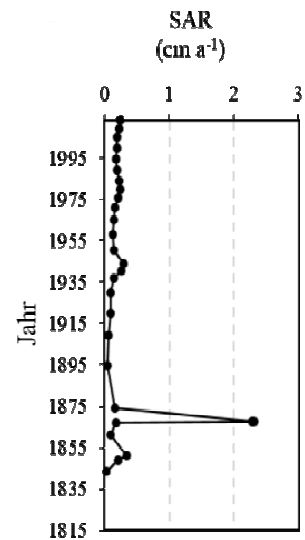


Abb. 2: Sedimentakkumulationsrate (SAR) für Rittgarten

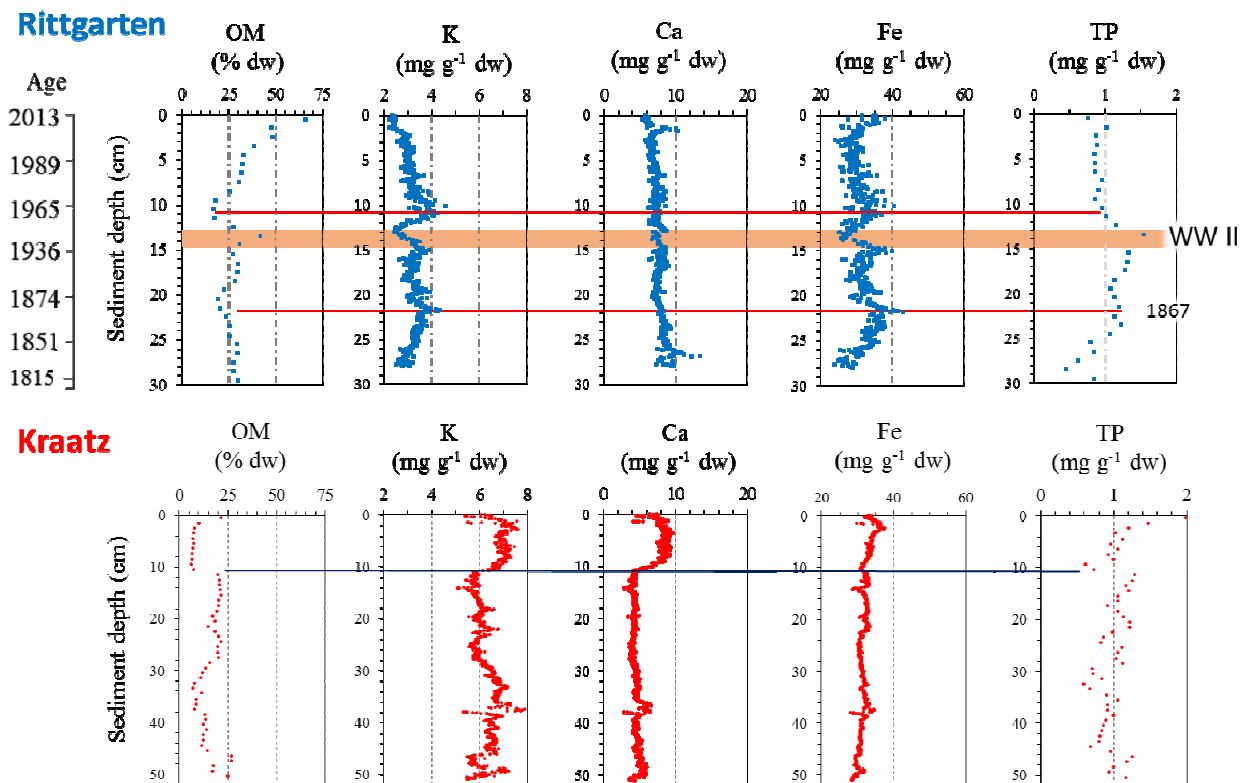


Abb. 3: Vertikale Verteilung der Sedimentparameter und Elemente im Sedimentkern der Sölle Rittgarten (oben) und Kraatz (unten); 19.06.2013; OM – organisches Material TP – Gesamtphosphor. Die Linien markieren sich in verschiedenen Elementen widerspiegelnde Muster.

Für die Zeit des Zweiten Weltkrieges (WW II, Abb. 3) nahmen K und Fe ab, dafür aber der Anteil des OM zu. Darauf folgend gab es wieder eine Zunahme bzw. Abnahme bis hin zu einem Ereignis um das Jahr 1958, wo wieder eine Änderung zu beobachten ist. Grund hierfür könnte möglicherweise die vorangegangene Bodenreform sein.

In Kraatz ist vor allem eine ziemlich scharfe Änderung in den Konzentrationen von Ca und K in einer Tiefe von ca. 11 cm auffällig (blaue Linie, Abb. 3). Über die Ursache, ein massiver erosiver Eintrag oder der Versuch der Füllung der Hohlform mit eher mineralischem Material (Abnahme OM, Abb. 3) kann auf Grund der noch nicht abgeschlossenen Datierung im Moment nur spekuliert werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Für Rittgarten lässt sich feststellen: (i) zwei Phasen mit erhöhter SAR, welche vermutlich durch anthropogene Einflüsse verursacht wurden; (ii) eine deutliche Änderung der Konzentration an Fe, K und Ca als Resultat einer Intensivierung der Landwirtschaft sowie (iii) sollinterne Änderungen, wie Veränderung im Pflanzenregime durch einen erhöhten Nährstoffeintrag und somit eine Zunahme der Produktivität, die zu einer erhöhten SAR geführt hat.

Für Kraatz lässt sich feststellen: (i) eine Phase mit hohem Anteil an OM und geringen Konzentrationen an K und Ca; (ii) ein erhöhter Eintrag an OM, einerseits direkt durch die Intensivierung der Landwirtschaft und andererseits indirekt durch einen erhöhten Eintrag an Nährstoffen und somit einer Zunahme der sollinternen Produktivität sowie (iii) eine Phase mit geringerem Anteil an OM und erhöhten Konzentrationen von K und Ca, verursacht durch erhöhten Eintrag an OM bzw. eine verringerte Produktivität.

Unsere Ergebnisse bestätigen, dass die Geologie und die Nutzung der Einzugsgebiete, vor allem der Eintrag von Nährstoffen und Metallen, sich im Sediment widerspiegeln. Wie unter anderem die vertikale Elementverteilung zeigt, sind Sölle hochdynamische Systeme. Die hohe Variabilität zwischen zwei, auf den ersten Blick ähnlichen Söllen zeigt, dass die Möglichkeiten der Übertragung der vorliegenden Ergebnisse auf größere Einheiten sehr eingeschränkt sind.

Um den Einfluss der Landnutzung genauer zu beurteilen, könnte beispielsweise eine detaillierte Pollenanalyse durchgeführt werden. Auch die ^{210}Pb -Datierung des Kraatz-Kerns kann zum Verständnis der jüngeren Geschichte der landwirtschaftlich beeinflussten Sölle beitragen.

Danksagung

Vorliegende Untersuchungen entstanden im Rahmen einer Bachelorarbeit (Neyen, 2014) und sind assoziiert an das Projekt LandScale (ZALF/IGB). Durchgeführt wurden die Arbeiten im ZALF in Münchenberg am Institut für Landschaftswasserhaushalt (Prof. Dr. Gunnar Lischeid).

Die Röntgenfluoreszenz-Messungen wurden von Sabine Stahl an der Universität Bremen durchgeführt. Wir danken zudem Dorith Henning, Roswitha Schulz und Joachim Bartelt † für den größten Teil der Probenahme, sowie Rita Schwarz †, Melitta Engel und Kristina Holz für Laboranalysen (alle vom ZALF). Unser Dank geht außerdem an Sabine Fritsche und Ralph Tauschke für die Bestimmung der Soll-Morphometrie und an Carsten Hoffman für erste Bodenprobenanalysen (alle vom ZALF Münchenberg).

Literatur

- Appleby, P., Oldfield, F. (1978): The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. *Catena*, 5, 1-8.
- Berger, G., Pfeffer, H., Kalettka, T. (2011): Amphibienschutz in kleingewässerreichen Ackerbaugebieten. *Natur & Text*, Rangsdorf, 384 S.
- Biddanda, B. A., Cotner, J. B. (2002): Love handles in aquatic ecosystems: The role of dissolved organic carbon drawdown, resuspended sediments, and terrigenous inputs in the carbon balance of Lake Michigan. *Ecosystems*, 5, 431-445.
- Branco, B. F., Torgersen, T. (2009): Diurnal sediment resuspension and settling: impact on the coupled physical and biogeochemical dynamics of dissolved oxygen and carbon in a shallow water body. *Mar. Freshwater Research*, 60, 669-679.
- GeoBasis (2014) GeoBasis-DE/LGB, MIL Brandenburg, 6 July 2014, (http://luaplms01.brandenburg.de/invekos_internet/viewer.htm).
- Kalettka, T., Rudat, C. (2006): Hydrogeomorphic types of glacially created kettle holes in North-East Germany. *Limnologica*, 36, 54-64.
- Kleeberg, A., Herzog, C., Jordan, S., Hupfer, M. (2010): What drives the evolution of the sedimentary phosphorus cycle? *Limnologica*, 40, 102-113.
- Nehyba, S., Nývlt, D., Schkade, U., Kirchner, G., Francu, E. (2011): Depositional rates and dating techniques of modern deposits in the Brno reservoir (Czech Republic) during the last 70 years. *Journal Paleolimnology* 45: 41-55.
- Neyen, M. (2014): Depositional Characteristics of Glacial Kettle Holes at Kraatz and Rittgarten, NE Brandenburg, Germany, Bachelorarbeit, Universität Potsdam, 44 S.

„Was soll denn da schon drin sein?!“ - Untersuchung der Fauna temporärer Stillgewässer mit Vorkommen von *Eubbranchipus grubii* (Dybowski, 1860)

Lisa Reineke & Ellen Kiel

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften (IBU), AG Gewässerökologie und Naturschutz, D-26111 Oldenburg, E-Mail: lisa.reineke@uni-oldenburg.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: Temporäre Stillgewässer, *Eubbranchipus grubii*, Fauna, Zönose

Einleitung

Kleine, temporäre Stillgewässer, die früh im Jahr austrocknen, sind relativ dürftig untersucht. Bei naturschutzfachlichen Fragestellungen bleiben sie meist vollständig unberücksichtigt. Dabei beherbergen diese Gewässer oft Arten mit besonderen Anpassungen an die wiederkehrende Austrocknung der Gewässer und können in ihrer Gesamtheit erheblich zur Biodiversität eines Gebietes beitragen.

Ein typischer Besiedler von kleinen Stillgewässern mit temporärer Wasserführung ist der Frühjahrs-Feenkrebs *Eubbranchipus grubii* (Dybowski, 1860) (Abb. 1). Die Art ist auf der Roten Liste gefährdeter Tiere Deutschlands 1998 (Binot et al., 1998) als stark gefährdet eingestuft. Sie gehört zur Klasse der Branchiopoda und hat ihr natürliches Vorkommen z.B. in Flutmulden und flachen Altwässern. *E. grubii* lebt als aktiver Filtrierer im Freiwasser. Die besiedelten Gewässer führen im Winterhalbjahr Wasser und trocknen im Laufe des Frühjahres aus. Der Lebenszyklus ist an die wiederkehrende Austrocknung angepasst (Krüger & Kiel, 2012).

Die hier dargestellte Studie wurde im Frühjahr 2013 im Rahmen einer Bachelorarbeit (Reineke, 2013) durchgeführt. Ihr Ziel war es erste Aussagen über die Zusammensetzung der Fauna zu treffen, die zeitgleich mit *E. grubii* auftritt. Neben der Zusammensetzung war besonders das Vorkommen von potentiellen Räubern und Nahrungskonkurrenten von *E. grubii* von Interesse. Die Ergebnisse sollen Grundlagen darstellen für weitere Arbeiten zur Fauna von temporären Stillgewässern sowie der Untersuchung zum Vorkommen und Fehlen von *E. grubii* in Temporärgewässern.



Abb. 1: *Eubbranchipus grubii* (Foto: Uwe Manzke)

Untersuchungsgebiet

Die Studie wurde in Niedersachsen im nordwestdeutschen Tiefland durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet (siehe Abb. 2) liegt rechtsseitig der Hunte (FGE Weser) und gehört zu der Gemeinde Barnsdorf (Landkreis Diepholz). Die Untersuchungsgewässer befinden sich im Forstgebiet Markonah und liegen im Bereich der rezenten Aue. Der Fluss Hunte ist in diesem Abschnitt stark begradigt und eingetieft. Zuletzt war die Aue beim Huntehochwasser von 1998 überflutet. In dem Gebiet gibt es neben mehreren Grabenkomplexen und einem Bach auch einige Altarme und zahlreiche Temporärgewässer.

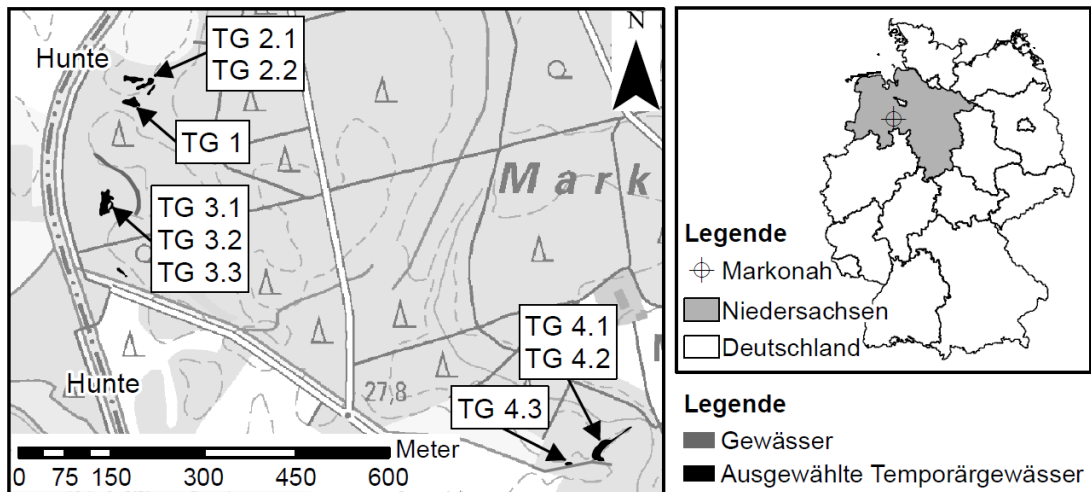


Abb. 2: Lage des Untersuchungsgebietes Markonah (rechts) und Lage der untersuchten Temporärgewässer (TG1-TG4) (links) (MU Niedersachsen, 2014, verändert)

Insgesamt wurden vier Temporärgewässer (TG) hinsichtlich ihrer Fauna untersucht. Die Auswahl dieser vier Gewässer lagen folgende Kriterien zugrunde: a) aktueller Nachweise von *E. grubii* liegt vor; b) zum Zeitpunkt der Untersuchung im April 2013 noch wasserführend. Die Gewässer TG 1 (Abb. 3) und TG 2 bilden bei besonders hohen Wasserständen einen zusammenhängenden Wasserkörper. Die der Hunte nahe gelegenen Temporärgewässer sind Flutmulden und flache Altwasser. Das Gewässer TG 4 liegt in einem Quellbereich. Dieser wurde in der Vergangenheit durch ein Grabensystem modifiziert, das infolge von Verlandung am Geländere Relief anstauende Bereiche aufweist. Da die Wasserstände zum Untersuchungszeitpunkt schon sehr gering waren (vgl. Abb. 4) lagen keine großen Wasserflächen mehr vor, sondern nur noch kleine, wenige cm tiefe Restwasserbereiche.



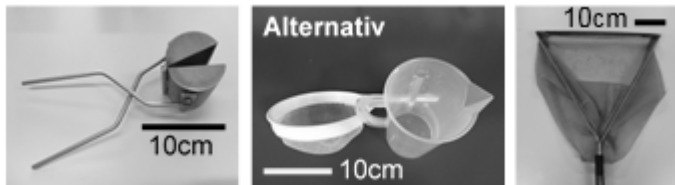
Abb. 3: Temporärgewässer TG1 im typischen Winteraspekt im März 2013



Abb. 4: Temporärgewässer TG 1 im untypisch trockenen Frühjahrsaspekt, April 2013

Material und Methoden

In dieser Studie wurden in neun Restwasserbereichen der Temporärgewässer TG1-TG4 Proben genommen. Ein Restwasserbereich wurde definiert als zum Probenahmezeitpunkt verbliebener Gewässerteilbereich mit zusammenhängender Wasserfläche. Anhand der Kartierung von Substraten sowie weiterer Parameter wie z.B. Tiefe und Beschattung wurden repräsentative Gewässerstellen für die Probenahme ausgewählt. Der festgelegte Probenumfang umfasste fünf Greiferproben (Greifer: Abb. 5) und fünf Kescherproben (Abb. 7) je Teilbereich. Bei zu geringen Wasserständen wurden alternativ zum Kescher ein Sieb und/oder ein Messbecher (siehe Abb. 6) verwendet und Totholz abgesammelt und ggf. die Zahl der Proben reduziert.



← Abb. 5-7: Greifer, Sieb & Messbecher, Kescher (Maschenweite: 500µm)

Die Taxa wurden nach Möglichkeit auf ein taxonomisches Niveau bestimmt, dass Aussagen hinsichtlich des dominanten Ernährertypus zuließ. Für jeden beprobten Bereich wurden die Mittelwerte der Individuenanzahlen berechnet und in Häufigkeitsklassen (Tümppling & Friedrich, 1999) eingeteilt. Um prozentuale Anteile berechnen zu können wurde jeder Häufigkeitsklasse (HK) eine Gewichtung zugeordnet (HK1= 1, HK2= 2, HK3= 4...). Angaben zur Ökologie der nachgewiesenen Taxa wurde der „Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland“ (www.fliessgewaesserbewertung.de) entnommen und mit weiterer Literatur verglichen bzw. um diese ergänzt. Die Anteile der Ernährertypen wurden hinsichtlich der dominanten Ernährungsweise ausgewertet. Ein Ernährertyp wurde als dominant definiert, wenn mind. 6 Punkte des 10-point-measurements der Operationellen Taxaliste (6 Punkte = 60%ige Präferenz für Ernährungsweise) auf einen Ernährertyp entfielen.

Ergebnisse

Die Abb. 8 zeigt die prozentualen Anteile der taxonomischen Gruppen die während der Untersuchung in allen Temporärgewässern nachgewiesen werden konnten. Insgesamt wurden 41 Arten und Taxa höherer Ordnung gefunden, davon 7 Arten, 11 Gattungen und 23 Taxa auf höheren taxonomischen Niveaus.

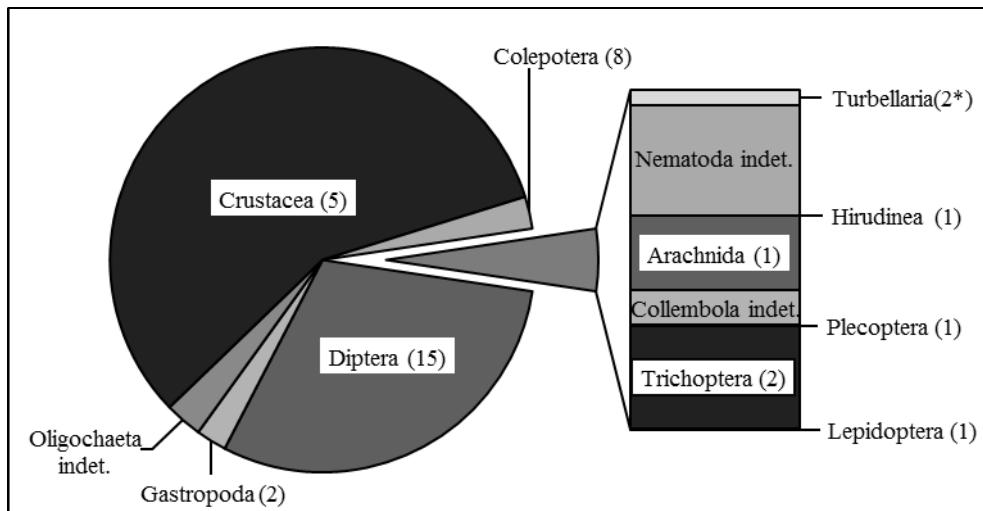


Abb. 8: Anteile der taxonomischen Einheiten und Taxanzahl (in Klammern) bezogen auf alle untersuchten Temporärgewässer. Balkenauszug stellt Taxa mit Anteilen <2% an der Gesamtzahl erfasster Individuen dar

**Polycelis nigra/tenuis* als eine Art gewertet

Die im Balkenauszug dargestellten Taxa hatten jeweils einen Anteil von <2% an der Gesamtfaua. Der Anteil von Turbellaria, Hirudinea, Plecoptera und Lepidoptera lag jeweils unter 0,01%. Coleoptera, Oligochaeta und Gastropoda hatten einen Anteil von 2-3%. Mit ungefähr 57% dominierten die Crustacea, darunter insbesondere die Microcrustacea und in einigen Restwasserbereichen die Asellidae. Diptera wiesen einen Individuenanteil von ca. 32% auf. Abgesehen von den Culicidae und Chironomidae traten allerdings die meisten Taxa der Diptera als Einzelfunden auf.

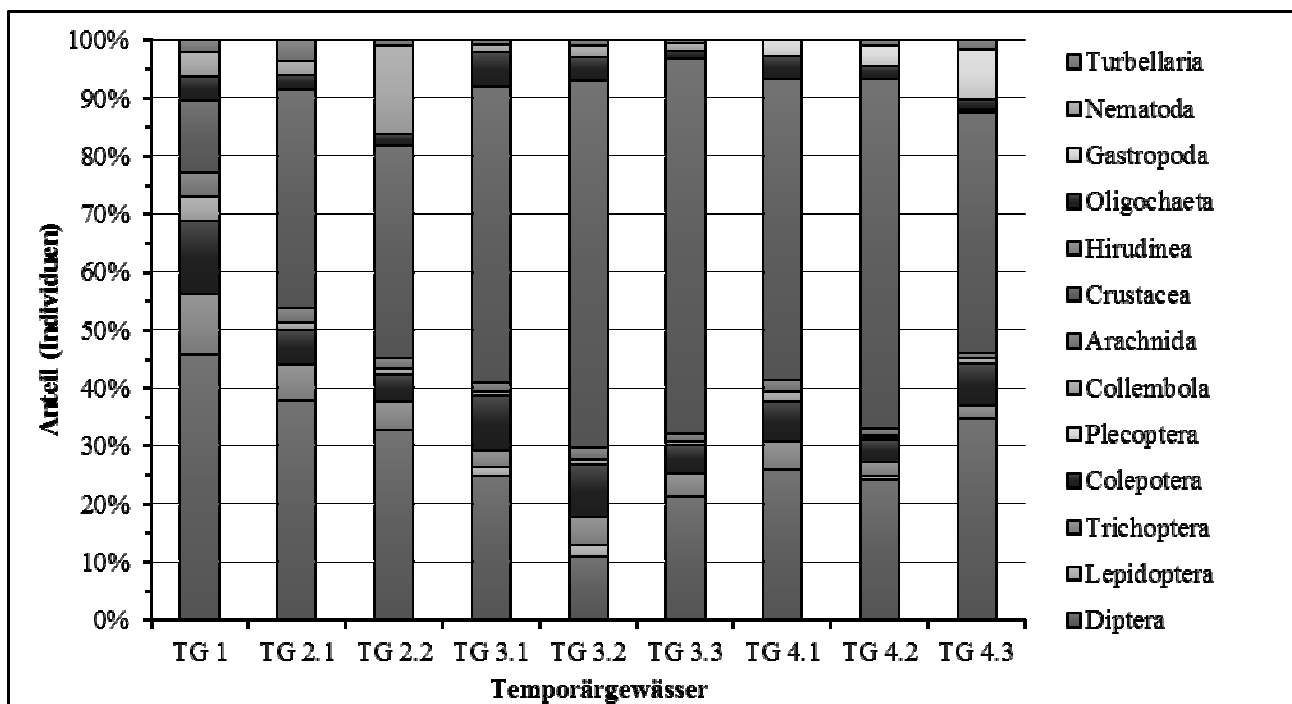


Abb. 9: Anteile der taxonomischen Einheiten in den untersuchten Temporärgewässern

Die Mehrzahl der im Gebiet nachgewiesenen taxonomischen Gruppen wurden in allen untersuchten Temporärgewässern nachgewiesen (siehe Abb. 9). Gastropoda, Hirudinea, Plecoptera und Lepidoptera traten jedoch nur als Einzelfunde in TG 4 bzw. in TG 3 und TG 4 auf. Die höchsten Anteile in den einzelnen Gewässern entfielen jeweils auf die Crustacea und Diptera. Genauere Unterschiede und Gemeinsamkeiten der Zönosen würden bei der Bestimmung der Individuen auf niedrigere taxonomische Niveaus deutlicher werden.

Die Auswertung der ökologischen Ansprüche der Taxa ergab für 42,1% der Daten eine Zuordnung zu einem dominanten Ernährertypus. Für mehr als die Hälfte der Fauna konnte kein dominanter Ernährungstyp ermittelt werden. Ferner entfielen 6,2% auf Präferenzen, die neben der dominanten vorlagen. Die Abb. 10 zeigt die Auswertung der prozentualen Anteile der dominanten Ernährertypen. In den Temporärgewässern wiesen Filtrierer den größten Anteil der dominanten Ernährertypen

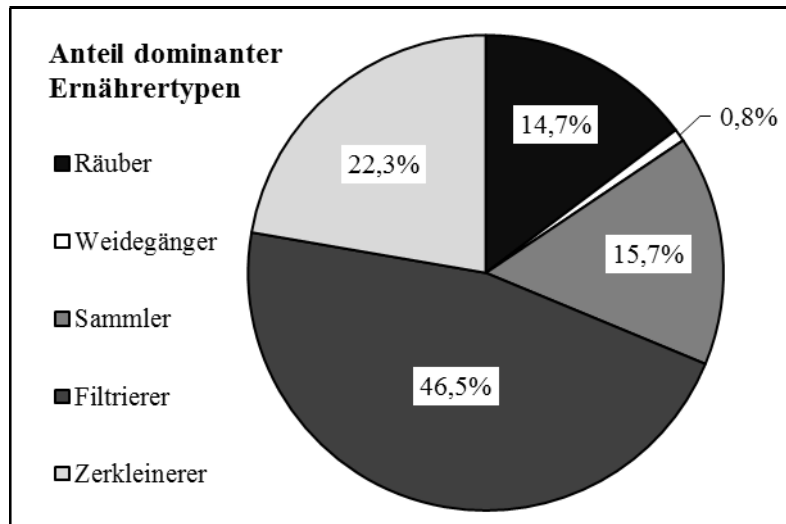


Abb. 10: Prozentualer Anteil der dominanten Ernährertypen der Fauna in allen Untersuchungsgewässern

der Fauna auf. Weidegänger hingegen waren selten. Nur eine Art der Gastropoda zeigte diese Präferenz und kam lediglich im Grabenkomplex TW 4 vor. Die Anteile der dominanten Ernährertypen variierten in den verschiedenen Teilbereichen der Temporärgewässer, sodass zunächst keine allgemeinen Aussagen abgeleitet werden konnten. Als potenzielle Prädatoren an *E. grubii* traten im Untersuchungsgebiet auf: zwei Vertreter der Turbellaria, mit *Haemopsis sanguisuga* (L., 1758) eine Art der Hirudinea, vier Taxa der Coleoptera (davon drei Unterfamilien der Dytiscidae) sowie fünf Familien der Diptera. Außerdem wurden in zwei Temporärgewässern Amphibia nachgewiesen, die ebenfalls als Räuber infrage kommen. Für *E. grubii* dürften aber auch potentielle Nahrungskonkurrenten -z.B. Filtrierer oder Sammler- vorkommen. Die filtrierenden Cladocera und Culicidae (zwei bis drei Gattungen) stellten in den untersuchten Temporärgewässern mehr als 40% der Individuen mit dominanten Ernährertypus. Der Ernährertyp Sammler hatte einen Anteil von 16% an der Gewässerfauna.

Obwohl in allen untersuchten Temporärgewässern aktuelle Nachweise von *E. grubii* vorlagen, wurden während der Untersuchung der Begleitfauna nicht in jedem Teilbereich Individuen der Art nachgewiesen. Diese Tatsache lässt allerdings nicht automatisch auf eine Prädation rückschließen, da das Fehlen von *E. grubii* sowohl Folge der natürlichen Entwicklungsdynamik als auch Resultat von Prädationseffekten sein könnte. Anhand der erhobenen Daten lässt sich keine Aussage dazu treffen, ob und ggf. in welchem Maße die Räuber und Nahrungskonkurrenten *E. grubii* beeinflusst haben. Der Nachweis von Prädation oder Nahrungskonkurrenz bedarf zukünftig gezielter Versuche und weiterer detaillierter Auswertungen der Zönose unterschiedlicher Gewässer und Zeiträume.

Fazit

Auf Basis ökologischer Angaben zur Fauna in ausgewählten Temporärgewässern zeigte diese Studie, dass verschiedene Besiedler dieser Systeme zeitgleich zu *E. grubii* präsent sind, die als potentielle Räuber oder als Nahrungskonkurrenten infrage kommen. Allerdings bedarf es weiterer detaillierter Untersuchungen, um den Einfluss dieser Taxa auf die Populationsentwicklung von *E. grubii* zu ermitteln.

Danksagung

Wir möchten uns bei Herrn Uwe Jueg, für die Hilfe bei der Bestimmung der Egel, und Herrn Uwe Manzke, für die zur Verfügung gestellten Bilder von *E. grubii*, bedanken. Ebenfalls vielen Dank für ihre Unterstützung an die Mitarbeiter der AG Gewässerökologie und Naturschutz.

Literatur

- Binot, M., Bless R., Boye, P., Gruttke, H. & Pretscher, P. (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 55, 434 S.
- Krüger, L. & Kiel, E. (2012): Der Frühjahrskiemenfuß - Ein seltener Krebs an der Hunte. Ökoporträt NVN/BSH, 50, 3 S.
- MU Niedersachsen (2014): WMS-Dienste des Kartenservers des Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz, www.umweltkarten-niedersachsen.de, Stand Sept. 2014
- Reineke, L. (2013): Vergleichende Untersuchung zur Zusammensetzung der Begleitfauna von *Eubbranchipus grubii* (Dybowski 1860) in ausgewählten temporären Gewässern. Bachelorarbeit, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, 69 S.
- Tümping von ,W. & Friedrich, G. (1999): Biologische Gewässeruntersuchung, Spektrum Akademischer Verlag, Jena u.a., 545 S.
- www.fliessgewaesserbewertung.de, Operationelle Taxaliste, Stand Mai 2011

Höhlintier des Jahres – Eine Initiative zum vorsorgenden Höhlen- und Grundwasserschutz

Martin Reiss¹, Stefan Zaenker² & Klaus Bogon³

¹ Philipps-Universität Marburg, Fachbereich Geographie, Deutschhausstr. 10, 35032 Marburg, reissm@geo.uni-marburg.de ² Landesverband Höhlen- und Karstforschung Hessen e.V., Königswarter Str. 2a, 36039 Fulda ³ Gesellschaft Deutscher Tierfotografen e.V., Döncheweg 12, 34131 Kassel

Keywords: Höhlenwasserassel, subterrane Lebensräume, Grundwasser

Einleitung

Der Verband der deutschen Höhlen- und Karstforscher e.V. hat auf seiner Jahrestagung 2008 beschlossen, erstmals für das Jahr 2009 ein „Höhlintier des Jahres“ zu wählen. Hiermit soll in der Öffentlichkeit und bei Behörden auf die kaum bekannte zoologische Artenvielfalt in unterirdischen Lebensräumen hingewiesen werden. Ein besonders sensibler – und von der Öffentlichkeit kaum wahrgenommener – Lebensraum befindet sich unter der Erdoberfläche. Natürliche Höhlen und grundwasserabhängige Ökosysteme beherbergen eine Vielzahl von Arten, die auf für sie lebenswichtige konstante Umweltbedingungen angewiesen sind. Schon kleine Eingriffe des Menschen in diese Ökosysteme können negative Auswirkungen auf die biologische Vielfalt des subterranean Lebensraums haben, die nicht mehr rückgängig zu machen sind. Die Initiative „Höhlintier des Jahres“ ist Bildungs- und Öffentlichkeitsarbeit zur allgemein verständlichen Auskunft und Sensibilisierung der Erforschung und des Schutzes unterirdischer Lebensräume. Für das Jahr 2014 ist das Höhlintier des Jahres die Höhlenwasserassel.

Die Höhlenwasserassel

Die Höhlenwasserassel (*Proasellus cavaticus*) (Abb. 1) gehört zur Klasse der Krebstiere (Crustacea) und wurde von dem Zoologen Franz von Leydig im Jahre 1871 erstmals beschrieben. *Proasellus* ist blind und unpigmentiert, lebt in Höhlen, Bergwerken, Brunnen und selten als Einzeltiere in Quellen. Die Tiere bevorzugen gleichmäßige, niedrige Temperaturen. Die Nahrung besteht vorwiegend aus organischem Material. *Proasellus* erreicht eine Größe von 8 mm, wobei die Männchen meist etwas kleiner bleiben. Sie sind Nahrungsgrundlage für Grundwasser-Flohkrebse (Niphargen). Fundorte sind in Deutschland, Österreich, Belgien, Großbritannien, Tschechische Republik, Frankreich, Schweiz und den Niederlanden bekannt. Die Anzahl der Fundorte ist jedoch relativ gering. In Nord- und Mitteldeutschland ist *Proasellus cavaticus* bislang die einzige nachgewiesene Höhlenwasserassel, während in Süddeutschland auch noch andere Arten dieser Gattung im Grundwasser gefunden wurden. Von den über 170 europäischen Süßwasser-Asselarten leben mehr als 60 % ausschließlich im Grundwasser.



Abb. 1: *Proasellus cavaticus*. Foto: Klaus Bogon (<http://www.bogon-naturfoto.de/>)

Subterrane Lebensräume und Höhlentiere

Natürliche oder künstliche Hohlräume sind unterirdische Lebensräume. Höhlen oder Bergwerkstollen sind solche speziellen und sensiblen Habitate. Besondere Lebensbedingungen sind vor allem durch Dunkelheit, weitestgehend konstant kalte Jahrestemperaturen sowie Nährstoffarmut gekennzeichnet. Mit der Erforschung dieser speziellen Lebensräume und ihrer Organismen beschäftigt sich die Biospeläologie (Höhlenbiologie). Prinzipiell wird in der Biospeläologie die Einteilung subterranner Ökosysteme durch deren Entstehungsgeschichte vorgenommen, wobei zwischen geogener und biogener Genese unterschieden wird. Gegenstand biospeläologischer Forschung sind demnach alle geogenen Bildungen sowie menschlich geschaffene Hohlräume.

In der absoluten Dunkelheit des Höhleninneren sind Sinnesorgane wie Augen funktionslos. „Echte“ Höhlentiere sind daher in der Regel blind, verfügen aber über einen ausgezeichneten Geruchs- und Tastsinn. Hierzu sind ihre Extremitäten auffallend verlängert und oftmals mit zusätzlichen Tastborsten ausgestattet. Aufgrund des fehlenden Sonnenlichts und der fehlenden UV-Strahlung bildet die Haut keine Farbpigmente aus und lässt die Tiere zumeist weiß oder farblos erscheinen.

Neben den physischen Anpassungen haben sich bei Höhlentieren auch spezielle Verhaltensmuster entwickelt, die zum Überleben in der ewigen Dunkelheit beitragen. Die dauernde Nahrungsknappheit unter der Erde wird durch ein Herabsetzen des Stoffwechsels kompensiert. Durch langsame Bewegungen wird der Energieverbrauch auf ein Minimum gesenkt. Da eine geringe Körpergröße auch den Nahrungsbedarf minimiert, ist es nicht verwunderlich, dass viele Höhlentiere nur wenige Millimeter groß sind.

Neben diesen vollständig an das Höhlenleben angepassten Tieren findet sich untertage aber auch eine Vielzahl von Tierarten, die recht unterschiedlich an den Lebensraum angepasst sind und auch oberirdisch angetroffen werden. In der modernen Biospeläologie werden heute vier unterschiedliche ökologische Klassifizierungsstufen unterschieden, deren Grenzen aber immer noch verschoben werden. Eine solche ökologische Einteilung ist durchaus sinnvoll, setzt aber ein detailliertes Wissen zur Lebensweise der jeweiligen Tierart voraus.

Die höhlenfremden (eutrogloxe) Tiere gelangen nur zufällig in die Höhle, sie können dort nicht dauerhaft existieren. Zu ihnen zählen beispielsweise Tiere, die in Schächte fallen oder durch Hochwässer in die Höhle gespült werden, dort aber zumeist nach kurzer Zeit zugrunde gehen.

Die (subtroglöphilen) „Höhlengäste“ suchen Höhlen zu bestimmten Jahreszeiten gezielt auf. Sie können sich zwar in der Dunkelheit orientieren, die Nahrungssuche findet aber in der Regel oberirdisch statt. Zu den überwinternden Höhlenbewohnern gehören beispielsweise Fledermaus- und Schmetterlingsarten. Im Sommer werden die Höhlen auch von bestimmten Köcherfliegen- und Mückenarten aufgesucht, um der Hitze und der Austrocknung zu entgehen. Dabei wird das unterirdische Biotop auch zur Paarung genutzt.

Die „höhlenliebenden“ (eutroglöphen) Tiere führen auch an der Erdoberfläche ein verborgenes Leben unter Steinen, im Erdboden oder unter Baumrinde. Solche Tiere finden in der Höhle optimale Lebensbedingungen und können sich dort sogar fortpflanzen und auf Dauer Populationen bilden. In diese Gruppe gehören beispielsweise zahlreiche Springschwanz- und Spinnenarten.

„Echte“ (eutroglöbionte) Höhlentiere haben sich mit ihrem gesamten Lebenszyklus an das Leben untertage angepasst. Diese Tiere könnten bei veränderten Temperatur- und Lichtverhältnissen an der Erdoberfläche nicht auf Dauer überleben. Hierzu gehören beispielsweise die Höhlenflohkrebse und der Grottenolm.

Eine zentrale Frage der Biospeläologie bleibt die Suche nach den Vorteilen des Höhlenlebens, zumal bekannt ist, dass ursprünglich an der Erdoberfläche lebende Arten im Laufe der Zeit an das Höhlenleben angepasste Populationen entwickeln können. Diese Arten finden dort zwar extreme Lebensbedingungen, brauchen aber kaum Konkurrenz durch andere Arten zu fürchten. Es ist also anzunehmen, dass sich gerade Arten, die dem Konkurrenzdruck an der Erdoberfläche nicht standhalten können in diese konkurrenzarmen Nischen zurückziehen. Das Fehlen jahreszeitlicher Temperaturschwankungen erlaubt daneben eine ganzjährige Fortpflanzung und ist damit für die Populationsicherung enorm wichtig.

Höhlen und Grundwasser

Unterirdische Hohlräume können mit Grundwasser erfüllt sein. Das Grundwasser ist als unterirdischer Lebensraum ein Bestandteil subterrainer Ökosysteme. Zudem besteht ein unmittelbarer (in-situ) Zugang zum Grundwasser in Höhlen. Grundwasserlimnologen und Ökologen ist es möglich, in Höhlen direkt den Lebensraum Grundwasser zu beobachten und zu beproben.

Die Entstehung von Höhlen in Karstgebieten ist ohne den Einfluss des Grundwassers (Lösungsverwitterung) praktisch undenkbar. Klüfte und Schichtfugen dienen als bevorzugte Wasserbahnen im Gestein. Durch Lösung des Gesteins werden diese allmählich erweitert und die eigentlichen Höhlenräume entstehen. Auch an Höhlenablagerungen ist Grundwasser im Entstehungsprozess beteiligt. Die eindrucksvollsten Ablagerungen in den Höhlen sind Tropfsteine. Diese sind Ausfällungen von Calcit, wenn das Gleichgewicht von Kohlendioxid und Calciumcarbonat im Wasser zugunsten letzteren verschoben.

Subterrane Lebensräume werden in zwei globale Ökosystemtypen differenziert. Zum einen gibt es Höhlen in den gemäßigten Klimazonen (Außertropen), in denen neben der ewigen Dunkelheit und der hohen Luftfeuchtigkeit vor allem konstant niedrige Temperaturen und ein geringes Nahrungsangebot einen großen Einfluss auf die Besiedelung des unterirdischen Lebensraums haben. Zum anderen existieren Höhlensysteme in den Tropen, die sich durch warme Temperaturen und ein hohes Nahrungsangebot auszeichnen.

Der Stoffkreislauf bewirkt, dass Tiere mit Nahrung versorgt werden. An der Erdoberfläche bauen Pflanzen bei der Photosynthese mit Hilfe von Sonnenenergie, Wasser und CO₂ Kohlenhydrate auf. Diese bilden die Nahrung für Pflanzenfresser, die wiederum einer Kette von Räubern zum Opfer fallen. Deren Kot und Kadaver werden von Zersetzern wie Pilzen und Bakterien zu Mineralstoffen verarbeitet, die dann wieder den Pflanzen als Nährstoffe dienen, womit sich der natürliche Kreislauf schließt. Doch wie funktioniert dieser Kreislauf in einer Höhle, wo Pflanzen fehlen?

Organisches Material kann hier nur von der Erdoberfläche eindringen. Dies geschieht regelmäßig durch Wasser, Luft und den Eintrag durch Lebewesen. Kot und tote Tiere werden auch hier von Pilzen und Bakterien zersetzt, allerdings mit dem Unterschied, dass die freiwerdenden Nährstoffe nicht von Pflanzen verarbeitet werden, sondern im Höhlenboden verbleiben. Dieses System kann nicht selbständig funktionieren und bleibt immer von der Außenwelt abhängig. Wenn der Nährstoffeintrag unterbrochen wird, kann dies den Zusammenbruch des Höhlenbiotops bedeuten.

Pflanzen können in Höhlen unter natürlichen Bedingungen nicht überleben, da das für die Entwicklung wichtige Sonnenlicht fehlt. Eine Ausnahme hiervon bildet die so genannte Lampenflora, eine spezielle Artengemeinschaft, der für die Energieproduktion die künstliche Beleuchtung der Besucherhöhlen ausreicht. Hierzu zählen vor allem Algen, Moose und Farne, die an der Erdoberfläche bevorzugt in schattigen Nischen wachsen und deren Keime und Sporen zumeist mit dem Besucherverkehr, durch Wasser oder durch Luftströmungen in die Höhle getragen wurden. Obwohl sie ihre Energie durch Photosynthese erhalten, können sie, wenn im Winter die Höhle für Besucher geschlossen ist, fast ein halbes Jahr lang trotz Dunkelheit überleben. Die Pflanzen in den Höhlen stellen während der Wintermonate die Photosynthese ein und sind trotzdem lebensfähig. Sporenpflanzen wie Moose weisen zudem eine im Gegensatz zu den Blütenpflanzen etwas andere Zusammensetzung des grünen Blattfarbstoffs, des Chlorophylls, auf. Er ist besser an das schwache Licht und die lange Dunkelheit angepasst und ermöglicht so ein längeres Überleben. Das weitaus wichtigere Überlebenskriterium ist aber die weitgehend konstante hohe Luftfeuchtigkeit, die auch im Winter bei fast 100 Prozent liegt. Diese bietet der Lampenflora optimale Lebensbedingungen und damit einer Vielzahl von Höhlentieren ein erweitertes Nahrungsangebot.

Lebensraum- und Artenschutz

Höhlen sind in Deutschland nicht flächendeckend als „besonders geschützte Biotope“ (Naturschutzgesetz) geschützt. Es besteht dringender Handlungsbedarf zum Schutz der Biodiversität in subterranean Ökosystemen. Gerade deshalb ist die Initiative zum Höhlentier des Jahres auch eine Kampagne, um ein entsprechendes Bewusstsein zu schaffen. Häufig fehlt den Verwaltungsstellen das Wissen zu Lage, Zustand und Artenbestand, das aber seitens des Verbands der Deutschen Höhlen- und Karstforscher vorliegt. Im Bundesland Hessen existiert z.B. seit fast 20 Jahren ein Biospeläologisches Kataster, eine europaweit (FFH-relevante) konzipierte Methodik zur Erfassung solcher Lebensräume sowie Handlungsempfehlungen zum Höhlen- und Grundwasserschutz.

Lediglich Baden-Württemberg, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt und Thüringen haben Naturhöhlen in die Liste der besonders geschützten Biotope aufgenommen. In der Praxis

werden konkrete Schutzmaßnahmen aber in der Regel nur beim „öffentlichkeitswirksamen“ Vorkommen von Fledermäusen angeordnet.

Der Verband der deutschen Höhlen- und Karstforscher e.V. mit seinen 6 Landesverbänden und 102 Vereinen sowie 33 angeschlossenen Schauhöhlen und Institutionen sieht dringenden Handlungsbedarf beim Schutz der Biodiversität in subterranean Ökosystemen. Schon unbedachtes Betreten kann die mikrobiologische Situation in der Höhle verändern. Es ist unerlässlich, dass die bekannten und neu entdeckten Höhlensysteme von Speläologen unter anderem auch auf ihre biologische Vielfalt hin untersucht werden. Nur so können standortbezogene Strategien zum Erhalt endemischer und besonders bedrohter Arten entwickelt werden.

Darüber hinaus scheint es dringend geboten, unterirdische Lebensräume in die Naturschutzgesetzgebung des Bundes und der Länder aufzunehmen. Den Schutz solcher Biotope alleine am Vorkommen von Fledermäusen festzumachen, weil diese Höhlen als Winterquartier nutzen und nach der Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie) besonders geschützt sind, widerspricht den Zielen der Biodiversitäts-Konvention.

Literatur

- Reiss, M., Steiner, H., Zaenker, S. (2008): The Biospeleological Register of the Hesse Federation for Cave and Karst Research (Germany). *Cave and Karst Science* 35(1), 25-34
- Reiss, M., Zaenker, S., Stein, G. (2009): Höhlen als Lebensräume in Hessen - Erfassung, Bewertung und Schutz subterranean Ökosysteme. *Naturschutz und Landschaftsplanung - Zeitschrift für angewandte Ökologie* 41(6), 165-172

Internet

<http://www.hoehlentier.de>

Coupling the “smart” tracer resazurin and respiration determination to assess streambed community response to leaf-litter burial

David Scheidweiler¹, Clara Mendoza-Lera¹ & Michael Mutz¹

¹ Department of Freshwater Conservation, Brandenburg University of Technology, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, Germany scheidav@tu-cottbus.de

Keywords: biofilm, allochthonous organic matter, sediment metabolism, hyporheic zone

Introduction

Allochthonous organic matter (OM), in the form of buried leaf-litter, plays a key role in carbon and energy fluxes of lotic ecosystems (Findlay, 2010). Substantial evidence has shown that sediment respiration is driven by OM content (Hargrave, 1972). However it remains unclear if the increased respiration results from an energetic and nutrient subsidy to sediment-associated microorganisms or from the combination of two communities, one developing on sediment particles and another on the OM-substrate.

Since Odum (1956) estimated metabolism by diel dissolved oxygen trends, a variety of approaches have been used to study freshwater metabolism (e.g. biomass accumulation, dissolved oxygen or carbon dioxide dynamics, radioisotope incorporation). Our study focused on two methods recently correlated in freshwater research to determine heterotrophic metabolism (Haggerty et al., 2008; González-Pinzón et al., 2012): (1) oxygen consumption as an indicator of sediment community respiration (Graça & Abelho, 2005), and (2) the reduction of the “smart” tracer resazurin (Raz; Fig. 1; Haggerty et al., 2008) as a proxy of reductase activity involved in the electron transport chain of aerobes (Karakashev et al., 2003). Previous studies, not linked to limnology (Liu, 1983; McNicholl et al., 2007), reported positive correlation between Raz reduction rate and oxygen consumption,

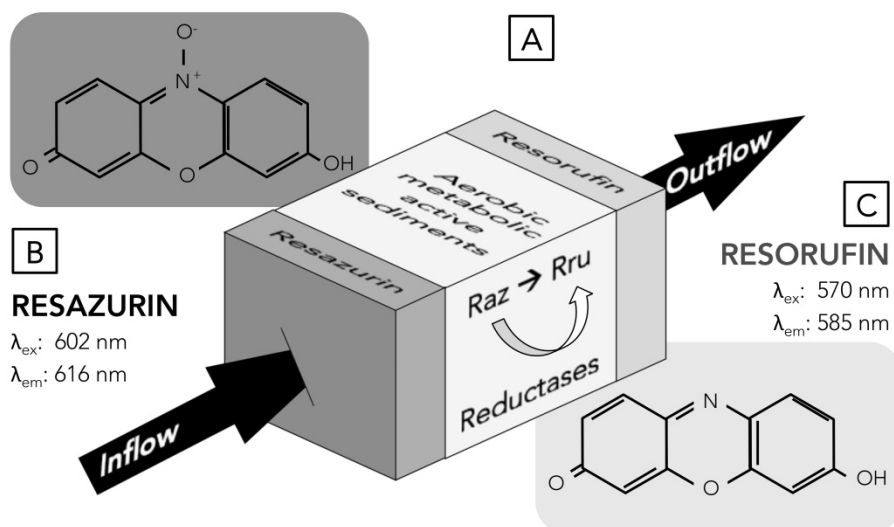


Fig. 1: Representation of the resazurin (Raz) – resorufin (Rru) system flowing through a metabolic active section (A). Structural formula of Raz (B) and Rru (C). Fluorescence excitation (λ_{ex}) and emission (λ_{em}) wavelength from Haggerty (2008).

suggesting that sediment metabolism can be estimated by determination of Raz reduction (Haggerty et al., 2008). However little is known about the influence of OM content on this correlation.

We assessed the response of sediment community metabolism to the addition of pre-leached fine particulate organic matter (FPOM) in microcosms at oligotrophic conditions and in absence of the degrading processes such as, sediment abrasion, UV radiation and fragmentation by shredders (Meyer & O'Hop, 1983; Hieber & Gessner, 2002; Hunting et al., 2013). We hypothesized that allochthonous FPOM, in these circumstances, would not provide a readily available energetic source for sediment-associated community. The metabolism of FPOM enriched sediments was therefore expected to result from the combination of two communities colonizing FPOM and sediments. Furthermore, we assessed whether respiration and reductase activity describe equivalently the microbial activity of sediments with different OM content.

Materials and Methods

Fine sandy sediments were collected in April 2014 from the lowland, forested stream Seebach, Brandenburg, Germany (52.219039 North; 14.041061 East). The sediments were sieved (2 mm – 63 μ m) and the organic matter was gently washed out. The sediments were acclimated to experimental conditions for six days in darkness and constant temperature (15°C), with daily oxygenation in artificial stream water (15 mg L⁻¹ CaCl₂, 15 mg L⁻¹ MgSO₄·7H₂O, 20 mg L⁻¹ NaHCO₃, 1 ml L⁻¹ nutrients SL10, boiled for 60 min). FPOM bulk was obtained from 25 senescent alder leaves (*Alnus glutinosa* L.), leached for 24 h in artificial stream water then grinded and sieved (2 mm – 63 μ m).

A set of 15 percolated microcosms (20 mL glass syringes, Optima FORTUNA, Germany) was placed in a water bath (F38-EH; Julabo, Seelbach, Germany) in darkness at 15°C for 20 days. Well-aerated artificial stream water was constantly supplied by two peristaltic pumps (bottom-top direction; 0.15 mL min⁻¹; ISMATEC, Glattbrugg, Switzerland). Five microcosms were filled with sediments (S), five with a mixture of sediments and FPOM bulk (FPOMS; 4% wet weight), and five with FPOM (FPOM; 1.6 g wet weight). To ensure similar FPOM bulk spatial distribution among treatments, FPOM treatment was mixed with the sterile sediment to reach a comparable FPOM content to FPOMS treatment. Sterile sediments consisted of combusted stream sediments (550°C, 3 h). FPOM was homogeneously distributed within the microcosms using a stainless steel rod. Two control microcosms were filled with glass balls ($\varnothing \approx 10$ mm) in order to reach the same pore water content as in the replicates. About 2 mL of water were left above the sediment surface and the microcosms were closed with a perforated rubber stopper, which allowed water to flow out of the microcosms.

Sediment community respiration rates and Raz reduction rates were measured at days 7, 10, 13, 17 and 20. In order to determine Raz reduction rates, Raz was constantly added to the supplied water (250 μ g L⁻¹) for 24 h. Pre-experimental tests on dispersion in the microcosm showed that at 20 h from injection Raz concentration reached the plateau. Therefore, after the plateau was reached (20 h), 40 mL of outflowing water were collected in HDPE vials and the Raz concentration was estimated by means of fluorescence analysis (Aqualog; HORIBA, Japan) within 2 h after collection. Raz reduction rate was calculated as the difference in Raz concentration between the sample and control microcosms. Within 4 hours after Raz sampling, sediment community respiration was assessed. Oxygen concentration was measured with an optode microsensor (Microx TX3; PreSens, Regensburg, Germany). Respiration rates were then obtained from the difference between oxygen concentration in sample and control microcosms.

Sediment organic matter content (OM) was determined as loss of ignition from parallel sediment samples from each treatment at day 0 ($n = 3$), and from each microcosm at the end of the experiment. Sediment was dried till constant mass (60°C) for dry mass (DM) and then burned to obtain ash free dry mass (AFDM; 4 h, 500°C). OM was expressed as percentage of AFDM per unit of DM.

We reported all values as means and standard deviation. Respiration rates, Raz reduction rates and OM were compared with statistical analyses in R (version 2.11.1; R Development Core Team, Vienna, Austria). Repeated-measures analysis of variance (rmANOVA) was used for assessing differences between treatments (S, FPOMS, FPOM), with time as within-subjects factor and treatment as between subjects factor. Differences between days were tested with ANOVA. In order to determine whether differences between S, FPOMS and FPOM were due to a combination of two communities, FPOM and S treatments were added and compared with FPOMS with one sample t-test. Tukey's test performed as a *post hoc* test. We considered tests significant at $p < 0.05$. The relationships between Raz reduction rate and community respiration were tested by least square linear regression.

Results and Discussion

Both sediment community respiration and Raz reduction rate showed an increase of microbial activity in time (ANOVA_{Resp}: $F_{4,56} = 35.21$, $p < 0.001$; ANOVA_{Raz}: $F_{4,57} = 54.23$, $p < 0.001$; Fig. 2). Throughout the study, sediment community respiration increased constantly. Our respiration rates were comparable to respiration in previous studies in fine sandy sediment ($0 - 3.68 \text{ mg O}_2 \text{ dm}^3 \text{ h}^{-1}$; Gerull et al., 2011). Similarly, Raz reduction rate increased with time. Temporal variation in OM resulted from floating particles flowed out during microcosms filling (S: day 0 = $0.29 \pm 0.03\%$, day 20 = $0.24 \pm 0.02\%$; FPOMS: day 0 = $0.81 \pm 0.11\%$, day 20 = $0.61 \pm 0.05\%$; FPOM: day 0 = $0.51 \pm 0.05\%$, day 20 = $0.35 \pm 0.05\%$; ANOVA: $F_{1,12} = 12.46$, $p = 0.004$). FPOM and FPOMS treatments had similar OM content, as expected.

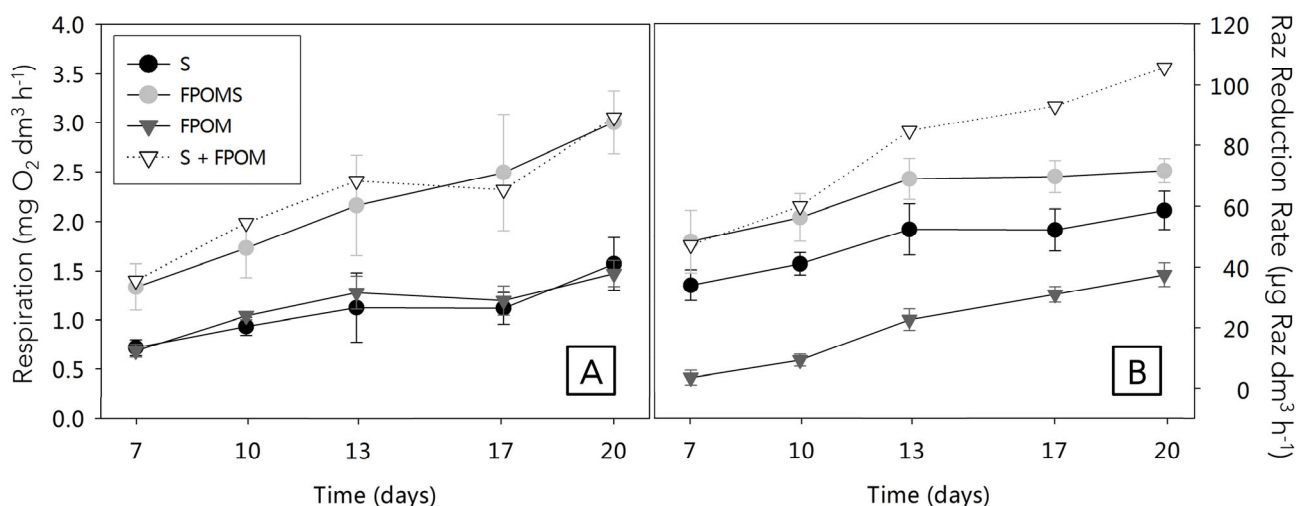


Fig. 2: Dynamics of microbial activity measured as respiration rate (A) and Raz reduction rate (B).

Data expressed in mass per time and per sediment volume (mean $\pm$ SD, $n = 5$).

After 24 h leaching, allochthonous FPOM is commonly considered poor in labile compounds (e.g. sugars, amino acids, peptides) and rich in refractory components (i.e. humic substances; Findlay, 2007). We hypothesized that FPOM, in these circumstances, would not provide a readily bio-available energetic source for sediment-associated community. The metabolism of FPOM enriched sediments (FPOMS) was therefore expected to result from the combination of two communities

colonizing FPOM and S, rather than from a FPOM energetic/nutrient subsidy. Along the study, FPOMS treatment had the highest respiration rates, showing a clear OM influence on the sediment community respiration (rmANOVA: $F_{2,64} = 88.63$, $p < 0.001$; Fig. 2A). Interestingly, FPOM and S showed comparable respiration rates, which added up (S + FPOM), were similar to the rates measured in FPOMS (Fig. 2A). This pattern suggests that the FPOMS metabolism, measured as respiration, is a combination of the activity of communities associated to FPOM and to sediment, while the sediment-associated community did not exploit the energetic and nutrient content of FPOM during the 20 days after burial.

As well Raz reduction rate was higher in FPOMS (rmANOVA: $F_{2,65} = 309.2$, $p < 0.001$; Fig. 2B). Differently from the pattern in respiration, the Raz reduction rate of S exceeded that in the FPOM treatment. The Raz reduction rate of FPOMS equalled with S + FPOM for the first 10 days, while from day 13 on it was significantly lower (t -test; day 13: $t_4 = -5.22$, $p = 0.006$; day 17: $t_3 = -8.83$, $p = 0.003$; day 20: $t_4 = -19.09$, $p < 0.001$). The different pattern in treatment activity between sediment community respiration and Raz reduction may result from differences in substrate source (Liu & Strachan, 1979), biochemical factors such as variations in the electron transport chain among microorganisms, specific microorganism Raz diffusivity (González-Pinzón et al., 2012), and/or distribution of extra- and intracellular reductases (O'Brien et al., 2000).

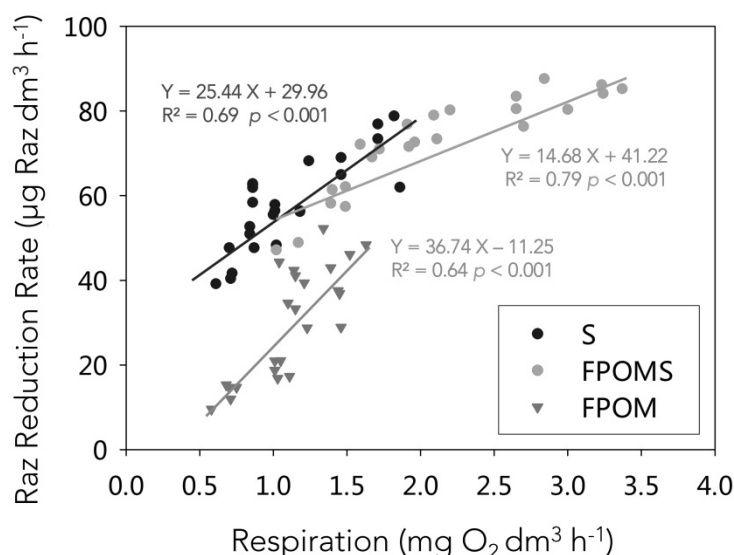


Fig. 3: Raz reduction rate vs. sediment community respiration for each treatment tested by linear regression. Data expressed in mass per time and per sediment volume ($n = 25$).

The variability in Raz reduction among treatments resulted in a treatment-dependent correlation of Raz reduction and sediment community respiration (Fig. 3). Despite this variability, correlations were similar to those previously reported suggesting Raz as a valid surrogate for assessing aerobic respiration (Liu, 1983; Karakashev et al., 2003; McNicholl et al., 2007; Haggerty et al., 2009; González-Pinzón et al., 2012). However, our results imply that in order to assess sediment heterotrophic metabolism by means of Raz reduction rate, biochemical factors influencing the correlation between Raz reduction and respiration rate should be considered.

Conclusions

In a microcosm study we investigated the influence of FPOM input/enrichment/burial on streambed metabolism assessed as community respiration and reductase activity. Our results show that within 20 days in an oligotrophic environment, sediments enriched with OM have higher microbial activity

as a result of the presence of two communities, the sediment associated microorganisms and the community colonizing FPOM, rather than to the FPOM energetic and nutrient boost. Furthermore, our results reveal that heterogeneities in reductase activity strongly influence its correlation with sediment community respiration and thus it has to be taken into account when estimating metabolism from Raz reduction determinations.

Acknowledgments

This study was part of the project "Transformation of organic carbon in the terrestrial-aquatic interface", financially supported by the German Research Foundation (DFG, Bonn). We are grateful to Dr. C. Hinz and the Department of Hydrology and Water Resources Management, Dr. T. Fischer, Analytical Laboratory as well as T. Wolburg, Department of Freshwater Conservation, BTU-Cottbus Senftenberg for their precious support.

References

- Findlay, S. (2007) 'Chapter 11 - Dissolved Organic Matter', In Hauer, F. R. and Lamberti, G. A. (eds.), *Methods in Stream Ecology (Second Edition)*, San Diego, Academic Press, pp. 239–248.
- Findlay, S. (2010) 'Stream microbial ecology', *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), pp. 170–181.
- Gerull, L., Frossard, A., Gessner, M. O. and Mutz, M. (2011) 'Variability of heterotrophic metabolism in small stream corridors of an early successional watershed', *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116(G2), p. G02012.
- González-Pinzón, R., Haggerty, R. and Myrold, D. D. (2012) 'Measuring aerobic respiration in stream ecosystems using the resazurin-resorufin system', *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117(G3), p. G00N06.
- Graça, M. A. and Abelho, M. (2005) 'Respirometry', In *Methods to Study Litter Decomposition*, Springer, pp. 231–236.
- Haggerty, R., Argerich, A. and Martí, E. (2008) 'Development of a "smart" tracer for the assessment of microbiological activity and sediment-water interaction in natural waters: The resazurin-resorufin system', *Water Resources Research*, 44(4), p. W00D01.
- Haggerty, R., Martí, E., Argerich, A., von Schiller, D. and Grimm, N. B. (2009) 'Resazurin as a "smart" tracer for quantifying metabolically active transient storage in stream ecosystems', *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 114, p. G03014.
- Hargrave, B., T. (1972) 'Aerobic decomposition of sediment and detritus as a function of particle surface area and organic content', *Limnol Oceanogr*, 17(4), pp. 583–597.
- Hieber, M. and Gessner, M. O. (2002) 'Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates', *Ecology*, 83(4), pp. 1026–1038.
- Hunting, E. R., White, C. M., Gemert, M. van, Mes, D., Stam, E., van, H. G., Geest, der, Kraak, M. H. S. and Admiraal, W. (2013) 'UV radiation and organic matter composition shape bacterial functional diversity in sediments', *Frontiers in Microbiology*, 4.
- Karakashev, D., Galabova, D. and Simeonov, I. (2003) 'A simple and rapid test for differentiation of aerobic from anaerobic bacteria', *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 19(3), pp. 233–238.
- Liu, D. (1983) 'Resazurin reduction method for activated sludge process control', *Environmental science & technology*, 17(7), pp. 407–411.
- Liu, D. and Strachan, W. M. J. (1979) 'Characterization of microbial activity in sediment by resazurin reduction.', 12, pp. 24–31.
- McNicholl, B. P., McGrath, J. W. and Quinn, J. P. (2007) 'Development and application of a resazurin-based biomass activity test for activated sludge plant management', *Water Research*, 41(1), pp. 127–133.
- Meyer, J. L. and O'Hop, J. (1983) 'Leaf-shredding insects as a source of dissolved organic carbon in headwater streams', *American Midland Naturalist*, pp. 175–183.

- O'Brien, J., Wilson, I., Orton, T. and Pognan, F. (2000) 'Investigation of the Alamar Blue (resazurin) fluorescent dye for the assessment of mammalian cell cytotoxicity', *European Journal of Biochemistry*, 267(17), pp. 5421–5426.
- Odum, H. T. (1956) 'Primary production in flowing waters', *Limnol. Oceanogr.*, 1(2), pp. 102–117.

Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserfauna – Versuch einer Prognose

Cornelia Spengler¹ & Hans Jürgen Hahn²

¹ Universität Landau, im Fort 7, D-76829 Landau, spengler@uni-landau.de ² Universität Landau, im Fort 7, D-76829 Landau, hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Copepoden, Cyclopoida, Grundwassererwärmung, deutschlandweiter Datensatz

Einleitung

Das Grundwasser ist unsere wichtigste Ressource und gleichzeitig der größte und älteste Lebensraum auf dem europäischen Festland (Hahn & Friedrich 1999). Bis heute sind Grundwasserökosysteme immer noch nicht als schützenswerter Lebensraum anerkannt und das obwohl eine der wichtigsten Ökosystemdienstleistungen, die Sauberkeit unseres Trinkwassers, zusammen mit Mikroorganismen eine Leistung der Grundwasserlebensgemeinschaften ist. Grundwasserökosysteme sind wesentlich durch die Stabilität der vorherrschenden Lebensbedingungen charakterisiert (Gibert & Deharveng 2002). Im Gegensatz zu Ökosystemen an der Erdoberfläche gibt es im Grundwasser kaum tageszeitlich oder saisonal bedingte Temperaturschwankungen. Ab einer gewissen Tiefe, die als neutrale Zone bezeichnet wird, bleibt die Temperatur konstant kühl und entspricht der mittleren Jahrestemperatur an der Erdoberfläche. In Deutschland bewegt sich die Grundwassertemperatur zwischen 9 bis 12°C. Während des Pleistozäns lag die mittlere Jahrestemperatur in Mitteleuropa nicht über 14 °C (Müller-Beck 2005). Da sich die Tiere im Grundwasser über die letzten 1,8 Millionen Jahre an diese konstant kühlen Temperaturen angepasst haben, ist davon auszugehen, dass Temperaturerhöhungen durch z.B. Klimaerwärmung oder Einleitung von erwärmten Grundwasser aus geothermischen Anlagen, negative Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften haben. Trifft die pessimistischste Prognose des IPCC ein, erwärmt sich das Klima bis 2100 um 4°C und führt somit in vielen Regionen zu Grundwassertemperaturen über 14°C.

Im Hinblick auf die Temperaturpräferenz von Grundwassertieren gibt es bisher kaum Untersuchungen. Um Aussagen hierüber bezüglich typischer Grundwasserarten, sog. Stygobionte, machen zu können, wurden Erhebungen von grundwasserfaunistischen Freilanddaten der letzten 10 Jahre aus ganz Deutschland zusammengefasst und ausgewertet.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Datensatz setzt sich aus 8 Untersuchungen zusammen (Hahn 2003, Hahn & Matzke 2005, Fuchs, Berkhoff & Bork et al. 2009, Berkhoff & Bork et al. 2009, Stein & Kellermann et al. 2010, Gutjahr & Bork et al. 2013, Spengler unveröffentlicht, IGÖ GmbH & LUBW (Dauermonitoring)) und beinhaltet 3.385 faunistische Beprobungen die sich über 30 von insgesamt 73 naturräumliche Haupteinheiten nach BfN (Bundesministerium für Naturschutz) und alle für Deutschland bisher beschriebenen Stygoregionen nach Stein et al 2012 erstrecken (Stein & Griebler et al. 2012) .

Durchführung

Dem Datensatz liegen insgesamt Untersuchungen von 840 Grundwassermessstellen, die im Schnitt vier- bis sechsmal beprobt wurden, zugrunde. Um saisonale Schwankungen zu relativieren und das Artenspektrum repräsentativ erfassen zu können wurden die faunistischen Grundwasserbeprobungen in der Regel über einen Zeitraum von einem Jahr durchgeführt. In zwei der insgesamt acht Untersuchungen wurde die Fauna nicht mit Hilfe des sog. Netzsammlers erfasst. In der Untersuchung von Hahn (2003) kamen Fallensysteme zum Einsatz. Matzke (2005) nutzte den sog. Doppelpacker, mit dem die Grundwasserfauna über ein Pumpverfahren gesammelt werden kann.

Ergebnisse

Über die gesamten Untersuchungen wurden insgesamt 197 Metazoa-Taxa (vielzellige Tiere) gefunden. Davon zählen 115 zum Unterstamm der Crustacea, wobei 63 der Gruppe Copepoda zuzuordnen sind, die sich wiederum aus 32 Cyclopoida- und 31 Harpacticoidaarten zusammensetzt.

Die Temperaturwerte des Datensatzes entsprechen nahezu einer Normalverteilung (**Abb. 1**). Das Temperaturspektrum reicht von 2,0 bis 26,8 °C. Die durchschnittliche Temperatur liegt bei 11,59 °C. Die Standardabweichung beträgt 2,57, 99 % der Daten liegen somit innerhalb der Konfidenzintervalle.

Aktuelle Untersuchung im südl. Oberrheingraben (Spengler, unveröffentlicht) ergaben, dass die stygobionten, an niedrige Temperaturen angepassten Tiere, schwerpunktmäßig in den kühleren Messstellen (Median: ca. 13,1 °C) anzutreffen sind (**Abb. 2**). Die Messstellen in denen Stygobionte abwesend sind, erweisen sich als signifikant wärmer (Median ca. 13,9 °C). Pegel die von nicht-stygobionten Oberflächenarten besiedelt sind, besitzen deutlich höhere Temperaturen (Median ca. 16,3 °C).

Überraschenderweise zeigt die Auswertung des überregionalen, deutschlandweiten Datensatzes ein gänzlich anderes Bild (**Abb. 3**). Dieses Ergebnis lässt zunächst vermuten, dass nicht-stygobionte Cyclopoida, die eigentlich an wärmeren Standorten zu erwarten sind, in kühleren Messstellen vorgefunden wurden als stygobionte Cyclopoida. Die Messstellen, in denen nicht-stygobionte Cyclopoida gefunden wurden, besitzen einen Median (ca. 10,8 °C) der etwas tiefer liegt, als in der Gruppe der Messstellen in denen stygobionte Cyclopoida anwesend waren Median: ca. 11,5 °C). Die Ursache für diese unerwarteten bzw. entgegengesetzten Beobachtungen liegt in der Verteilung der nicht-stygobionten Tiere und der Temperaturunterschiede in den Untersuchungsgebieten. Die in **Abb. 4** dargestellten Boxplots zeigen, dass die Temperaturen zwischen den Stygoregionen unterschiedlich sind. In der Region „Südwestliche Mittelgebirge“ liegt die größte Schwankungsbreite vor und die Temperaturen sind deutlich höher (Median: ca. 11,5 °C) im Vergleich zu den Regionen „Norddeutsche Tiefebene“ (Median: ca. 10,1 °C) und „Zentrale Mittelgebirge“ (Median: ca. 10,7 °C). Betrachtet man im Vergleich dazu die Anteile an nicht-stygobionter Copepoden fällt auf, dass dieser innerhalb der wärmsten Stygoregion „Südwestliche Mittelgebirge“ gegen Null geht. Die Zusammenhänge zwischen der Fauna und der Temperatur sind bei Betrachtung des gesamten Datensatzes folglich von geographischen Effekten überlagert.

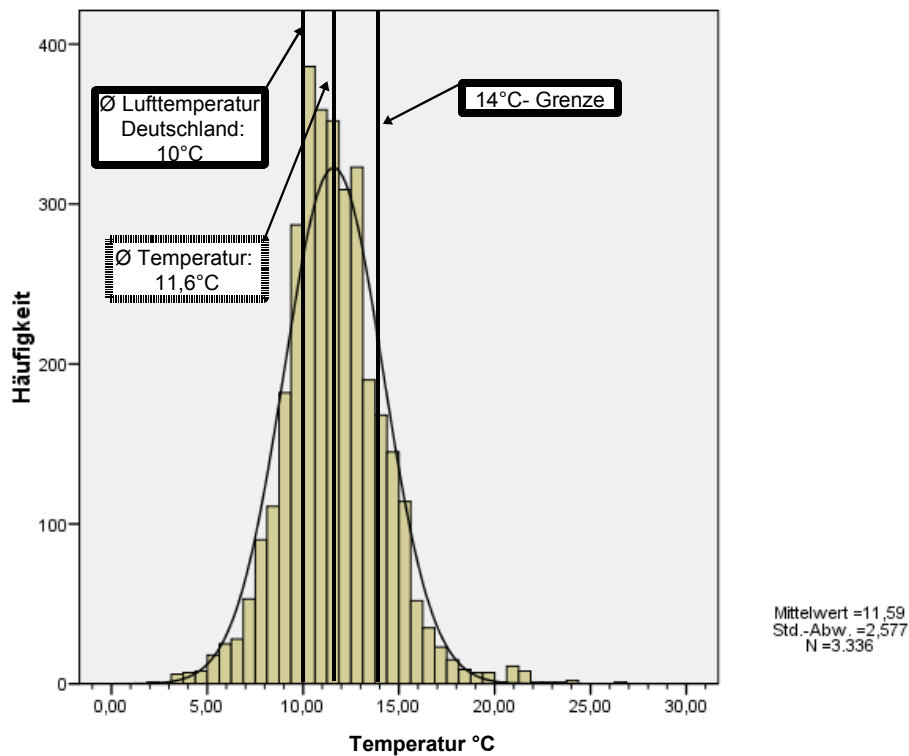


Abb. 1: Histogramm über die Häufigkeit der gemessenen Temperaturen

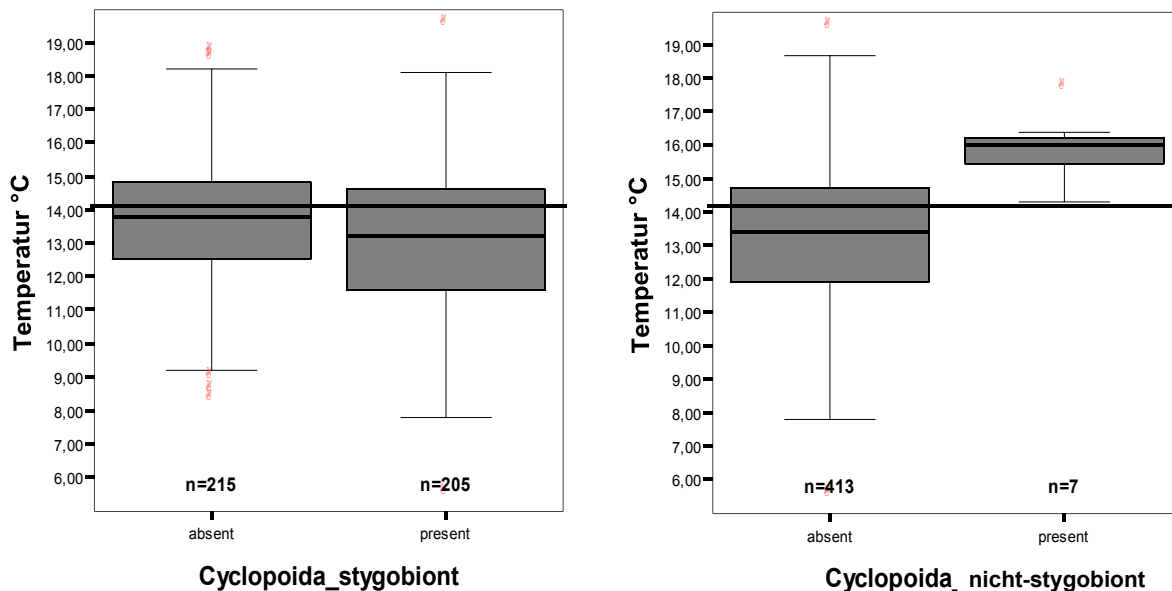


Abb. 2: Untersuchung Oberrheingraben - Boxplots in Abhängigkeit der Temperatur und der Anwesenheit (present) bzw. Abwesenheit (absent) von stygobionten und nicht-stygobionten Cyclopoida.

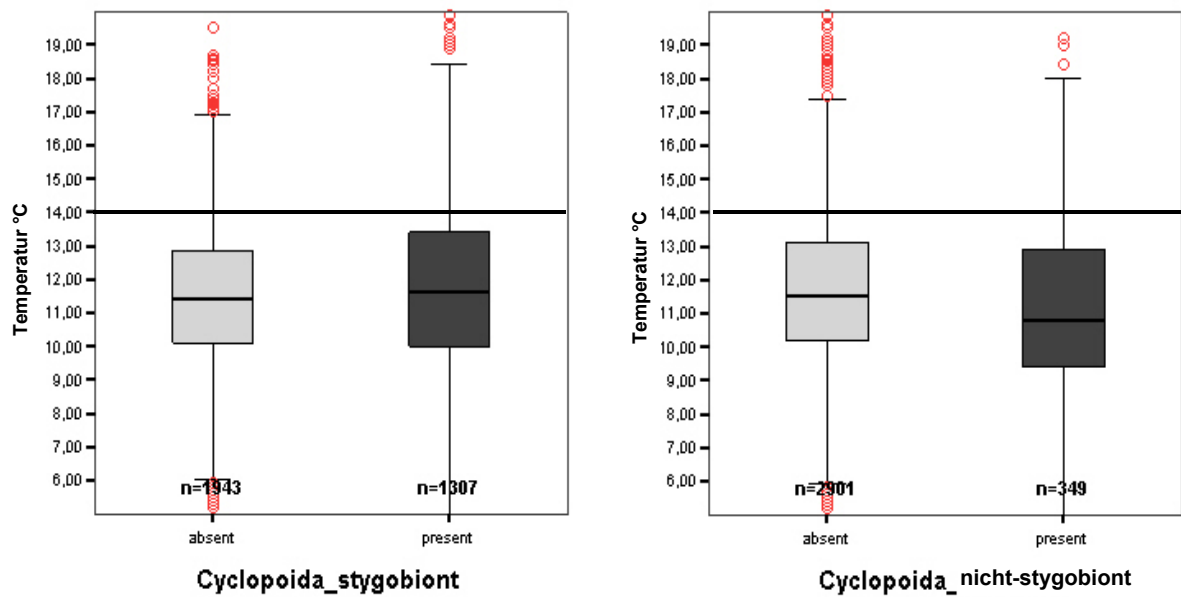


Abb. 3: Boxplots in Abhängigkeit der Temperatur und der Anwesenheit (present) bzw. Abwesenheit (absent) von stygobionten und nicht-stygobionten Cyclopoida.

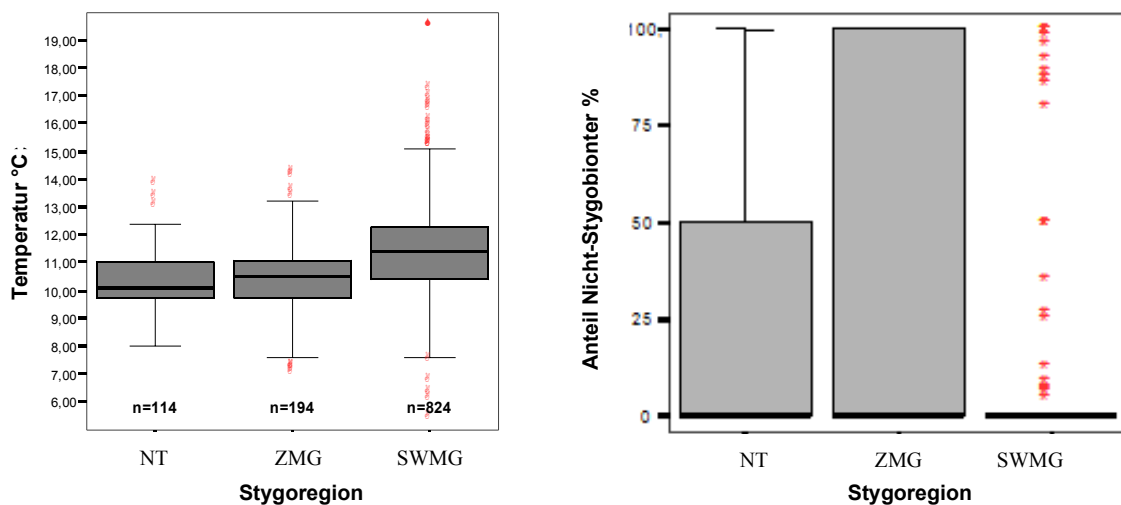


Abb. 4: Temperaturen in den Stygoregionen Norddeutsche Tiefebene (NT), Zentrale Mittelgebirge (ZMG) und Südwestliche Mittelgebirge (SW-MG) (links); Anteil nicht-stygobionter Copepoden innerhalb der Stygoregionen (rechts).

Zusammenfassung

Die Ergebnisse anhand des kleinräumigeren Untersuchungsgebiets im südl. Oberrheingraben bestätigen, dass stygobionte Cyclopoida überwiegend in kühlen Messstellen, mit Temperaturen unter 14 °C, vorkommen. In wärmeren Messstellen sind Stygobionte wesentlich seltener anzutreffen. Die Temperatur scheint folglich ein wichtiger Faktor für das Vorkommen von einigen stygobionten Cyclopoida zu sein. Nicht-Stygobionte wurden in deutlich wärmeren Messstellen mit einem Temperaturschwerpunkt über 14 °C gefunden.

Die Befunde aus dem überregionalen Datensatz scheinen dagegen zunächst gegen die Beobachtung, dass stygobionte, an kalte Temperaturen angepasste Cyclopoidenarten vor allem in kalten Pegeln vorkommen, zu sprechen. Entgegen der Erwartungen wurden zudem nicht-stygobionte Oberflächenarten, welche vergleichsweise warme Temperaturen tolerieren, schwerpunktmäßig in kühlen Messstellen gefunden. Für die Gruppe Harpacticoida (hier nicht dargestellt) verhält es sich ähnlich.

Diese Ergebnisse sind allerdings von geographischen Effekten stark überlagert und lassen daher keine Rückschlüsse auf den Einfluss der Temperatur zu. Bei Betrachtung der Temperaturen und der Anteile an nicht-stygobionten Cyclopoida innerhalb der Stygoregionen fällt auf, dass sich diese deutlich unterscheiden. Der Anteil an Nicht-Stygobionten geht in der Stygoregion „Südwestl. Mittelgebirge“, welche gleichzeitig mit einem Median bei 11,5 °C die wärmste Region darstellt, gegen Null. Diese wird fast ausschließlich von stygobionten Arten besiedelt. Die Ergebnisse, denen der gesamte Datensatz zugrundeliegt, sind folglich von geographischen Effekten überlagert. Ohne die geographischen Effekte (s. h. Untersuchung südl. Oberrheingraben) bestätigt sich die Annahme, dass Stygobionte kühle Standorte, unterhalb der 14 °C-Grenze bevorzugen.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Doktorarbeit die von der Hans-Böckler-Stiftung gefördert wurde. Dank geht an Simon Gutjahr, Heide Stein, Andreas Fuchs, Dirk Matzke, Sven Berkhoff und die IGÖ GmbH für die Bereitstellung ihrer Daten.

Literatur

- Berkhoff, S. E., et al. (2009): Grundwasserfauna als Indikator für Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen im Bereich einer Uferfiltrationsanlage, *Grundwasser* **14**(1): 3-20.
- Fuchs, A. (2007): Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg, Dissertation, Universität Landau, 1-118.
- Gibert, J. & L. Deharveng (2002): Subterranean Ecosystems: A Truncated Functional Biodiversity, *BioScience* **52**(6): 473-481.
- Gutjahr, S., et al. (2013): Efficiency of sampling invertebrates in groundwater habitats, *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters* **43**(1): 43-48.
- Hahn, H. J. & E. Friedrich (1999): Brauchen wir ein faunistisch begründetes Grundwassermonitoring, und was kann es leisten?, *Grundwasser* **4**(4): 147-154.
- Hahn, H. J. (2003): Eignen sich Fallen zur repräsentativen Erfassung aquatischer Meiofauna im hyporheischen Interstitial und im Grundwasser?, *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters* **33**(2): 138-146.
- Hahn, H. J. & D. Matzke (2005): A comparison of stygofauna communities inside and outside groundwater bores, *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters* **35**(1-2): 31-44.
- Institut für Grundwasserökologie GmbH in Kooperation mit der Universität Landau (2006-2014): Dauermonitoring im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messung und Naturschutz.
- Müller-Beck, H. (2005): Die Eiszeiten, Verlag C.H. Beck oHG, München.
- Stein, H., et al. (2010): The potential use of fauna and bacteria as ecological indicators for the assessment of groundwater quality., *J Environ Monit* **12**(1): 242-254.
- Stein, H., et al. (2012): Stygoregions – a promising approach to a bioregional classification of groundwater systems., *Sci. Rep.* **2**.

Revision of the carnivore subgroup within Drusinae (Limnephilidae)

Simon Vitecek¹, Wolfram Graf², Mladen Kućinić³, Ana Previšić³, Lujza Keresztes⁴, Mikós Bálint⁵, Johann Waringer¹ & Steffen Pauls⁵

¹Department of Limnology and Bio-Oceanography, Faculty of Life Sciences, University of Vienna, Austria, simon.vitecek@univie.ac.at, johann.waringer@univie.ac.at, ²Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecology Management, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, Austria, wolfram.graf@boku.ac.at, ³Department of Biology, Faculty of Science, University of Zagreb, Croatia, mladen.kucinic@biol.pmf.hr, ana.previsic@biol.pmf.hr, ⁴Department of Taxonomy and Ecology, Faculty of Biology and Geology, Babes-Bolyai University, Cluj-Napoca, Romania; keresztes2012@gmail.com, ⁵Biodiversity and Climate Research Centre (LOEWE BiK-F), Frankfurt a.M., Germany; balint.miki@gmail.com, steffen.pauls@senckenberg.de

Keywords: caddisflies, molecular phylogeny, larva, *Cryptothrix*, *Drusus*

Introduction

The Eurasian caddisfly subfamily Drusinae comprises more than 100 species in 8 genera: *Anomalopterygella* Fischer, 1966; *Cryptothrix* McLachlan, 1867; *Drusus* Stephens, 1837; *Ecclisopteryx* Kolenati, 1848; *Hadimina* Sipahiler, 2002; *Leptodrusus* Schmid, 1955; *Metanoea* McLachlan, 1880; and *Monocentra* Rambur, 1842 (Schmid 1956; Sipahiler 2002; Graf et al. 2008; Pauls et al. 2008).

The majority of Drusinae are micro-endemics inhabiting mountain ranges in Europe, Asia Minor and the Caucasus (Graf et al. 2008). The highest numbers of species are found in the Alps, the Pyrenees, the Western Balkans and in Anatolia. These areas are also hot-spots of endemism in Drusinae, as is the Caucasus. There are several widely distributed species (e.g. *Drusus annulatus*, *D. discolor*, *Ecclisopteryx dalecarlica* (Graf et al. 2008)) that cover the whole of Europe.

The first systematic review of Drusinae was conducted by Schmid (1956). In this seminal work treating 37 species from 7 genera (*Anomalopteryx* Stein, 1874 = *Anomalopterygella* Fischer, 1966, *Cryptothrix*, *Drusus*, *Ecclisopteryx*, , *Leptodrusus*, *Metanoea*, *Monocentra*), he proposed the genus *Anomalopterygella* at a basal position, and the other genera at derived positions. Additionally, he identified 6 species-groups in the genus *Drusus*, primarily based on wing and genital characters of males.

However, a molecular phylogenetic study on the subfamily Drusinae identified three evolutionary lineages, and rejected the species groupings and generic concepts proposed by Schmid (Pauls et al. 2008). Most interestingly, the three evolutionary lineages were found to correspond to larval feeding ecology and morphology: within extant Drusinae, larvae either behave as omnivorous shredders (identified by toothed shredder mandibles), epilithic grazers (with spoon-shaped mandibles lacking teeth), or filtering carnivores (developing toothed mandibles, and filtering bristles on legs and the first abdominal sternite) (Graf et al. 2008; Pauls et al. 2008). Further, Pauls et al. (2008) were able to identify the genera *Drusus* and *Ecclisopteryx* as paraphyletic, comprising the genera *Anomalopterygella*, *Metanoea* and *Cryptothrix*. Also, the largest genus *Drusus* was found to comprise members of all feeding ecology types (Graf et al. 2009; Pauls et al. 2008).

In this study, we investigate the phylogenetic status of the carnivore subgroup of Drusinae with focus on the position of the genus *Cryptothrix*, and discuss potential evolutionary patterns of larval morphology within this subgroup. We further discuss the status of 6 putative new species of filter-ing-carnivorous Drusinae.

Material and Methods

Adult specimens were collected using sweep nets and light traps; larvae were collected by hand-picking. Specimens were stored in 70% and 96% EtOH for morphological and molecular analysis, respectively.

We used a Nikon SMZU-1000 stereomicroscope (larval heads, male terminalia) or a Wild M20 compound microscope (details of male terminalia) for comparative morphological examination of specimens.

Whole genomic DNA was extracted from a total of 107 specimens (43 species) using the DNEasy Blood & Tissue kit (Qiagen) according to the manufacturers instructions. Genetic sequence data was obtained using standard primers and PCR conditions (Table 1), PCR products were sequenced on an ABI 1377XL capillary sequencer using the PCR primers and two additional internal primers for D2 (D2UP-4 and D2DN-B, Zhou et al. 2007).

Sequences were edited in Geneious R6 (Biomatters Ltd.) and aligned using MAFFT v7 (Katoh and Standley 2013). Nucleotide substitution models for each partition were identified using Mega v5.1 (Tamura et al. 2001).

Species tree analysis was performed on a 6 loci (2 loci of mtCOI, mt16S, nuWG, CADH, 28S), 3805 bp data set implementing the identified substitution models using *BEAST (Heled and Drummond 2010) as available in BEAST v1.8 (Drummond et al. 2012). We assumed a Yule speciation tree prior, and ran a species tree analysis of 10×10^6 generations, sampling every 1000th generation. *BEAST log files were examined in Tracer v1.6 (Rambaut et al. 2014) to assess when runs had reached a stationary phase. Support for tree topologies was assessed by constructing a maximum clade credibility tree running TreeAnnotator v1.8 (Rambaut & Drummond 2013) after discarding the first 2,500 trees as burn-in.

Table 1. PCR primers and cycling conditions

Fragment	Primers & Primer Concentration	
mtCOI5-P	HCO2198 & LCO1490 (Folmer et al. 1994)	0.25 µM
mtCOI3-P	Jerry & S20 (Pauls et al. 2006)	0.25 µM
16SrDNA	Lepto-F & Lepto-R (Malm & Johansen 2008)	0.75 µM
WG	WGbDrrev (5'-ACCTCTCCCGCARCACTTGAG) & WGbDrfwd (5'-CTTGCTGGATGCGTCTGCC) ¹	0.5 µM
CADH	1028r-ino & 743nF-ino (Johansen & Malm 2010)	0.25 µM
D2 (28SrDNA)	D1-3up1 (5'-CGAGTAGCGGCGAGCGAACGGA) & D3-TRIC-DN (5'-ATCCCTGACTTCGACCTGA) ²	0.25µM

1: unpublished primer sequence by M. Bálint

2: unpublished primer sequence by K. Kjer

Table 1 cont.

Fragment	PCR Cycling conditions	Taq Kit	Additional Reagents
mtCOI5-P	5' 95°C, 5 x (30'' 95°C, 1' 44°C, 1' 72°C), 15x (30'' 95°C, 30'' 48°C, 1' 72°C), 20 x (30'' 95°C, 30'' 50°C, 1' + (10'' * n) 72°C)	peqGOLD HotTaq	-
mtCOI3-P	5' 95°C, 35 x (45'' 95°C, 30'' 45°C, 45'' 72°C), 5' 72°C	peqGOLD HotTaq	-
16SrDNA	3' 95°C, 35 x (30'' 95°C, 30'' 52°C, 40'' 72°C), 5' 72°C	peqGOLD HotTaq Qiagen	4 mg BSA
WG	5' 95°C, 35 x (45'' 95°C, 45'' 60°C, 90'' 72°C), 7' 72°C	Hotstar Taq plus Master mix	-
CADH	5' 95°C, 35 x (45'' 95°C, 30'' 50°C, 45'' 72°C), 5' 72°C	peqGOLD HotTaq	-
D2 (28SnrDNA)	3' 95°C, 35 x (45'' 95°C, 45'' 60°C, 60'' 72°C), 5' 72°C	peqGOLD HotTaq	2 mg BSA, 5% DMSO

Results and Discussion

We confirm the monophyly of the larval feeding groups, as all three larval feeding ecology groups are highly supported by species tree analysis (Figure 1). Further, our results suggest a close relationship of omnivorous shredders + filtering carnivores, which form a highly supported clade (clade A, Figure 1) opposed to epilithic grazers (clade B, Figure 1). Further, *Cryptothrix nebulicola* was returned as most basal member of filtering carnivores. Additionally, we were able to identify 6 putative new species, and raise the subspecies *D. romanicus meridionalis* to species rank, *D. meridionalis* stat. n. (Figure 1).

Filtering carnivores exhibit a head morphology that differs greatly from all other Drusinae. Heads of filtering carnivores are either frontally flattened (as is the case in *C. nebulicola* and *D. muelleri*), concave (as in *D. chrysotus*), or concave with highly diversified frontoclypeus ramifications and a layer of woolly hair (as in *D. discolor*, *D. romanicus*, *D. siveci*, *D. meridionalis* stat. n., *D. macedonicus*, *D. krpachi* sp. n.). In the case of *Cryptothrix*, head morphology suggests a close relationship to the filtering carnivores. Morphology further supports a position among filtering carnivores, as additional larval (specialized filtering setae on legs and the first abdominal sternite, toothed mandibles) and adult characters (venation of the male hindwing, location of the fifth abdominal sternite gland) shared by all filtering carnivores are present in this genus. Interestingly, *Cryptothrix* was found to exhibit a foraging behavior similar to that of other filtering carnivorous Drusinae (Bohle 1987). In combination, results of phylogenetic analysis and comparative morphology question the validity of the genus *Cryptothrix* and suggest the inclusion of the species into the genus *Drusus*. However, as the genus *Drusus* was demonstrated to be paraphyletic (Pauls et al. 2008), this systematic decision should only be undertaken once the subfamily has been revised.

The species-specific frontoclypeus ramifications present in some members of the filtering carnivorous Drusinae might represent a derived state. Within omnivorous shredders + filtering carnivores, omnivorous shredders exhibiting simple, round heads are returned basal to the more complex filtering carnivores. In the latter group, species developing more complex frontoclypei and a woolly layer of hair seem to be derived. However, no assumptions on directionality of evolution (i.e., increasing complexity representing a derived state) can be made as relationships between species are not resolved.

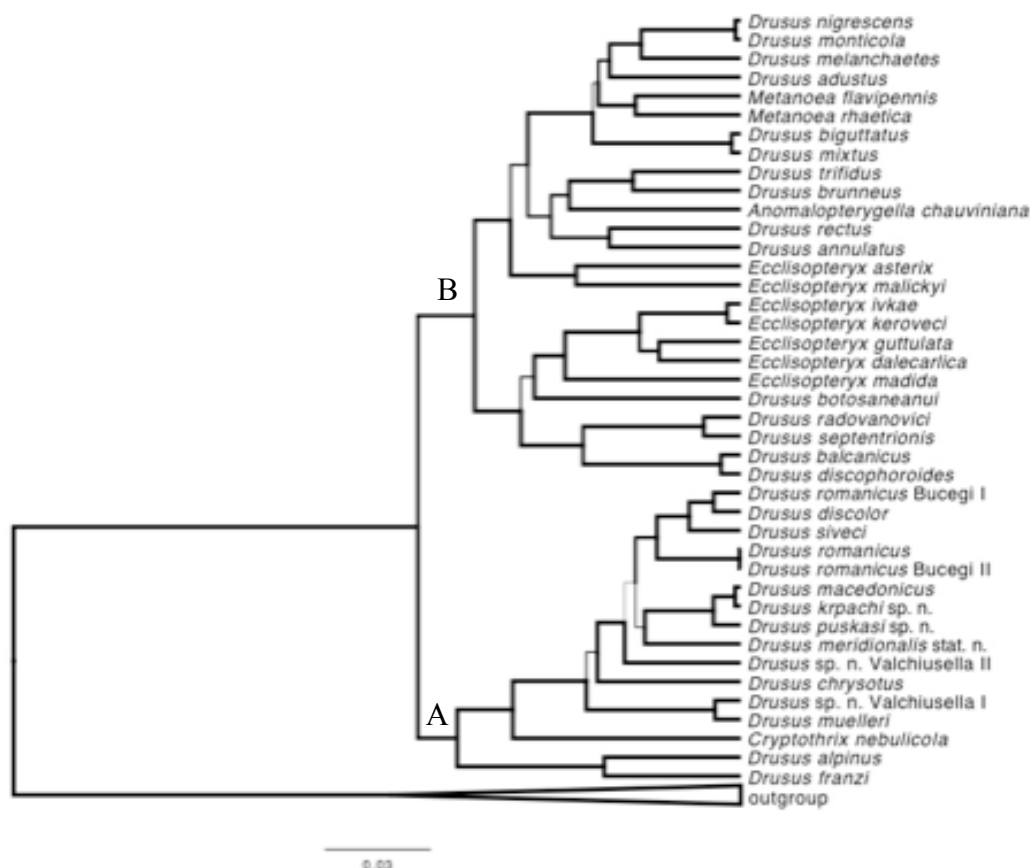


Figure 1. Results of phylogenetic inference. B/MCMC species tree analysis for 42 species (107 terminal taxa) based on 3805bp-long sequence data from 6 loci. Majuscles at branches indicate clades referred to in the text.

Of the six putative new species in the filtering carnivore clade within Drusinae identified by molecular methods, only three are readily determined in a classical taxonomic approach. Two species closely related to *D. macedonicus*, *D. krpachi* sp. n. and *D. puskasi* sp. n., exhibit male terminalia and larval characters distinct from the former species, and will be described in a separate publication. One new species (*D. sp. n. Valchiusella* II) was collected exclusively in the larval stage. This species exhibits larval characters that are unique within Drusinae and European Limnephilidae (Waringer & Graf 2011), and is well supported in phylogenetic analysis. But as we lack the corresponding adults, we currently refrain from the description of this species. The other potential new species show only minor differences to other species (e.g., *D. muelleri* and *D. sp. n. Valchiusella* I differ in the presence or absence of a sharp proximal notch in the intermediate appendages in lateral view, and the shape of the inferior appendages in ventral view), or exhibit unusual genetic characteristics, as *D. romanicus* Bucegi I.

To conclude, filtering carnivorous Drusinae exhibit a combination of morphological characters that represent apomorphies of the group. Further, increased complexity of head morphology might represent derived states. However, this hypothesis is not supported by the current analysis. The monospecific genus *Cryptothrix* shares apomorphic characters of filtering carnivores, and is recovered at a basal position within filtering carnivorous Drusinae. Integrating available literature on the foraging behavior of filtering carnivorous Drusinae, these results suggest to invalidate the genus once prevailing paraphyly (Pauls et al. 2008) within Drusinae has been resolved.

Acknowledgements

We would like to express our gratitude to our colleagues who generously donated their material for this study. Felicitas Hoppeler, Maria Gernert and Jörg Otte are thanked for their assistance in generating genetic sequence data. This study is part of the PhD-thesis of SV and was supported by the Austrian Science Funds FWF (project number P23687-B17, PI Johann Waringer), Croatian Ministry of Science, Education and Sports (project Nos. 119-1193080-1206 and 119-1193080-3076), University of Zagreb (Project No. 202310), and the research funding programme „LOEWE – Landes-Offensive zur Entwicklung wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz“ of Hesse’s Ministry of Higher Education, Research, and the Arts.

References

- Bohle, H.W. (1987): Drift-fangende Köcherfliegen-Larven unter den Drusinae (Trichoptera: Limnephilidae). *Entomologia generalis* 12(12-3), 119-132.
- Drummond, A.J., Suchard, M.A., Xie, D. & Rambaut, A. (2012): Bayesian phylogenetics with BEAUti and the BEAST 1.7. *Molecular Biology and Evolution*, 29, 1969-1973.
- Folmer, O., Black M., Hoeh, W., Lutz, R., Vrijenhoek, R. (1994): DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular Marine Biology and Biotechnology*, 3, 294-299.
- Geneious version R6 created by Biomatters. Available from <http://www.geneious.com/>.
- Graf, W., Murphy, J., Dahl, J., Zamora-Muñoz, C., López-Rodríguez, M.J. (2008): Volume 1 - Trichoptera. In: Schmidt-Kloiber, A. and Hering D. (Eds.), *Distribution and Ecological Preferences of European Freshwater Organisms*. Pensoft Publishers, Sofia, Moscow, 388 pp.
- Graf, W., Waringer, J. & Pauls, S.U. (2009): A new feeding group within larval Drusinae (Trichoptera: Limnephilidae). the *Drusus alpinus* Group sensu Schmid, 1956, including larval descriptions of *Drusus franzi* Schmid, 1956, and *Drusus alpinus* (Meyer-Dür, 1875). *Zootaxa*, 2031, 53-62.
- Heled, J. & Drummond, A.J. (2010): Bayesian Inference of Species Trees from Multilocus Data. *Molecular Biology and Evolution*, 27(3), 570-580.
- Johanson, K.A. & Malm, T. (2010): Testing the monophyly of Calocidae (Insecta: Trichoptera) based on multiple molecular data. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 54, 535-41.
- Katoh K. & Standley D.M. (2013): MAFFT Multiple Sequence Alignment Software Version 7: Improvements in Performance and Usability. *Molecular Biology and Evolution*, 30, 772-780
- Malm T. & Johanson K.A. (2008): Revision of the New Caledonian endemic genus *Gracilipsodes* (Trichoptera: Leptoceridae: Grumichellini). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 153, 425-452.
- Pauls, S.U., Graf, W., Haase, P., Lumbsch, H.T. & Waringer, J. (2008): Grazers, shredders and filtering carnivores - The evolution of feeding ecology in Drusinae (Trichoptera: Limnephilidae). Insights from a molecular phylogeny. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 46, 776-791.
- Rambaut, A. & Drummond, A.J (2013). TreeAnnotator v1.8.0 MCMC Output analysis, available from <http://tree.bio.ed.ac.uk/software/blast/>.
- Rambaut, A., Suchard, M.A., Xie, D. & Drummond, A.J. (2014). Tracer v1.6, available from <http://beast.bio.ed.ac.uk/Tracer>.
- Schmid F. (1956): La sous-famille des Drusinae (Trichoptera, Limnophiliidae). *Memoires de l’ Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique*, 2. Serie, 55, 1-92.
- Sipahiler, F. (2002): *Hadimina torosensis*, new genus and new species of Drusinae from southern Turkey (Trichoptera: Limnephilidae). *Nova Supplementa Entomologica* (Proceedings of the 10th International Symposium on Trichoptera), 15, 239-248.
- Tamura, K., Dudley, J., Nei, M. & Kumar, S. (2007): MEGA4: Molecular Evolutionary Genetics Analysis (MEGA) software version 4.0. *Molecular Biology and Evolution*, 24, 1596-1599.
- Waringer, J. & Graf, W. (2011): *Atlas of Central European Trichoptera Larvae*. Erik Mauch Verlag, Dinkelscherben, 468 pp.
- Zhou, X., Kjer, K.M. & Morse, J.C. (2007): Associating larvae and adults of Chinese Hydropsychidae caddisflies (Insecta: Trichoptera) using DNA sequences. *Journal of the North American Benthological Society*, 26, 719-742.

BRANDNER, J., A. F. CERWENKA, U. K. SCHLIEWEN & J. GEIST: Bigger Is Better: Characteristics of Round Gobies Forming an Invasion Front in the Danube River	117
BROCKS, S., H. W. RISS & E. I. MEYER: Habitatkonkurrenz zwischen <i>Echinogammarus berilloni</i> , <i>Gammarus fossarum</i> und <i>G. pulex</i> in einem Karstgewässer	118
BUNZEL, K., M. LIESS & M. KATTWINKEL: Pflanzenschutzmittel in Fließgewässern – Expositionsbestimmende Landschaftsfaktoren und Effekte auf Makroinvertebraten	48
DAHM, V., A. SUNDERMANN & D. HERING: Verfahren zur Erfolgsabschätzung von Renaturierungsmaßnahmen	53
DENEKE, R., G. MAIER & U. MISCHKE: Das PhytoLoss-Verfahren – Berücksichtigung des Zooplanktons in der Seenbewertung nach EU-WRRL durch die Ermittlung der Grazing-Effektstärke und anderer Indizes	54
EPE, T. S.: Verbesserung des ökologischen Zustands eines eutrophen Sees durch Phosphatbindung im Hypolimnion	185
FUCHS, A., E. LYAUTEY, B. MONTUELLE & P. CASPER: Temperaturanstieg stimuliert Methanoxidation stärker als Methanproduktion	190
GEORG, A. & P. MARTIN: Vergleichende ökotoxikologische Untersuchungen an selten untersuchten limnischen Invertebraten	123
HACHTEL, J., K. LANGROCK & W. SCHMITZ: Mikroplastik im Wasser: Modellexperimente für die Umweltbildung	164
HARDENBICKER, P., ST. RITZ, F. SCHÖLL & H. FISCHER: Phytoplanktodynamik während fließzeitkonformer Längsbeprobungen an Rhein und Elbe	93
HERRMANN, C., C. FEHSE & A. HAMM: Der Einfluss von Fischteichen auf die Nahrungsnetze natürlicher Bäche	144
HERZOG, J., K. GRABOW & A. MARTENS: Angelt Angler Anton alle Aale? - Das Angelspiel neu entdeckt	169
HJALMARSSON, A. E., J. BERGSTEN & M. T. MONAGHAN: Dispersal is linked to habitat use – a comparative study of 59 species of Malagasy water beetles (Coleoptera: Adephaga)	195
HOPPELER, F., R. D. T. SHAH, D. N. SHAH, S. C. JÄHNIG, J. D. TONKIN, S. SHARMA & ST. U. PAULS: Altitudinal diversity patterns of larval caddisfly species (Trichoptera: Hydropsychidae) in Himalayan streams	200
HÜBNER, G. & D. SCHWANDT: Auswirkungen des Hochwassers im Juni 2013 auf die stoffliche Belastung der Elbe	97
JANUSCHKE, K., A. W. LORENZ & D. HERING: Pionierbesiedlung und Sukzession in renaturierten Fließgewässerabschnitten der Ruhr	59

KORTE, TH. & M. SOMMERHÄUSER: Verhindert der Klimawandel die Erreichung der Ziele nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)? Die Rolle der Neozoen in der Lippe	129
KUBSCH, G., L. TÄUSCHER & W. M. RICHTER: Praktikum und Sommerkurse für Umweltanalytik und Umweltchemie	173
KUPETZ, M. & P. CASPER: Quantifizierung von Stickstoffdeposition an Gewässern und Bedeutung für die Emission von N ₂ O als Treibhausgas	205
KUPILAS, B., A. W. LORENZ & D. HERING: „You are what you eat“ - Indizieren die stabilen Isotope ¹³ C & ¹⁵ N Veränderungen im Nahrungsnetz als Folge von Renaturierungen?	211
KUSBER, W.-H., O. TSCHÖPE, L. SUHRBIER, S. GENNRICH, A. GÜNTSCH & W. G. BERENDSOHN: AnnoSys: Annotationen als Evaluationswerkzeug für die Nutzung virtueller Belegdaten in der Umweltforschung	216
LANGHEINRICH, U. & V. LÜDERITZ: Bewertung von Gräben in Niedermoorgebieten	64
LEESE, F., A. BEERMANN, V. ELBRECHT, H. SCHWEYEN, M. WEISS & R. TOLLRIAN: Von Genen zu Ökosystemen: Das GeneStream-Projekt	23
LEPS, M., P. HAASE, S. LEISNER & A. SUNDERMANN: Ableitung und Validierung von taxon-spezifischen Schwellenwerten gegenüber physiko-chemischen Wasserqualitätsparametern	133
LEBMANN, D. & B. GRÜNEBERG: Limnologische Entwicklung eines kleinen Tagebausees nach chemischer Neutralisation und unter fischereiwirtschaftlicher Nutzung	148
LORENZ, A.: Wassertemperatur in Fließgewässern - Zeigen sich Unterschiede zwischen Gewässertypen?	222
LORENZ, P., G. TROMMER & H. STIBOR: Increased N-input alters zooplankton densities in P-limited lakes	153
LUKAS, M. & A. WACKER: Atmen oder nicht atmen – das ist hier die Frage. Kohlenstoffregulation von Daphnien	11
MEHLER, E., C. WINKELMANN, R. GERGS & C. HELLMANN: Trophische Diskriminierung stabiler C- und N-Isotope für <i>Dikerogammarus villosus</i>	28
MÜLLER, A. U., V. GUTEKUNST & F. BRÜMMER: Biozönose von Süßwasserschwämmen und der Wandermuschel <i>Dreissena polymorpha</i> im Bodensee, Überlingen-Goldbach, Baden-Württemberg	158
MÜLLER, M.: Multivariate Statistik – ein rotes Tuch im Gewässermonitoring? Von klassischen Indices zu integrativen multivariaten Methoden	2
NEYEN, M., U.-K. SCHKADE, TH. KALETTKA & A. KLEEBOERG: Besonderheiten der Sedimentation und Stoffakkumulation in glazial geprägten Ackerhohlformen (Söllen) der Uckermark (Nordost-Brandenburg)	227

OLDORFF, S., S. BERNHARD, V. KRAUTKRÄMER, F. BRÜMMER, CH. MÜLLER, R. KÖHLER, R. PUDWILL, T. KIRSCHHEY, M. EBER & S. YASSERI: Besonderheiten bei der Bewertung von Tagebaurestseen des LRT 3140 nach der FFH-Richtlinie – Ergebnisse der Exkursion des Arbeitskreises Tauchen in der Limnologie	69
OSTENDORP, W., J. OSTENDORP & R. KÖHLER: Verfahren zur hydromorphologischen Bewertung von Seen – eine Übersicht	77
POXLEITNER, M., G. TROMMER & H. STIBOR: Influences of increased nitrogen load on the phytoplankton community in a phosphorus limited lake	160
REINEKE, L. & E. KIEL: „Was soll denn da schon drin sein?!“ - Untersuchung der Fauna temporärer Stillgewässer mit Vorkommen von <i>Eubbranchipus grubii</i> (Dybowski, 1860)	232
REISS, M., ST. ZAENKER & K. BOGON: Höhlentier des Jahres – Eine Initiative zum vorsorgenden Höhlen- und Grundwasserschutz	238
SCHARNWEBER, K., S. HILT & TH. MEHNER: Terrestrial - aquatic coupling across ecosystem boundaries: Fluxes of terrestrial particulate organic carbon in food webs of shallow lakes and the subsequent return to the terrestrial environment	16
SCHATTMANN, A.: Wirkungen von Renaturierungsmaßnahmen im Tiefland auf das Makrozoobenthos und Folgerungen für die Maßnahmenoptimierung	82
SCHEIDWEILER, D., C. MENDOZA-LERA & M. MUTZ: Coupling the “smart” tracer resazurin and respiration determination to assess streambed community response to leaf-litter burial	243
SOMMERHÄUSER, M., J. STEMPEWSKI & N. GERNER: Was sind Gewässerrenaturierungen wirklich wert? Das Prinzip der Ökosystemleistung am Beispiel des Emscher-Umbaus	87
SPENGLER, C. & H. J. HAHN: Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserfauna – Versuch einer Prognose	249
TÄUSCHER, L. & ST. WISCHER: „Spuren im Land“ - ein Schülerkurs „Auenökologie / Hochwasserschutz“ im „Grünen Haus“ im Elbe-Havel-Winkel (Sachsen-Anhalt) als Beitrag zur Umweltbildung	178
UECKERT, CH., N. NAMYSLO-WEGMANN, J. HERZOG, T. BASEN, K. GRABOW & A. MARTENS: Die Quagga-Muschel sicher bestimmen	33
VIERGUTZ, C., B. HEIN, V. KIRCHESCH & A. SCHÖL: Wieviel Phytoplankton entsteht in Weser und Elbe? - Modellierung der Aufenthaltszeiten und des Algenwachstums	102
VITECEK, S., W. GRAF, M. KUCINIC, A. PREVISIC, L. KERESZTES, M. BÁLINT, J. WARINGER & ST. PAULS: Revision of the carnivore subgroup within Drusinae (Limnephilidae)	254
VOSSHAGE, A. T. L., E. I. MEYER & F. GABEL: Invasive Amphipoden schwimmen den heimischen davon	37

WEISS, M. & F. LEESE: Genetische Diversität und Konnektivität von <i>Gammarus fossarum</i> (Crustacea: Amphipoda) im Sauerland	42
WINKELMANN, C., J. BECKER, S. WORISCHKA & C. HELLMANN: Physiologische Antworten auf intraspezifische Konkurrenz bei <i>Dikerogammarus villosus</i>	138
WOLF, TH., F. LÜDDEKE & CH. THIANGE: Einfluss von Makrophytenbeständen auf Strömungsvorgänge und hydrodynamische Prozesse – numerische Simulationen mit einem 3-dimensionalen, hydrodynamischen Modell	107