



(German Limnological Society)

**Erweiterte Zusammenfassungen
der Jahrestagung 2015**

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

Universität Duisburg-Essen

Essen, 21. - 25. Sept. 2015

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:
vertreten durch das Präsidium der DGL;
Lange Str. 9, 37181 Hardegsen.
Erweiterte Zusammenfassungen der Tagung in Essen 2015
Eigenverlag der DGL, Hardegsen 2016

Redaktion und Layout:

Geschäftsstelle der DGL, Dr. J. Bätke, Dr. E. Coring & C. Kraft

Druck:

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

ISBN-Nr. 978-3-9813095-8-4

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

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

DGL - Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2015 (Essen)
Inhaltsverzeichnis

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
DGL NACHWUCHSPREIS 2015	1
RUTSCHMANN, SEREINA & MICHAEL T. MONAGHAN: Evolutionäre Prozesse in aquatischen Insekten: genomische Ansätze zur Erforschung von Artbildung.	2
KIESEL, JENS; MARIA SCHRÖDER; DANIEL HERING; BRITTA SCHMALZ; GEORG HÖRMANN; SONJA JÄHNIG & NICOLA FOHRER: Ein neuer Ansatz für die Modellierung von Makrozoobenthos-Gemeinschaften.	7
KUEMMERLEN, MATHIAS; BRITTA SCHMALZ; QINGHUA CAI; PETER HAASE; NICOLA FOHRER & SONJA C. JÄHNIG: An attack on two fronts: predicting how changes in land use and climate affect the distribution of stream macroinvertebrates	12
POSTERPRÄMIERUNG 2015	17
ROTHE, LOUISA; CAROLINE WINKING, BENJAMIN KUPILAS & DANIEL HERING: Stadt, Land, Köttelbecke – Die Auswirkungen ökologischer Verbesserungen ehemaliger Abwasserkanäle des Emschersystems auf Nahrungsnetze	18
GERKE, MADLEN; JÖRG SCHNEIDER; DIRK HÜBNER; MANFRED FETTHAUER; DANIELA MEWES; CLAUDIA HELLMANN & CAROLA WINKELMANN: Biomanipulation: Werkzeug zur Reduktion von Eutrophierungseffekten im Hyporheal ?	23
RICHTER, LUISE; SUSANNE WORISCHKA; CAROLA WINKELMANN & THOMAS BERENDONK: Fressen oder nicht fressen – der Effekt von Nahrungsart und potentiellen Prädatoren auf die Konsumtion von <i>Dikerogammarus villosus</i> .	28
LIMNOLOGIE - EINE UMFASSENDE WISSENSCHAFT	33
EHLERT, THOMAS: Von der Köcherfliege zur Auenrenaturierung.	34
POTTGIESSER, TANJA & MARIO SOMMERHÄUSER: Typberatung für Fließgewässer?! Ableitung und Anwendung von Fließgewässertypologien	38
SCHUHMACHER, HELMUT: Tobias Timm – ein Schrittmacher für die Limnologie	46

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
GEWÄSSERBEWERTUNG	51
FELD, CHRISTIAN, K. & JAN U. LEMM: Wenn Umwelteinflüsse interagieren—eine Fallstudie zur Wirkung multipler Stressoren auf die Makroinvertebratendiversität europäischer Flüsse	52
LEMM, JAN U. & CHRISTIAN K. FELD: Identifizierung und Interaktionen multipler Stressoren in zentraleuropäischen Tieflandsflüssen.	58
MILER, OLIVER; MAGDALENA CZARNECKA; ANNE JÄGER; XAVIER-FRANÇOIS GARCIA & MARTIN PUSCH: Lake shore assessment and macroinvertebrate community composition in near-natural fluvial lakes.	64
NIXDORF, BRIGITTE; BJÖRN GRÜNEBERG & JACQUELINE RÜCKER: Bilanzierung der saisonalen Stickstoffein- und -austräge sowie deren Umsetzungen in einem eutrophen Flachsee.	69
OSTENDORP, WOLFGANG & JÖRG OSTENDORP: Einfacher? Schneller? Billiger? Detail- und Übersichtsverfahren zur Seeuferstruktur-Klassifikation im Vergleich.	77
OTTE, MARCEL; ALEXANDER GIESWEIN & ARMIN LORENZ: Identifizierung und Quantifizierung von Feinsedimentquellen an Mittelgebirgsbächen im Einzugsgebiet der Ruhr.	83
RAMM, JESSICA, MICHAEL HUPFER; WILFRIED UHLMANN & BRIGITTE NIXDORF: Atemnot im See? – Sauerstoffminimum im Metalimnion.	88
SCHÜTT, MARKUS; THOMAS MEIBNER, ALEXANDER GIESWEIN, BERND SURES & CHRISTIAN K. FELD: Wasser fließt, Sand bleibt: Talsperren als Feinsedimentsenke.	96
GEWÄSSERRENATURIERUNG	101
CHRISTIANSEN, GUDRUN & JELKA LORENZ: RENATURIERUNG AM GARTROPER MÜHLENBACH: Eigendynamische Entwicklung von Bach, Aue und Makrozoobenthoszönose über einen Zeitraum von zehn Jahren.	102
HENSCHEL, THOMAS; WOLFGANG KRAIER; KAI DEUTSCHMANN & STEFAN WEISHAUP: Welchen Beitrag leistet die naturnahe Gewässerentwicklung zum natürlichen Rückhalt im Hochwasserschutz?	107
KORTE, THOMAS; RUDOLF HURCK & MECHTHILD SEMRAU: Erfolgreiche Renaturierungen – dem guten Zustand auf der Spur.	112
POLAK, JESSICA & DIETER LEßMANN: Längsdurchgängigkeit einer Sohlgleite für Makroinvertebraten in einem renaturierten Abschnitt der Spree.	117

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
THEURER, JANNA; KIMBERLY MEYER; ARLENA DUMEIER & ELLEN KIEL: „Wer will schon umziehen?!“ - Vorstudie zur Wiederansiedlung gewässertypspezifischer Fauna in einem sandgeprägten Tieflandbach.	122
SALZ IN OBERFLÄCHENGEWÄSSERN	127
CORING, ECKHARD, JÜRGEN BÄTHE & NEELE DIETRICH: Die Ableitung salinarer Toleranzwerte des Makrozoobenthos aus Freiland-Daten.	128
SCHULZ, CLAUDIUS-JÜRGEN: Gewässerversalzung – eine globale Herausforderung und ihre mitteleuropäischen Aspekte.	136
STANDGWÄSSER	142
SCHMALWIESER, MARKUS & IRENE ZWEIMÜLLER: Kennzahlen zu Schwimmteichen und Naturpools – Charakterisierung künstlicher Badegewässer anhand einfacher Parameter.	143
TÄUSCHER, LOTHAR: Untersuchungen der Mikroalgen in Moorgewässern des Naturparks „Uckerländische See“ im Land Brandenburg.	148
OLDORFF, SILKE; VOLKER KRAUTKRÄMER; SEBASTIAN BERNHARD; TOM KIRSCHHEY; MARKUS EBER; ROBERT PUDWILL; JENS MÄHLMANN; RALF KÖHLER; HEIKE KLUKE & JOSEF TUMBRINCK: Untersuchung von Abgrabungsgewässern in NRW – Ergebnisse der Exkursion des DGL-Arbeitskreises Tauchen in der Limnologie.	154
STICKSTOFFLIMITATION	164
KUPETZ, MARC & PETER CASPER: Lachgas aus heimischen Gewässern – Bedeutung für das Stickstoffbudget und den Treibhauseffekt.	165
RÜCKER, JACQUELINE; MATTHIAS KNEI; MAREN VOSS; MARION MARTIENSSEN; BJÖRN GRÜNEBERG; SEBASTIAN KOLZAU & BRIGITTE NIXDORF: Abschätzung des Stickstoffeintrages durch planktische Cyanobakterien (Nostocales).	170
WASSERRAHMENRICHTLINIE	178
KUPETZ, MARC & PETER CASPER: Lachgas aus heimischen Gewässern – Bedeutung für das Stickstoffbudget und den Treibhauseffekt.	179

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	SEITE
RÜCKER, JACQUELINE; MATTHIAS KNIE; MAREN VOSS; MARION MARTIENSSEN; BJÖRN GRÜNEBERG; SEBASTIAN KOLZAU & BRIGITTE NIXDORF: Abschätzung des Stickstoffeintrages durch planktische Cyanobakterien (Nostocales).	184
SONSTIGE THEMEN	189
BERGER, VIKTORIA; ANDRÉ NIEMANN & CHRISTIAN K. FELD: Slow Sand – Morphologische Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen in sand-geprägten Tieflandbächen.	190
BÜSCHER, THIES & PETER MARTIN: Kalktuffquellen im Offenland: ein faunistisch „überschätzter“ FFH-Lebensraumtyp?	194
GRABNER, DANIEL; MILEN NACHEV & BERND SURES: Bedeutung von Parasiten in aquatischen Systemen.	200
HOPPELER, FELICITAS; BJÖRN ROTTER; NICOLAS KREZDORN & STEFFEN U. PAULS: Gene expression profiling in the aquatic caddisfly larvae <i>Micropterna lateralis</i> (Insecta: Trichoptera) in relation to stream drying.	205
KEPPEL, MICHELLE; KERSTIN CLAUDIA DANGEL; DANIEL GRABNER & BERND SURES: Konkurrenz zwischen invasiven Parasitenarten am Beispiel von Schwimmblasennematoden	206
KUBSCH, GEORG & LOTHAR TÄUSCHER: Neufunde von submersen Makrophyten während der Sommerworkshops für Umweltchemie und Umweltanalytik.	211
LOREY, CORINNA: Elimination von Spurenstoffen und Viren bei der Abwasserreinigung – Auswirkung unterschiedlicher Abwasserreinigungsverfahren auf die MZB-Biozönose im Gewässer	217
MEIBNER, THOMAS; BERND SURES & CHRISTIAN K. FELD: Abfluss und Abflussdynamik als ökologisch wirksame Einflussgrößen in Mittelgebirgsbächen.	223
SALOMON, MARKUS: Stickstoff aus der Landwirtschaft: stößt die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie an ihre Grenzen?	228
SCHMITZ, WOLFGANG; EVA HÄSER & NORA HÄSER: Und sie reißen doch: Eisenharte Byssusfäden von <i>Dreissena</i> – Modellexperimente für die Umweltbildung.	233

BERGER, VIKTORIA; ANDRÉ NIEMANN & CHRISTIAN K. FELD: Slow Sand – Morphologische Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen in sandgeprägten Tieflandbächen	190
BÜSCHER, THIES & PETER MARTIN: Kalktuffquellen im Offenland: ein faunistisch „überschätzter“ FFH-Lebensraumtyp?	194
CHRISTIANSEN, GUDRUN & JELKA LORENZ: Renaturierung am Gartroper Mühlenbach: Eigendynamische Entwicklung von Bach, Aue und Makrozoobenthoszönose über einen Zeitraum von zehn Jahren	102
CORING, ECKHARD; JÜRGEN BÄTHE & NEELE DIETRICH: Die Ableitung salinarer Toleranzwerte aus Freiland-Daten	128
EHLERT, THOMAS: Von der Köcherfliege zur Auenrenaturierung	34
FELD, CHRISTIAN, K. & JAN U. LEMM: Wenn Umwelteinflüsse interagieren—eine Fallstudie zur Wirkung multipler Stressoren auf die Makroinvertebratendiversität europäischer Flüsse	52
GERKE, MADLEN; JÖRG SCHNEIDER; DIRK HÜBNER; MANFRED FETTHAUER; DANIELA MEWES; CLAUDIA HELLMANN & CAROLA WINKELMANN: Biomanipulation: Werkzeug zur Reduktion von Eutrophierungseffekten im Hyporheal?	23
GRABNER, DANIEL; MILEN NACHEV & BERND SURES: Bedeutung von Parasiten in aquatischen Systemen	200
HENSCHER, THOMAS; WOLFGANG KRAIER; KAI DEUTSCHMANN & STEFAN WEISHAUP: Welchen Beitrag leistet die naturnahe Gewässerentwicklung zum natürlichen Rückhalt im Hochwasserschutz?	107
HOPPELER, FELICITAS; BJÖRN ROTTER; NICOLAS KREZDORN & STEFFEN U. PAULS: Gene expression profiling in the aquatic caddisfly larvae <i>Micropterna lateralis</i> (Insecta: Trichoptera) in relation to stream drying	205
KEPPEL, MICHELLE; KERSTIN CLAUDIA DANGEL; DANIEL GRABNER & BERND SURES: Konkurrenz zwischen invasiven Parasitenarten am Beispiel von Schwimmblasennematoden	206
KIESEL, JENS; MARIA SCHRÖDER; DANIEL HERING; BRITTA SCHMALZ; GEORG HÖRMANN; SONJA JÄHNIG & NICOLA FOHRER: Ein neuer Ansatz für die Modellierung von Makrozoobenthos-Gemeinschaften	7
KORTE, THOMAS; RUDOLF HURCK & MECHTHILD SEMRAU: Erfolgreiche Renaturierungen – dem guten Zustand auf der Spur	112
KUBSCH, GEORG & LOTHAR TÄUSCHER: Neufunde von submersen Makrophyten während der Sommerworkshops für Umweltchemie und Umweltanalytik	211
KUEMMERLEN, MATHIAS; BRITTA SCHMALZ; QINGHUA CAI; PETER HAASE; NICOLA FOHRER & SONJA C. JÄHNIG: An attack on two fronts: predicting how changes in land use and climate affect the distribution of stream macroinvertebrates	12
KUPETZ, MARC & PETER CASPER: Lachgas aus heimischen Gewässern – Bedeutung für das Stickstoffbudget und den Treibhauseffekt	165
LEMM, JAN U. & CHRISTIAN K. FELD: Identifizierung und Interaktionen multipler Stressoren in zentraleuropäischen Tieflandsflüssen	58

LOREY, CORINNA: Elimination von Spurenstoffen und Viren bei der Abwasserreinigung – Auswirkung unterschiedlicher Abwasserreinigungsverfahren auf die MZB-Biozönose im Gewässer	217
MEIBNER, THOMAS; BERND SURES & CHRISTIAN K. FELD: Abfluss und Abflussdynamik als ökologisch wirksame Einflussgrößen in Mittelgebirgsbächen	223
MILER, OLIVER; MAGDALENA CZARNECKA; ANNE JÄGER; XAVIER-FRANÇOIS GARCIA & MARTIN PUSCH: Lake shore assessment and macroinvertebrate community composition in near-natural fluvial lakes	64
NIXDORF, BRIGITTE; BJÖRN GRÜNEBERG & JACQUELINE RÜCKER: Bilanzierung der saisonalen Stickstoffein- und -austräge sowie deren Umsetzungen in einem eutrophen Flachsee	69
OLDORFF, SILKE; VOLKER KRAUTKRÄMER; SEBASTIAN BERNHARD; TOM KIRSCHHEY; MARKUS EBER; ROBERT PUDWILL; JENS MÄHLMANN; RALF KÖHLER; HEIKE KLUKE & JOSEF TUMBRINCK: Untersuchung von Abgrabungsgewässern in NRW – Ergebnisse der Exkursion des DGL-Arbeitskreises Tauchen in der Limnologie	154
OSTENDORP, WOLFGANG & JÖRG OSTENDORP: Einfacher? Schneller? Billiger? Detail- und Übersichtsverfahren zur Seeuferstruktur-Klassifikation im Vergleich	77
OTTE, MARCEL; ALEXANDER GIESWEIN & ARMIN LORENZ: Identifizierung und Quantifizierung von Feinsedimentquellen an Mittelgebirgsbächen im Einzugsgebiet der Ruhr	83
POLAK, JESSICA & DIETER LEBMANN: Längsdurchgängigkeit einer Sohlgleite für Makroinvertebraten in einem renaturierten Abschnitt der Spree	117
POTTGIESSER, TANJA & MARIO SOMMERHÄUSER: Typberatung für Fließgewässer?! Ableitung und Anwendung von Fließgewässertypologien	38
RAMM, JESSICA, MICHAEL HUPFER; WILFRIED UHLMANN & BRIGITTE NIXDORF: Atemnot im See? – Sauerstoffminimum im Metalimnion	88
RICHTER, LUISE; SUSANNE WORISCHKA; CAROLA WINKELMANN & THOMAS BERENDONK: Fressen oder nicht fressen – der Effekt von Nahrungsart und potentiellen Prädatoren auf die Konsumtion von Dikerogammarus villosus	28
ROTHE, LOUISA; CAROLINE WINKING, BENJAMIN KUPILAS & DANIEL HERING: Stadt, Land, Kötterbecke – Die Auswirkungen ökologischer Verbesserungen ehemaliger Abwasserkanäle des Emschersystems auf Nahrungsnetze	18
RÜCKER, JACQUELINE; MATTHIAS KNIE; MAREN VOSS; MARION MARTIENSSEN; BJÖRN GRÜNEBERG; SEBASTIAN KOLZAU & BRIGITTE NIXDORF: Abschätzung des Stickstoffeintrages durch planktische Cyanobakterien (Nostocales)	170
RUTSCHMANN, SEREINA & MICHAEL T. MONAGHAN: Evolutionäre Prozesse in aquatischen Insekten: genomische Ansätze zur Erforschung von Artbildung	2
SALOMON, MARKUS: Stickstoff aus der Landwirtschaft: stößt die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie an ihre Grenzen?	228
SCHMALWIESER, MARKUS & IRENE ZWEIMÜLLER: Kennzahlen zu Schwimmteichen und Naturpools – Charakterisierung künstlicher Badegewässer anhand einfacher Parameter	143

SCHMITZ, WOLFGANG; EVA HÄSER & NORA HÄSER: Und sie reißen doch: Eisenharte Byssusfäden von Dreissena – Modellexperimente für die Umweltbildung	233
SCHUHMACHER, HELMUT: Tobias Timm – ein Schrittmacher für die Limnologie	46
SCHULZ, CLAUS-JÜRGEN: Gewässerversalzung – eine globale Herausforderung und ihre mitteleuropäischen Aspekte	136
SCHÜTT, MARKUS; THOMAS MEIBNER, ALEXANDER GIESWEIN, BERND SURES & CHRISTIAN K. FELD: Wasser fließt, Sand bleibt: Talsperren als Feinsedimentsenke	96
SCHWARZ, ANJA; MIRKO DREßLER; KIM KRAHN & PETRA WERNER: Zweiter Ringversuch benthische Diatomeen 2014/15 in Deutschland - Beitrag zur Qualitätssicherung bei der Umsetzung der EU-WRRL	179
TÄUSCHER, LOTHAR: Untersuchungen der Mikroalgen in Moorgewässern des Naturparks „Uckermärkische See“ im Land Brandenburg	148
THEURER, JANNA; KIMBERLY MEYER; ARLENA DUMEIER & ELLEN KIEL: „Wer will schon umziehen?!“ - Vorstudie zur Wiederansiedlung gewässertypspezifischer Fauna in einem sandgeprägten Tieflandbach	122
WERNER, PETRA; SVEN ADLER & MIRKO DRESSLER: Ringversuch benthische Diatomeen 2011/12 - Auswirkungen unterschiedlicher Diatomeen-Zählergebnisse auf die Wasserqualitätsanalyse	184

RUTSCHMANN, SEREINA & MICHAEL T. MONAGHAN: Evolutionäre Prozesse in aquatischen Insekten: genomische Ansätze zur Erforschung von Artbildung.

KIESEL, JENS; MARIA SCHRÖDER; DANIEL HERING; BRITTA SCHMALZ; GEORG HÖRMANN; SONJA JÄHNIG & NICOLA FOHRER: Ein neuer Ansatz für die Modellierung von Makrozoobenthos-Gemeinschaften.

KUEMMERLEN, MATHIAS; BRITTA SCHMALZ; QINGHUA CAI; PETER HAASE; NICOLA FOHRER & SONJA C. JÄHNIG: An attack on two fronts: predicting how changes in land use and climate affect the distribution of stream macroinvertebrates.

Evolutionäre Prozesse in aquatischen Insekten: genomische Ansätze zur Erforschung von Artbildung

Sereina Rutschmann^{1,2,3} & Michael T. Monaghan^{1,2}

¹Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, Deutschland;

²Berlin Center for Genomics in Biodiversity Research, Königin-Luise-Str. 6-8, 14195 Berlin, Deutschland;

³Department of Biochemistry, Genetics and Immunology, University of Vigo, 36310 Vigo, Spanien

sereina.rutschmann@gmail.com; monaghan@igb-berlin.de

Keywords: Eintagsfliegen, Kanarische Inseln, Kolonialisierungsgeschichte, Phylogenetik, Speziationsmuster

Molekulare Phylogenetik zur Erforschung von Süßwasser-Biodiversität

Das Feld der molekularen Phylogenetik hat bei der Generierung großer Mengen genomischer Daten stark von den aktuellen Fortschritten moderner Sequenzierungstechnologien profitiert. Dennoch mangelt es oft an geeigneten genetischen Markern und ausreichender Taxon-Abdeckung. Die meisten phylogenetischen Studien basieren auf mitochondrieller DNA (mtDNA), weil genomische Information und Strategien zur Entwicklung neuer genetischer Marker oft nicht verfügbar sind. Die Verwendung angemessener, genetischer Marker und die Einbeziehung sowohl umfassender geographischer und phylogenetischer Taxon-Proben sind Voraussetzungen zur adäquaten Rekonstruktion evolutionärer Entwicklungen unterschiedlicher Abstammungslinien. Speziell für die Untersuchung von evolutionär jungen Arten (<20 Millionen Jahre), sind viele unabhängige nukleäre DNA (nDNA) Marker mit einer hohen Anzahl von Polymorphismen nötig.

Wir wollten verstehen, wie Artbildung und Ausbreitung die heutige Süßwasser-Biodiversität geformt haben. Deshalb verglichen wir die aktuelle Diversifikation und Kolonisierungsgeschichte von Eintagsfliegenlarven in Flüssen und Seen der Kanarischen Inseln, der Insel Madeira, und den Azoren mit dem europäischen Festland. Die Inselfauna bietet dafür ideale Voraussetzungen. Insekten haben generell einen großen Anteil an der Artenvielfalt limnologischer Ökosysteme. In Binnengewässern sind 60 Prozent aller dort lebenden Tierarten Insekten. Und obwohl Flüsse und Seen nur etwa 1 Prozent der Erdoberfläche bedecken, beherbergen sie überproportional viele Insekten, nämlich 6 Prozent aller bekannten Arten (Dijkstra et al. 2014). Eintagsfliegen (Ephemeroptera) sind Süßwasserinsekten, deren Ursprung bereits über 300 Millionen Jahre zurück liegt. Sie konnten sich erfolgreich spezialisieren und atlantische Inseln kolonisieren (Gattolliat 2004; Monaghan et al. 2005; Gattolliat & Staniczek 2011). Diese Kombination aus ursprünglicher Herkunft und aktueller Diversifikation macht sie zu faszinierenden Studienorganismen für die molekulare Phylogenetik. Bislang ist sehr wenig darüber bekannt, welche Prozesse die enorme Vielfalt (aquatischer) Insekten ermöglichen und erhalten (Dijkstra et al. 2014).

Erfassung der Biodiversität anhand von mitochondrieller DNA

Ein erstes Zwischenziel unserer Forschungsarbeit war die Erfassung der Eintagsfliegen-Artenvielfalt der Makaronesischen Inseln (Abb. 1), denn aktuelle taxonomische Einschätzungen sind unsicher und werden hinterfragt (Müller-Liebenau 1971; Alba-Tercedor et al. 1987; Gattolliat et al. 2008). Frühere Untersuchungen über Eintagsfliegen in Europa, Afrika, Madagaskar und Nordamerika, die auf Analysen mittels mtDNA basieren, haben wiederholt eine andernfalls kryptische Diversität aufgedeckt (e.g. Williams et al. 2006; Lucentini et al. 2011). Dies suggeriert, dass vorherige morphologische Einschätzungen möglicherweise die Artenvielfalt unterschätzten, und dass ein umfassendes Verständnis von Biodiversität und Evolution auf endemischen Inseln molekularbasierte, taxonomische Untersuchungen erfordern.

Um die Biodiversität zu bewerten und die Evolution der Eintagsfliegenfauna zu datieren, haben wir phylogenetische Analysen basierend auf universeller mtDNA Markern in Kombination mit einem "generalized mixed Yule-coalescent" (GMYC) Ansatz (Fujisawa & Barraclough 2013) angewandt. Für mehr Details siehe Rutschmann et al. (2014).

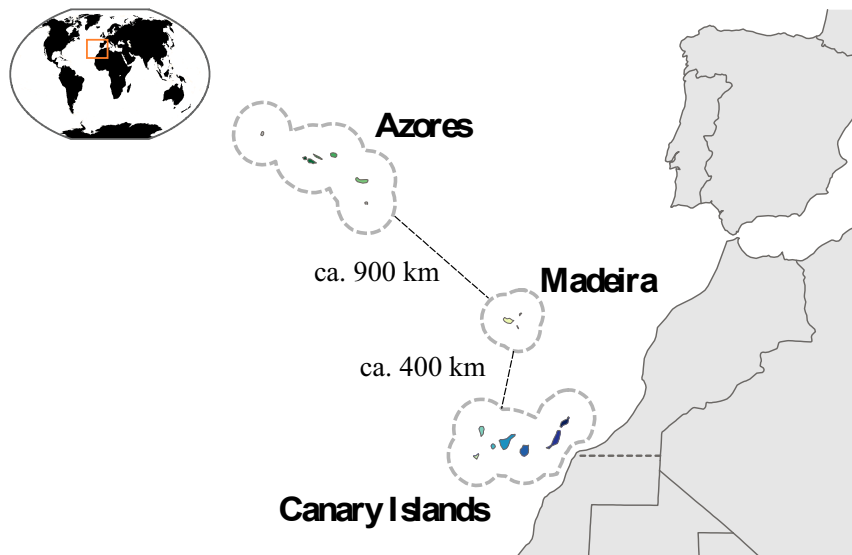


Abb. 1: Geografische Übersicht der untersuchten Makaronesischen Inseln: die Azoren, Madeira, und Kanarischen Inseln.

Insgesamt fanden wir zwölf insel-endemische GMYC-Arten in drei Artengruppen (*Baetis canariensis* s.l., *B. pseudorhodani* s.l. und *Cloeon dipterum* s.l.; Abb. 2), die sich innerhalb der letzten 15 Millionen Jahre parallel auf den Insel-Archipelen diversifiziert haben. Innerhalb der Artengruppe *C. dipterum* fanden wir vier Arten; zwei auf dem europäischen Festland, eine auf Teneriffa und eine auf Gran Canaria. Obwohl aufschlussreich, unterstreichen die Ergebnisse dennoch die Notwendigkeit der Entwicklung neuer genetischer Marker, die ausreichende, phylogenetische Informationen enthalten, um die Verwandtschaftsverhältnisse der identifizierten, nahverwandten Artengruppen zu rekonstruieren. Für mehr Details siehe Rutschmann et al. (2014).

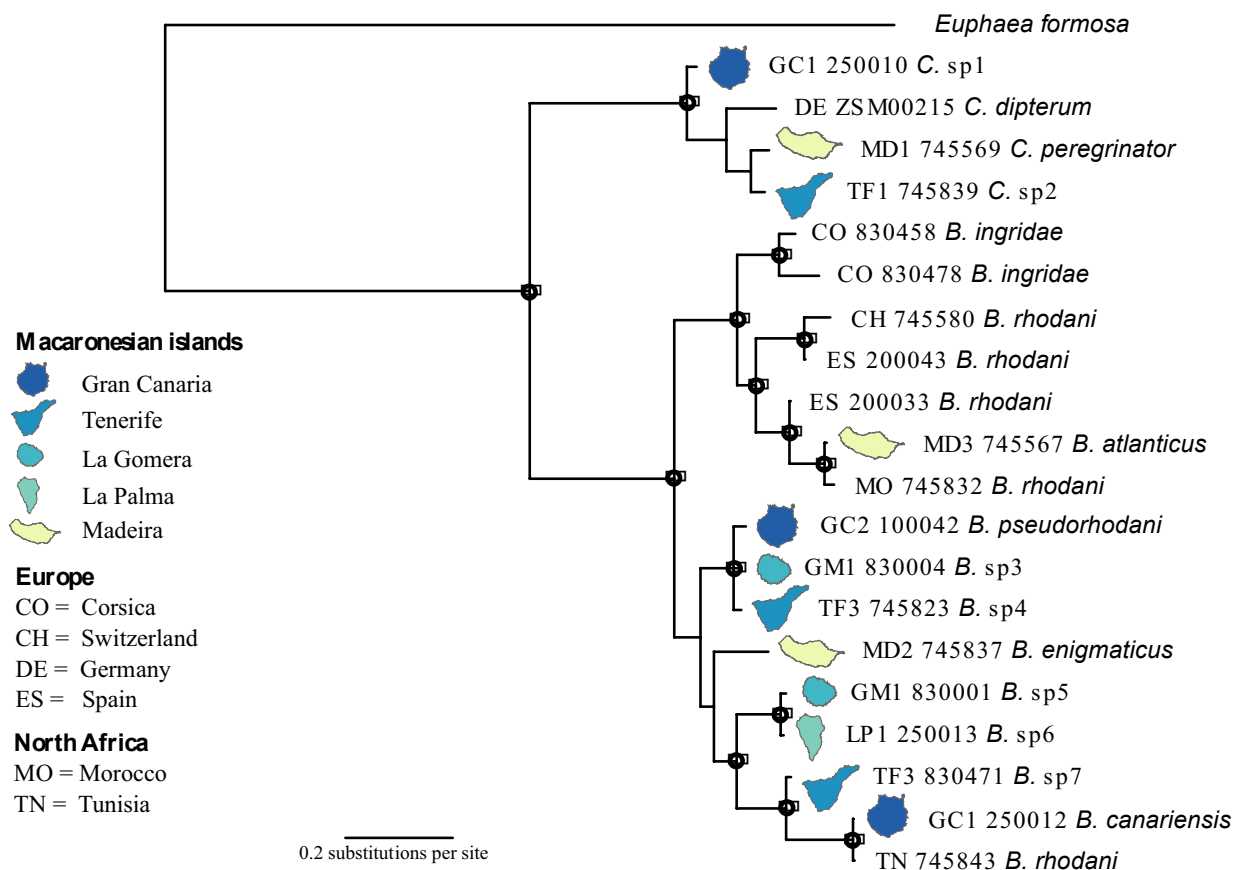


Abb. 2: Rekonstruktion der phylogenetischen Verwandtschaften von Vertretern der *Rhodobaetis* Gruppe und der Artengruppe *Cloeon dipterum* s.l., basierend auf drei mitochondriellen Markern (*cob*, *cox1*, *rrnL*). Gefüllte Kreise repräsentieren unterstützte Knoten. Putative GMYC-Arten sind angegeben mit sp1-sp7. Abbildung abgeändert nach Rutschmann *et al.* (2014).

Rekonstruktion der Insel-Kolonialisierung anhand von nukleärer DNA

Um die phylogenetische Verwandtschaft zwischen jung-divergierenden Arten (hier *C. dipterum* s.l. GMYC-Arten) zu untersuchen, sind viele Polymorphismen nötig, und diese sollten idealerweise von einer Vielzahl unabhängigen Marker abstammen. Da Eintagsfliegen keinen Modellorganismus darstellen, weil kein Referenzgenom existiert, erstellten wir ein Ganzgenom-Draft. Dieses benutzen wir als Basis für die Entwicklung von 59 nDNA Markern zur Inferenz der Evolutionsgeschichte der *C. dipterum* s.l. Artengruppe. Wir wendeten Artbaum-Rekonstruktionsmethoden mit einem „multispecies coalescent“-Ansatz, der in den letzten fünf Jahren entwickelt wurde und zur Analyse von großen nDNA Daten geeignet ist (siehe e.g. Drummond & Bouckaert 2015). Dieser Ansatz wurde gewählt, um sowohl den Mangel an phylogenetischem Signal zu bewältigen als auch um das widersprüchliche phylogenetische Signal aufgrund von Genbaum-Inkongruenzen zu überwinden. Insgesamt fanden wir sechs verschiedene *Cloeon*-Arten, drei auf den Makaronesischen Inseln und drei auf dem europäischen Festland. Die Phylogenetik konnte Kolonisationsrouten im großen geographischen Maßstab (Makaronesische Inseln, europäisches Festland und Nordamerika) rekonstruieren. Dabei scheint es, dass die drei Makaronesischen *Cloeon* Arten von europäischen Ursprungspopulationen abstammen, und Artenpaare in denselben Süßwasserhabitaten vorkommen. Es scheint, dass die Diversifizierung innerhalb der *C. dipterum* s.l. Artengruppe wesentlich durch allopatrische

Artbildung angetrieben wurde, wobei starke natürliche Selektion ökologischer Merkmale (d.h. Süßwasserhabitat-Anpassung) und Verschiebungen von Lebenszyklus-Merkmalen vermutlich eine Schlüsselrolle spielten.

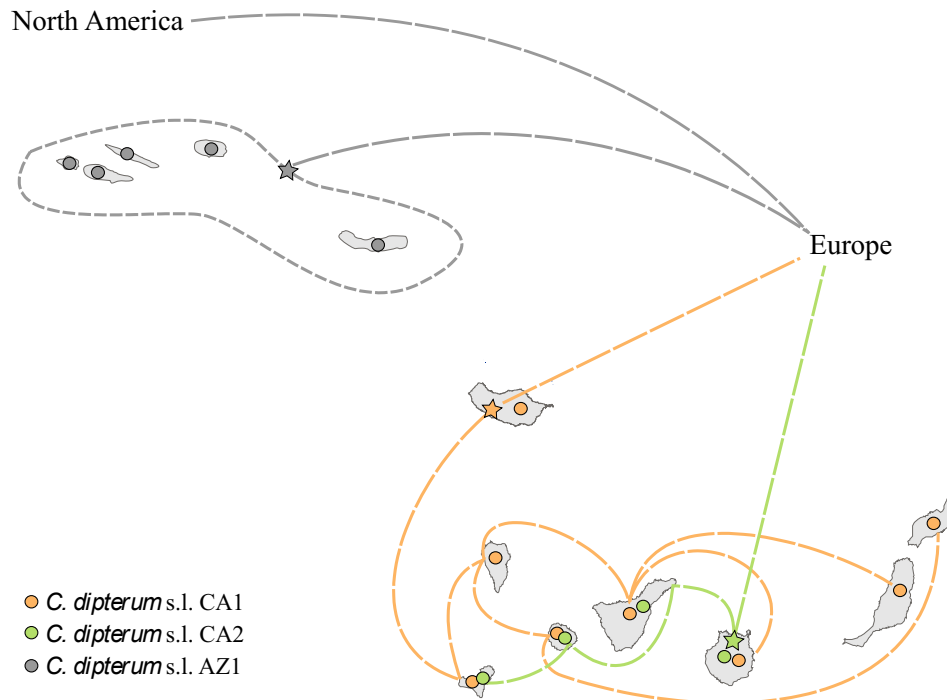


Abb. 3: Schematische Darstellung der Kolonialisierungsrouten der *Cloeon dipterum* s.l. Artengruppe. Die drei unterschiedlichen GMYC Arten CA1, CA2, und AZ1 sind in orange, grün, und grau dargestellt. Die Sterne symbolisieren die jeweils ältesten datierten Besiedlungen

Schlussfolgerungen

Im Rahmen unserer umfangreichen Bestandsaufnahme konnten wir zeigen, dass Diversität bei Insekten immer eng mit Lebensräumen verknüpft ist. Zwar stehen wir beim Verständnis der Prozesse hinter der Diversifizierung erst am Anfang, doch zeigten unsere Studien, dass geografische Barrieren und ökologische Diversifizierung in lokalen Habitaten von großer Bedeutung sind. Insekten, die in stehenden Gewässern vorkommen, können sich in der Regel gut ausbreiten und neue Lebensräume erobern. Da Seen über geologische Zeitskalen entstehen und wieder verschwinden, entwickelten die dort vorkommenden Lebewesen Mechanismen, neue Lebensräume zu besiedeln. Arten, die in fließenden Gewässern leben, breiten sich dagegen vergleichsweise weniger aus, weil ihre Lebensräume normalerweise von permanenter Natur sind. Ihnen fehlt der evolutionäre Druck, zu „neuen Ufern“ aufzubrechen. Fließgewässer beherbergen daher typischerweise mehr Arten und auch mehr endemische Arten, die nicht in der Lage sind, dem Verlust oder der Zerstörung ihres Lebensraumes zu entfliehen. Unsere Ergebnisse legen nahe, dass Habitat-Typen und ihr fortwährender Wandel eine ganz entscheidende Rolle in der Ökologie und Evolution aquatischer Insekten spielen.

Wir konnten zeigen, dass viele der Eintagsfliegen-Arten nicht wie bislang angenommen weit verbreitet, sondern insel-endemisch und somit stark gefährdet sind. Sie werden aktuell zunehmend von touristischen und landwirtschaftlichen Einflüssen bedroht. In der Folge gibt es nur noch wenige geeignete Habitate für die Süßwasserfauna, insbesondere für die der Fließgewässer.

Die Ergebnisse unserer Studie ermöglichen nun, gezielt Arten bzw. Habitate zu schützen. Weitere Studien werden jedoch nötig sein, um die Rolle von Inselepopulationen als Quelle für Populationsrouten zu erforschen.

Danksagung

Wir möchten uns ganz herzlichst bei allen Personen, die am Projekt beteiligt waren für Ihr Engagement bedanken. Ein ganz besonderer Dank gilt Jean-Luc Gattolliat und Michel Sartori, Marcos Báez und Samantha J. Hughes für die tolle und stetige Zusammenarbeit seit Beginn des Projektes. Herzlichen Dank an Sabrina Simon und Rob DeSalle für die Betreuung am American Museum of Natural History (AMNH), New York. Im Labor und Feld haben uns Katrin Preuß, Lydia Wächter, Berta Ortiz Crespo, Susan Mbedi, und Harry Detering tatkräftig unterstützt. Wir bedanken uns bei Kirsten Pohlmann und Klement Tockner für die tolle Betreuung und das Interesse an der Arbeit. Ein großer Dank gebührt der Molecular Ecology and Genomics Research Group at Leibniz-IGB für das konstruktive, großartige Arbeitsklima, und stetiger Input für die Arbeit. Die Arbeit entstand als Teil der Doktorarbeit von Sereina Rutschmann und wurde von Michael T. Monaghan betreut. Finanziert wurde die Arbeit durch das SAW/PAKT Programm der Leibniz-Gemeinschaft (WGL), das Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), und die Förderung eines dreimonatigen Aufenthalts am American Museum of Natural History (AMNH), New York durch den Gleichstellungsfond des Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB).

Literatur

- Alba-Tercedor, J., Báez, M., Soldán, T. (1987): New records of mayflies of the Canary Islands (Insecta, Ephemeroptera). *Eos*: 63:7-13.
- Dijkstra, K.-D.B., Monaghan, M.T., Pauls, S.U. (2014): Freshwater biodiversity and aquatic insect diversification. *Annual Review of Entomology* 59:143-163.
- Gattolliat, J.-L. (2004): First reports of the genus *Nigrobaetis* Novikova & Kluge (Ephemeroptera: Baetidae) from Madagascar and La Reunion with observations on afrotropical biogeography. *Revue Suisse de Zoologie*: 111:657-669.
- Gattolliat, J.-L., Staniczek (2011): New larvae of Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) from Espiritu Santo, Vanuatu. *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde A, Neue Serie* 4:75-82.
- Gattolliat, J.-L. (2008): What is *Baetis rhodani* (Pictet, 1843) (Insecta, Ephemeroptera, Baetidae)? Designation of a neotype and redescription of the species from its original area. *Zootaxa* 69-80.
- Drummond, A.J., Bouckaert, R.R. (2015): Bayesian evolutionary analysis with BEAST. Cambridge University Press.
- Fujisawa, T., Barraclough, T.G. (2013): Delimiting species using single-locus data and the Generalized Mixed Yule Coalescent approach: a revised method and evaluation on simulated data sets. *Systematic Biology* 62: 707-724.
- Lucentini, L., Rebora, M., Puletti, M.E., Fontaneto, D., Gaiola, E., Panara, F. (2011): Geographical and seasonal evidence of cryptic diversity in the *Baetis rhodani* complex (Ephemeroptera, Baetidae) revealed by means of DNA taxonomy. *Hydrobiologia* 673:215-228;
- Monaghan, M.T., Gattolliat, J.-L., Sartori, M., Elouard, J.M., James, H., Derleth, P. et al. (2005): Trans-oceanic and endemic origins of the small minnow mayflies (Ephemeroptera, Baetidae) of Madagascar. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272:1829-1836.
- Müller-Liebenau, I. (1971): Ephemeroptera (Insecta) von den kanarischen Inseln. *Gewässer und Abwässer* 50/51:7-40.
- Rutschmann, S., Gattolliat, J.-L., Hughes, S.J., Báez, M., Sartori, M., Monaghan, M.T. (2014): Evolution and island endemism of morphologically cryptic *Baetis* and *Cloeon* species (Ephemeroptera, Baetidae) on the Canary Islands and Madeira. *Freshwater Biology*: 59:2516-2527.
- Williams, H.C., Ormerod, S.J., Bruford, M.W. (2006): Molecular systematics and phylogeography of the cryptic species complex *Baetis rhodani* (Ephemeroptera, Baetidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 40:370-382.

Ein neuer Ansatz für die Modellierung von Makrozoobenthos-Gemeinschaften

Jens Kiesel^{1,2}, Maria Ceylan^{3,4}, Daniel Hering³, Britta Schmalz¹, Georg Hörmann¹, Sonja Jähnig², Nicola Fohrer¹

¹ Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Natur- und Ressourcenschutz, Abteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft, Olshausenstr. 75, 24118 Kiel

² Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Abteilung Ökosystemforschung, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

³ Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Aquatische Ökologie, Universitätsstr. 5, 45141 Essen

⁴ Forschungsinstitut Senckenberg, Fließgewässerökologie & Naturschutzforschung, Clamecystr. 12, 63571 Gelnhausen

Keywords: integrierte Modellierung, Hydrologie, Hydraulik, Habitate

Einleitung

Naturnahe Einzugsgebiete, Fließgewässer und die aquatische Vielfalt wurden primär aufgrund der Auswirkungen der industriellen und urbanen Entwicklung sowie der Intensivierung der Landwirtschaft weltweit degeneriert. Diese Veränderungen haben auf verschiedenen Skalen stattgefunden und daher sind Rehabilitationsmaßnahmen in Fließgewässern und Einzugsgebieten notwendig, um die Bedingungen für aquatische Lebewesen zu verbessern (Feld et al. 2011).

Modelle, die für die Planungen von Renaturierungsmaßnahmen angewendet werden, zielen meist auf einzelne Komponenten der komplexen Wirkungskette, die Abiotik und Biotik verbindet; so werden Modelle z.B. für die Prognose von hydrologischen und hydraulischen Zielgrößen verwendet. Dadurch wird die Wirkungskette unterbrochen, die die Antriebskräfte, Belastungen, Zustand und Auswirkungen auf das Gewässersystem verbindet. Es gibt kaum Modelle, die das Gesamtsystem Einzugsgebiet-Fließgewässer-Habitat-aquatische Lebewesen betrachten. Daher fehlt es an Werkzeugen, mit denen die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf den aquatischen Lebensraum, möglichst schon während der Planungsphase, getestet werden können. Dies ist ein bekanntes Forschungsdefizit auf dem Gebiet der integrierten Modellierung (Newman et al. 2006). Ziel dieses neuen Ansatzes ist daher die Erstellung eines integrierten, geographischen Informationssystems (GIS)-basierten Modellverbundes, der eine ganzheitliche Betrachtung der Wirkungskette vom Einzugsgebiet über das Fließgerinne zum Makrozoobenthos ermöglicht.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Modellsystem wurde am Beispiel des ländlich geprägten Kielstau Einzugsgebietes im Norddeutschen Tiefland erstellt. Das 50-km² große Einzugsgebiet befindet sich im östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins in einer Höhenlage von 30-75mNN. Das Gewässer entspringt 15km südöstlich von Flensburg, und der Abfluss am Gebietsauslass beträgt 0,42m³ s⁻¹ im Jahresmittel (LKN, 2009). Die Kielstau ist ein kiesgeprägter Tieflandbach und ist Teil des Verbundsystems zum Aufbau des Schutzgebiets- und Biotopverbundsystems Schleswig-Holstein. Seit 2010 ist die Kielstau Deutschlands erstes Ökohydrologie-Referenzprojekt der UNESCO (Fohrer und Schmalz, 2012).

Modelle

Der methodische Ansatz dieser Arbeit basiert auf dem "Driver-Pressure-State-Impact-(Response)" (DPSI(R)) Konzept (EEA 1999) und beinhaltet die Verknüpfung von einem ökohydrologischen, zwei hydraulischen, und einem Habitatmodell (Abb. 1, Kiesel et al. 2009a).

Das ökohydrologische Modell "Soil and Water Assessment Tool" (SWAT, Arnold et al. 1998) wird genutzt, um das Abflussregime und die Erosionsprozesse auf Einzugsgebietsebene in Abhängigkeit von Landnutzung und Klima abzubilden. Im Rahmen dessen werden zwei flachlandspezifische Werkzeuge entwickelt: Erstens, eine Methode zur Berücksichtigung des hohen Oberflächenretentionspotentials des Einzugsgebietes (Kiesel et al. 2010) und zweitens, ein Abschätzungsmodell für die Bestimmung der Anteile der Sedimenteintragspfade, um den Sedimenteintrag aus der Fläche, den Drainagen und der Ufererosion zu quantifizieren (Kiesel et al. 2009b).

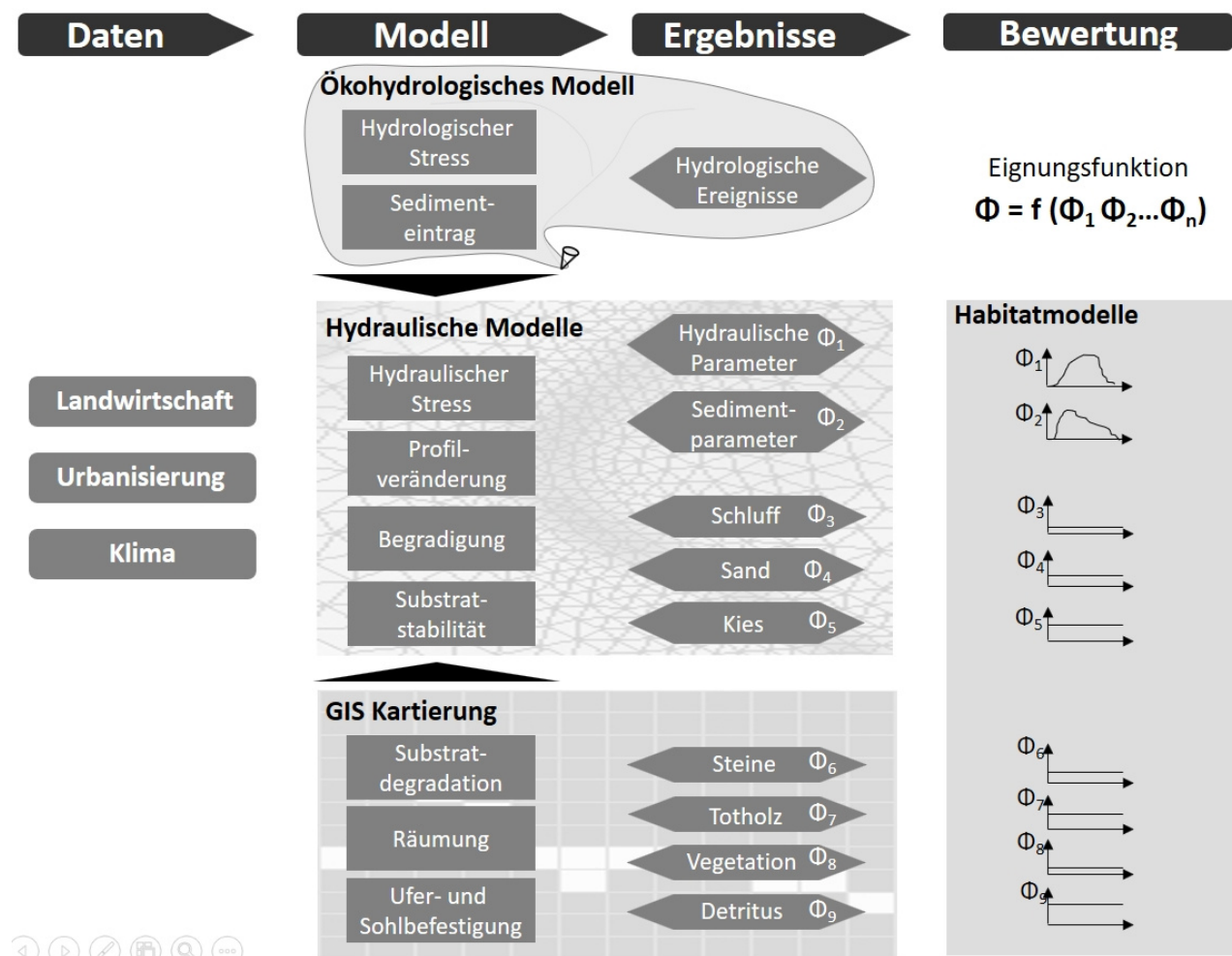


Abb. 1: Entwickelter methodischer Ansatz basierend auf dem DPSI(R) Konzept, das in die einzelnen Modellkomponenten „Daten-Modell-Ergebnisse-Bewertung“ überführt wird

Auf Fließgewässerebene werden dann die Abfluss- und Sedimentzeitreihen aus der hydrologischen Modellierung genutzt, um hydraulische Simulationen durchzuführen. Hierfür werden mit dem Modell "Hydrologic Engineering Center River Analysis System" (HEC-RAS, USACE 2010) ein-dimensional und mit dem "Adaptive Hydraulics Modelling system" (ADH, Berger et al. 2011) zweidimensional Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Substratveränderungen und Sedimenttransport in variablen Auflösungen simuliert. Die Verbindung zwischen den Modellkomponenten (schwarze Pfeile Abb. 1) zeigt, dass die hydrologischen und GIS-Daten Randbedingungen für die hydraulischen Simulationen sind.

schen Simulationen bereitstellen. Die Modellausgaben beschreiben den abiotischen Zustand des Systems, die die Eigenschaften des Habitats repräsentieren.

Basierend hierauf wird eine Bewertung durchgeführt, um den Einfluss der Habitateigenschaften auf das Makrozoobenthos zu identifizieren. Diese Bewertung wird ermöglicht durch die Anwendung eines Habitatmodells, das den Zustand der abiotischen Habitatparameter mit dem Artenvorkommen verknüpft. Hierfür wurde das "Habitat Evaluation Tool" (HET, Kiesel et al. 2015) entwickelt. Mit dem HET Modell wird die im Fließgewässer vorhandene Makrozoobenthosgemeinschaft basierend auf dem Gewässersubstrat modelliert.

Die Modelle werden auf unterschiedlichen räumlichen Skalen auf einem täglichen Zeitschritt von 2008-2009 angewendet: SWAT auf der Einzugsgebietsskala (50km²) in einer Auflösung von ca. 0,1km², HEC-RAS für den Hauptarm der Kielstau (9km Länge) in einer Auflösung von ca. 40m und ADH in einem Detailabschnitt (230m Länge) am Einzugsgebietsauslass mit einer mittleren Auflösung von 50cm² (Kiesel et al. 2012). HET wird ebenfalls auf letzterer Skala angewendet, so dass kleinräumige Einflussfaktoren auf das Makrozoobenthos evaluiert werden können, die durch Einzugsgebiets- und Fließgewässerprozesse entstehen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Modellausgabe sind Karten, Zeitserien und Statistiken des räumlichen Vorkommens der Arten. Die Ergebnisse der hydrologischen und hydraulischen Teilmodelle wurden auf den verschiedenen Skalen überprüft: Das SWAT Modell zeigt eine sehr gute Übereinstimmung mit gemessenen täglichen Abflüssen am Einzugsgebietsauslass für die fünfjährige Kalibrierungs- und fünfjährige Validierungsperiode ($r^2 = 0,82$, Kiesel et al. 2010). Das HEC-RAS Modell wird angetrieben mit den SWAT Abflussdaten und trifft die gemessenen Wassertiefen ($r^2 = 0,90$) und Fließgeschwindigkeiten ($r^2 = 0,88$) sehr gut. Die ADH Modellierungsergebnisse der Wassertiefen in dem 230m-langen Abschnitt stimmen sehr gut mit den Messungen überein ($r^2 = 0,94$), während die Fließgeschwindigkeiten zufriedenstellend simuliert werden konnten ($r^2 = 0,70$) (Kiesel et al. 2013).

Die Sedimenttransportberechnungen wurden ebenfalls auf den drei Skalen validiert: Zufriedenstellende Übereinstimmungen konnten zwischen der modellierten und gemessenen täglichen Sedimentfracht erreicht werden ($r^2 = 0,56$). Sedimenttransportprozesse im Fließgerinne, simuliert durch HEC-RAS stimmen sehr gut mit Feldbeobachtungen überein: der Bereich mit der höchsten modellierten Erosion (4,8 cm a⁻¹) stimmt mit der Stelle überein, an der Landwirte aufgrund des Uferrückschrittes Zäune zurücksetzen müssen. Das kombinierte SWAT und HEC-RAS Modell stellt die Abfluss- und Sedimentganglinien für ADH zur Verfügung. Somit beinhalten die ADH Ergebnisse auf der Mikroskala den Einfluss von Einzugsgebiets- und oberstromigen Gerinneprozessen. Die Validierung der ADH Modellergebnisse werden durchgeführt, indem simulierte mit kartierten Substratgrößen in dem modellierten Gewässerabschnitt verglichen werden (Abb. 2). Wie zu sehen ist, bildet ADH die kartierte Verteilung der Substrate von 2008 bis 2009 sehr gut ab. Der Austrag der feinen Substrate (Sand, hell), wurde in den meisten Bereichen sehr gut getroffen. Die Modellierung zeigt, dass das simulierte Gewässerbett in den meisten Monaten des Jahres relativ stabil ist und die hauptsächlichen erosiven Ereignisse in den Wintermonaten November bis Januar auftreten (Kiesel et al. 2013). Nicht mobile Substrate (Totholz, Steine und Wasserpflanzen) wurden im Feld kartiert und auf der Substratkarte überlagert. Diese modellierten und kartierten Substratzustände, verfügbar in hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung, stellen die Basis für die integrierte Bewertung des Habitats mit HET dar.

Die Simulation der Makrozoobenthos-Gemeinschaft des Gewässerabschnittes mit dem HET Modell ermöglicht die räumlich-zeitliche Darstellung von simulierten Individuendichten und basierend da-

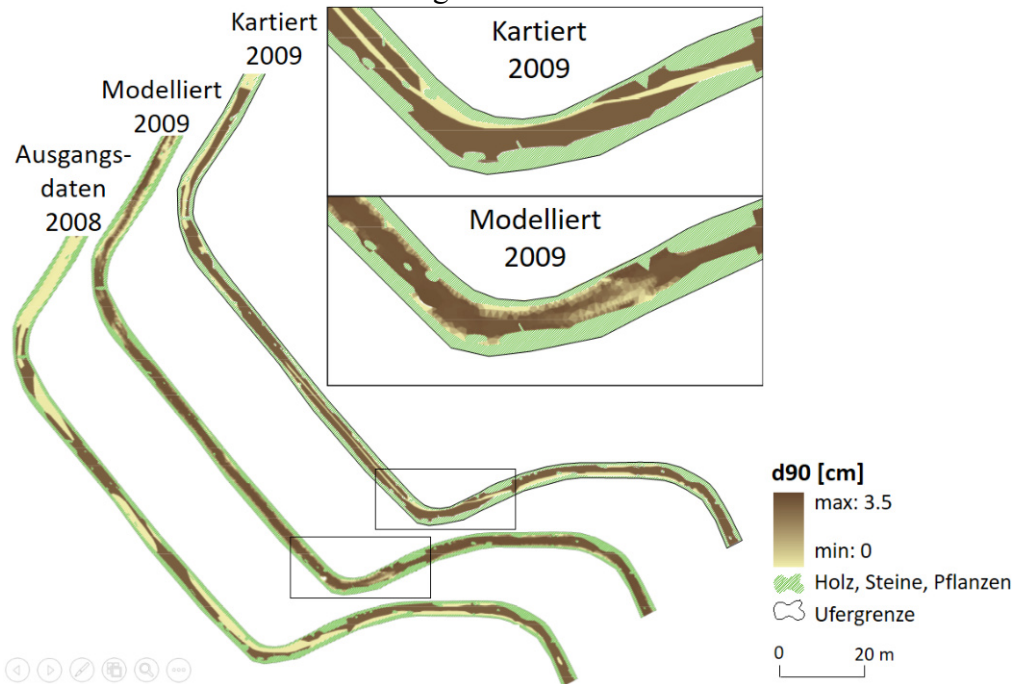


Abb. 2: Vergleich der simulierten und kartierten Substratgrößen (d90) der SWAT-HEC-RAS-ADH Modellkaskade über den Verlauf eines Jahres (2008-2009)

rauf, die Durchführung eines digitalen Multi-Habitat-Samplings (MHS). Die simulierte und beprobte Artengemeinschaft stimmt gut überein, mit einem Renkonen-Index von 56. In Abb. 3 ist die simulierte Individuenverteilung des *Gammarus pulex* auf den Substraten dargestellt, die über den Jahresverlauf angestiegen ist. Das digitale MHS in HET wurde 1000-mal wiederholt, wodurch der Einfluss der Zufälligkeit in der Probenahme evaluiert werden kann. Die Spannweite der Boxplots in Abb. 4 stellt die Unsicherheit in dem MHS dar. Generell kann man erkennen, dass sich der Median von 2008 nach 2009 entweder erhöht hat oder gleichgeblieben ist.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die vorgestellte Methodik ist übertragbar und wurde bereits während der Entwicklung in anderen Einzugsgebieten und Ökoregionen angewendet. Die Entwicklung des Modellsystems führt zu einem Voranschreiten der integrierten Modellierung, aber zukünftige Verbesserungen sind notwendig: Dies betrifft vor allem die Simulation von weiteren abiotischen Parametern, die Erforschung von Präferenzen der Organismen, die kombinierte Simulation mehrerer Organismengruppen sowie die Simulation von Interaktionen und Rückkopplungseffekten.

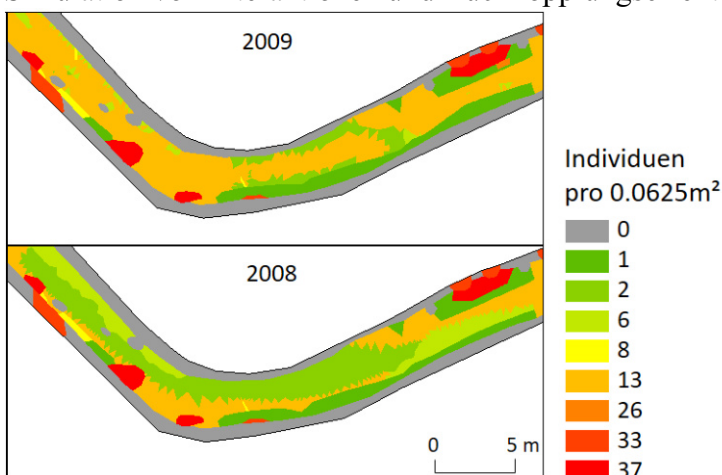


Abb. 3: Räumliche Verteilung der Individuendichten von *Gammarus Pulex* auf 25x25cm in 2008 und 2009, simuliert mit HET

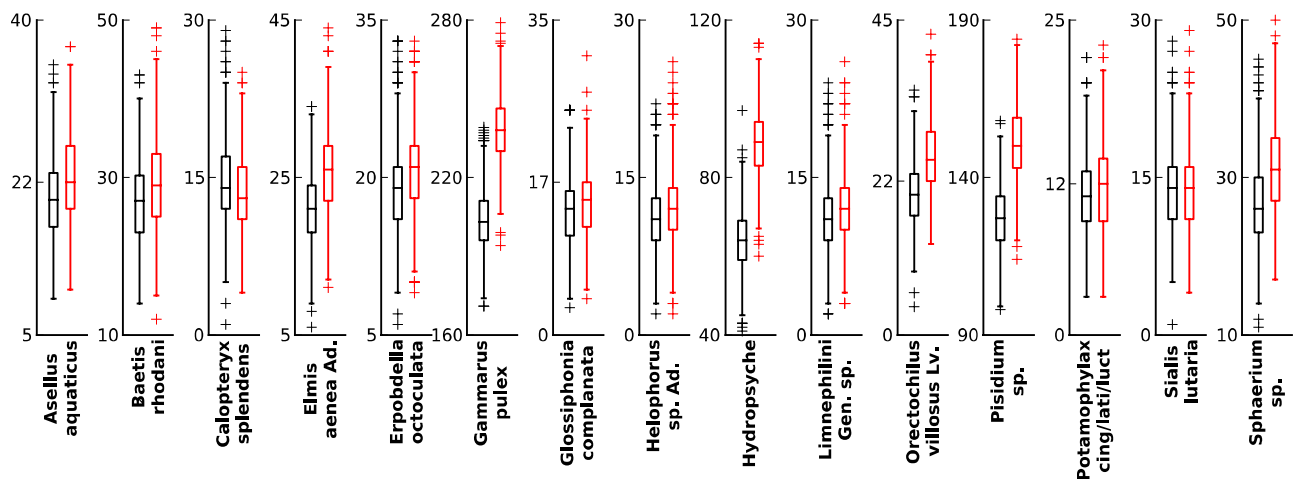


Abb. 4: Boxplots zeigen die Veränderung der Individuenanzahl (y-Achse, links 2008, rechts 2009) basierend auf dem simulierten MHS in dem HET Modell

Danksagung

Die Modellentwicklung fand im Rahmen einer Doktorarbeit statt, die durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) und den Deutschen Akademischen Austauschdienst (DAAD) gefördert wurde.

Literatur

- Arnold JG, Srinivasan R, Muttiah RS, Williams JR. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I, model development. *Journal of American Water Resources Association* 34(1), 73-89.
- Berger RC, Tate JN, Brown GL, Savant G. 2011. Adaptive Hydraulics – A two-dimensional modelling system, ADH v4.01, USACE CHL-ERDC, Vicksburg, 1-90.
- EEA. 1999. Environmental indicators, Typology and overview. EU Environ. Agency, Techn. Rep. 25, 1-19.
- Feld CK, Birk S, Bradley DC, Hering D, Kail J, et al. 2011. From Natural to Degraded Rivers and Back Again: A Test of Restoration Ecology Theory and Practice. *Advances in Ecological Research* 44.
- Fohrer N, Schmalz B. 2012. Das UNESCO Ökohydrologie-Referenzprojekt Kielstau-Einzugsgebiet - Nachhaltiges Wasserressourcenmanagement und Ausbildung im ländlichen Raum, *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 56(4), 160-168.
- Kiesel J, Hering D, Schmalz B, Fohrer N. 2009a. A transdisciplinary approach for modelling macroinvertebrate habitats in lowland streams. *IAHS Publication* 328, 24-33.
- Kiesel J, Schmalz B, Fohrer N. 2009b. SEPAL – a simple GIS-based tool to estimate sediment pathways in lowland catchments. *Advances in Geosciences* 21(3), 25-32.
- Kiesel J, Fohrer N, Schmalz B, White MJ. 2010. Incorporating landscape depressions and tile drainages of a northern German lowland catchment into a semi-distributed model. *Hyd. Proc.* 24, 1472-1486.
- Kiesel J, Schmalz B, Savant G, Fohrer N. 2012. Across the scales: From catchment hydrology to instream hydraulics. 10th International Conference on Hydroinformatics. Proceed. HIC 2012, Hamburg.
- Kiesel J, Schmalz B, Brown G, Fohrer N. 2013. Application of a hydrological-hydraulic modelling cascade in lowlands for investigating water and sediment fluxes in the catchment, channel and reach. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 61(4), 313-325.
- Kiesel J, Schröder M, Hering D, Schmalz B, Hörmann G, Jähni SC, Fohrer N. 2015. A new model linking macroinvertebrate assemblages to habitat composition in rivers: development, sensitivity and univariate application. *Fundamental and Applied Limnology* 186 (1-2).
- LKN. 2009. Tägliche Abflussdaten für den Pegel Soltfeld (114261). Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz, Geschäftsbereich 2, Fachbereich 21, Betriebsstelle Schleswig.
- Newman BD, Wilcox BP, Archer SR, Breshears DD, Dahm CN, et al. 2006. Ecohydrology of water-limited environments: A scientific vision. *Wat. Res. Res.* 42, 1-15.
- USACE. 2010. HEC-RAS, River Analysis System, User's Manual Version 4.1, US Army Corps of Engineers, Hydraulic Engineering Center, 1-790.

An attack on two fronts: predicting how changes in land use and climate affect the distribution of stream macroinvertebrates

Mathias Kuemmerlen¹, Britta Schmalz², Qinghua Cai³, Peter Haase¹, Nicola Fohrer², Sonja C. Jähnig⁴

¹Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, Abt. Fließgewässerökologie und Naturschutzforschung, Clamecystr. 12, 63571 Gelnhausen, mathias.kuemmerlen@senckenberg.de, peter.haase@senckenberg.de; ²Abt. Hydrologie und Wasserwirtschaft, Inst. für Natur- und Ressourcenschutz, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstr. 75, 24118 Kiel, bschmalz@hydrology.uni-kiel.de, nfohrer@hydrology.uni-kiel.de; ³Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, 7 South Donghu Road, 430072 Wuhan, China, qhcai@ihb.ac.cn, ⁴Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Justus-von-Liebig-Str. 7, 12489 Berlin, sonja.jaehnig@igb-berlin.de

Keywords: China, Aquatische Ökosysteme, Arealmodelle, Landnutzungswandel, Klimawandel

Einleitung

Süßwasser-Ökosysteme werden als Biodiversitäts-Hotspots betrachtet, da sie weniger als 1% der Erdoberfläche abdecken und etwa 10% aller bekannten Arten beherbergen (Strayer und Dudgeon, 2010). Die anthropogene Belastung dieser Ökosysteme durch den prognostizierten globalen Wandel ist erheblich (Heino et al. 2009). Landnutzungswandel (z.B. Entwaldung) ist die Komponente des globalen Wandels, die am stärksten Ökosysteme und Biodiversität beeinflusst (Sala et al. 2000; Vitousek, 1994); dabei spielen die steigende globale Atmosphärentemperatur und Niederschlagsmenge auch eine bedeutende Rolle (IPCC, 2013). Bei der Betrachtung der Prognosen muss allerdings beachtet werden, dass diese regional und saisonal sehr heterogen verteilt sind. Weil Fließgewässerökosysteme besonders von dem Wasserkreislauf abhängig sind (Vörösmarty und Sahagian, 2000), sind diese vom globalem Wandel stark betroffen (IPCC, 2007) und daher weltweit besonders bedroht (Sala et al. 2000; Strayer und Dudgeon, 2010). Für die Konzeption effektiver Naturschutz- und Managementmaßnahmen sind ein detailliertes Wissen über die Effekte von globalen Umweltveränderungen auf Ökosysteme und deren Biozönose essentiell. Relevante Kenntnisse erfordern regionale Studien (sensu Pearson und Dawson, 2003), die diese Effekte auf räumlich hochauflösenden Skalen untersuchen. Daher sind Studien mit einer groben räumlichen und zeitlichen Auflösung oft unzureichend (Chen et al. 1999).

Arealmodelle (Im Englischen: *species distribution models*) zeigen auf eine räumlich explizite Weise den Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von Arten und den vorherrschenden Umweltbedingungen (Guisan und Zimmermann, 2000) und bieten somit die Möglichkeit, wichtige Einblicke in die Ökologie von Fließgewässern zu gewinnen (Elith und Leathwick, 2009; Heino et al. 2009). Dazu werden Arealmodelle anhand von Umweltprädiktoren kalibriert, um Vorkommenswahrscheinlichkeiten vorherzusagen und auf das Untersuchungsgebiet zu projizieren. Arealmodelle wurden bereits in Fließgewässerökosystemen angewendet, um Klimawandelauswirkungen (e.g. Domisch et al. 2013), genetische Diversität (e.g. Bálint et al. 2011) und Naturschutzmaßnahmen zu bestimmen (e.g. Domínguez-Domínguez et al. 2006). Doch diesen Studien ist gemeinsam, dass überwiegend klimatische Prädiktoren zur Beschreibung der vorherrschenden Umweltbedingungen genutzt wurden. Weitere Umweltprädiktoren werden nur selten, oder gar nicht berücksichtigt.

Fließgewässerökosysteme zeigen spezifische und komplexe Eigenschaften, die in dem Aufbau eines Arealmodells berücksichtigt werden sollten. Daher ist es erforderlich Arealmodelle an Fließgewässerökosysteme anzupassen, um die Folgen von Landnutzungs- und Klimawandel für die Makrozoobenthos-Biozönose hochauflösend zu untersuchen. Arealmodelle, die ökologisch relevante Prädiktoren anwenden und Informationen liefern, die im Naturschutz und Umweltmanagement Anwendung finden, sollten für regionale Skalen und in hoher Auflösung erstellt werden. In dieser Studie werden auf regionaler Skala und mit hoher Präzision, die Effekte von Klima- und Landnutzungswandel auf das Makrozoobenthos eines chinesischen Einzugsgebiets untersucht.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Südosten Chinas, in den Provinzen Anhui und Jiangxi und ist ein 1.717 km² großes Teil-Einzugsgebiet des Changjiang. Das Gebiet gehört zum Einzugsgebiet Chinas größten Sees, den Poyang See, der wiederum zum Einzugsgebiet des Changjiang (Jangtse) gehört (Shankman et al. 2006). Die Region weist gegenwärtig deutliche Veränderungen in der Landnutzung auf, die auf die allgemeine wirtschaftliche Entwicklung Chinas zurückzuführen sind (Li et al. 2010). Der Wechsel von bestehenden Naturwäldern zu Forstwäldern, die Zunahme an Agrarflächen und weitere anthropogene Beeinträchtigungen beeinflussen erheblich die Hydrologie im Einzugsgebiet und in Kombination mit dem prognostizierten Klimawandel interagieren sie und erhöhen z.B. das Überschwemmungspotenzial der Fließgewässer der Region (Guo et al. 2008).

Für die Arealmodellierung sind Umweltvariablen und Fundpunkte der benthischen Makroinvertebraten erforderlich. Dabei ist eine genügende Anzahl ($n > 12$) von Fundpunktdaten für jede Art nötig, um eine ausreichende Aussagekraft der Modelle zu gewährleisten. Zwei Feldkampagnen im Changjiang-Einzugsgebiet dienten dazu, an insgesamt 50 Probenahmestellen 72 verschiedene Taxa Makroinvertebraten zu sammeln: die erste im Oktober 2010, unmittelbar nach dem Monsun und die zweite im März 2011, kurz vor Beginn des Monsuns.

Für die Arealmodellierung wurde das Fließgewässernetz des Changjiang Flusses in insgesamt 14.286 Rasterzellen mit einer räumlichen Auflösung von 90 m unterteilt. Es wurden acht Umweltvariablen als Prädiktoren gewählt: die mittlere Jahreslufttemperatur [°C], der Niederschlag während des Monsuns [mm], der mittlere Jahresabfluss [m³s⁻¹], die Anzahl der Tage mit erhöhtem Abfluss, die Hangneigung [%], die Exposition (Himmelsrichtung) und die relative Fläche an Landwirtschaft, so wie Teeplantagen im oberen Einzugsgebiet [%]. Die Arealmodellierung erfolgte mit dem *biomod2*-Paket in R (R Development Core Team 2011, Thuiller et al. 2009). Dabei wurde ein Ensemblemodell erstellt, bestehend aus fünf Algorithmen (generalized linear model, GLM; generalized boosted regression model, GBM; classification tree analysis, CTA; artificial neural networks, ANN; flexible discriminant analysis, FDA) und jeweils 10 Wiederholungen (weitere Details in Kuemmerlen et al. 2015).

Das kalibrierte Modell wurde anhand gegenwärtiger Umweltvariablen projiziert um die Areale der einzelnen Taxa festzustellen. Diese wurden dann mit Zukunftsprojektionen verglichen, die anhand veränderter Umweltvariablen aus einem Klima- und einem Landnutzungsszenario projiziert wurden (Simon et al. 2013; Schmalz et al. 2015a, b; Wang et al. 2013). Somit wurden drei Verbreitungsszenarien für das Makrozoobenthos des Changjiangs erstellt: Klimawandel, Landnutzungswandel und ein kombinierter Wandel. In jedem dieser Szenarien wurden die hydrologischen Variablen jeweils an die neuen Umweltbedingungen mittels eines hydrologischen Modells angepasst. Die Veränderungen der vorhergesagten Areale für jede Art wurden in einem ersten Schritt bezüglich der Größe und der Höhenlage ausgewertet und später für die gesamte Biozönose zusammengefasst um Ein-

blicke in die Effekte auf prognostizierter Artenvielfalt und Diversität der Vorkommenswahrscheinlichkeiten zu gewinnen.

Ergebnisse

Im Durchschnitt erwiesen die Arealmodelle hohe Güteindikatoren, sowohl für AUC, wie auch TSS (0.96 ± 0.03 , 0.98 ± 0.01). Als wichtigste Umweltvariablen kamen die hydrologischen Prädiktoren hervor: Anzahl der Tage mit erhöhtem Abfluss und mittlerer Jahresabfluss.

Die verschiedenen Szenarien hatten signifikante Auswirkungen auf einige der relevanten Prädiktoren. Das Klimawandelszenario lieferte erhöhte mittlere Jahreslufttemperaturen und mittlere Jahresabflüsse, so wie geringeren Niederschlag während des Monsuns und weniger Tage mit erhöhtem Abfluss. Veränderte Landnutzung bewirkte größere Flächen an Landwirtschaft und Teeplantagen im oberen Einzugsgebiet, so wie einen höheren mittleren Jahresabfluss und mehr Tage mit erhöhtem Abfluss. Das kombinierte Szenario beinhaltete alle oben genannten Veränderungen.

Die Prognosen künftiger Arealverbreitungen zeigten im Vergleich, dass Landnutzungsänderungen eine weit stärkere Beeinträchtigung der Makrozoobenthosbiozönose als Klimaveränderungen verursachen können. Dies wurde durch eine niedrigere Artenvielfalt und eine verkleinerte Arealgröße deutlich. Für die Diversität der Vorkommenswahrscheinlichkeiten und der durchschnittlichen Höhenverschiebung des Areals war der negative Effekt von Landnutzungswandel auch größer als der von Klimawandel, wurde aber von dem Effekt eines kombinierten Wandels übertroffen. Darüber hinaus wurde in keiner der Zukunftsprojektionen das Aussterben von Arten vorhergesagt.

Diskussion

Die hier vorgestellten Arealmodelle beruhen nicht nur auf räumlich, sondern auch auf zeitlich hoch auflösenden Prädiktoren, die in Fließgewässern von hoher Bedeutung sind (Clausen und Biggs, 1997) und wichtige Informationen über Biodiversitätsmuster in Fließgewässern liefern. Die Wahl eines Einzugsgebietes als Modellgebiet berücksichtigte Umweltprädiktoren in einem ökologisch signifikanten Umfeld, das von natürlichen Grenzen definiert wird. Es ermöglichte auch, dass Hydrologische Parameter in die Modellierung einfließen, die nicht nur den wichtigsten Erklärungsgrad aller Variablen zeigten, sondern auch – zusätzlich zu direkten Effekten – indirekte Auswirkungen von Landnutzungs- und Klimawandel erwiesen. Solche indirekte Einflüsse können in Arealmodellen berücksichtigt werden, indem die Eigenschaften des oberläufigen Einzugsgebiets betrachtet werden (Kuemmerlen et al. 2014, Schmalz et al. 2015a).

Die Effekte von Landnutzungs- und Klimawandel auf einzelne Arten können unterschiedlich sein, je nach Lage und Fläche der Areale in der Gegenwart. Habitate in größeren Flüssen der tiefliegenden Bereichen des Einzugsgebiets sind bereits unter dem negativen Einfluss der Landwirtschaft. Diese Ausgangssituation prägt die Ergebnisse vieler Arten die gegenwärtig in diesen Habitaten vorkommen, denn sie konnten mit zunehmender Landwirtschaftlich genutzter Fläche Ihre Areale vergrößern. Dagegen verloren die in dem Landnutzungswandel-Szenario durch die Landwirtschaft neu erschlossenen Gebiete viele Arten, die mit den neuen Umweltbedingungen nicht zurecht kommen.

Fließgewässerökosysteme sind bereits und werden zukünftig zunehmend vom globalen Wandel beeinflusst. Dabei sind Klima-, Landnutzungs- und Wasserbilanzveränderungen, sowie deren Interaktionen, von besonderer Bedeutung. Einzugsgebiet-basierte Arealmodelle erweisen sich als ein wichtiges Werkzeug um die Effekte von Klima- und Landnutzungswandel auf Makrozoobenthos in

hoher räumlicher Auflösung zu untersuchen. Die hohe räumliche und zeitliche Auflösung der Ergebnisse von Einzugsgebiet-basierten Arealmodellen unterstützt und erleichtert das Verständnis der Effekte des globalen Wandels auf Biozönosen (Randin et al. 2009). Darüber hinaus werden essentielle Informationen für nachhaltige Naturschutz- und Managementstrategien erzeugt. Ein regionaler Modellierungsansatz, der außer Klimawandel auch Landnutzungswandel berücksichtigt, ist dafür besonders geeignet (Hannah et al. 2002).

Schlussfolgerungen

Die vorliegende Studie belegt, dass Landnutzungsveränderungen auf der Skala eines Einzugsgebietes viel wichtiger als Klimaveränderungen sein können. Es ist daher erforderlich, dass ökologische Studien, die sich mit Umweltveränderungen befassen, neben dem Klimawandel auch Landnutzungswandel berücksichtigen. Um weitere solche Studien durchzuführen sind Landnutzungsszenarien erforderlich die, ähnlich zu den Klimaszenarien, weit akzeptiert und regional einsetzbar sind.

Danksagung

Die vorliegende Studie wurde im Laufe der Promotion des Erstauthors angefertigt und durch das DFG-Projekt „Integrated modelling of the response of aquatic ecosystems to land use and climate change in the Poyang lake region, China“ als Teil des gemeinsamen NSFC/DFG-Förderprogramms „Landnutzung und Wasserwirtschaft unter sich verändernden Umweltbedingungen“ gefördert (JA 1827/2-1), so wie von dem Forschungsförderungsprogramm „LOEWE Landes-Offensive zur Entwicklung Wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz“ des Hessischen Ministeriums für Wissenschaft und Kunst finanziell unterstützt.

Literatur

- Bálint M., Domisch S., Engelhardt C.H.M., Haase P., Lehrian S., Sauer J., et al. (2011): Cryptic biodiversity loss linked to global climate change. *Nature Climate Change* 1, 313–318.
- Chen J., Saunders S.C., Crow T.R., Naiman R.J., Broszofsky K.D., Mroz G.D., et al. (1999): Microclimate in Forest Ecosystem and Landscape Ecology. *BioScience* 49, 288–297.
- Clausen B. & Biggs B. (1997): Relationships between benthic biota and hydrological indices in New Zealand streams. *Freshwater Biology* 38, 327–342.
- Domínguez-Domínguez O., Martínez-Meyer E., Zambrano L. & De León G.P.-P. (2006): Utilización de Modelos de Nicho Ecológico como Herramienta de Conservación de Especies Dulceacuícolas: Peces Vivíparos en el Centro de México. *Conservation Biology* 20, 1730–1739.
- Domisch S., Araújo M.B., Bonada N., Pauls S.U., Jähnig S.C. & Haase P. (2013): Modelling distribution in European stream macroinvertebrates under future climates. *Global Change Biology* 19, 752–762.
- Elith J. & Leathwick J.R. (2009): Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40, 677–697.
- Guisan A. & Zimmermann N.E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135, 147–186.
- Guo H., Hu Q. & Jiang T. (2008): Annual and seasonal streamflow responses to climate and land-cover changes in the Poyang Lake basin, China. *Journal of Hydrology* 355, 106–122.
- Hannah L., Midgley G.F. & Millar D. (2002): Climate Change-Integrated Conservation Strategies. *Global Ecology and Biogeography* 11, 485–495.
- Heino J., Virkkala R. & Toivonen H. (2009): Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews* 84, 39–54.
- IPCC (2007b) Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability* (eds Parry M, Canziani O, Palutikof J, van der Linden P, Hanson C). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC (2013) Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on*

- Climate Change (eds Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Kuemmerlen M., Schmalz B., Cai Q., Haase P., Fohrer N. & Jähnig S.C. (2015): An attack on two fronts: predicting how changes in land use and climate affect the distribution of stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 60, 1443–1458.
- Kuemmerlen M., Schmalz B., Guse B., Cai Q., Fohrer N. & Jähnig S.C. (2014): Integrating catchment properties in small scale species distribution models of stream macroinvertebrates. *Ecological Modelling* 277, 77–86.
- Li F., Cai Q. & Ye L. (2010): Developing a Benthic Index of Biological Integrity and Some Relationships to Environmental Factors in the Subtropical Xiangxi River, China. *International Review of Hydrobiology* 95, 171–189.
- Pearson R.G. & Dawson T.P. (2003): Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12, 361–371.
- Randin C.F., Engler R., Normand S., Zappa M., Zimmermann N.E., Pearman P.B., et al. (2009): Climate change and plant distribution: local models predict high-elevation persistence. *Global Change Biology* 15, 1557–1569.
- Sala O.E., Chapin F.S., Iii, Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., et al. (2000): Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287, 1770–1774.
- Schmalz B., Kuemmerlen M., Kiesel J., Cai Q., Jähnig S.C. & Fohrer N. (2015a): Impacts of land use changes on hydrological components and macroinvertebrate distributions in the Poyang lake area. *Ecohydrology* 8:1119–1136.
- Schmalz B., Zhang Q., Kuemmerlen M., Cai Q., Jähnig S.C. & Fohrer N. (2015b): Modelling spatial distribution of surface runoff and sediment yield in a Chinese river basin without continuous sediment monitoring. *Hydrological Sciences Journal* 60, 801–824.
- Simon T., Hense A., Su B., Jiang T., Simmer C. & Ohlwein C. (2013): Pattern-based statistical downscaling of East Asian Summer Monsoon precipitation. *Tellus A* 65.
- Strayer D.L. & Dudgeon D. (2010): Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29, 344–358.
- Vitousek P.M. (1994). *Beyond Global Warming: Ecology and Global Change*. *Ecology* 75, 1861–1876.
- Wang D., Menz C., Simon T., Simmer C. & Ohlwein C. (2013): Regional dynamical downscaling with CCLM over East Asia. *Meteorology and Atmospheric Physics* 121, 39–53.

POSTERPRÄMIERUNG 2015

ROTHE, LOUISA; CAROLINE WINKING, BENJAMIN KUPILAS & DANIEL HERING: Stadt, Land, Kötterbecke – Die Auswirkungen ökologischer Verbesserungen ehemaliger Abwasserkanäle des Emschersystems auf Nahrungsnetze.

GERKE, MADLEN; JÖRG SCHNEIDER; DIRK HÜBNER; MANFRED FETTHAUER; DANIELA MEWES; CLAUDIA HELLMANN & CAROLA WINKELMANN: BIOMANIPULATION: Werkzeug zur Reduktion von Eutrophierungseffekten im Hyporheal?

RICHTER, LUISE; SUSANNE WORISCHKA; CAROLA WINKELMANN & THOMAS BERENDONK: Fressen oder nicht fressen – der Effekt von Nahrungsart und potentiellen Prädatoren auf die Konsumtion von *Dikerogammarus villosus*.

Stadt, Land, Köttelbecke – Die Auswirkungen ökologischer Verbesserungen ehemaliger Abwasserkäne des Emschersystems auf Nahrungsnetze

Louisa Rothe, Caroline Winking, Benjamin Kupilas & Daniel Hering

Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Aquatische Ökologie, Universitätsstraße 5, 45141 Essen, Fon: 0201-1833113, Fax: 0201-1832179, louisa.rothe@stud.uni-due.de

Keywords: Renaturierung, stabile Isotope, Nahrungsbeziehungen

Einleitung

Die Gewässer des Emschersystems im Ruhrgebiet (Abb. 1) werden stellenweise seit 100 Jahren als oberirdische Abwassersammler verwendet und von der Bevölkerung als „Köttelbecken“ bezeichnet. Höhere aquatische Lebensgemeinschaften kommen in den Gewässern nicht vor. Mit dem Ende des Bergbaus und dem Abklingen der Bergsenkungen ist es nun möglich, das Abwasser unterirdisch abzuführen und die Gewässer des Emschersystems ökologisch zu verbessern. Dadurch entsteht eine Vielzahl von Lebensräumen, in denen sich wieder Tiere und Pflanzen ansiedeln und neue Lebensgemeinschaften mit ihren entsprechenden Wechselbeziehungen bilden.

In den letzten Jahren fanden umfangreiche Untersuchungen zur Wiederbesiedlung mit Makrozoobenthos statt (Winking et al. 2015). Funktionelle Aspekte, einschließlich Stoff- und Energieflüsse durch Nahrungsnetze, wurden bislang nicht betrachtet. Doch auch solche Ökosystemfunktionen erlauben Aussagen zum Zustand eines Gewässers und die Untersuchung trophischer Beziehungen kann zum umfassenderen Verständnis von Renaturierungseffekten beitragen (Kupilas et al. 2015). Daher ergab sich im Rahmen der hier vorgestellten Studie folgende Forschungsfrage: Hat das Alter der Renaturierung einen Einfluss auf Nahrungsnetze im und am Gewässer?

Neun Probestellen im Boyeeinzugsgebiet, einem Teileinzugsgebiet der Emscher, wurden hinsichtlich dieser Fragestellung untersucht, dabei gab es drei Gewässergruppen:



Abb. 1: Deutschlandkarte, markiert: Emschereinzugsgebiet



Lycosidae, Wolfspinnen

Bauen keine Netze sondern jagen laufend und lauern ihrer Beute auf. Neben terrestrisch jagenden Arten (z.B. *Hygrolycosa*) gibt es auch Arten, die sich entlang von Gewässern von aquatischen Beutetieren ernähren (z.B. *Pirata*).



Araneidae, Radnetzspinnen

Vielfältig in Ernährungsweise und Habitat. Fangen fliegende Insekten mithilfe ihres Netzes, darunter auch Insekten mit aquatisch lebendem Larvenstadium.

Abb. 2: Infokasten Lycosidae und Araneidae

- Renaturiert alt (5 Jahre und älter)
- Renaturiert jung (2 Jahre und jünger)
- Referenz (naturnahe Stellen)

Ein besonderes Augenmerk wurde dabei auf die Nahrungsbeziehungen zwischen Landspinnen (Abb. 2) und Makrozoobenthos (z.B. Insekten mit aquatischem Larvenstadium) gelegt. Hierzu wurden bei drei der Probestellen (jeweils einer alten, einer jungen Renaturierungsstelle und einer Referenzstelle) Fänge von Landspinnen getätigt. Es wurden Fänge von Lycosidae (Wolfsspinnen) mithilfe von Fallen und Araneidae (Radnetzspinnen) mit Handfängen durchgeführt um herauszufinden, in welchem Umkreis des Gewässers sich die Spinnen von aquatischen Organismen ernährten.

Material und Methoden

Die Probenahme erfolgte im Frühjahr 2013 an verschiedenen Gewässern des Boyeeinzugsgebiets, eines Teileinzugsgebietes der Emscher (Abb. 3).

Abb. 2: Infokasten Lycosidae und Araneidae

Verschiedene Komponenten des Nahrungsnetzes wurden analysiert:

Nahrungsquellen entlang des Gewässers (partikuläres organisches Material, dominierende Makrophyten und Landpflanzen), Makrozoobenthos entsprechend der dominierenden Nahrungstypen (Räuber, Zerkleinerer, Filtrierer, Weidegänger, Detritusfresser) und zusätzlich Lycosidae und Araneidae (siehe Abb. 2, Abb. 3).

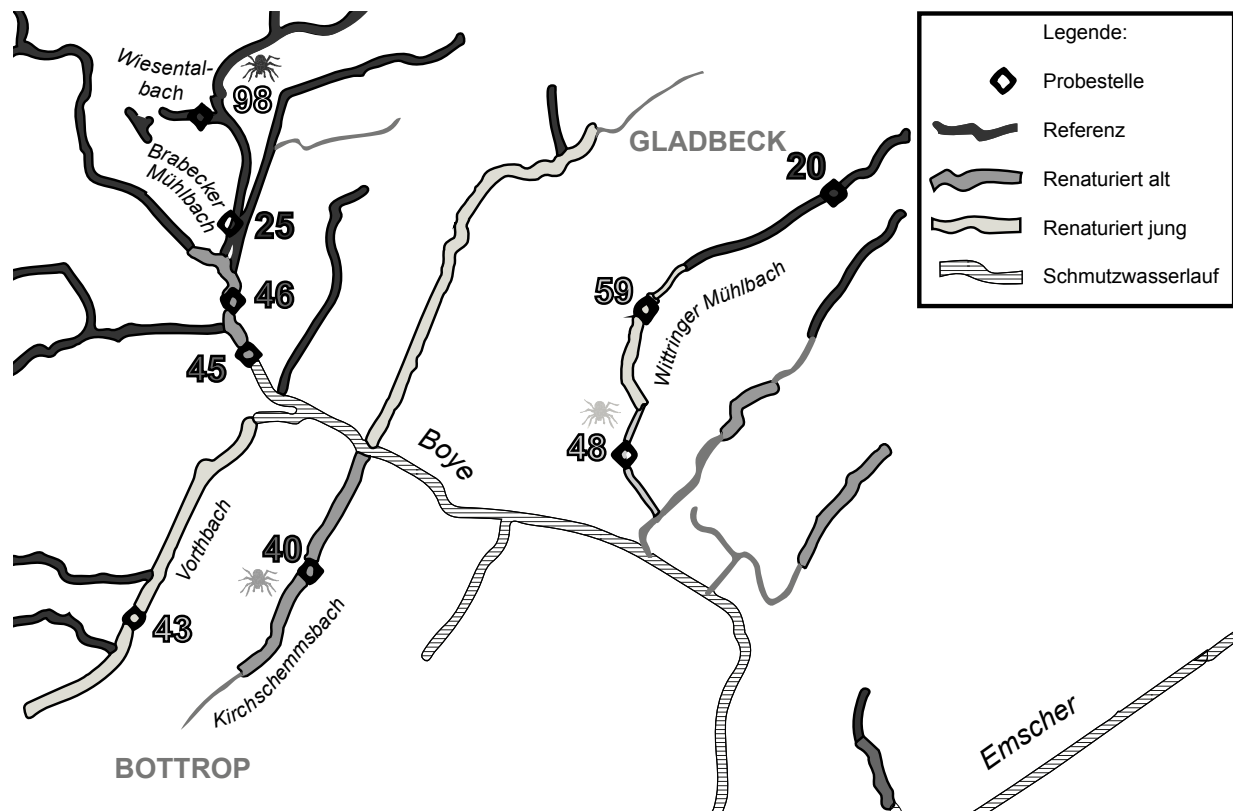


Abb. 3: Karte des Boyeeinzugsgebiets mit Probestellen (nummeriert), markiert: Probestellen, an denen Spinnenfänge durchgeführt wurden

Die Untersuchung erfolgte in drei Schritten:

Zunächst wurde im Freiland mithilfe der Kicksampling- Methode Makrozoobenthos aus dem Gewässer entnommen, entsprechend der dominanten Nahrungstypen sortiert und ins Labor transportiert. Ebenfalls erfolgte eine Entnahme der dominanten Wasser- und Landpflanzen und des groben und feinen partikulären Materials. Zusätzlich wurden Landspinnen direkt am Gewässer, sowie 50 m und 100 m vom Gewässer entfernt gefangen.

Anschließend erfolgte die Verarbeitung der Proben im Labor: Das Makrozoobenthos wurde 24 Std in gefiltertem Wasser der Probestelle gehältert, um sicherzustellen, dass Rückstände im Verdauungstrakt die Isotopen-Analyse nicht beeinträchtigen. Das Pflanzenmaterial wurde gereinigt, bestimmt und tiefgefroren, ebenso das grobe partikuläre Material. Nach dem Trocknen des feinputikulären Materials im Trockenschrank und dem Tieffrieren des Makrozoobenthos und der Spinnen wurden alle Proben zunächst gemörsert, gefriergetrocknet und in Zinnkapseln eingewogen. Daraufhin erfolgten eine stabile Isotopen- Analyse (^{15}N und ^{13}C) mithilfe eines Massenspektrometers und der Abgleich mit Standards im Agroisolab, Jülich.

Ergebnisse

Die Rohdaten der Isotopenanalyse zur Stellung des Makrozoobenthos und der Spinnen lassen Aussagen über die Position der Organismen im Isotopenraum zu. Je enger die Werte beieinander stehen, desto wahrscheinlicher ist eine trophische Verbindung (Abb. 4).

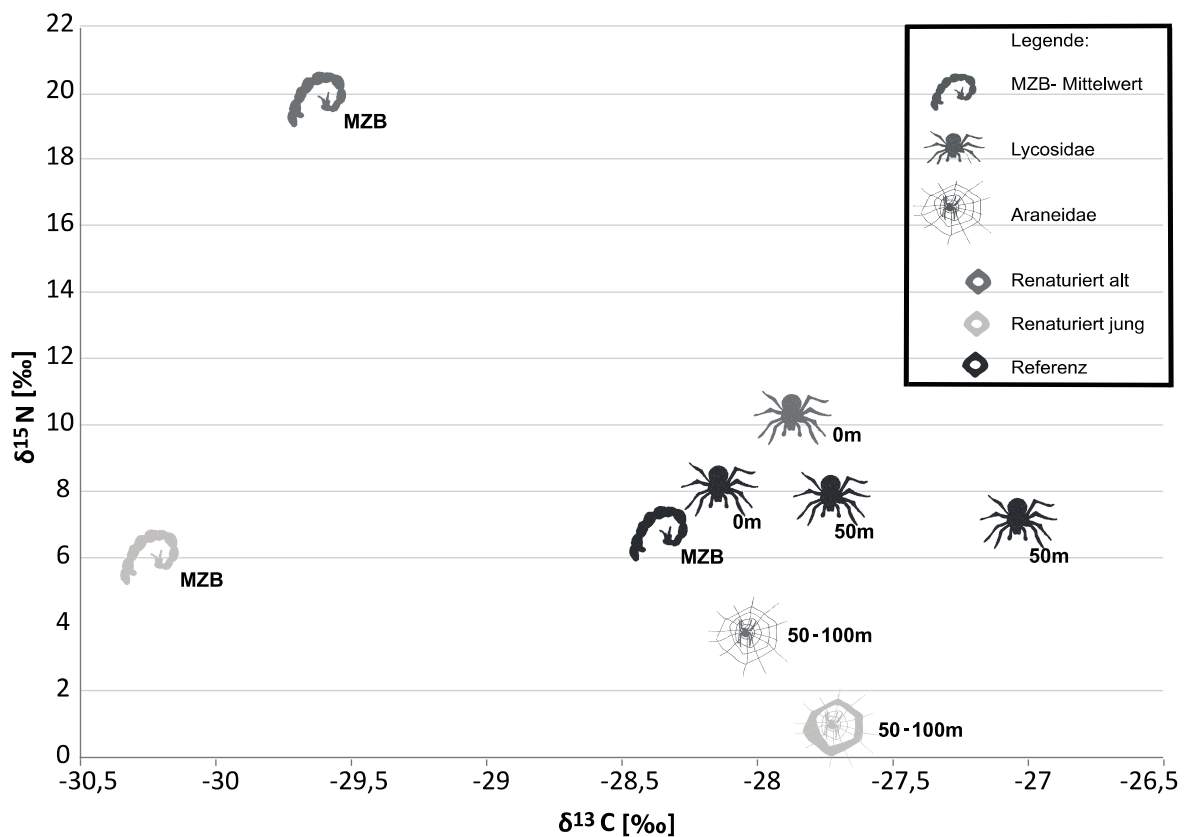


Abb. 4: Schematische Darstellung der Rohdaten zur Stellung von Makrozoobenthos (MZB) und Spinnen im Isotopenraum in Abhängigkeit vom Abstand der Fallen von der Uferlinie

Die Werte der Lycosidae der **Referenzstelle** sind dem Wert des Makrozoobenthos stark angenähert ($\delta^{13}\text{C}$). Auch stehen die Lycosidae trophisch höher als das Makrozoobenthos ($\delta^{15}\text{N}$).

Entlang der **jungen Renaturierungsstelle** (50-100 m) findet man nur Araneidae, deren Wert sich weit entfernt ($\delta^{13}\text{C}$) und trophisch unterhalb ($\delta^{15}\text{N}$) des Makrozoobenthos-Wertes befindet.

Der Wert der direkt am Gewässer lebenden Lycosidae der **alten Renaturierungsstelle** zeigt eine große Differenz zum zugehörigen Makrozoobenthos-Wert ($\delta^{13}\text{C}$), auch stehen die Lycosidae trophisch unterhalb ($\delta^{15}\text{N}$). Ähnlich verhält sich auch der Wert der Araneidae (50-100 m) dieser Probestelle.

Diskussion

An der **Referenzstelle** ist die Ernährung der Lycosidae von aquatischen Beutetieren wahrscheinlich. Der Wert der Spinnen direkt am Gewässer steht dabei näher als der Wert der Spinnen im 50 m Abstand. Auch zeigt sich in der Abweichung der beiden Werte der Lycosidae im 50 m Abstand, dass je nach Fallenstandort die Ernährung der Spinnen verschieden sein kann.

Aus den Werten der **jungen Renaturierungsstelle** lässt sich schließen, dass sich die Araneidae (50- 100 m) nicht von aquatischer Emergenz ernähren, da die Werte stark divergieren und die Werte der Spinnen unter den Werten des Makrozoobenthos stehen. Dazu kommt, dass die Spinnen nur 50- 100 m vom Gewässer entfernt gefunden wurden und somit scheinbar auf andere Nahrungsquellen (z.B. terrestrische Beutetiere) zurückgreifen.

Die Werte der Lycosidae in der **alten Renaturierungsstelle** deuten ebenfalls auf eine nicht-aquatische Ernährungsweise hin, obwohl Spinnen direkt am Ufer gefunden wurden. Auch bei den Araneidae, die ebenfalls bei dieser Stelle nicht direkt am Gewässer aufzufinden waren, ist eine Ernährung von der aquatischen Emergenz unwahrscheinlich.

Möglicherweise dauert es länger, bis sich Gewässer und Umland soweit erholen, dass sich auch auf die Jagd von aquatischen Beutetieren spezialisierte Spinnen ansiedeln.

Danksagung

Die vorgestellte Studie wurde im Rahmen einer Examensarbeit an der Universität Duisburg-Essen durchgeführt.

Wir bedanken uns bei den Kollegen der Arbeitsgruppe Aquatische Ökologie, ohne die die Probenahme und die Laborarbeit nicht möglich gewesen wären.

Literatur

- Brauns, M.; von Schiller, D.; Gergs, R. (2011): Stabile Isotopentechniken und ihre Bedeutung für die gewässerökologische Forschung. In: Handbuch angewandte Limnologie, Wiley- Verlag, Weinheim. 30. Erg. Aufl., Band 1, S. 3-10
- Krell, B.; Röder, N.; Link, M.; Gergs, R.; Entling, M.; Schäfer, R. (2015): Aquatic prey subsidies to riparian spiders in a stream with different land use types. In: Limnologica. Ecology and Management of Inland Waters. Elsevier, München. 51. Ausg., S. 1-7

- Kupilas, B., Friberg, N., McKie, B.G., Jochmann, M.A., Lorenz, A.W. & Hering, D. (2015): River restoration and the trophic structure of benthic invertebrate communities across 16 European restoration projects. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-015-2569-6
- Vander Zanden, M.; Rasmussen, J. (1999): $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ and the Trophic Position of aquatic consumers. In: *Ecology*, Washington. 80. Ausg., S. 1394-1404
- Winking C., Lorenz, A.W. & Hering D. (2015) Die naturnahe Umgestaltung des Emschersystems und das Ökologische Potenzial: zur Entwicklung aquatischer Biodiversität in ehemaligen Abwasserrinnen. *Natur und Landschaft* 8:383–390.

Bio-manipulation: Werkzeug zur Reduktion von Eutrophierungseffekten im Hyporheal?

Madlen Gerke¹, Jörg Schneider², Dirk Hübner², Manfred Fetthauer³, Daniela Mewes¹, Claudia Hellmann¹ & Carola Winkelmann¹

¹ Universität Koblenz-Landau, Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Koblenz, mgerke@uni-koblenz.de, dme-wes@uni-koblenz.de, hellmann@uni-koblenz.de, cawinkelmann@uni-koblenz.de ² Bürogemeinschaft für fisch- und gewässerökologische Studien, Frankfurt, Marburg, bfs-schneider@web.de, dirk-huebner@arcor.de ³ ARGE Nister/Obere Wied e.V., Stein Wingert, m.fetthauer@t-online.de

Keywords: Eutrophierung, Bio-manipulation, Top-Down-Steuerung, Hyporheisches Interstitial

Einleitung

In der Nister, einem Mittelgebirgsfluss im Westerwald (Siegsystem, Äschenregion), sind seit etwa einem Jahrzehnt verstärkt Eutrophierungseffekte zu beobachten, obwohl die Nährstoffkonzentrationen seit Beginn der 1990er Jahre nicht gestiegen sind. Auswirkungen der steigenden Algenbiomasse sind zeitweise extrem hohe pH-Werte ($\text{pH} > 10$), Sauerstoffdefizite im Oberflächenwasser und höchstwahrscheinlich ein Verstopfen des hyporheischen Interstitials durch abgestorbene Algen (biogene Kolmation). Das Interstitial erfüllt als Übergangszone zwischen fließender Welle und Grundwasser für das Fließgewässer wichtige ökologische Funktionen. Für benthische Invertebrate fungiert das Interstitial als Refugialraum bei Hochwasser, Austrocknung oder Verschlechterung der Wasserqualität und ist ein wichtiges Habitat für frühe Larvalstadien. Ein sauerstoffreiches, gut durchströmtes Interstitial ist außerdem bedeutsam für kieslaichende Fischarten wie Lachs, Äsche, Bachforelle oder Barbe (Hübner, 2003; Ibisch, 2004). Durch den Rückgang des Wasseraustauschs mit der fließenden Welle durch biogene Kolmation kann im Interstitial ein Sauerstoffdefizit entstehen, wodurch die Fortpflanzung kieslaichender Fischarten gefährdet wird und benthische Invertebrate das Interstitial kaum noch als Refugialraum nutzen können (Scharf, 2011). Eine eutrophierungsbedingte biogene Kolmation kann die Habitatfunktion des Interstitials somit massiv beeinträchtigen.

Die Verstärkung der Eutrophierungseffekte korreliert zeitlich mit einer deutlichen Veränderung der Fischgemeinschaft. Der Bestand großwüchsiger herbivorer und fakultativ piscivorer Fischarten wie Nase (*Chondrostoma nasus*) und Döbel (*Squalius cephalus*) ist seit Ende der 1990er Jahre eingebrochen. Parallel dazu kam es zu einer drastischen Zunahme des Bestandes an benthivoren Kleinfischen wie Groppe (*Cottus gobio*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*) und Schmerle (*Barbatula barbatula*). Beobachtungen lassen vermuten, dass der starke Fraßdruck des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) den Bestandsrückgang der großen Fischarten in der Nister verursacht haben könnte. Dieser piscivore Vogel war historisch nicht in den Mittelgebirgen vertreten, wurde aber seit Ende der 1990er Jahre verstärkt an der Nister beobachtet (Schneider, 2005; Schneider, 2009). Die Beobachtung einer zunehmenden Algenentwicklung trotz gleichbleibender Nährstoffbelastung deutet stark darauf hin, dass die Primärproduktion in der Nister bisher überwiegend top-down gesteuert war. Es ist also anzunehmen, dass in den letzten Jahren der geringe Bestand herbivorer Fische zu einer Reduktion des Fraßdruckes auf das Periphyton geführt hat. Ausgehend von dieser Annahme soll an der Nister

exemplarisch untersucht werden, ob die biologische Struktur eines Fließgewässers so beeinflusst werden kann, dass Eutrophierungseffekte nachhaltig reduziert werden. Dazu müsste es im Sinne einer Biomanipulation gelingen, den Bestand herbivorer Großfische aufzubauen, der durch seinen Fraßdruck die Biomasse des Periphytons reduziert. Biomanipulation gilt als eine Managementstrategie, um relativ kostengünstig Eutrophierungseffekte in stehenden Gewässern zu reduzieren und wurde seit ihrer Etablierung in Seen weltweit erfolgreich durchgeführt (Benndorf, 1990; Hansson et al., 1998). Bisher gibt es jedoch kaum Erkenntnisse zur Übertragbarkeit dieser Managementstrategie auf Fließgewässer. Um zu testen, ob solch eine Maßnahme auch in Fließgewässern die gewünschte Wirkung zeigt, wird momentan ein großskaliges Ökosystemexperiment an der Nister durchgeführt. Dazu wird in einem 1 km langen Flussabschnitt über drei Jahre das benthische Grazing durch den Besatz mit herbivoren und piscivoren Fischen gefördert (Nase, *C. nasus*; Döbel, *S. cephalus*). Durch die obligat herbivoren Nasen erwarten wir eine direkte Reduktion der Algenbiomasse während der fakultativ piscivore Döbel durch erhöhten Prädationsdruck auf benthivore Kleinfische invertebrate Grazer indirekt fördern sollte. Beide Prozesse würden zu einer Erhöhung des benthischen Grazings und damit zu einer Reduktion der Algenbiomasse führen. Aufgrund der hohen Bedeutung des Interstitials für die Biodiversität und die Funktionsfähigkeit des Ökosystems soll insbesondere untersucht werden, ob die Erhöhung der Großfischdichte zu einer verbesserten Sauerstoffversorgung im hyporheischen Interstitial führt.

Material und Methoden

Experimentelles Design

Das Biomanipulationsexperiment wird auf Grundlage eines modifizierten Before-After-Control-Impact Designs (BACI; Stewart-Oaten et al., 1986; Underwood, 1992) in zwei Phasen durchgeführt. In Phase 1 (2015-2016) wird der Großfischbestand in der etwa 500 m langen Referenzstrecke gestützt, während er in der oberhalb gelegenen, etwa gleichlangen Manipulationsstrecke minimiert wird. In Phase 2 (2016-2017) werden beide Strecken gleichgeschaltet, in dem der Großfischbestand der Manipulationsstrecke im gleichen Umfang wie in der Referenzstrecke gestützt wird. Durch dieses zweiphasige Versuchsdesign kann festgestellt werden, ob Unterschiede zwischen beiden Strecken tatsächlich auf der Manipulation der Fischdichte, und nicht etwa auf anderen Faktoren beruhen, die sich zwischen den Strecken unterscheiden (z.B. Lichtbedingungen oder Sedimentzusammensetzung).

Zwischen Manipulations- und Referenzstrecke liegt eine etwa 250 m lange Pufferstrecke, in der die Fischbestände ähnlich wie in der Referenzstrecke eingestellt werden. Die drei Strecken sind stromauf- und stromabwärts mit dynamischen Fischwehren nach Mühlbauer et al. (2003) voneinander abgegrenzt. Bereits vor Beginn von Phase 1 wurde in der Referenzstrecke ein hoher Bestand von *C. nasus* und *S. cephalus* aufgebaut. In der Manipulationsstrecke wurden die großwüchsigen Fischarten zu Beginn des Experimentes weitgehend abgefischt und in die Pufferstrecke umgesetzt. Während des gesamten Experimentes werden die Fischbestände drei Mal pro Jahr überprüft. Zudem werden Maßnahmen zur Stabilisierung des erhöhten Fischbestandes in der Referenzstrecke und nach Bestandserhöhung (Phase 2) in der Manipulationsstrecke durchgeführt (Nachbesatz, Vergrämung des Kormorans).

Messgrößen

Um Aussagen über die Auswirkungen der Biomanipulation auf das hyporheische Interstitial treffen zu können, werden chemische, physikalische und biologische Eigenschaften des Interstitials in Manipulations- und Referenzstrecke erfasst. Dazu wurde in beiden Strecken je ein Versuchsfeld eingerichtet, in dem vor Start des Experiments verschiedene Mess- und Beprobungsinstrumente eingebracht wurden. Zur störungsfreien Entnahme von Interstitialwasser aus vier Tiefenhorizonten (5, 10, 20 und 30 cm) wurden in die Versuchsfelder jeweils neun Multi-Level-Sonden (Lenk et al., 1999) eingebracht. Sauerstoffkonzentration, pH-Wert und Leitfähigkeit im Interstitialwasser werden unmittelbar nach Entnahme der Probe vor Ort gemessen. Die Konzentrationen von Phosphat, Nitrat, Nitrit und Ammonium im Interstitialwasser werden anschließend im Labor mittels kontinuierlicher Durchflussanalyse (CFA) bestimmt. Zu Beginn der Messungen am 30.6.2015 sowie an zwei Messterminen im August (11. und 25.8.2015) wurden Interstitialwasserproben aus jeweils 3 Sonden pro Strecke entnommen. An vier weiteren Messterminen (28.7., 8.9., 6.10. und 3.11.) wurden alle 9 Sonden beider Strecken beprobt.

Erste Ergebnisse und Diskussion

Die Fischbestände in der Referenzstrecke waren über die erste Vegetationsperiode deutlich höher als in der Manipulationsstrecke (Abb. 1), was den Erfolg der fischereilichen Steuerung des Experimentes zeigt.

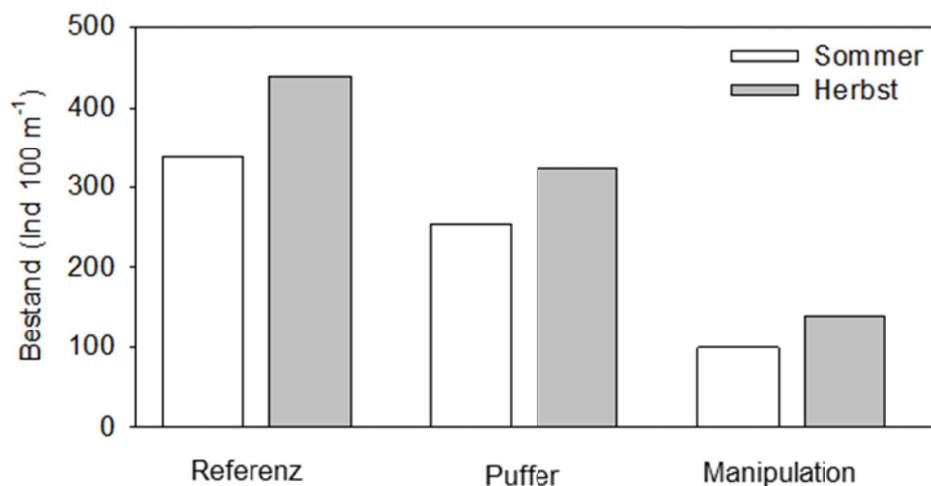


Abb. 1: Dichte der Großfische (BL>15 cm) in den experimentellen Strecken der Nister jeweils im Juni und Oktober 2015.

Erste Ergebnisse lassen eine bessere Sauerstoffversorgung des hyporheischen Interstitials in der Referenzstrecke vermuten. Die Sauerstoffkonzentration in den zwei oberen Interstitialhorizonten (5 und 10 cm Tiefe) war seit Beginn der Messungen (Juni 2015) signifikant höher als in der Manipulationsstrecke bei niedriger Großfischdichte (paarweiser t-Test, 5 cm: $p < 0,01$, 10 cm: $p < 0,01$, $n = 7$; Abb. 2 A). Außerdem fiel eine sehr starke räumliche Variabilität der Interstitialbedingungen auf, die einen systematischen Unterschied zwischen den Sonden in der Gewässermitte und denen am Rand vermuten lässt. In den drei in der Gewässermitte gelegenen Sonden schien der Unterschied zwischen Manipulations- und Referenzstrecke besonders stark ausgeprägt (Abb. 2 B).

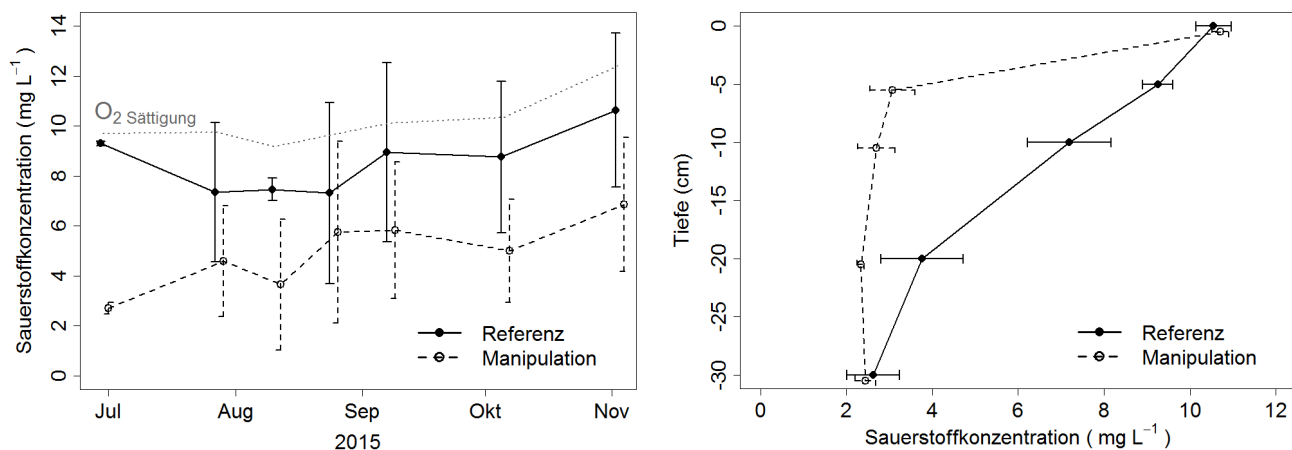


Abb. 2: A) Mittlere Sauerstoffkonzentration ($\pm$ Standardabweichung) in 5 cm Substrattiefe sowie die Sättigungskonzentration entsprechend der Temperatur des Oberflächenwassers und B) Tiefenprofil der mittleren Sauerstoffkonzentration ($\pm$ Standardabweichung) in der Gewässermitte am 28.7.15 für Referenz- (hohe Fischdichte) und Manipulationsstrecke (niedrige Fischdichte); $n \geq 3$.

Die beobachtete bessere Sauerstoffversorgung des Interstitials in der Referenzstrecke könnte nach ersten Einschätzungen auf die Fraßaktivität der Nasen zurückzuführen sein. Das wird insbesondere durch die stärkere Ausprägung der Unterschiede in der Gewässermitte unterstützt, weil in diesem Bereich auch die intensivste Beweidung beobachtet wurde (Fraßspuren und direkte Beobachtung ganzer Schwärme). Diese Interpretation wird auch durch andere Studien unterstützt, die einen relativ großen Einfluss herbivorer Fische auf die Biomasse des Periphytons zeigen (Power et al., 1985; Stewart, 1987). Eine top-down-Steuerung des Periphytons wäre damit eine wahrscheinliche Erklärung für eine verbesserte Sauerstoffversorgung des Interstitials. Ein verstärktes Grazing des Periphytons hätte sowohl eine geringere Belastung des hyporheischen Interstitials mit gelöster organischer Substanz als auch eine geringere Kolmation zu Folge. Beide Prozesse würden sich positiv auf die Sauerstoffversorgung auswirken. Obwohl diese Ergebnisse vielversprechend sind, kann jedoch vor Abschluss der zweiten Phase des Experiments (Ende 2017) noch keine fundierte Aussage über die Wirksamkeit der Biomanipulation abgeleitet werden.

Ausblick

Da mehrjährige Freilandexperimente auf Ökosystemebene mit Risiken verbunden sind (z.B. durch Hochwasserschäden), ist für das Frühjahr 2016 ein Kurzzeitexperiment zur Erfolgskontrolle geplant. In Enclosures mit und ohne Großfischbesatz soll ein ähnliches Interstitialmessprogramm wie im großskaligen Biomanipulationsexperiment durchgeführt werden. Zudem sollen direkte und indirekte Effekte der Fischdichte auf die Periphytonentwicklung untersucht werden (Bestimmung von Algenbiomasse, -wachstum und -zusammensetzung sowie von Biomasse, Artenzusammensetzung und physiologischer Fitness invertebrater Grazer). Darüber hinaus sollen im Rahmen eines Expositionsexperimentes Überlebens- und Wachstumsraten von Äscheneiern als Indikatoren für die Habitatqualität des Interstitials bei unterschiedlicher Großfischdichte bestimmt werden.

Danksagung

Herzlichen Dank an unsere Mitarbeiter Christian Sodemann, Timo Seufert und Christoph Mentzel sowie alle Studenten, die uns im ersten Projektjahr bei den Probenahmen im Feld unterstützt haben. Darüber hinaus danken wir Michael Schaeffer für die Beratung und seinen tatkräftigen Einsatz bei der Instrumentalisierung der Versuchsstrecken sowie Ulli Bange für die Unterstützung bei den CFA-Messungen im Labor. Alle Untersuchungen entstanden im Rahmen des von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung finanzierten Modell- und Demonstrationsvorhabens BIOEF-FEKT (2813BM010, Laufzeit 2015-2017).

Literatur

- Benndorf, J. (1990): Conditions for effective biomanipulation; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia* 200/201: 187-203.
- Hansson, L.A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.-A., Sondergaard, M., Strand, J. (1998): Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* 1(6): 558-574.
- Huebner, D. (2003): Die Abbläich- und Interstitialphase der Äsche (*Thymallus thymallus* L.). Grundlagen und Auswirkungen anthropogener Belastungen. Unveröffentlichte Dissertation, Fachbereich Biologie der Philipps-Universität Marburg, 196 S.
- Ibisch, R. (2004): Biogene Steuerung ökologischer Systemeigenschaften des hyporheischen Interstitials der Lahn (Hessen). Dissertation, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden, 197 S.
- Lenk, M.; N. Saenger, K. Träbing, F. Killich, J. Fischer & D. Borchardt (1999): Die Multi-Level-Interstitialsonde: Methoden zur tiefenorientierten Untersuchung von Gewässersedimenten. - In: Kern, U., I. Westrich & S. Bonn (Hrsg.): DVWK Schriften 128: 150-157.
- Power, M.-E., Matthews, W.J. & Stewart, A.J. (1985): Grazing minnows, piscivorous bass, and stream algae: dynamics of a strong interaction. *Ecology* 66: 1448-1456.
- Scharf, W. (2011): Eutrophierungserscheinungen als Ursache von Defiziten des ökologischen Zustands der Mittelgebirgsfließgewässer? *WasserWirtschaft* 1-2 2011: 61-66.
- Schneider, J. (2005): Letale Vergrämung von Kormoranen im Einzugsgebiet der rheinland-pfälzischen Sieg und Nister in 2004/2005. - Studie im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord, Frankfurt a. M., 47 S.
- Schneider, J. (2009): Erfolgskontrolle der Wiedereinbürgerung von Lachs (*Salmo salar* L.) und Meerforelle (*Salmo trutta* L.) in Sieg, Saynbach, Ahr und Lahn (Rheinland-Pfalz). – Lachs 2020 Projektphase V. Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord, Koblenz.
- Stewart, A.J. (1987): Responses of stream algae to grazing minnows and nutrients: a field test for interactions. *Oecologia* 72:1-7.
- Stewart-Oaten, A., Murdoch, W.W. & Parker, K.R. (1986): Environmental Impact Assessment: "Pseudoreplication" in Time? *Ecology* 67: 929-940.
- Underwood, A.J. (1992): Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 161: 145-178.

Fressen oder nicht fressen – der Effekt von Nahrungsart und potentiellen Prädatoren auf die Konsumtion von *Dikerogammarus villosus*

Luise Richter¹, Susanne Worischka^{1,2}, Carola Winkelmann² & Thomas Berendonk¹

¹ Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden, 01062 Dresden, ² Institut für integrierte Naturwissenschaften, Abteilung Biologie, Universität Koblenz-Landau, Universitätsstr. 1, 56070 Koblenz, luise.richter2@tu-dresden.de, susanne.worischka@tu-dresden.de, cawinkelmann@uni-koblenz.de, thomas.berendonk@tu-dresden.de

Keywords: *Dikerogammarus villosus*, Konsumtion, Darmentleerung, Räubervermeidung

Einleitung

Seit einigen Jahren wird die Ausbreitung des ponto-kaspischen Amphipoden *Dikerogammarus villosus* (Sowinski 1894) in mitteleuropäischen Gewässern beobachtet und mit den abnehmenden Artenzahlen anderer Makroinvertebraten in Verbindung gebracht (Bij de Vaate & Klink 1995; Devin et al. 2001; Bij de Vaate et al. 2002; MacNeil et al. 2010). *D. villosus* wird daher zu den 100 meist invasiven Arten in Europa gezählt (DAISIE 2014). Neben seiner hohen Reproduktionsfähigkeit (Devin et al. 2004; Pöckl 2007), begünstigt u.a. das breite Nahrungsspektrum von *D. villosus* den Erfolg dieser invasiven Art (Maazouzi et al. 2007; Bollache et al. 2008; Platvoet et al. 2009a; Dodd et al. 2013), die andere Makroinvertebraten sowohl als Räuber als auch als Nahrungskonkurrent beeinflussen kann (Van Riel et al. 2006a; Platvoet et al. 2006). Doch wie frühere Studien zeigten, können sich sowohl die Qualität und Verfügbarkeit der Nahrung (Cruz-Rivera & Hay 2000; Gergs & Rothhaupt 2008) als auch die Anwesenheit potentieller Räuber (Andersson et al. 1986; Wudkevich et al. 1997; Baumgärtner et al. 2003; Åbjörnsson et al. 2009) auf die Nahrungsaufnahme von Amphipoden auswirken. Da *D. villosus* Blocksteinschüttungen als Habitat bevorzugt (Van Riel et al. 2006b) und eine sehr zurückgezogene Lebensweise hat, ist der Einfluss von potentiellen Räubern auf *D. villosus* jedoch unklar. In Laborexperimenten sollte deshalb untersucht werden, ob und wie sich Nahrungsart und Räubervermeidungsverhalten auf die Nahrungsaufnahme von *D. villosus* auswirken und somit zum Invasionserfolg dieser Art beitragen können.

Material und Methoden

Um den Einfluss von Nahrungsart und eigenem Räubervermeidungsverhalten auf die Nahrungsaufnahme von *D. villosus* zu untersuchen, wurde die Konsumtionsrate von Weidenlaub bzw. Chironomidenlarven mit und ohne Kairomone des potentiellen Räubers Groppe (*Cottus gobio*) quantifiziert. Dazu wurde in Entleerungs- und Konsumtionsexperimenten über jeweils 24 Stunden zu sieben Zeitpunkten der Darminhalt von je neun Tieren pro Behandlung (mit bzw. ohne Kairomone) bestimmt. Vor den Experimenten waren die Versuchstiere in einer einwöchigen Akklimatisierungsphase (Gruppenhaltung in Fließbrinnen bei 14 ± 1 °C in künstlichem Süßwasser nach Borgmann 1996) bereits an die Versuchsnahrung (Weidenlaub bzw. Chironomidenlarven) gewöhnt worden. Während der Experimente wurden die Versuchstiere zu fünft in mit Steinen eingerichteten Ver-

suchsbecken ($14,5 \times 10 \times 10$ cm) gehalten, die mit 500 ml künstlichem Süßwasser (nach Borgmann 1996, belüftet, 14 ± 1 °C) gefüllt und künstlich belichtet waren (angepasst an Tageszeit). Zu jedem der sieben Zeitpunkte wurden jeweils drei Tiere aus drei Becken je Behandlung entnommen, trocken getupft und in flüssigem Stickstoff fixiert. Anschließend konnte der Darminhalt vom Tier getrennt werden. Nach einer Gefriertrocknung über Nacht, wurde das Trockengewicht von Darminhalt und Tierkörper bestimmt und der relative Darminhalt G [$\text{mg Darmtrockengewicht mg}^{-1}$ Tiertrockengewicht] ermittelt, anhand dessen die Darmentleerungsrate R und die Tageskonsumtion C berechnet wurden (Elliott & Persson 1978).

Während der Experimente war es den Versuchstieren möglich, über den gesamten Versuchszeitraum zu fressen. Um während der Entleerungsexperimente die Versuchsnahrung von der nachgefressenen Nahrung unterscheiden zu können, wurde die Darmentleerungsrate mittels Nahrungswechsel (von Weidenlaub zu handelsüblichen Klebepunkten bzw. von Chironomidenlarven zu Weidenlaub) bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Anhand des exponentiell über die Zeit abnehmenden Darminhalts (Abbildung 1), konnten Darmentleerungsraten von $0,20 \text{ h}^{-1}$ (Chironomidenlarven) bis $0,29 \text{ h}^{-1}$ (Laub) berechnet werden. Diese verhältnismäßig hohen Werte der Darmentleerungsrate können auf die besonders realitätsnahe Methode zurückgeführt werden. Da es den Versuchstieren möglich war, über den gesamten Versuchszeitraum zu fressen, wurde eine artifiziell verlangsamte Darmentleerung aufgrund von Nahrungsmangel vermieden. Die so bestimmten Konsumtionsraten sind ebenfalls außerordentlich hoch (Chironomidenlarven: $0,79 \text{ mg mg}^{-1}$, Laub: $0,91 \text{ mg mg}^{-1}$) und zeigen, dass *D. villosus* pro Tag bis zu 91 % seines Körpergewichts an Nahrung aufnehmen kann. Dies verdeutlicht den enormen Nahrungsressourcenverbrauch von *D. villosus*. Da *D. villosus* keine höhere basale Stoffwechselrate zeigt als andere Amphipoden (Becker et al. 2016), kann davon ausgegangen werden, dass die große Menge aufgenommener Energie in Wachstum und Reproduktion umgesetzt wird. Das könnte eine Erklärung für das beobachtete hohe Reproduktionspotential von *D. villosus* sein (Devin et al. 2004; Pöckl 2007), welches durchaus den Invasionserfolg dieser Art unterstützen kann.

Die Kairomone der potentiellen Räuber hatten keinen Einfluss auf die Konsumtionsrate oder die Entleerungsrate von *D. villosus* (Permutationstest, $n = 1000$, $p > 0,4$) (Abbildung 1).

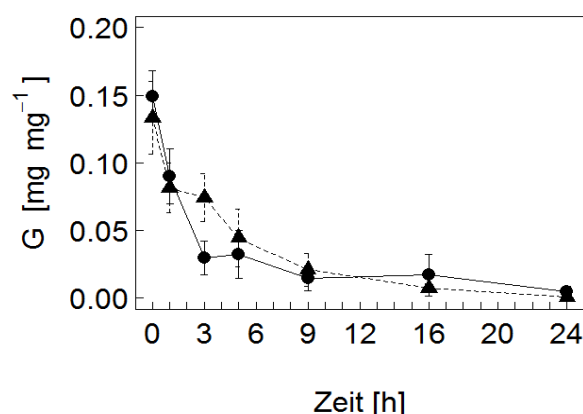


Abb. 1: Relativer Darminhalt G ($n = 3$, Mittelwert $\pm$ Standardfehler) von *D. villosus* im Entleerungsexperiment mit Chironomidenlarven als Nahrungsart, mit und ohne Kairomone eines potentiellen Räubers; $\bullet$ - mit Kairomonen, $\blacktriangle$ - ohne Kairomone.

Dies könnte auf die Lebensweise von *D. villosus* zurückzuführen sein, da er sich zwischen Steinen oder während des Fressens im Laub versteckt und von potentiellen Prädatoren vermutlich nicht leicht entdeckt wird (Devin et al. 2003; Platvoet et al. 2009b; Rossano et al. 2013). Es muss daher kein Kompromiss zwischen Nahrungsaufnahme und Räubervermeidungsverhalten eingegangen werden, wodurch die Konsumtion auch unter Fraßdruck sehr hoch ist, was wiederum den Invasionserfolg von *D. villosus* begünstigen könnte.

D. villosus konsumierte mehr pflanzliche als tierische Nahrung (Permutationstest, $n = 1000$, $p < 0,05$). Die Nahrungsart beeinflusste sowohl die Magenfüllung (Abbildung 2) als auch die Entleerungsrate signifikant (Permutationstest, $n = 1000$, $p < 0,05$), worauf höhere Konsumtionsraten für Weidenlaub zurückzuführen sind. Dies könnte als kompensatorisches Fressverhalten aufgrund des geringeren Nährwertes von Laub interpretiert werden (Cruz-Rivera & Hay 2000; Dick et al. 2005).

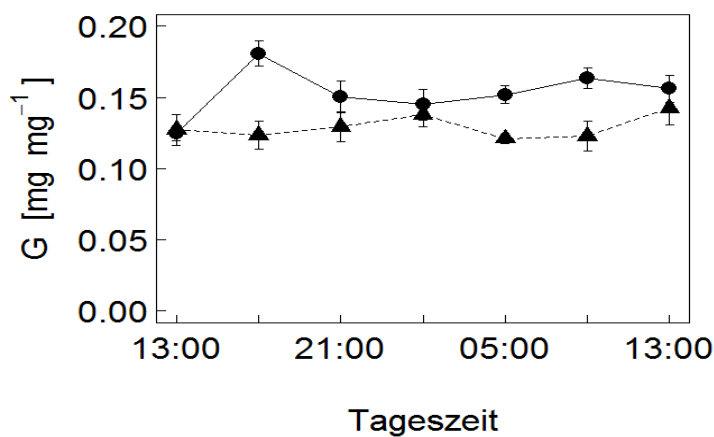


Abb. 2: Relativer Darminhalt G ($n = 3$, Mittelwert $\pm$ Standardfehler) von *D. villosus* über 24 h in Konsumtionsexperimenten mit zwei Nahrungsarten: ● Chironomidenlarven und ▲ Weidenlaub.

Das kompensatorische Fressverhalten von *D. villosus*, sowie die außerordentlich hohen Konsumtionsraten und das nachgewiesene breite Nahrungsspektrum des Amphipoden (Maazouzi et al. 2007; Bollache et al. 2008; Platvoet et al. 2009a; Dodd et al. 2013) stehen für ein hohes Prädations- und Konkurrenzpotential und könnten den Invasionserfolg des Gammariden unterstützen.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Masterarbeit, die an der Technischen Universität Dresden in Kooperation mit der AG Angewandte Fließgewässerökologie der Universität Koblenz-Landau durchgeführt wurde. Die Arbeit war Teil des DFG geförderten Emmy Noether Projekts *Mechanismen und Konsequenzen aquatischer Invasion in Europäischen Flüssen*. Ich danke allen, die mich bei der vorgestellten Arbeit unterstützt haben: Kristin Berg, Eike Dusi, Anne Großmann, Stephanie Graumnitz, Felix Grunike, Claudia Hellmann, Fanny Hempel, Thomas Petzoldt, Katharina Richter und Ulrike Schmalfuß.

Literatur

- Åbjörnsson, K., Brönmark, C., Hansson, L.-A. (2009): The influence of predator regime on reproductive traits in *Gammarus pulex* populations. *Hydrobiologia* 635: 215-225.
- Andersson, K.G., Brönmark, C., Herrmann, J., Malmqvist, B., Otto, C., Sjöström, P. (1986): Presence of sculpins (*Cottus gobio*) reduces drift and activity of *Gammarus pulex* (Amphipoda). *Hydrobiologia* 133: 209-215.
- Baumgärtner, D., Koch, U., Rothhaupt, K.-O. (2003): Alteration of kairomone-induced antipredator response of the freshwater amphipod *Gammarus roeseli* by sediment type. *Journal of Chemical Ecology* 29: 1391-1401.
- Becker, J., Ortmann, C., Wetzel, M.A., Koop, J.H.E. (2016): Metabolic activity and behavior of the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus* and two common Central European gammarid species (*Gammarus fossarum*, *Gammarus roeseli*): Low metabolic rates may favor the invader. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A* 191: 119-126.
- Bollache, L., Dick, J.T.A., Farnsworth, K.D., Montgomery, W.I. (2008): Comparison of the functional responses of invasive and native amphipods. *Biology Letters* 4: 166-169.
- Borgmann, U. (1996): Systematic analysis of aqueous ion requirements of *Hyaella azteca*: A standard artificial medium including the essential bromide ion. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 30: 356-363.
- Cruz-Rivera, E., Hay, M.E. (2000): Can quantity replace quality? Food choice, compensatory feeding, and fitness of marine mesograzers. *Ecology* 81: 201-219.
- DAISIE (2014): DAISIE - 100 of the Worst. DAISIE - Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe, <http://www.europe-aliens.org/speciesTheWorst.do>
- Devin, S., Beisel, J.N., Bachmann, V., Moreteau, J.C. (2001): *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda: Gammaridae): another invasive species newly established in the Moselle river and French hydrosystems. *International Journal of Limnology* 37: 21-27.
- Devin, S., Piscart, C., Beisel, J.N., Moreteau, J.C. (2003): Ecological traits of the amphipod invader *Dikerogammarus villosus* on a mesohabitat scale. *Fundamental and Applied Limnology* 158: 43-56.
- Devin, S., Piscart, C., Beisel, J.-N., Moreteau, J.-C. (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., Johnson, M. P., McCambridge, S., Johnson, J., Carson, V.E.E., Kelly, D.E., MacNeil, C. (2005): Predatory nature of the littoral amphipod *Echinogammarus marinus*: gut content analysis and effects of alternative food and substrate heterogeneity. *Marine Ecology Progress Series* 291: 151-158.
- Dodd, J.A., Dick, J.T.A., Alexander, M.E., MacNeil, C., Dunn, A.M., Aldridge, D.C. (2013): Predicting the ecological impacts of a new freshwater invader: functional responses and prey selectivity of the “killer shrimp”, *Dikerogammarus villosus*, compared to the native *Gammarus pulex*. *Freshwater Biology* 59: 337-352.
- Elliott, J.M., Persson, L. (1978): The estimation of daily rates of food consumption for fish. *The Journal of Animal Ecology* 47: 977-991.
- Gergs, R., Rothhaupt, K.-O. (2008): Feeding rates, assimilation efficiencies and growth of two amphipod species on biodeposited material from zebra mussels. *Freshwater Biology* 53: 2494-2503.
- Maazouzi, C., Masson, G., Izquierdo, M.S., Pihan, J.-C. (2007): Fatty acid composition of the amphipod *Dikerogammarus villosus*: feeding strategies and trophic links. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 147: 868-875.
- MacNeil, C., Platvoet, D., Dick, J., Fielding, N., Constable, A., Hall, N., Aldridge, D., Renals, T., Diamond, M. (2010): The Ponto-Caspian “killer shrimp”, *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), invades the British Isles. *Aquatic Invasions* 5: 441-445.
- Platvoet, D., Dick, J.T.A., Konijnendijk, N., Van der Velde, G. (2006): Feeding on micro-algae in the invasive ponto-caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894). *Aquatic Ecology* 40: 237-245.
- Platvoet, D., Van der Velde, G., Dick, J., Li, S. (2009a): Flexible omnivory in *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) (Amphipoda) – Amphipod Pilot Species Project (AMPIS) Report 5. *Crustaceana* 82: 703-720.
- Platvoet, D., Dick, J.T.A., MacNeil, C., Van Riel, M.C., Van der Velde, G. (2009b): Invader–invader interactions in relation to environmental heterogeneity leads to zonation of two invasive amphipods, *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky) and *Gammarus tigrinus* Sexton: amphipod pilot species project (AMPIS) report 6. *Biological Invasions* 11: 2085-2093.

- Pöckl, M. (2007): Strategies of a successful new invader in European fresh waters: fecundity and reproductive potential of the Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* in the Austrian Danube, compared with the indigenous *Gammarus fossarum* and *G. roeseli*. *Freshwater Biology* 52: 50-63.
- Van Riel, M.C., Van der Velde, G., Rajagopal, S., Marguillier, S., Dehairs, F., Bij de Vaate, A. (2006a): Trophic relationships in the Rhine food web during invasion and after establishment of the Ponto-Caspian invader *Dikerogammarus villosus*. *Hydrobiologia* 565: 39-58.
- Van Riel, M.C., Van der Velde, G., Bij de Vaate, A. (2006b): To conquer and persist: colonization and population development of the Ponto-Caspian amphipods *Dikerogammarus villosus* and *Chelicorophium curvispinum* on bare stone substrate in the main channel of the River Rhine. *Fundamental and Applied Limnology* 166: 23-39.
- Rossano, C., Di Cristina, G., Scapini, F. (2013): Life cycle and behavioural traits of *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) (Amphipoda, Gammaridae) colonising an artificial fresh water basin in Tuscany (central Italy). *Crustaceana* 86: 908-931.
- Bij de Vaate, A., Klink, A.G. (1995): *Dikerogammarus villosus* SOWINSKY (Crustacea: Gammaridae) a new immigrant in the Dutch part of the Lower Rhine. *Lauterbornia* 20: 51-54.
- Bij de Vaate, A., Jazdzewski, K., Ketelaars, H.A., Gollasch, S., Van der Velde, G. (2002): Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1159-1174.
- Wudkevich, K., Wisenden, B.D., Chivers, D.P., Smith, R.J.F. (1997): Reactions of *Gammarus lacustris* to chemical stimuli from natural predators and injured conspecifics. *Journal of Chemical Ecology* 23: 1163-1173.

LIMNOLOGIE - EINE UMFASSENDE WISSENSCHAFT

EHLERT, THOMAS: Von der Köcherfliege zur Auenrenaturierung.

POTTGIESSER, TANJA & MARIO SOMMERHÄUSER: Typberatung für Fließgewässer?!
Ableitung und Anwendung von Fließgewässertypologien.

SCHUHMACHER, HELMUT: Tobias Timm – ein Schrittmacher für die Limnologie.

Von der Köcherfliege zur Auenrenaturierung

Thomas Ehlert

Bundesamt für Naturschutz, Fachgebiet II 3.2, Konstantinstraße 110, 53179 Bonn

Keywords: Autökologie, Köcherfliegen, Eiablage, Gewässerrenaturierung, Auen

Einleitung

Der Beitrag soll eine Brücke schlagen von den aquatischen Lebensräumen zu den semi-terrestrischen Auen und den Wert autökologischer Studien für die Gewässertypologie und für die Praxis der Gewässer- und Auenrenaturierung aufzeigen. Dabei wird im Wesentlichen auf Studien von Timm und Ehlert Bezug genommen.

Ergebnisse

Köcherfliegen gehören zu den merolimnischen Insekten. Innerhalb des Lebenszyklus wechseln sie zwischen Gewässer und Land. Die Larven und Puppen sind in der Regel aquatisch, die geflügelten Imagines terrestrisch bzw. leben im Luftraum. Die Eier werden im Wasser oder außerhalb des Wassers abgelegt.

Bereits seit etlichen Jahren existieren standardisierte Informationen zu den autökologischen Ansprüchen von Köcherfliegenlarven bzw. des Makrozoobenthos. Für die aquatischen Stadien wurden diese Informationen durch Limnologen und andere Forscher in unzähligen Freiland- und Laborstudien zusammengetragen, so dass es heute möglich ist, über standardisierte Berechnungen z. B. Aussagen zur Saprobie oder zum ökologischen Zustand eines Fließgewässers zu machen (www.fliessgewaesserbewertung.de).

Autökologische Informationen werden auch bei der Beschreibung von Leitbildern für Fließgewässer berücksichtigt. Den Teillebensräumen eines Fließgewässers werden charakteristische und gewässertypspezifische Arten zugeordnet, z.B. für kiesgeprägte Flüsse des Tieflandes Laufkäfer der Gattung *Bembidion* für Uferschotterbänke, die Grundwanze *Aphelocheirus*, die im durchströmten Flusskies vorkommt, Hechte in Auengewässern und die Flussmuschel *Unio* in der feinsedimentreichen Flusssohle (LUA 2001).

Die Autökologie der Imagines merolimnischer Insekten ist weniger gut erforscht. Schon bei scheinbar trivialen Fragestellungen, zu welcher Tageszeit oder wo die Tiere fliegen, gibt es ganz erhebliche Kenntnislücken, worauf Timm bereits in den 1990er Jahren hingewiesen hat: „*Leider hat sich die Fließgewässerlimnologie bisher zu wenig mit den Entwicklungsstadien außerhalb des Wassers beschäftigt. Dieses Versäumnis sollte möglichst rasch abgebaut werden, wenn in Zukunft verstärkt Gestaltungsvorhaben und Leitbilder zur Revitalisierung von Fließgewässern gefordert werden*“ (Timm 1995).

Köcherfliegen bevorzugen bestimmte Flugkorridore über dem Gewässer, die artspezifisch und teilweise geschlechterspezifisch sind. Z. B. fliegt *Rhyacophila nubila* bevorzugt über dem Bach und

zeigt eine deutliche Präferenz für den Stromstrich. Im Gegensatz dazu fliegen die Männchen von *Lype phaeopa* bevorzugt ufernah, insbesondere in der Nähe von Ufergehölzen. Der Ort der Flugaktivität und das Verhalten der Imagines sollten immer im Zusammenhang mit der jeweiligen Funktion (z. B. Paarung, Eiablage, Aufsuche von Ruheplätzen, Ausbreitung) interpretiert werden (Ehlert 2009).

Köcherfliegenimagines sind nicht die ganze Zeit flugaktiv. Die meiste Zeit des Tages halten sie sich am Ufer versteckt in der Vegetation auf oder führen kurze Flüge durch. Eine Dichteabschätzung benachbarter, aber unterschiedlich strukturierter Uferabschnitte ergab für *Micrasema longulum* an Uferpartien mit ausschließlich krautigem Pflanzenwuchs 1-2 Individuen/m³, an Uferabschnitten mit buschig wachsenden Schwarzerlen aber 50-100 Individuen/m³ (Ehlert 2009). Die Imagines von *Micrasema longulum* präferieren Uferabschnitte mit Gehölzen, was auch auf zahlreiche andere Arten zutrifft.

Ein Großteil der Flugaktivität von Imagines merolimnischer Insekten erfolgt über dem Fließgewässer selber und über dem angrenzenden Ufer. Nach Muehlbauer et al. (2014) sind über dem Ufer in 0,9 bis 2,7 m Entfernung vom Gewässer noch 50 % der maximalen Abundanz der Imagines von Eintags-, Stein- und Köcherfliegen nachweisbar. Dieses Auftreten der Imagines merolimnischer Insekten geht einher mit einem gehäufteten Auftreten von terrestrischen Räubern wie Fledermäusen, Spinnen und Laufkäfern. Es erfolgt also ein erheblicher Transfer aus dem aquatischen Lebensraum in die terrestrische Nahrungskette. Ein Anteil der flugfähigen merolimnischen Insekten entfernt sich aber weiter vom Gewässer. In 140 bis 650 m Entfernung vom Gewässer wurden noch 10 % der maximalen Abundanz der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen-Imagines nachgewiesen. Das aquatische Signal eines Fließgewässers ist somit größer, als es rein gewässermorphologische Studien erkennen lassen, die nur das Fließgewässer und seine Ufer im Fokus haben.

Die Wahl der Eiablagehabitate von Köcherliegen folgt immer einem artspezifischen Muster. Grundsätzlich kann dabei eine aquatische Eiablage (im Flug oder unter Wasser) und eine terrestrische Eiablage (am Ufer oder auf der Ufervegetation) unterschieden werden (Ehlert 2009). Köcherfliegen, aber auch Kriebelmücken, besitzen ein sehr diverses Eiablageverhalten. *Micrasema longulum*, *Rhyacophila nubila* und *Simulium ornatum* legen ihre Eier in starker Strömung auf Steinen oder Wasserpflanzen bzw. auf Teilen der Ufervegetation, die ins Wasser hängen, ab. Die Weibchen von *Odontocerum albicorne* werfen ihre Gelege im Flug über stärker strömendem Wasser ab. *Athripsodes bilineatus* und *Simulium vernalis* werfen ihre Gelege ebenfalls im Flug ab, allerdings über langsam durchströmten Kolken, wobei die Köcherfliege *Athripsodes* besonnte Bachabschnitte bevorzugt und die Kriebelmücke *Simulium vernalis* beschattete Abschnitte. Arten der Gattung *Lype* legen ihre Eier auf Totholz im Gewässer ab. Die Gelege von *Glyptotendipes pallidus* werden terrestrisch auf Blättern von Ufergehölzen über stillwasserartigen Bereichen abgelegt. Die ebenfalls terrestrische Eiablage von *Silo nigricornis* und *Simulium monticola* erfolgt in strahlungsgeschützten gewässernahen Bereichen mit hoher Luftfeuchte, wie z. B. Uferüberhängen. Und schließlich legen Arten der Gattung *Prosimulium* ihre Eier auf terrestrischen Moosen beschatteter Uferabschnitte unmittelbar am Gewässer ab (alle Angaben nach Timm 1995 und Ehlert 2009).

In ausgebauten Gewässern sind viele der o. g. Eiablageorte selten oder fehlen gänzlich. Die umherfliegenden eierlegenden Weibchen bestimmen aber letztendlich, ob ein Gewässerabschnitt besiedelt wird oder nicht. Fehlen die artspezifischen Signale, dass es sich um ein geeignetes Gewässer handelt, erfolgt keine Eiablage und folglich fehlen auch die Larven im Gewässer. Relevante Signale für die Weibchen können der Uferbewuchs (Gehölze, Wasserpflanzen, Ufermoose), die Beschattung des Gewässers, die Fließgeschwindigkeit, die Beschaffenheit des Eiablagesubstrates und bei Still-

gewässerarten auch die „Farbe des Wassers“ (Absorptionseigenschaften) sein (Hoffmann & Resh 2003, Ehlert 2009). So unterstützt das autökologische Wissen zum Flugverhalten und zur Eiablage Argumente für die Notwendigkeit einer naturnahen Gewässermorphologie und von Ufergehölzen.

In naturnahen Flüssen lebt nur rund die Hälfte der Wasserinsekten-Arten als Larve im eigentlichen Fließgewässer, 50% der Arten aber in wassergefüllten Nebenrinnen, Altarmen und Tümpeln (Karau et al. 2013). Für die biologische Vielfalt einer Flusslandschaft ist es also essentiell, dass diese Lebensräume in ausreichender Anzahl vorhanden sind. In der heute vielerorts intensiv genutzten Agrarlandschaft der Bach- und Flussauen kann ein Großteil der ursprünglichen aquatischen Fauna (v. a. Stilgewässerarten) nicht mehr vorkommen. Untersuchungen an Fließgewässern zeigen, dass die Diversität der Uferhabitate in renaturierten Abschnitten doppelt so hoch war wie in nicht-renaturierten. Gleiches zeigte sich auch für den Artenreichtum der Auenvegetation und der Laufkäfer, wobei Zunahmen in der Diversität am deutlichsten für die Uferhabitate und die Auenvegetation waren (Januschke 2014).

Heute gibt es kaum noch naturnahe Auenlandschaften, die als Vorbilder für umfängliche Renaturierungen dienen können. Umso wichtiger ist es, dass es nicht nur Leitbilder für die Fließgewässer, sondern für das gesamte Ökosystem, also auch für die Auen gibt. Die meisten Menschen haben kein Bild mehr im Kopf, was alles zu einer naturnahen Aue dazugehört. Für die Flussauen sind solche anschaulichen Leitbilder durch Koenzen (2005) beschrieben worden.

Um naturnahe Auen für den Natur- und Hochwasserschutz zu reaktivieren und Flusslandschaften zu renaturieren, wurden bereits viele unterschiedliche Maßnahmen in allen Regionen Deutschlands umgesetzt. Verstärkte Anstrengungen dazu wurden seit den 1980er Jahren von den Wasserwirtschafts- und den Naturschutzbehörden unternommen. Seit den 1990er Jahren wird auch das Ziel verfolgt, natürliche Rückhalteflächen wiederherzustellen. Bei einer fachgerechten Planung können damit gleichermaßen Ziele des Hochwasserschutzes und des Auenschutzes erreicht werden.

Deutschlandweit wurden im Zeitraum von 1979 bis 2014 etwa 170 größere Auenrenaturierungen an Flüssen umgesetzt (BMUB & BfN 2015). Die Zusammenstellung ist nicht abschließend, gibt aber einen Überblick, in welchem Umfang größere Renaturierungsprojekte an deutschen Flüssen und in Auen durchgeführt wurden. Die Wirkung der bislang umgesetzten Maßnahmen ist in der Fläche begrenzt. Die wenigen großflächigen Projekte besitzen noch Modellcharakter. Andererseits zeigen die Erfahrungen, dass auch bei begrenztem Spielraum, selbst in Ortslagen, weitreichende Entwicklungsmaßnahmen möglich sind und von der Bevölkerung angenommen werden. Eines der größten Projekte zur Renaturierung eines Flusses und der dazugehörigen Flussaue wird derzeit in Brandenburg und Sachsen-Anhalt an der Unteren Havel umgesetzt. Dort werden auf einer Strecke von 90 Kilometern Altarme und Flutrinnen wieder an den Fluss angebunden. Es entstehen neue Auwälder, Feuchtwiesen, Tümpel, naturnahe Ufer und Flachwasserzonen, also das ganze Spektrum der Habitate, die für eine vollständige aquatische Lebensgemeinschaft notwendig sind.

Schlussfolgerungen

Tobias Timm war sicherlich in den 1990er Jahren ein Vordenker auf seinem Gebiet. Er hat früh erkannt, dass sich Limnologen nicht nur mit den aquatischen, sondern auch mit den terrestrischen Stadien beschäftigen sollten und dies als Privatdozent an der Universität Gesamthochschule Essen, Abteilung Hydrobiologie, bei der Beschreibung von Leitbildern für Tieflandbäche berücksichtigt

(MURL 1995). Ein Teil der Ideen und Visionen von Tobias Timm sind heute Wirklichkeit geworden und mehrere seiner Schüler und Schülerinnen geben in dieser Tradition sein Wissen weiter oder setzen es im Rahmen von Fließgewässerrenaturierungen in die Praxis um.

Literatur

- BMUB & BfN – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Naturschutz (2015): Den Flüssen mehr Raum geben. Renaturierung von Auen in Deutschland.
- Ehlert, T. (2009): Flugaktivität, Eiablage und Habitatbindung von Köcherfliegen (Trichoptera) an Fließgewässern. Essener Ökologische Schriften Bd. 27: 169 S., Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.
- Hoffmann, A. & Resh, V.H. (2003): Oviposition in three species of limnephiloid caddisflies (Trichoptera): hierarchical influences on site selection. *Freshw. Biol.* 48: 1-14.
- Januschke, K. (2014): River restorations. Morphological effects on colonization and succession of aquatic and riparian organism groups. Dissertation Universität Duisburg-Essen. 113 S.
- Karaus, U., Larsen, S. Guillon, H. & Tockner, C. (2013): The contribution of lateral aquatic habitats to insect diversity along river corridors in the Alps. *Landscape Ecology* 28 (9): 1755-1767.
- Koenzen, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland – Typologie und Leitbilder. *Angewandte Landschaftsökologie* 65: 1-327.
- LUA – Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2001): Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen – Flusstypen. LUA-Merkblatt 34: 1-130, Essen.
- Muehlbauer, J.D., Collins, S.F., Doyle, M.W. & Tockner, C.. (2014): How wide is a stream? Spatial extent of the potential “stream signature” in terrestrial food webs using meta-analysis. *Ecology* 95 (1): 44-55.
- MURL – Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (1995): Leitbilder für Tieflandbäche in Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen im Flachland. 60 S., Duisburg.
- Timm, T. (1995): Ufer- und Auestrukturen und Simuliiden-Plagen. In: Steinberg, C. et al.: *Handbuch angewandte Limnologie : Grundlagen, Gewässerbelastung, Restaurierung, aquatische Ökotoxikologie, Bewertung, Gewässerschutz*. Teil VI-3.3, S. 1-28, Ecomed-Verlag.

Typberatung für Fließgewässer?! Ableitung und Anwendung von Fließgewässertypologien

Tanja Pottgiesser¹ & Mario Sommerhäuser²

¹ umweltbüro essen, Rellinghauser Str. 334f, 45136 Essen; tanja.pottgiesser@umweltbuero-essen.de

² Emschergerossenschaft / Lippeverband, Kronprinzenstraße 24, 45128 Essen; mario.sommerhaeuser@eglv.de

Keywords: Gewässertypologie, Fließgewässertypologie, regionale Fließgewässertypen, bundesdeutsche Fließgewässertypen, morphologische Gewässertypen

Einführung

Die Aufgabe der Gewässertypologie ist es, die natürliche Vielfalt der Gewässer nach gemeinsamen morphologischen, physikalisch-chemischen, hydrologischen und biozönotischen Merkmalen zu ordnen oder zu klassifizieren, um für die Fragen der Wasserwirtschaft weg von der Vielzahl individueller Gewässer hin zu einer überschaubaren und damit handhabbaren Anzahl von Gewässergruppen (= Gewässertypen) zu kommen.

Mit Einführung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Jahre 2000 sind Gewässertypologien und die Beschreibung der Referenzbedingungen der Typen essentielle Grundlage u. a. der Bewertung des Ist-Zustands von Gewässern anhand der biologischen und unterstützenden Qualitätskomponenten.

Aber schon ab den 90er Jahren sind in verschiedenen Bundesländern so genannte regionale Fließgewässertypologien und Leitbildbeschreibungen aufgestellt worden, als Orientierungshilfe für die Renaturierung von Gewässern oder die Gewässerunterhaltung. Denn naturnahe Fließgewässer, die als Vorbilder für Umgestaltungen herangezogen werden können, sind in der heutigen intensiv genutzten Kulturlandschaft nur noch selten anzutreffen.

Aus diesem Grund sowie als Grundlage der biologischen Bewertung finden die – abstrahierten und idealisierten – Fließgewässertypen heute auch in anderen Ländern außerhalb Europas Anwendung.

Definitionen

Die natürliche Vielfalt individueller Gewässer handhabbar und überschaubar zu machen, indem man sie nach gemeinsamen Merkmalen klassifiziert, wird als **Typologie** bezeichnet.

Gewässer, die aufgrund der naturräumlichen Gegebenheiten gemeinsame hydromorphologische, physikalisch-chemische oder biozönotische Merkmale aufweisen, werden in Klassen bzw. „**Typen**“ zusammengefasst (DIN 2004).

Die Beschreibung der naturnahen Ausprägung der Gewässertypen wird als Leitbild bzw. Referenzbedingung bezeichnet. Beide Begriffe werden häufig gleichbedeutend verwendet, auch wenn sie in Bezug auf den menschlichen Einfluss unterschiedlich definiert sind:

Der Begriff des **Leitbildes** ist Anfang der 90er von der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) eingeführt worden und ist definiert als der heutige potenziell natürliche Zustand inklusive

irreversibler anthropogener Veränderungen, wie z. B. Auenlehmabbildung im Mittelalter oder Senkungserscheinungen infolge von Bergbau.

Der Begriff der **Referenzbedingung** stammt aus der WRRL und entspricht dem (typspezifischen) sehr guten ökologischen Zustand, mit keinen oder nur sehr geringfügigen anthropogenen Veränderungen.

Regionale Fließgewässertypologie Nordrhein-Westfalens

Anwendung regionaler Fließgewässertypologien

Regionale Fließgewässertypologien und die Beschreibung der naturnahen Ausprägung der Gewässertypen (= Leitbilder) dienen v. a. als Orientierungshilfe bei der ökologischen Verbesserung der Gewässer im Rahmen von Umbau-, Ausbau- oder Unterhaltungsmaßnahmen (z. B. MUNLV 2010). Zu diesem Zweck sind auch bereits vor Einführung der WRRL die Fließgewässertypologien Nordrhein-Westfalens entwickelt worden.

Ableitung der regionalen Fließgewässertypologie Nordrhein-Westfalens

Die Ableitung der regionalen Fließgewässertypologie Nordrhein-Westfalens erfolgte schrittweise in einer Reihe von aufeinander aufbauenden Arbeiten. Das methodische Vorgehen mit abiotischen und biologischen Untersuchungen der Referenzgewässer, die Ausweisung der Fließgewässerlandschaften, die Ableitung der Gewässertypen und Typen-Systemen sowie die eigentlichen Leitbildbeschreibungen sind in einer Reihe von Publikationen v. a. des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalens veröffentlicht worden (Tabelle 1).

Tab. 1: Übersicht über die regionalen Bach-, Fluss- und Stromtypen Nordrhein-Westfalens.

23 regionale Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens		
Typologie Bäche	4 Tieflandbachtypen und 3 hydrologische Typen	LUA (1999a, b)
	9 Mittelgebirgsbachtypen und 3 hydrologische Typen	LUA (1999a, b)
Typologie der Flüsse	7 Flusstypen und 4 hydrologische Typen	LUA (2001a, b)
Typologie der Ströme	2 Stromtypen für Rhein und Weser	Koenzen (2001), LUA (2003)

Für Nordrhein-Westfalen sind durch Verschneidung und Auswertung verschiedener Grundlagenkarten (z. B. geologische Karte, Bodenkarte, hydrologische Karten, verschiedene topografische Karten) zehn Fließgewässerlandschaften ausgewiesen worden. Fließgewässerlandschaften sind in Bezug auf die Gewässer prägenden Eigenschaften quasi-homogene Landschaftsräume und stellen die Verbreitungsschwerpunkte einzelner Typen dar. In einer Fließgewässerlandschaft können aber, z. B. aufgrund sich kleinräumig ändernder Bedingungen, auch mehrere Typen vorkommen. Da Nordrhein-Westfalen zu etwa gleichen Teilen dem Norddeutschen Tiefland und dem Mittelgebirge zuzurechnen ist, kommen vier Fließgewässerlandschaften schwerpunktmäßig im Tiefland, sechs im Mittelgebirge vor.

Neben den auch in anderen regionalen Fließgewässertypologien ausgewiesenen geologisch-pedologischen Typen sind in der Tieflandbachtypologie Nordrhein-Westfalens erstmals hydrologi-

sche Typen, wie z. B. „Temporäre Gewässer“ oder „Grundwassergeprägte Gewässer“ ausgewiesen worden, die in Kombination mit den geologisch-pedologischen Typen auftreten können (Abbildung 1, Tabelle 1) (Timm & Sommerhäuser 1993, Timm & Ohlenforst 1994). Die Wasserführung ist neben dem Sohlsubstrat im Tiefland oder der Längszonierung im Mittelgebirge der relevante Faktor, die Ausbildung der Lebensgemeinschaften im Gewässer bestimmt. Die Auswahl der abiotischen Parameter zur Ableitung einer Fließgewässertypologie erfolgt grundsätzlich im Hinblick auf die biozönotische Relevanz.

Aufgrund der für die Ableitung der Typen herangezogenen Parameter handelt es sich um limnologisch begründete Typen, die Morphologie, Hydrologie, Physiko-Chemie und Besiedlung integrieren.

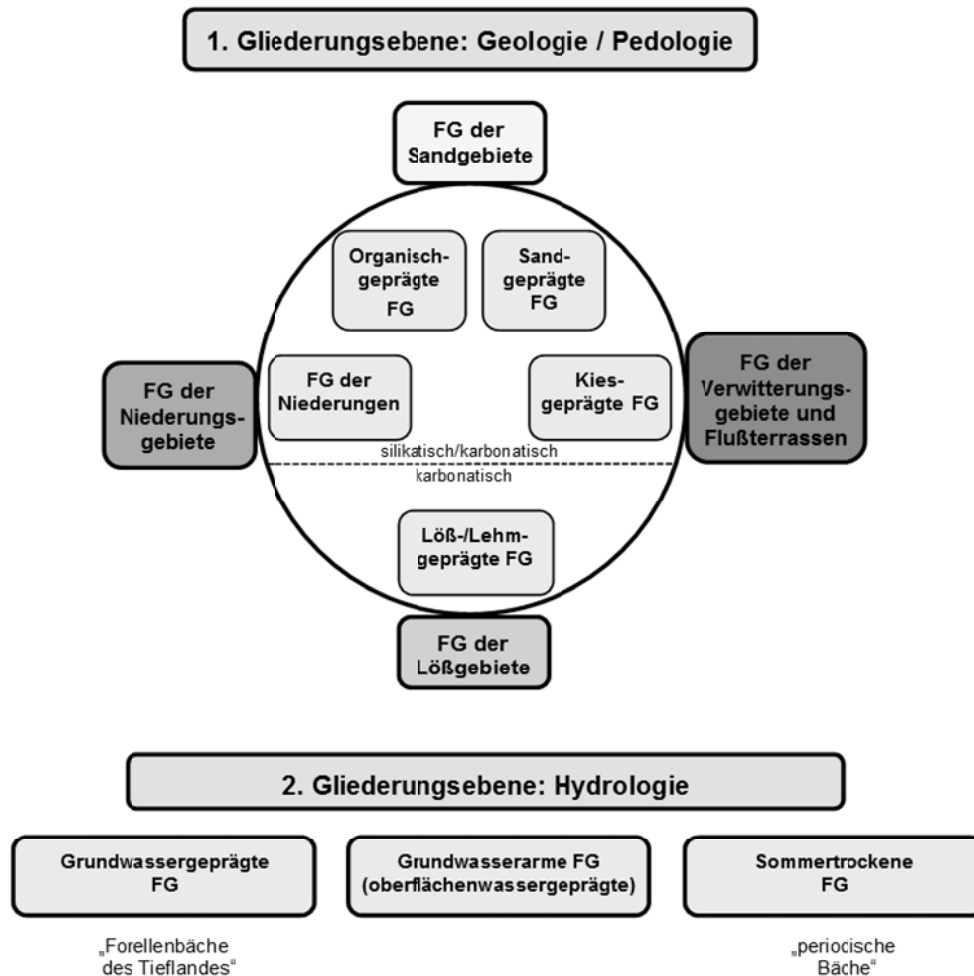


Abb. 1: Typensystem der regionalen Tieflandbachtypen Nordrhein-Westfalens (aus LUA 1999b).

Produkte der regionalen Fließgewässertypologie Nordrhein-Westfalens

Die Beschreibungen der charakteristischen morphologischen, hydrologischen sowie physiko-chemischen und biozönotischen Eigenschaften der naturnahen Ausprägungen der regionalen Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens (= Leitbild) erfolgte in textlicher und tabellarischer Form, u. a. in verschiedenen einschlägigen Schriften des Landesumweltamtes NRW (Tabelle 1).

Die kartographische Zuweisung der regionalen Fließgewässertypen für alle Gewässer Nordrhein-Westfalens ist aktuell auf Grundlage geänderter Ausweisungskriterien überarbeitet worden (LANUV 2015).

Bundesdeutsche Fließgewässertypologie

Anwendung der bundesdeutschen Fließgewässertypologie

Gemäß Anhang II der im Jahre 2000 eingeführten WRRL ist die Ausweisung von Gewässertypen und Definition der Referenzbedingungen sowie deren kartographische Darstellung eine Grundlage der biologischen Bewertung. Aber auch die Ausweisung der Wasserkörper, das Aufstellen des Monitoring-Netzwerkes sowie die Erstellung der Bewirtschaftungspläne benötigt für alle Gewässerkategorien – Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer – eine Gewässertypologie.

Ableitung der bundesdeutschen Fließgewässertypologie

Die top down Ableitung der bundesdeutschen Fließgewässertypen nach dem System B der WRRL und die bottom up Validierung anhand von Ähnlichkeitsberechnungen mit Makrozoobenthos-Datensätzen des biologischen Monitorings ist detailliert in Sommerhäuser & Pottgiesser (2005) dargelegt. Die obligatorischen und optionalen Deskriptoren gemäß WRRL zur Ableitung der bundesdeutschen Fließgewässertypen sind in der Tabelle 2 zusammengestellt. Die Auswahl dieser abiotischen Parameter erfolgte in Hinblick auf die biozönotische Relevanz der auszuweisenden Typen.

Tab. 2: Obligatorische und optionale Deskriptoren zu Ableitung der bundesdeutschen Fließgewässertypologie gemäß WRRL.

Obligatorische Deskriptoren	
Ökoregion (gemäß Illies 1979)	4: Alpen (und Alpenvorland) 9: Zentrales Mittelgebirge 14: Zentrales Flachland
Höhenlage	> 800 m 200 – 800 m < 200 m
Größe (auf Grundlage der Einzugsbietsgröße)	klein: 10 – 100 km ² (= Bach) mittelgroß: 100 – 1.000 km ² (= kleiner Fluss) groß: 1.000 – 10.000 km ² (= großer Fluss) sehr groß: > 10.000 km ² (= Strom)
Geologie	kalkig silikatisch organisch
Optionale Deskriptoren	
Gewässerlandschaften (gemäß Briem 2003)	differenzierte Geologie Sohlsubstrate Talform usw.

Produkte der bundesdeutschen Fließgewässertypologie

Mit Stand 2008 liegen aktuell insgesamt 25 biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen – heute auch als LAWA-Typen – bezeichnet vor: vier für die Ökoregion der Alpen und des Alpenvorlandes, acht für das Mittelgebirge, neun für das Norddeutsche Tiefland sowie vier Fließgewässertypen, die als „Ökoregion unabhängig“ Typen in verschiedenen Ökoregionen verbreitet sind.

Die idealtypischen Ausprägungen der LAWA-Typen (= Referenzbedingungen) sind in den „Steckbriefen der Fließgewässertypen“ zusammengestellt (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008, 2004). Die Steckbriefe enthalten neben der morphologischen Beschreibung der Gewässertypen auch physikochemische Leitwerte sowie Kurzcharakteristika des Abflusses bzw. der Hydrologie. Eine Auswahl charakteristischer Arten sowie die Beschreibung funktionaler Gruppen der Qualitätselemente Makrozoobenthos, Makrophyten und Phytobenthos sowie Fische sind in der biozönotischen Charakterisierung der Gewässertypen zusammengestellt.

Die linienhafte Zuweisung der Fließgewässertypen für konkrete Gewässer erfolgt in Gewässertypenkarten auf Grundlage von durch den Menschen weitgehend unveränderlichen Karten- und Datengrundlagen, wie z. B. Geologie, naturräumliche Gliederung oder auch Talbodengefälle. In der „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen – Stand Dezember 2003“ ist so allen berichtspflichtigen Gewässern, d. h. allen Fließgewässern mit einem Einzugsgebiet > 10 km² ein entsprechender Typ zugewiesen worden (Pottgiesser et al. 2004).

Morphologische Gewässertypen

Anwendung morphologischer Gewässertypen

Die morphologischen Gewässertypen sind die Grundlage zur Bewertung der Gewässerstruktur im Rahmen der Gewässerstrukturkartierung. Das typspezifische Leitbild ist der Bewertungsmaßstab für die Bestimmung der Gewässerstrukturklasse. Die Bewertungsskalen des Indexsystems sind an den gewässertypspezifischen Referenzbedingungen der Gewässer geeicht.

Durch die morphologischen Gewässertypen werden die regionalen Fließgewässertypen aber v. a. die biozönotisch bewertungsrelevanten bundesdeutschen Fließgewässertypen weiter konkretisiert. So weisen z. B. Gewässer des Typs 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche zwar eine sehr ähnliche Biozönose auf, morphologisch reicht die Spanne aber von gestreckt verlaufenden Kerbtalgewässern bis hin zu mäandrierenden oder verzweigt fließenden Gewässern in weiten Auentälern (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008). Für diese sehr unterschiedlichen strukturellen Ausstattungen der Gewässer sind daher verschiedene morphologische Typen Grundlage der Bewertung.

Ableitung morphologischer Gewässertypen

Die im Rahmen der Überarbeitung der Verfahrensanleitung der Gewässerstrukturkartierung z. B. in Nordrhein-Westfalen neu ausgewiesenen morphologischen Typen, setzen sich aus einer Kombination von Talform und dominierendem Sohlsubstrat im Referenzzustand zusammen (LANUV 2012).

Für den Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche können so folgende morphologische Gewässertypen unterschieden werden:

- Kerbtalgewässer, grobmaterialreich
- Sohlenkerbtalgewässer, grobmaterialreich
- Mulden- und Auentalgewässer, grobmaterialreich

Internationale Fließgewässertypologien

Die Erarbeitung oder die Beratung der Entwicklung internationaler Fließgewässertypologien umfasst sowohl die Arbeiten in internationalen Flussgebieten als auch in anderen Staaten.

Zu den Arbeiten in internationalen Flusseinzugsgebieten zählt die Ausweisung so genannter (Strom-)Abschnittstypen für große Ströme, wie z. B. Rhein oder Donau, als eine wichtige Arbeitsgrundlage zur Umsetzung der WRRL. Ziel der Typisierung dieser Gewässer ist nicht der Vergleich mit anderen europäischen Strömen, sondern die Ausweisung homogener Gewässerabschnitte, als Bewirtschaftungseinheit (z. B. IKSRL 2004, ICPDR 2003).

Ebenfalls gemeinsame, handhabbare Arbeitsgrundlage in internationalen Flussgebietseinheiten sind „harmonisierte Typentabellen“ oder Typologie-Synopsen. In vielen europäischen Staaten sind ca. 25 - 30 Fließgewässertypen zur Umsetzung der WRRL ausgewiesen worden. Durch Zusammenfassung inhaltsgleicher Typen wird die Vielzahl der in den einzelnen Ländern ausgewiesenen Gewässertypen, z. B. für die Darstellung in einer gemeinsamen Gewässertypenkarte, reduziert und durch die Verwendung einer gemeinsamen Nomenklatur der harmonisierten Typen die Kommunikation erleichtert. Das methodische Vorgehen hierzu ist in Sommerhäuser & Pottgiesser (2005) beschrieben.

V. a. im Rahmen von Twinning-Projekten in Osteuropa sind die Autoren bei der Entwicklung von Fließgewässertypologien beratend tätig gewesen, darunter in Bulgarien (Pottgiesser & Sommerhäuser 2009), Ungarn oder Kroatien. Aber auch in außereuropäischen Staaten sind Fließgewässertypologien nach dem Prinzip der WRRL mitentwickelt worden, wie z. B. Chile (Fuester et al. 2012) oder Brasilien (Sommerhäuser et al. 2011).

Ausblick

V. a. die bundesweite Fließgewässertypologie als essentielle Grundlage zur Umsetzung der WRRL und die in deren Zusammenhang entwickelten Dokumente sind als „living documents“ zu verstehen, die auf Grundlage der in den letzten Jahren durch die Anwendung gewonnenen Erfahrungen aktuell fortgeschrieben bzw. überarbeitet werden. Dazu gehören z. B. die Ausweisung von Subtypen für die Makrozoobenthos-Bewertung und deren steckbriefliche Beschreibungen. Aber auch das Zusammenführen der in der Zwischenzeit von den einzelnen Bundesländern fortgeschriebenen und überarbeiteten Typenkarten zu einer gemeinsamen bundesweiten Fließgewässertypenkarte wird ab 2016 erfolgen.

Die Erarbeitung von Fließgewässertypologien v. a. als Grundlage für ein nachhaltiges Wasserressourcenmanagement gewinnt auch außerhalb Europas zunehmend an Bedeutung, ebenso wie die Entwicklung von Typologien weiterer bislang nicht WRRL relevanter Gewässerökosysteme, wie z. B. die Auen-Typologie von Koenzen (2005) oder die Altgewässertypologie von Pottgiesser et al. (2013).

Dank

Der Dank an dieser Stelle geht an Tobias Timm, der für uns dieses Themenfeld bereitet hat, so dass wir auch heute immer noch die Möglichkeit haben mit Leidenschaft und Herzblut an dieser Thematik zu arbeiten und um die Welt reisen zu können!

Literatur

- Briem, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. ATV-DVWK Arbeitsbericht. Hennef: Mappe mit Textband, Steckbriefe, Kurzfassung, 4 Karten.
- DIN (2004): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M). Teil 1: Allgemeine Hinweise, Planung und Durchführung von Fließgewässeruntersuchungen (M 1). Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M 1) (DIN 38410-1). Berlin, 80 S.
- Fuster, R., C. Escobar, G. Lillo, M. González, A. de la Fuente & T. Pottgiesser (2012): Water bodies typology system: a Chilean case of scientific stakeholders and policy makers dialogue. *Lakes, reservoirs and ponds* 6(2): 93-107.
- ICPDR (International Commission for the Protection of the Danube River) (2003): UNDP/GEF Danube Regional Project. Activities 1.1.2, 1.1.6 and 1.1.7. (Stress and impact analysis, typology and reference conditions, ecological status assessment) Final Report. Authors: M. Sommerhäuser, S. Robert, S. Birk, D. Hering, O. Moog, I. Stubauer & T. Ofenböck. –<http://www.icpdr.org/pls/danubis/docs/folder/HOME/ICPDR/ICPDRANNUALREPORTS/2003/INDEX.HTML>.
- IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Hrsg.) (2004): Entwicklung einer (Abschnitts-) Typologie für den natürlichen Rheinstrom. Bericht Nr. 147. – <http://www.iksr.de>.
- Illies, J. (1978): *Limnofauna europaea*. Gustav Fischer Verlag Stuttgart: 532 S.
- Koenzen U. (2005) Fluss- und Stromauen in Deutschland – Typologie und Leitbilder, Angewandte Landschaftsökologie, Heft 65, Landwirtschaftsverlag, Münster, 327 S.
- Koenzen, U. (2001): Morphologisches Leitbild für die Weser in NRW. – Gutachten im Auftrag des StUA Minden, 17 S. (unveröff.).
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Hrsg.) (2015): Fließgewässertypenkarten Nordrhein-Westfalens. – LANUV-Arbeitsblatt 25: 102 S + 2 Karten.
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Hrsg.) (2012): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer. Projektbearbeitung: T. Pottgiesser & A. Müller. – LANUV-Arbeitsblatt 18: 214 S.
- LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Hrsg.) (1999a): Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens. Teil I: Kleine bis mittelgroße Fließgewässer. – Merkblätter 16: 1-235 + 1 Karte.
- LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Hrsg.) (1999b): Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. – Merkblätter 17: 1-88 + 1 Karte.
- LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Hrsg.) (2001a): Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens. Teil 2: Mittelgroße bis große Fließgewässer - Gewässerabschnitte und Referenzstrukturen. – Merkblätter 29: 1-247.
- LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Hrsg.) (2001b): Leitbilder für mittelgroße bis große Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Flusstypen. – Merkblätter 34: 1-129 + 1 Karte.
- LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Hrsg.) (2003): Morphologisches Leitbild Niederrhein. – Merkblätter 41: 1-57.
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Hrsg.): (2010): Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen – WAZ-Druck, Duisburg: 1-106.
- Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., W. Calmano, R.-D. Wilken & H. Klapper (Hrsg.): *Handbuch der Limnologie*. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.
- Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser (2008): Begleittext zur Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätselemente (Teil B). UBA-Projekt (Förderkennzeichen 36015007) und LAWA-Projekt O 8.06. – <http://www.wasserblick.net>.
- Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser (2009): Charakterisierung der Einzugsgebiete: Typologie der Gewässer und Referenzbedingungen. In: HLOG & HMUELV (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie & Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Hrsg.): *Nachhaltiges Management der Wasserressourcen in Bulgarien. Ergebnisse des deutsch-bulgarischen Twinning-Projektes*: 59 S.

- Pottgiesser, T. T. Ehlert & K.-H. Jährling (2013): Altgewässertypologie – ein Instrument zur naturnahen Entwicklung potamale Altgewässer der Elbe in Sachsen-Anhalt. – Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 50. Jahrgang Jahresheft 2013: 24-38.
- Pottgiesser, T., J. Kail, S. Seuter & M. Halle (2004): Abschließende Arbeiten zur Typisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL - Teil II, Endbericht. Forschungsprojekt im Auftrag der LAWA: 1-16 + „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ [Stand Dezember 2003]. - www.wasserblick.net.
- Sommerhäuser, M & T. Pottgiesser (2005): Die Fließgewässertypen Deutschlands als Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. In: Feld, C. S. Rödiger, M, Sommerhäuser & G. Friedrich (Hrsg.): Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern. Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Limnologie aktuell 11: 13-27 + Farbtafel.
- Sommerhäuser, M.; P. de Tarso Amorim Castro, M. Couto de Melo; L. do Carmo Moura,; H. Lúcia Menezes Ferreira, S. Therese Meyer, M. Vilela Junqueira, Marilia (2011): Kooperationsprojekte im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in Südamerika - Bewertungs- und Entwicklungskonzepte für die Flussgebiete Rio das Velhas und Paraopeba in Minas Gerais, Brasilien. - KW - Korrespondenz Wasserwirtschaft 2001 (4) Nr. 2: 91-94.
- Timm, T. & F. H. Ohlenforst (1994): Der grundwassergeprägte Tieflandbach. - Limnologica 24, 213-229.
- Timm, T. & M. Sommerhäuser (1993): Bachtypen im Naturraum Niederrheinische Sandplatten - ein Beitrag zur Typologie der Fließgewässer des Tieflandes. - Limnologica 23 (4), 381-394.

Tobias Timm – ein Schrittmacher für die Limnologie

Helmut Schuhmacher

Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Aquatische Ökologie, Helmut.Schuhmacher@uni-due.de

Keywords: Gewässertypologie, Simuliiden, Eibiologie

Zunächst möchte ich an die DGL-Tagung erinnern, die fast auf den Tag genau vor 25 Jahren in Essen von der Hydrobiologie ausgerichtet wurde (s. Abbildung 1). Wenige Tage zuvor waren die Reisebeschränkungen für DDR-Bürger aufgehoben worden; das führte zu einem großen Andrang der Kollegen von „drüben“ (nicht nur ausgewählte Vertreter) und zu einer Wiedervereinigung der Limnologie. Ich erinnere mich noch gut an Telefonanrufe: „Herr Schuhmacher, ich bin jetzt am Bahnhof Essen angekommen – wo ist der Tagungsort, wo kann ich übernachten?“. In der Abbildung 1 sehen Sie das Tagungsteam und im Hintergrund Tobias Timm, der mit seinen Schülern maßgeblich bei der Vorbereitung der Tagung mitgewirkt hat.



Abb 1: Ausrichter der DGL-Tagung 1990 in Essen.

Herr Timm war 1988 als wiss. Assistent zur Hydrobiologie in Essen gekommen. Er kam von der Uni Hamburg, die besonders aktiv im Wendland war - damals der letzte Zipfel der BRD. Entsprechend hat T. Timm seine Diplomarbeit über die Tierwelt eines Moores bei Dannenberg gemacht. Das Maujahn-Moor ist ein Kesselmoor, welches nicht nur wegen seiner geologischen Entstehungs-

geschichte Beachtung fand. Der Vegetationskundler Tüxen hat es mehrfach untersucht. Die zoologische Ergänzung lieferte T. Timm mit seiner 1983 erschienenen Diplomarbeit „Faunistische Bestandsaufnahme und Bewertung eines Moorbiotops an der Mittleren Elbe“. Hier hat er 570 Tierarten, davon 76 gefährdete, aufgelistet und dabei den Grundstein zu einer bemerkenswerten Artenkenntnis, insbesondere auch in der Ornithologie, gelegt (Timm 1983). Sein Diplom-Vater Wilkens erinnerte sich noch nach 30 Jahren gut an seinen Schüler, als ich ihn 2013 an der Elbe traf.

Anschließend widmete sich T. Timm seiner Dissertation bei Prof. Rühm über die Eibiologie der Kriebelmücken und ihre Habitatbindung. Sein Doktorvater hatte sich bereits mit den Kriebelmückenplagen befasst, die besonders in Niedersachsen Weidevieh bis zum Tode piesackten. Timm untersuchte nun die Bindung einzelner Simuliidenarten an bestimmte Strukturen der Aue und die Dormanz der Tiere im Eistadium. 1987 wurde die Diss. mit „summa cum laude“ bewertet (Timm 1988, 1991).

1988 trat Timm seine Stelle als wiss. Hochschulassistent in der Hydrobiologie an (s. Abbildung 2). Die Lage von Essen am Übergang vom Bergischen Land zur Tiefebene ist ein idealer Standort, den Blick zu erweitern von der Standard-Vorstellung Bergbach hin auf den Flachlandbach. Timm war bereits gewohnt, ein Gewässer holistisch zu verstehen, d. h. aquatische und terrestrische Requisiten der Wasserinsekten (hier Simuliiden) im Zusammenhang zu sehen. Diese neue Sicht der Fließgewässer führte letztlich zur Gewässertypologie. Vorläufer waren Studien von Ulrich Braukmann – regionale Bachtypologie – der 1984, also vor Timm, Mitglied der Hydrobiologie war. Seine Botschaft: Gewässer sind ganzheitlich zu verstehen unter Berücksichtigung der Geologie und Geomorphologie, der Hydrologie und der begleitenden Vegetation und Fauna. Die dramatische Degradierung der Bäche und Flüsse zu Vorfluterrinnen, insbesondere im Flachland durch die Landwirtschaft, veranlasste das Umweltministerium in NRW, Renaturierungsmaßnahmen einzuleiten. Da der „munter plätschernde Bergbach“ wie noch von Illies beschrieben, als Leitbild nicht taugte, wurde vom Umweltministerium ein Forschungsprojekt „Zielvorgaben und Handlungsanweisungen für die Renaturierung von Flachlandbächen“ an die Hydrobiologie in Essen vergeben und hauptsächlich von Timm und seinen Schülern bearbeitet. Wie notwendig das war, zeigt ein Beispiel aus Bochum: Das Grünflächenamt wollte im Ostpark in guter Absicht einen Bach „renaturieren“ und importierte für viel Geld Felsbrocken aus dem Harz in diesen Flachlandbach. Kerngebiet für die Leitbildfindung waren zunächst die niederrheinischen Sandplatten. Diverse Bachtypen kristallisierten sich heraus: Sandbach, Lößbach, organischer Bach – je nach Sohlsubstrat – und permanenter bzw. temporärer Bach aus hydrologischer Sicht (Timm & Sommerhäuser 1993, Timm 1995). Die Typisierung und Leitbildfindung wurde dann auch für kleine Fließgewässer des Mittelgebirgsraumes in NRW ausgeweitet (mit besonderem Augenmerk auf Kriebelmücken). Das war nicht zuletzt ein Ergebnis der guten Rückkopplung von Timm zu den maßgeblichen Entscheidungsträgern im Umweltministerium.

Die freie Zugänglichkeit der ehemaligen DDR eröffnete die Möglichkeit, die Typologie im Elbe-Einzugsgebiet beidseitig in Angriff zu nehmen. Besonders in Mecklenburg verlockten die diversen postglazialen Landschaften, regionalspezifische Leitbilder zu erforschen. Timm knüpfte 1993 den Kontakt zu dem Planungsbüro BIOTA in Bützow und machte die Kollegen mit dem Typologiekonzept bekannt. Die in den folgenden Jahren erfolgten Streifzüge entlang der Warnow, Peene und anderer Fließgewässer – z.B. auch auf Rügen – im Rahmen eines Projektes des Bundesforschungsministeriums gehören zu meinen schönsten Erinnerungen an die limnologische Geländearbeit.

Im Jahre 1995 habilitierte sich T. Timm mit der Arbeit „Naturnahe Tieflandbäche in NRW – die Limnologie und die besondere Bedeutung intakter Auenstrukturen für Bachinsekten“. Seine Dozententätigkeit konnte er leider nur kurze Zeit ausüben; 1996 ist er nach schwerer Krankheit von uns

gegangen. Doch schon zuvor hatte er eine sehr engagierte Arbeitsgruppe um sich versammelt. Aus dieser sind noch Jahre danach mehrere Merkblätter des Landesumweltamtes zur Typologie der kleinen und mittelgroßen Fließgewässer in NRW erschienen mit einem Katalog von Referenzstandorten – flächendeckend für NRW. Zur Typisierung der Gewässer des gesamten norddeutschen Tieflandes erschien eine Monographie, die noch heute beachtet wird (Sommerhäuser & Schuhmacher 2003).



Abb. 2: Tobias Timm.

Denn inzwischen war die EU-Wasserrahmenrichtlinie in Kraft getreten, die den guten ökologischen Zustand des Gewässers, nicht nur des Wassers, fordert. Zur Beurteilung der ökosystemaren Güte eines Gewässers bedarf es eines Bewertungssystems, welches sich an typspezifischen Leitbildern orientiert. Diese Typologie zu entwickeln, war eine kluge, vorausschauende Entscheidung des Bundesforschungsministeriums.

Die praktische Anwendung im Rahmen des Gewässerschutzes ist die eine Seite der Medaille, die andere ist die Vertiefung des Grundlagenwissens über Fließgewässer und ihrer Bewohner. Um Grundlagen- und angewandte Forschung zusammen zu führen, war der Studiengang Ökologie in Essen ein günstiges „Biotop“. In einmaliger Weise wurden hier Bio-, Geo- und Planungswissenschaften zusammengeführt, was das vernetzte interdisziplinäre Denken zur Bedingung machte. Leider wurde der Studiengang im Jahre 2001 eingestellt; damit verschwanden Basisfächer wie Geologie, Bodenkunde, Klimatologie und Planung. Die Hydrobiologie bzw. Aquatische Ökologie hat als einzige Disziplin seit 1982 überlebt und sich – im Verbund mit anderen Wasser-bezogenen Fächern – weiter differenziert. Herr Timm würde auch in dem gegenwärtigen Umfeld eine gewichtige Rolle spielen und seine Akzente setzen.

Schriftenverzeichnis Tobias Timm (im Text zitierte Literatur fett)

- Timm, T. (1983): Faunistische Bestandsaufnahme und Bewertung eines Moorbiotops an der Mittleren Elbe. - Diplomarbeit Biologie, Univ. Hamburg, 125 S.
- Timm, T. (1983): Neufunde des seltenen *Trechus rivularis* GYLL in norddeutschen Mooren. - *Bombus* 2, 283.
- Timm, T. (1983): Faunistische Charakterisierung und Bewertung des subkontinentalen Maujahn-Moores in NE-Niedersachsen. - Abh. naturwiss. Ver. Hamburg (NF) 25, 169-186.**
- Timm, T. & W. Piper (1985): *Simulium posticatum* MEIGEN, 1838, die "Blandford-Mücke" in Norddeutschland (Diptera: Simuliidae). - *Entomol. Mitt. Zool. Museum Hamburg* 8 (125), 109-117.
- Timm, T. (1987): Die Kleinmoore der Gartower Tannen aus faunistischer Sicht - Gefährdung und Schutz. - *Beitr. Naturkde. Niedersachsens* 40, 274-283.
- Timm, T. (1987): Dormanzformen bei Kriebelmücken unter besonderer Berücksichtigung des Ei-Stadiums (Diptera: Simuliidae). - *Entomol. Gener.* 12, 133-142.
- Timm, T. (1987): Bestimmungsschlüssel für Eier und Eigelege von Kriebelmückenarten (Dipt., Simuliidae) unter besonderer Berücksichtigung mammalophiler Schad- und Plageerreger. - *Anz. Schädlingskde., Pflanzenschutz, Umweltschutz* 60, 68-74.
- Timm, T. (1987): Die Ei-Dormanz bei *Simulium noelleri* FRIEDERICH 1920 als Anpassung an ein extremes Habitat (Diptera, Simuliidae). - *Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent.* 5, 200-203.
- Timm, T. (1987): Die Eibiologie der Kriebelmücken - Potenz und Toleranz und ihre Beziehung zur Habitatbindung (Diptera: Simuliidae). - *Dissertation Biologie Univ. Hamburg*, 110 S.
- Timm, T. (1988): Unterschiede in Habitatselektion und Eibiologie bei sympatrischen Kriebelmückenarten (Diptera, Simuliidae). - *Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent.* 6, 156-157.
- Timm, T. (1988): Die Eibiologie der Kriebelmücken - Potenz und Toleranz und ihre Beziehung zur Habitatbindung (Diptera: Simuliidae). - Arch Hydrobiol./Suppl. 79, 363-445.**
- Wirtz, H.-P., W. Piper, M. Prügel, W. Rühm, K. Rupp & T. Timm (1990): Verbreitung und Ökologie der Kriebelmücken des Westharzes. - *Braunschw. naturkdl. Schr.* 3, 719-746.
- Timm, T. (1991): Die Bedeutung der Eiablage für die Besiedlung von Fließgewässern - dargestellt am Beispiel der Kriebelmücken. - DGL, Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung Essen 1990, 355-359.**
- Timm, T., G. Christiansen, R. Pudwill & M. Sommerhäuser (1991): Ausgewählte Waldbäche als Modelle für die ökosystemaren Bedingungen naturnaher Fließgewässer des Flachlandes. - *DGL, Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung Essen 1990*, 336-344.
- Timm, T. (1991): Welcher Faktor trennt Wald- und Wiesenarten unter den Kriebelmücken (Diptera, Simuliidae) im Fließgewässerkontinuum des Stollbaches (Niederrheinische Sandplatten)? - *Verh. Westd. Entom. Tag, Düsseldorf 1990*, 263-270.
- Timm, T. & W. Juhl (1992): Verbreitungsmuster der Kriebelmücken (Diptera, Simuliidae) in Bächen entlang der unteren Ruhr, an der Nahtstelle zwischen Mittelgebirge und Flachland. - *Dortmunder Beitr. Landeskd., naturwiss. Mitt.* 26, 13-28.
- Hahn, R. & T. Timm (1992): Der Wienbach (Dorsten) und seine Wasserinsekten als Beispiel für einen wertvollen großen Flachlandbach in der Kulturlandschaft. - *Verh. westd. Entom. Tag, Düsseldorf 1991*, 125-133.
- Timm, T. (1993): Unterschiede in Eibiologie und Habitatbindung zwischen *Prosimulium tomosvaryi* (Prosimuliini) und verschiedenen Simuliini (Diptera, Simuliidae). - *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 78, 95-106.
- Timm, T. (1993): Lebensstrategie und Populationsdynamik von *Nevermannia vernum*, einer Kriebelmücke permanenter und periodischer Waldbäche (Diptera, Simuliidae). - *Zool. Jb. Syst.* 120, 289-307.
- Timm, T. & F. H. Ohlenforst (1993): Die Bedeutung diffusen Grundwasserzustroms für die Biozönose größerer Flachlandbäche. - *DGL, Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung Konstanz 1992*, 423-427.
- Timm, T. (1993): Einzigartige Biozönose. Erhalt des gering belasteten Wienbaches - Herausforderung für den Naturschutz. - *LÖLF-Mitteilungen* Nr. 4/1993, 19 - 23.
- Timm, T. (1993): Ein Fund von *Simulium urbanum* im Norddeutschen Tiefland - Bindeglied zwischen Fundorten in England, Dänemark und dem Bayrischen Wald. - In: Timm, T. & W. Rühm (Hrsg.): *Beiträge zur Taxonomie, Faunistik und Ökologie der Kriebelmücken in Mitteleuropa. Essener Ökol. Schr.* 2, 95-97.
- Timm, T. & F. Klopp (1993): Die Ursachen unterschiedlicher Verteilungsmuster der Kriebelmücken (Diptera, Simuliidae) in zwei Bächen des Niederbergischen Landes. - In: Timm, T. & W. Rühm (Hrsg.): *Beiträge zur Taxonomie, Faunistik und Ökologie der Kriebelmücken in Mitteleuropa. Essener Ökol. Schr.* 2, 121-145.

- Timm, T. & W. Rühm (1993): Beiträge zur Taxonomie, Faunistik und Ökologie der Kriebelmücken in Mitteleuropa. - Essener Ökol. Schr. 2, Westarp-Verlag, 172 S.
- Timm, T. & M. Sommerhäuser (1993): Bachtypen im Naturraum Niederrheinische Sandplatten - ein Beitrag zur Typologie der Fließgewässer des Tieflandes. - Limnologica 23 (4), 381-394.**
- Andree, C. & T. Timm (1993): Die Quellen der Niederrheinischen Sandplatten. - Crunoecia 2, 39-63.
- Sommerhäuser, M. & T. Timm (1993): Die ökologische Bedeutung der Fließgewässer im Naturraum Niederrheinische Sandplatten, dargestellt am Beispiel ausgewählter Wasserinsekten (Odonata, Plecoptera, Trichoptera). - Verh. Westd. Entom. Tag, Düsseldorf 1992, 127-135.
- Timm, T. (1994): Reasons for the Shift in Dominance between *Simulium* (N.) *vernum* and *Simulium* (S.) *ornatum* (Diptera: Simuliidae) along a Continuum of an Unpolluted Lowland Stream. - Arch. Hydrobiol. 131, 199-210.
- Timm, T. (1994): Die Verteilungsmuster der Larven von Fließgewässerinsekten und ihre Abhängigkeit von Ufer- und Auenstrukturen. - DGL, Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung Coburg 1993, 348-352.
- Sommerhäuser, M. & T. Timm (1994): Vorkommen und Ökologie der seltenen *Oligostomis reticulata* (LINNAEUS 1761) (Trichoptera: Phryganeidae) in Waldbächen der Niederrheinischen Sandplatten. - Lauterbornia 16, 43-50.
- Timm, T. & F. H. Ohlenforst (1994): Der grundwassergeprägte Tieflandbach. - Limnologica 24, 213-229.
- Timm, T. & M. Sommerhäuser (1994): Beitrag zur Phänologie und Ökologie von *Oligostomis reticulata* (Trichoptera, Phryganeidae), einer seltenen Köcherfliege der Niederrheinischen Sandplatten. - Verh. westd. Entom. Tag 1993, 53-61.
- Timm, T. (1994): Neuer Ansatz zu einer Typisierung der Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes. - Mitteilungen aus der Nieders. Natursch. Akad. 5, 12-22.
- Timm, T. (1995): Ufer- und Auenstrukturen und Simuliiden-Plagen; Kap. VI. 3. (Fließgewässer-revitalisierung). - In: Steinberg, C. E.W., H. Bernhardt, & H. Klapper (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie. ecomed Verlag, Landsberg/Lech, 28 S.
- TIMM, T. (1995): *Gammarus fossarum* - ein vergessener Bachflohkrebs im Nordwestdeutschen Tiefland. - DGL, Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung Hamburg 1994, 587-591.
- TIMM, T. (1995): Leitbilder für Tieflandbäche in Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen im Flachland. - Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW (Hrsg.), 60 S.**
- Andree, C., D. Lischewski & T. Timm (1996): Bewertungsverfahren Umfeld und Chemismus an Quellen. - Crunoecia 5, 215-226.
- Foltyn, S., M. Sommerhäuser & T. Timm (1996): Zur Eintags- und Steinfliegen-Fauna temporärer Löß-Lehmbäche des Kernmünsterlandes, Nordrhein-Westfalen (Insecta: Ephemeroptera, Plecoptera). - Lauterbornia 27, 3-9.
- Müller, A., D. Glaser, M. Sommerhäuser & T. Timm (1996): Leitbilder für die Gewässerstruktur gütekartierung in Nordrhein-Westfalen. - Kasseler Wasserbau-Mitteilungen 6, 95-105.
- Pudwill, R. & T. Timm (1997): The Salinization of Streams by Water from Coal Mine Spoil Dumps in the Ruhr Area (Germany). - Limnologica 27 (1), 65-75.
- Sommerhäuser, M., I. Antunes, S. Foltyn, R. Steimer & T. Timm (1997): Zum Spektrum sommertrockener Tieflandbäche in Nordrhein-Westfalen - Charakteristik und gewässertypologische Bedeutung. - DGL, Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung Schwedt 1996, 562-566.
- Foltyn, S. & T. Timm (1997): Besiedlungsmuster ausgewählter Wasserinsektengruppen (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) in periodischen Löß-Lehmbächen des Kernmünsterlandes. - DGL, Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung Schwedt 1996, 542-546.
- Sommerhäuser, M. & T. Timm (1999): Limnologische Leitbilder zur regionalen Gewässertypologie. - In: Zumbroich, T., A. Müller & G. Friedrich (Hrsg.): Strukturgüte von Fließgewässern. Grundlagen und Kartierung. Springer Verlag, 73-94.
- Sommerhäuser, M. & H. Schuhmacher (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands – Typologie, Bewertung, Management – Atlas für die limnologische Praxis. Ecomed 278 S.**

FELD, CHRISTIAN, K. & JAN U. LEMM: Wenn Umwelteinflüsse interagieren—eine Fallstudie zur Wirkung multipler Stressoren auf die Makroinvertebratendiversität europäischer Flüsse.

LEMM, JAN U. & CHRISTIAN K. FELD: Identifizierung und Interaktionen multipler Stressoren in zentraleuropäischen Tieflandsflüssen.

MILER, OLIVER; MAGDALENA CZARNECKA; ANNE JÄGER; XAVIER-FRANÇOIS GARCIA & MARTIN PUSCH: Lake shore assessment and macroinvertebrate community composition in near-natural fluvial lakes.

NIXDORF, BRIGITTE; BJÖRN GRÜNEBERG & JACQUELINE RÜCKER: Bilanzierung der saisonalen Stickstoffein- und -austräge sowie deren Umsetzungen in einem eutrophen Flachsee.

OSTENDORP, WOLFGANG & JÖRG OSTENDORP: Einfacher? Schneller? Billiger? Detail- und Übersichtsverfahren zur Seeuferstruktur-Klassifikation im Vergleich.

OTTE, MARCEL; ALEXANDER GIESWEIN & ARMIN LORENZ: Identifizierung und Quantifizierung von Feinsedimentquellen an Mittelgebirgsbächen im Einzugsgebiet der Ruhr.

RAMM, JESSICA, MICHAEL HUPFER; WILFRIED UHLMANN & BRIGITTE NIXDORF: Atemnot im See? – Sauerstoffminimum im Metalimnion.

SCHÜTT, MARKUS; THOMAS MEIßNER, ALEXANDER GIESWEIN, BERND SURES & CHRISTIAN K. FELD: Wasser fließt, Sand bleibt: Talsperren als Feinsedimentsenke.

Wenn Umwelteinflüsse interagieren—eine Fallstudie zur Wirkung multipler Stressoren auf die Makroinvertebratendiversität europäischer Flüsse

Christian K. Feld¹ & Jan U. Lemm^{1,2}

¹ Aquatische Ökologie, Fakultät für Biologie, Universität Duisburg-Essen, Universitätsstraße 5, 45141 Essen, christi-an.feld@uni-due.de

² Physische Geographie und Landschaftsökologie, Naturwissenschaftliche Fakultät, Leibniz Universität Hannover, Schneiderberg 50, 30167 Hannover, janlemm@gmx.de

Keywords: multiple Stressoren, Traits, Landwirtschaft, Nitrat, Social Network Analysis, Generalised Linear Models

Einleitung

Die vielfältige Nutzung der Fließgewässer durch den Menschen bringt ebenso vielfältige Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Qualität mit sich. Flüsse und Bäche mit ihren Auen wurden und werden verschmutzt, verbaut, reguliert, befahren, befischt, begradigt, verrohrt, vermüllt—und manchmal sogar komplett überbaut. Eine Bewertung der einzelnen Einflussfaktoren hinsichtlich ihrer Auswirkung auf die Gewässerbiologie ist vielfach schwierig, da die Umwelteinflüsse—oder neudeutsch: Stressoren—nicht zwingend getrennt voneinander wirken. Es gibt Hinweise auf Interaktionen zwischen einzelnen Stressoren, beispielsweise zwischen den Effekten von Nährstoffen (Jeppesen et al. 2010) oder Pflanzenschutzmitteln (Noyes et al. 2009) und der Wassertemperatur im Gewässer. Diese Interaktionen und ihre Auswirkungen auf die aquatische Flora und Fauna werden unter dem Schlagwort „multiple Stressoren“ seit fast 20 Jahren wissenschaftlich untersucht und beschrieben (Breitburg et al. 1998).

Umso erstaunlicher ist, dass nach wie vor eine große Unsicherheit zum Zusammenwirken multipler Stressoren in Fließgewässern besteht. Wie wirken sich beispielsweise Nährstoffbelastungen zusammen mit hydromorphologischer Degradation und Landbewirtschaftung aus? Verstärken sich die Einflüsse oder heben sich einzelne Stressoren sogar gegenseitig auf? Diese Fragen wurden bislang vor allem mit experimentellen Studien in Neuseeland aufgegriffen (Townsend et al. 2008). Jedoch zeigt sich hinsichtlich der Auswirkungen noch kein einheitliches Bild in Bezug auf das Zusammenwirken einzelner Stressoren oder die Richtung der biologischen Effekten (Nöges et al. 2015).

Die vorliegende Studie hat daher zum Ziel, das Zusammenwirken multipler Stressorkomplexe (Landnutzung, hydromorphologische Überformung, Eutrophierung) und ihre Auswirkungen auf die benthische Wirbellosenfauna der Fließgewässer näher zu analysieren. Dazu wurde ein umfangreicher Monitoringdatensatz mit insgesamt 986 Probennahmestellen herangezogen. Derartige Datensätze stehen mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Europa nahezu unbegrenzt zur Verfügung. Im Gegensatz zu den kontrollierten Bedingungen vieler experimenteller Studien zu multiplen Stressoren ist die Abdeckung multipler Stressoren über Monitoringdatensätzen vergleichsweise unsicher, da oft nicht bekannt ist, in welchem Umfang die Gradienten der Stressorvariablen im Datensatz tatsächlich abgedeckt sind. Aus diesem Grund wird im Folgenden zunächst geprüft,

inwieweit multiple Stressoren im Datensatz überhaupt vorliegen. Die verifizierten Stressorvariablen werden dann über Regressionsanalysen mit ausgewählten biologischen Indikatoren in Beziehung gesetzt. Das Ziel der Analysen ist es, die Interaktionen von Stressoren mit biologischen Indikatoren zu identifizieren und zu quantifizieren.

Die Ergebnisse sind für das Gewässermanagement relevant, da interagierende Stressoren ein gemeinsames Management (z. B. durch Renaturierungen) erfordern können. Bleiben interagierende Stressoren im Gewässermanagement unberücksichtigt, können Managementmaßnahmen zu unerwarteten Effekten auf die Biologie führen.

Material und Methoden

Datengrundlage

Ausgewertet wurden Umwelt- und biologische Daten von 986 Probennahmestellen (PST) im Mittelgebirge und Tiefland Frankreichs, Deutschlands und Österreichs. Die Umweltdaten beinhalten chemisch-physikalische Messwerte (Gesamtphosphor, Nitrat), hydromorphologische Charakteristika der beprobten Gewässerabschnitte (Stauhaltung, Querbauwerke, Substratüberformungen) und prozentuale Landnutzungsanteile im Einzugsgebiet (urbane/industrielle und landwirtschaftliche Flächen), die im Folgenden als Stressorvariablen bezeichnet werden. Biologische Daten lagen in Form von Taxalisten benthischer Wirbelloser vor, die aus Gründen der Vergleichbarkeit mit dem französischen Datensatz auf Gattungsniveau (insgesamt 360 Gattungen und höhere Taxa) bereinigt wurden. Zusätzlich zu den einschlägigen Biodiversitätsindizes (z. B. Taxazahl, phylogenetische Diversität) wurden ökologische Traits berechnet, deren Analyse auf Gattungsniveau sinnvoll ist (z. B. Anteil der r/K-Strategen und Ernährungstypen). Eine detaillierte Beschreibung der Datengrundlage und Berechnung der Biodiversitätsindizes ist Feld et al. (2016) zu entnehmen.

Identifikation multipler Stressoren

Die Analyse multipler Stressoren setzt eine Verfügbarkeit von zwei oder mehr Stressorvariablen mit möglichst vollständiger Abdeckung ihrer „Stress“-Gradienten im Datensatz voraus. Wichtig ist, dass ausreichend viele „gestresste“ und „ungestresste“ Datensätze vorhanden sind. Es wurde daher zunächst für jede einzelne Probennahme geprüft, ob die Werte der Umweltvariablen das Umweltqualitätsziel für die jeweilige Stressorvariable über- bzw. unterschreiten und damit potentiell als gestresst gelten (Tabelle 1). Im Falle einer Über-/Unterschreitung wurde der jeweilige Variablenwert durch eine Eins (= gestresst) ersetzt, sonst wurde eine Null (ungestresst) vergeben. Die resultierende binäre Stressor-Matrix wurde einer „Social Network Analysis“ (SNA) unterzogen, um häufige Kombinationen von Stressorvariablen für die weitere Analyse zu quantifizieren.

Quantifizierung der Stressor-Interaktion

Interaktionen sind (im Gegensatz zur linearen Korrelation) nicht-lineare Beziehungen von Kovariaten (z. B. Stressorvariablen) zu biologischen Effekten. Ein klassisches Beispiel ist die synergistische (d. h. verstärkende) Wirkung von Stickstoff- und Wassertemperaturanstieg auf die Primärproduktion. Sind beide Parameter erhöht, so ist die Primärproduktion deutlich höher als die Summe der Einzeleffekte der beiden Parameter. Im finalen Schritt der Analyse wurden zunächst die biologischen Indikatoren gegen die Stressorvariablen regressiert. Dies erfolgte mit „Generalised Linear Models“ (GLM), die eine Einbeziehung von Interaktionen über so genannte Interaktionsterme ermöglichen. Für jeden biologischen Indikator wurde ein finales Modell mit ausschließlich signifikanten Stressorvariablen bzw. deren Interaktionstermen ermittelt. Die standardisierte Effektgröße der Stressorvariablen und ihrer Interaktionen wurde berechnet und grafisch dargestellt. Als Gütepa-

parameter für die GLMs wurde das Bestimmtheitsmaß (Anteil der erklärten Variabilität R^2) herangezogen. Alle Berechnungen und Darstellungen erfolgten mit R 3.2.x (R Core Team 2015).

Tab. 1: Schwellenwerte für die Einstufung der Probennahmestellen (PST) in „gestresst“ und „ungestresst“ anhand der Werte der Umweltvariablen. Die Skala beschreibt die räumliche Ebene der Variable: Probennahmestelle, Gewässerabschnitt oder Einzugsgebiet (EZG).

Stressorvariable	Einheit	Skala	Schwellenwert	Quelle
Chlorid	mg/l	PST	> 200	LAWA Güteklassifikation
Wassertemperatur	°C	PST	≥ 20	LAWA RAKON II
Ammonium	mg/l	PST	> 0,6	LAWA Güteklassifikation
Nitrit	mg/l	PST	> 0,2	LAWA Güteklassifikation
Nitrat	mg/l	PST	> 5	LAWA Güteklassifikation
Sauerstoffgehalt	mg/l	PST	< 5	LAWA Güteklassifikation
Gesamtposphat	mg/l	PST	> 0,1	LAWA RAKON II
pH		PST	< 6,5 und > 8,5	LAWA RAKON II
Querbauwerke	0/1	Abschnitt	1 (ja)	
Habitatdegradation	0/1	Abschnitt	1 (ja)	
Ackerland	%	EZG	≥ 25	Allan (2004)
Siedlung + Industrie	%	EZG	≥ 8	Paul & Meyer (2001)

Ergebnisse

Identifikation multipler Stressoren

Laut SNA sind fünf Stressorvariablen dominant im untersuchten Datensatz (Abbildung 1) und treten gemeinsam auf: Querbauwerke (barriers), Gesamtposphor (totp), Nitrat sowie urbane (artificial) und landwirtschaftliche Flächen (arable). Die Korrelation der Stressorvariablen untereinander ist in allen Fällen $r < 0,6$. Der „Variance Inflation Factor“ (VIF) liegt in allen Fällen unter 2, so dass keine Kollinearität der Stressorvariablen vorliegt und diese uneingeschränkt in den GLMs genutzt werden können.



Abb. 1: Darstellung des Ergebnisses der SNA mit den untersuchten Umweltvariablen. Die Stärke der Verbindungen zwischen den Stressorvariablen entspricht der Häufigkeit ihres gemeinsamen Auftretens im Datensatz. Nicht verbundene Variablen treten im Datensatz selten/nicht gemeinsam auf.

Quantifizierung der Stressor-Interaktion

Nennenswerte Interaktionen wurden ausschließlich für die Traits unter den biologischen Indikatoren identifiziert (Abbildung 2). Synergistische Interaktionen bestehen u. a. zwischen Gesamtphosphor und Nitrat (r/K-Strategen) und Gesamtphosphor und dem Anteil landwirtschaftlicher Flächen (Zerkleinerer). Im Zusammenhang mit den Zerkleinerern zeigen Nitrat und Gesamtphosphor einen deutlichen antagonistischen Effekt (Abbildung 2 rechts).

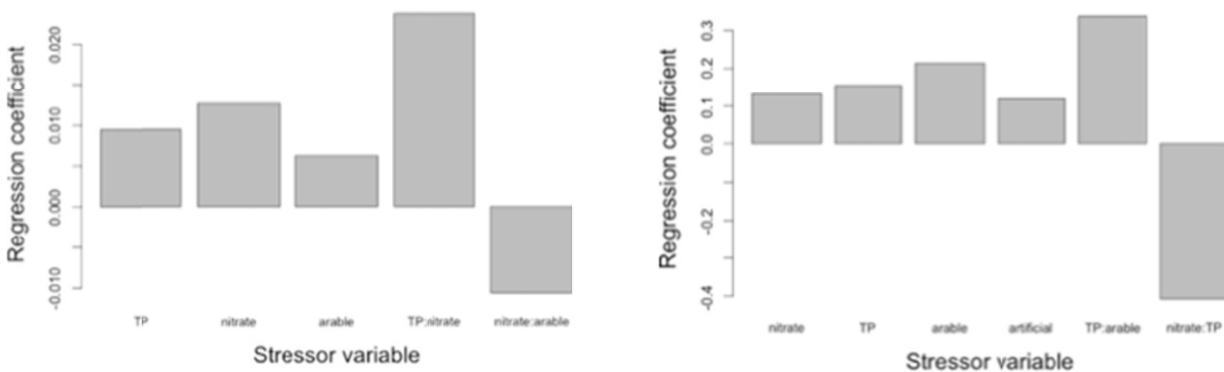


Abb. 2: Additive und interaktive Effektgrößen (jeweils die beiden rechten Säulen) der Stressorvariablen der finalen Modelle für die Anteile der r/K-Strategen (links) und Zerkleinerer (rechts) der Makroinvertebratengemeinschaften. Die Modelle erklären 21 bzw. 12% der Variabilität im Datensatz, wobei die Interaktionen in beiden Modellen etwa die Hälfte der erklärten Variabilität ausmachen.

Für die untersuchten Biodiversitätsmaße „Anzahl Taxa“, „Anzahl EPT-Taxa“ und „taxonomische Bestimmtheit“ wurden keine nennenswerten Interaktionen ermittelt; es bestehen ausschließlich additive Effekte der Stressorvariablen auf diese Biodiversitätsparameter. Jedoch ist die Modellgüte der Biodiversitätsmodelle mit $31\% < R^2 < 41\%$ deutlich höher als im Falle der Traits.

Diskussion

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen nennenswerte Interaktionen der Stressorvariablen mit einigen biologischen Indikatoren. Es konnten sowohl synergistische als auch antagonistische Effekte identifiziert werden. Synergistische Effekte sind vor allem im Hinblick auf die Bewertung der Gewässer interessant. Sie zeigen, dass Stressoren sich gegenseitig verstärken können. Treten beispielsweise hohe Konzentrationen von Gesamtphosphor und Nitrat gemeinsam auf, so reagieren die r/K-Strategen mit einer im Vergleich zu den rein additiven Effekten der beiden Variablen deutlich stärkeren Zunahme. Die Einzelbetrachtung der Stressoreffekte führte demnach zu einer Unterschätzung der Gesamtwirkung (Townsend et al. 2008).

Für das Gewässermanagement sind jedoch vor allem die antagonistischen Effekte von Interesse. Nitrat und Gesamtphosphor beispielsweise wirken—individuell betrachtet—fördernd auf den Anteil der Zerkleinerer, was mit einem eutrophierungsbedingten Biomasseanstieg und infolge dessen mit einem erhöhten Nahrungsangebot für Zerkleinerer begründet werden kann. Der gemeinsame Effekt beider Stressorvariablen ist jedoch negativ und zudem stärker, als die Summe ihrer additiven Effekte. Mit anderen Worten: gemeinsam auftretend vermindern beide Stressorvariablen den Anteil der

Zerkleinerer. Zielt eine Managementmaßnahme nun darauf ab, einen Stressor zu reduzieren und läßt sie dabei den anderen Stressor unberücksichtigt, so kann sich die resultierende Wirkung vollständig umkehren. Dieses Beispiel veranschaulicht die grundsätzliche Problematik multipler Stressoren im Gewässermanagement: werden interagierende Stressoren nicht gemeinsam durch eine Maßnahme adressiert, so kann dies mit unerwarteten Effekten auf die Biologie verbunden sein.

Die hier dargestellten Ergebnisse zeigen jedoch auch, dass die Interpretation der Interaktionen nicht trivial ist. Die zuvor angesprochene antagonistische Wirkung von Nitrat und Gesamtphosphor (Abbildung 2 rechts, rechte Säule) ist nicht intuitiv und entstammt vermutlich auch nicht einer direkten Beziehung der Wirbellosen zu diesen beiden Stressorvariablen. Es ist eher denkbar, dass hohe Konzentrationen der beiden Nährstoffkomponenten vor allem dort anzutreffen sind, wo intensive (urbane) Landnutzung und Landbewirtschaftung stattfinden. Den Fließgewässern der intensiv genutzten Landschaft fehlt es dann häufig an Ufergehölzen und damit an einem Kohlenstoffeintrag in Form von Falllaub; mit dem Ergebnis, dass die Zerkleinerer unterrepräsentiert sind. Die Überprüfung derartig komplexer und meist interaktiver Beziehungen zwischen den Stressorvariablen und der Biologie ist jedoch nur schwer anhand von Monitoringdaten möglich.

Schlussfolgerungen

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Interpretation der Wirkung multipler Stressoren schwierig ist, wenn die betrachteten Variablen nicht direkt auf die Ökologie der Zielorganismen wirken. Viele der hier betrachteten Stressorvariablen sind Proxies (d. h. Stellvertreter) für ökologisch wirksame Umweltvariablen. Die Landwirtschaft beispielsweise ist ein Proxy für Nährstoff-, Feinsediment- und Pestizideinflüsse. Landwirtschaft kann aber auch mit Gewässerverbau, Ufernutzung, Erwärmung, Aufstau und zahlreichen weiteren Beeinträchtigungen verbunden sein. Von der Landwirtschaft kausal auf die biologischen Effekte zu schließen ist demnach in hohem Maße unsicher. Dies ist vermutlich auch der Grund, warum Traits im Vergleich zu Biodiversitätsparametern in dieser Studie so schlecht abschneiden. Traits beschreiben eine direkte ökologische bzw. funktionale Beziehung der Organismen zu ihrer Umwelt. Die hier betrachteten Biodiversitätsparameter sind vergleichsweise abstrakte biologische Maße und daher eher als Proxies für die komplexen Umweltbeziehungen der Taxa dahinter anzusehen. Man könnte daraufhin die Hypothese aufstellen, dass abiotische Proxies eher mit biologischen Proxies in Beziehung stehen, während Traits eher mit ökologisch-funktionalen Umweltvariablen in Beziehung stehen. Die Überprüfung dieser Hypothese könnte helfen, die Mindestanforderungen an die Variablenqualität für vergleichbarere Untersuchungen zu formulieren und dazu beitragen, die Wirkung multipler Stressoren besser zu verstehen.

Literatur

- Allan, J.D. (2004): Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257–284.
- Breitburg, D.L., Baxter, J.W., Hatfield, C.A., Howarth, R.W., Jones, C.G., Lovett, G.M. & Wigand, C. (1998) 17: Understanding the effects of multiple stressors: ideas and challenges. *Successes, Limitations and Frontiers in Ecosystem Sciences* (eds M.L. Pace & P.M. Groffmann) pp. 416–431. Springer.
- Feld, C.K., Birk, S., Eme, D., Gerisch, M., Hering, D., Kernan, M., Maileht, K., Mischke, U., Ott, I., Pletterbauer, F., Poikane, S., Salgado, J., Sayer, C.D., van Wichelen, J. & Malard, F. (2016): Disentangling the effects of land use and geo-climatic factors on diversity in European freshwater ecosystems. *Ecological Indicators*, 60, 71–83.
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Holmgren, K., González-Bergonzoni, I., Teixeira-de Mello, F., Declerck, S.A.J., Meester, L., Sondergaard, M., Lauridsen, T.L., Bjerring, R., Conde-Porcuna, J.M., Mazzeo, N., Iglesias, C., Reizenstein, M., Malmquist, H.J., Liu, Z., Balayla, D. & Lazzaro, X. (2010): Impacts of

- climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia*, 646, 73–90.
- LAWA RAKON II: http://www.vsvi-sachsen.de/Beitr%E4ge%20aus%20unseren%20Veranst/17.09.2008%20Tausalz%20Recht%20RAKONArbeitspapierII_Stand_07_03_2007.pdf
- LAWA Güteklassifizierung: <http://www.bmub.bund.de/themen/wasser-abfall-boden/binnengewaeser/fluesse-und-seen/schutzziele-und-bewertungsparameter/chemische-gewaessergueteklassifizierung/>
- Nôges, P., Argillier, C., Borja, A., Garmendia, J.M., Hanganu, J., Kodeš, V., Pletterbauer, F., Sagouis, A. & Birk, S. (2015): Quantified biotic and abiotic responses to multiple stress in freshwater, marine and ground waters. *Science of the Total Environment*, doi:10.1016/j.scitotenv.2015.06.045.
- Noyes, P.D., McElwee, M.K., Miller, H.D., Clark, B.W., Van Tiem, L.A., Walcott, K.C., Erwin, K.N. & Levin, E.D. (2009): The toxicology of climate change: Environmental contaminants in a warming world. *Environment International*, 35, 971–986.
- Paul, M.J. & Meyer, J.L. (2001): Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 32, 333–365.
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Townsend, C.R., Uhlmann, S.S. & Matthaei, C.D. (2008): Individual and combined responses of stream ecosystems to multiple stressors. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1810–1819.

Identifizierung und Interaktionen multipler Stressoren in zentraleuropäischen Tieflandsflüssen

Jan U. Lemm^{1,2}, Christian K. Feld²

¹ Physische Geographie und Landschaftsökologie, Naturwissenschaftliche Fakultät, Leibniz Universität Hannover, Schneiderberg 50, 30167 Hannover, janleemm@gmx.de

² Aquatische Ökologie, Fakultät für Biologie, Universität Duisburg-Essen, Universitätsstraße 5, 45141 Essen, christian.feld@uni-due.de

Keywords: multiple Stressoren, Social Network Analysis, General Linear Models, Tieflandsflüsse

Einleitung

Die Untersuchung der Effekte von multiplen Stressoren zählen zu den aktuell spannendsten Forschungsfeldern in der aquatischen Ökologie (Ormerod et al. 2010). Die Stressoren agieren auf verschiedenen räumlichen Skalen vom Einzugsgebiet bis hin zum Mikrohabitat (Allan 2004). Es gibt heute viele Hinweise darauf, dass Umwelteinflüsse oder Stressoren häufig nicht unabhängig voneinander wirken, sondern voneinander abhängige Effekte auf die Biologie bewirken (Townsend et al. 2008; Lange et al. 2014a). Die Effekte, die durch multiple Stressoren ausgelöst werden, können rein additiv wirken, d. h. sich einfach aufsummieren, oder komplexerer Natur sein. Zu den komplexen Effekten zählen synergistische und antagonistische Effekte. Synergistisch bedeutet, dass zwei Stressoren gemeinsam wirken (interagieren) und dieser gemeinsamer Effekt stärker ist als die Summe ihrer einzelnen Effekte. Bei antagonistischen Effekten ist es ähnlich, jedoch ist die Interaktion dann gegenläufig zu den additiven Effekten (Folt et al. 1999).

In Europa hat die Einführung der Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000 die luxuriöse Situation hervorgebracht, dass uns heute eine Vielzahl an Monitoringdaten sowie Daten aus verschiedensten Forschungsprojekten und Untersuchungen zur Verfügung stehen. Was bisher fehlt, ist ein methodischer Ansatz, um die Wirkung multipler Stressoren über diese Datensätze zu untersuchen. Im Gegensatz zu experimentellen Studien besteht bei der Nutzung von Monitoringdaten zunächst eine generelle Frage nach den tatsächlich "anwesenden" Stressoren im Datensatz. Ban et al. (2014) haben für eine ähnliche Fragestellung eine Social Network Analysis (SNA) angewandt, um darüber das Zusammenwirken multipler Stressoren auf Korallenriffe näher zu untersuchen.

Das erste Ziel dieser Studie ist es, zu testen, ob die SNA auch im Falle der Monitoringdatensätze eine geeignete Methode zur Identifikation multipler Stressoren darstellt. Der Testdatensatz umfasst 144 Proben aus Tieflandflüssen Zentraleuropas (Feld & Hering 2007). Im zweiten Schritt bestand das Ziel darin, die Interaktion der identifizierten Stressoren und ihre Effekte auf die Biologie zu untersuchen.

Für die Interaktionsanalysen wurden General Linear Models (GLM) verwendet, die es ermöglichen, Interaktionsterme in die Regressionsanalysen zu implementieren. Neben der Identifizierung von wichtigen Stressorkombinationen und ihren Wirkungen im Datensatz stand daneben auch die Frage nach der Korrelation von Stressoren untereinander und auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen im Zentrum der Studie.

Material und Methoden

Datengrundlage

Verwendet wurden 144 Datensätze zu Umweltdaten und Makroinvertebraten-Taxalisten aus Tief-landflüssen in den Niederlanden, Schweden, Polen und Deutschland (Feld & Hering 2007). Die Daten wurden ursprünglich mit dem Ziel erhoben, den Einfluss von hydromorphologischer Degradation biologisch zu messen. Dadurch ergab sich zunächst die Notwendigkeit, das Vorhandensein multipler Stressoren und relevanten Umweltgradienten derselben im Datensatz zu prüfen.

Die Umweltdaten umfassen physikalisch-chemische Messwerte (z. B. Nährstoffe, Temperatur, pH), hydromorphologische Parameter (z. B. Gewässerstruktur, Substrate, Totholz) und Landnutzungsanteile in der Gewässeraue und im Einzugsgebiet. Über das Programm ASTERICS (Meier et al. 2006) wurden mit Hilfe der Taxalisten biologisch-ökologische Traits (z. B. Ernährungstypen, Substratpräferenzen) berechnet, die als abhängige Variablen in den Regressionsmodellen verwendet wurden. Traits bieten gegenüber Taxa den Vorteil, dass sie mutmaßlich auf mechanistische Weise die Beziehung der Artengemeinschaften mit ihrer Umwelt indizieren. (Dolédec et al. 2011).

Identifizierung von multiplen Stressoren - Social Network Analysis (SNA)

Die SNA ist eine Kombination verschiedener Ansätze und Methoden der Sozialwissenschaften, die ohne Probleme aber auch auf Umweltdaten angewendet werden kann. Die wichtigsten Eigenschaften, die es hier zu nennen gilt, sind:

1. Suche nach Struktur basiert auf Kanten, die Knoten über Beziehungen verbinden
2. Verwendung empirischer Daten
3. Hohes Maß an Visualisierung
4. Verwendung von mathematischen und EDV-basierten Modellen

Zunächst wurden über Korrelationsanalysen und eine Principal Components Analysis (PCA) redundante Umweltvariablen identifiziert und aus dem Datensatz entfernt. Für die verbleibenden potenziellen Stressorvariablen wurde dann individuell anhand der Über- bzw. Unterschreitung eines Schwellenwertes (siehe Beitrag von Feld in diesem Band) ermittelt, ob eine Probe bezüglich der Variablen als "gestresst" oder "ungestresst" anzusehen ist. Die resultierende Binärtabelle wird dann mit Hilfe der SNA analysiert und grafisch dargestellt. Um sicherzustellen, dass das verwendete Modell, das sehr stark auf den Schwellenwerten beruht, stabil ist und verwendet werden kann, wurde zusätzlich eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Hier wurden die Schwellenwerte individuell um $\pm 10\%$ verändert und die Auswirkung der Veränderung auf die resultierende Binärmatrix analysiert.

Interaktionsanalyse – General Linear Models (GLM)

Die Quantifizierung von Interaktionseffekten (additiv und komplex) erfolgte mit Hilfe von GLMs (Lange et al. 2014b). Alle Modelle wurden auf die verschiedenen Modellvoraussetzungen hin überprüft (Ausreißer, Multikollinearität, Normalverteilung der Residuen, Homoskedastizität) und die finalen Modelle besitzen mindestens eine signifikante unabhängige Variable oder Interaktion. Ist eine signifikante Interaktion in einem Modell vorhanden, wird zusätzlich das additive Modell (ohne Interaktionsterm) gerechnet, damit die additiven Effekte ohne Einfluss der Interaktion quantifiziert werden können.

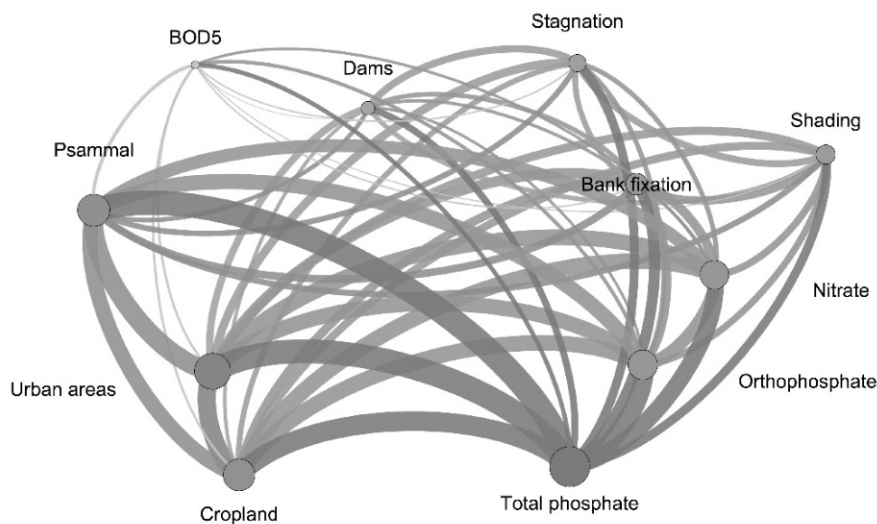
Ergebnisse

Identifizierung multipler Stressoren über die SNA

Abbildung 1 ist eine grafische Interpretation der multiplen Stressoren im untersuchten Datensatz. Die Breite der Linien zwischen zwei Stressorvariablen ist ein Maß für die Häufigkeit des gemeinsamen Vorkommens des jeweiligen Variablenpaares. Die wichtigsten Stressorkombinationen im Datensatz plus wichtige größerskalige Proxyvariablen (Landnutzung) sind Orthophosphat, Gesamtphosphor, Psammal und die Landnutzungsparameter siehe Abbildung 1.

Unter Berücksichtigung der Gradienten, die in der PCA nachgewiesen wurden, fiel das Nitrat aus der Betrachtung heraus. Die Sensitivitätsanalyse ergab ein stabiles Modell in Bezug auf die Schwellenwertänderungen.

Abb. 1: Stressorkombinationen im Netzwerk



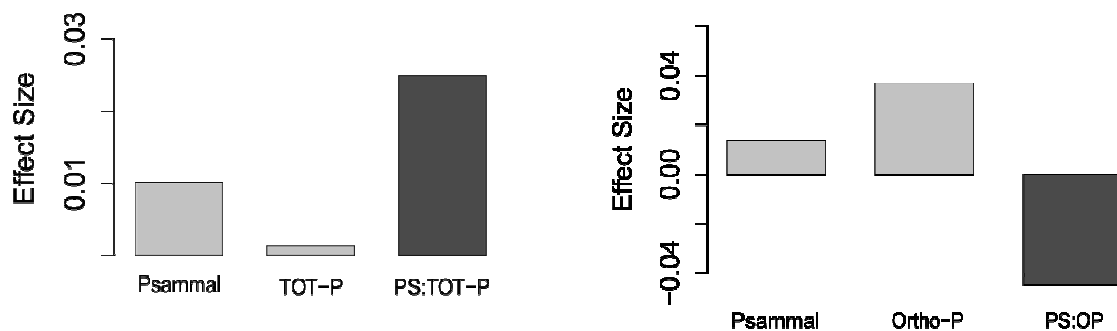
Interaktionen

Insgesamt wurden elf biologische Variablen untersucht, von denen sieben kaum nennenswert mit den untersuchten Stressorvariablen in Beziehung standen und auf die daher an dieser Stelle nicht weiter eingegangen wird. In fünf Modellen konnten additive Effekte nachgewiesen werden (Tabelle 1). Ein Modell hat lediglich einen signifikanten Stressor und für zwei Modelle konnten komplexe Interaktionen nachgewiesen werden. Die Effektgrößen wurden standardisiert, um sie über verschiedene Skalen wie auch verschiedene Studien vergleichbar machen zu können. Die Interaktionseffekte sind in Abbildung 2 dargestellt.

Tab. 1: Additive Effekte der General Linear Models

Stressor A Effekt*	Stressor B Effekt	Biologische Responsevariablen	Erklärte Varianz
Landwirtschaft 0,025*	Gesamtposphor 0,02*	Reproduktionszyklus > 1 / Jahr	14,4 %
Urbane Flächen 0,031***	Psammal (log) 0,027**	Reproduktionszyklus > 1 / Jahr	20,9 %
Psammal 0,034***	Gesamtposphor 0,018**	Filtrierer	34,6 %
Psammal 0,036***	Orthophosphat 0,019*	Filtrierer	35,6 %

Psammal		
-0,17.Gesamtposphor -0,306**	Ökologische Klassifikation (AQEM)	16,4 %

**Abb. 2: Standardisierte Effektgrößen für die Interaktionsmodelle. Links für den Trait „Lebenszyklus < 1 Jahr, rechts für den Trait „Reproduktionszyklus > 1 / Jahr**

Diskussion

Mit Hilfe der SNA konnten wichtige Stressorkombinationen und auch größerskalige Proxyvariablen (Landnutzungen) im Datensatz identifiziert werden. Das finale SNA-Modell war nicht sensitiv gegenüber Änderungen der Grenzwerte. Damit war eine wesentliche Voraussetzung für die nachfolgenden Regressionsanalysen gegeben. Die Prüfung vorhandener multipler Stressoren vor der Analyse ihrer Effekte auf die Biologie ist keine Standardprozedur. Meist erfolgt eine derartige Überprüfung nicht, so dass die Gefahr besteht, dass Stressorkombinationen zwar identifiziert werden, dass sie aber nicht repräsentativ im Datensatz vorkommen und zudem mit nur kurzen Gradienten vorliegen können. Dies kann zur Überinterpretation ihrer Effekte führen. Die hier verwandte Methode SNA kann helfen, das Risiko der Überinterpretation vor der eigentlichen Regressionsanalyse zu minimieren.

In den GLMs mit signifikanten Landnutzungsparametern war der Effekt der größerskaligen Landnutzungsanteile größer als der Effekt der kleinerskaligen Stressorvariablen. Die zwei berechneten

Interaktionseffekte sind einmal antagonistischer und einmal synergistischer Natur. Die erklärten Varianzen aller Modelle lagen zwar unter 30%, jedoch konnte gezeigt werden, dass multiple Stressoren in Monitoringdatensätze identifiziert werden können und zudem biologisch wirksam sind. Von den untersuchten Stressorvariablen hat der Feinsedimentanteil (% Psammal) den stärksten Effekt. Die Einflüsse der Nährstoffparametern sind geringer (Dolédec et al. 2006, Lange et al. 2014b). Dies kann daran liegen, dass Sand über die Habitatverfügbarkeit direkt auf Makroinvertebraten wirkt, während der Einfluss der Nährstoffparameter (Eutrophierung) im Falle der untersuchten Traits indirekt über Primärproduktion und nachfolgend über saprobielle Prozesse erfolgt.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Zusammenfassend lässt sich durch diese Studie zeigen, dass mit einer gewissen methodischen Anpassung auch Datensätze aus dem Routinemonitoring für Untersuchungen zur Wirkung multipler Stressoren herangezogen werden können. Einfache additive Effekte, aber auch komplexe Interaktionen von multiplen Stressoren konnten am Beispiel eines Datensatzes zu europäischen Tieflandsflüssen gezeigt werden. Die vielfältigen Umweltstressoren in unseren Gewässern treten miteinander in Wechselbeziehung. Sie können sich in ihrer Wirkung verstärken—oder aufheben. Letzteres könnte erklären, warum Renaturierungen oftmals nicht den erwarteten biologischen Erfolg zeigen. Werden beispielsweise antagonistisch interagierende Stressoren nicht gemeinsam durch Maßnahmen vermindert, so kann das Management nur eines der Stressoren dazu führen, dass der andere in seiner Wirkung deutlich verstärkt wird. Eine biologische Aufwertung bleibt dann aus. Das Verständnis dieser Effekte zu erhöhen ist eine Voraussetzung für das erfolgreiche Management von Gewässern unter dem Einfluss multipler Stressoren.

Literatur

- Allan J.D. (2004) Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35, 257–284.
- Ban S.S., Graham N. a J. & Connolly S.R. (2014) Evidence for multiple stressor interactions and effects on coral reefs. *Global Change Biology* 20, 681–697.
- Dolédec, S., Phillips, N., Scarsbrook, M., Riley, R. H., & Townsend, C. R. (2006). Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(1), 44–60.
- Dolédec, S., Phillips, N., & Townsend, C. (2011). Invertebrate community responses to land use at a broad spatial scale: Trait and taxonomic measures compared in New Zealand rivers. *Freshwater Biology*, 56(8), 1670–1688.
- Feld, C.K. & Hering, D. (2007). Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology*, 52, 1380–1399.
- Folt C.L., Chen C.Y., Moore M. V, Burnaford J., Henry R., Hall J., et al. (1999) Synergism and antagonism among multiple stressors. 44, 864–877.
- Lange K., Townsend C.R., Gabrielsson R., Chanut P.C.M. & Matthaei C.D. (2014a) Responses of stream fish populations to farming intensity and water abstraction in an agricultural catchment. *Freshwater Biology* 59, 286–299.
- Lange, K., Townsend, C. R., & Matthaei, C. D. (2014b). Can biological traits of stream invertebrates help disentangle the effects of multiple stressors in an agricultural catchment? *Freshwater Biology*, 59 (12), 2431–2446.
- Meier, C., Böhmer, J., Biss, R., Feld, C.K., Haase, P., Lorenz, A. et al. (2006) Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. (<http://www.fliessgewaesserbewertung.de>)
- Moss, B. (2010). Climate change, nutrient pollution and the bargain of Dr Faustus. *Freshwater Biology*, 55, 175–187.

- Ormerod, S. J., Dobson, M., Hildrew, a. G., & Townsend, C. R. (2010). Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 55, 1–4.
- Townsend C.R., Uhlmann S.S. & Matthaei C.D. (2008) Individual and combined responses of stream ecosystems to multiple stressors. *Journal of Applied Ecology* 45, 1810–1819.
- Wasserman, S., Faust, K., & Wassermann, Stanley; Faust, K. (1994). *Social network analysis: Methods and applications* (Vol. 25). Cambridge: Cambridge University Press.

Lake shore assessment and macroinvertebrate community composition in near-natural fluvial lakes

Miler, Oliver^{1,2}, Czarnecka, Magdalena³, Jäger, Anne^{1,4}, Garcia, Xavier-François^{1,5} & Pusch, Martin^{1,6}

¹ Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin, Germany

² e-mail: miler@igb-berlin.de

³ Faculty of Biology and Environmental Protection, Nicolaus Copernicus University Toruń, Poland; mczarn@umk.pl

⁴ e-mail: anne@jaeger-berlin.de

⁵ e-mail: garcia@igb-berlin.de

⁶ e-mail: puschi@igb-berlin.de

Keywords: lowland lakes, spatial distribution, indicator taxa, invasive species, diversity, eulittoral zone

Introduction

Morphological alterations, indicated by the presence of anthropogenic shore structures, reduced riparian vegetation, low littoral habitat diversity and physical complexity constitute important human pressures on European lake shores (Ostendorp et al. 2004, Schmieder 2004, Brauns et al. 2007). This has led in recent years to the development of methods to assess the morphological status of lake shores based on littoral macroinvertebrate communities in compliance with the requirements of the European Union Water Framework Directive (EU WFD) (Böhmer et al. 2014, Miler et al. 2013 a, b). During the development of the multimetric macroinvertebrate based assessment method AESHNA in Germany, it could be shown that fluvial lowland lakes (lake type 12 according to Mathes et al. 2002) significantly differ from the other four lowland lake types (10, 11, 13 and 14) in their macroinvertebrate community composition (Miler et al. 2013 b). This could be shown based on a dataset of 55 lakes located in the lowlands of Northern Germany and provided by the state environment agencies. As a consequence, different AESHNA assessment metrics and anchor points to normalize the metrics were used to assess the lake shore morphology of fluvial lowland lakes compared to other lowland lakes. Fluvial lowland lakes are not stratified, calcium rich (> 1.5 mg/l) and are characterised by a short lake retention time (3 to 30 days) as well as a high catchment area to lake volume ratio (> 1.5).

The macroinvertebrate fauna of fluvial lowland lakes in Germany is strongly dominated by invasive species. For example, *Dikerogammarus* sp. and *Corophium curvispinum* have been identified as indicator taxa for fluvial lakes (Miler et al. 2013 b). However, it is very likely that this observed prevalence of invasive invertebrate taxa is not due to natural environmental characteristics, but to the high degree of morphological shore disturbances. Furthermore, most of the studied German fluvial lowland lakes are connected to major commercial waterways, such as the Havel and Spree rivers in Berlin and Brandenburg. The spread of invasive species in Europe mainly occurs through ship traffic and all major river catchments in Germany are connected with each other by channels. Furthermore, invasive species have been shown to suffer less from the repetitive exposure to anthropogenic wave action than native species. The aim of this study was to identify macroinvertebrate indicator taxa and relevant assessment metrics in near-natural (i.e. near-reference) fluvial lakes. Since such near-natural fluvial lakes could not be found in Germany, we sampled four lakes in Western Poland. We compare the macroinvertebrate fauna of these near-natural fluvial lakes with

the faunal assemblages of the Northern German fluvial lakes that are highly influenced by human activities.

Materials and Methods

Study area

Three of the four studied lakes, Ostrowiec (Lat. 53.096, Long. 15.978), Plociczno (Lat. 53.136, Long. 16.000) and Sitno (Lat. 53.186, Long. 16.029) are located in the Drawa National Park (DNP) and one, Bystrzyno Wielkie (Lat. 53.834, Long. 15.812), about 100 km north of the DNP. Lowland lakes of Northern Germany and Western Poland are located in the same biogeographical region according to the EU WFD and are hence expected to display comparable environmental conditions and host a similar macroinvertebrate fauna. The sampled near-natural lakes in Poland were compared with anthropogenically influenced lakes containing a high content of invasive species from three states in Germany: Berlin (3 lakes), Brandenburg (6 lakes) and Mecklenburg-Vorpommern (1 lake).

Macroinvertebrate sampling

Macroinvertebrate sampling followed the methods described in Brauns et al. (2007) and Miler et al. (2013 a, b). Samples were generally taken from the boat or from the shore using a dip net (500 μ m mesh size). Each littoral habitat (stabilised shore, sand, stones, emerged macrophytes, submerged macrophytes, submerged roots, woody debris) was sampled as a share of a total sampling area of 1 m^2 according to its occurrence and extent at the sampling site. The samples from each habitat and site were stored in 96 % ethanol in separate plastic bottles. Macroinvertebrates were identified to species level, whenever possible, except Diptera (family) and Oligochaeta (order). For each sampling site macroinvertebrate abundances were summed up and densities were calculated as Ind. m^{-2} .

Environmental parameters

At each sampling site, percentages of stabilised shore, sand, stones, emerged macrophytes, submerged macrophytes, coarse woody debris (CWD) and submerged roots were estimated as different littoral habitats. The % xylal was calculated as: % CWD + % submerged roots. Riparian land use was calculated as the % area moderately influenced by humans + twice the % area highly influenced by humans (within an area up to 15 m landwards from the shoreline). An expert judgement of the morphological shore degradation ranging from 1 (natural) to 5 (highly modified) was assigned to each sampling site. Two stressor index variants were calculated: stressor index a = ((no. littoral habitats + % xylal + expert judgement) / 3) and stressor index b = ((Shannon Wiener littoral habitat diversity + % xylal + expert judgement + riparian land use) / 4). All lakes were classified among one of the three trophic states 'eutrophic', 'polytrophic' and 'hypertrophic'. The lake morphometry parameters lake area (km^2), lake volume ($10^6 m^3$) and maximum depth (m) were used in statistical analyses.

Statistical analyses

For statistical analyses only fluvial lakes and sites a-priori classified as natural were considered. The effect of environmental parameters on macroinvertebrate communities was analysed using environmental fit (interval variables) and ANOSIM (categorical variables) statistical tests. Indicator taxa characterising German vs. Polish fluvial lakes, were identified using Indval analysis. Metrics were compared between Germany and Poland using ANOVA. All statistical analyses were performed with R 3.0.1 and the package Vegan.

Results and Discussion

The environmental stressor index a and b, % stones, % emerged macrophytes, % CWD, % xylal, lake area and maximum depth were significantly correlated with the macroinvertebrate distribution (Table 1, Figure 1). The macroinvertebrate distribution of near-natural lakes in Poland was related to low values of the stressor index a and b, as well as to high maximum depth and percentages of emerged macrophytes, CWD and xylal, contrary to the anthropogenically influenced lakes in Berlin, Brandenburg and Mecklenburg-Vorpommern (Figure 1, Table 1). Furthermore, the macroinvertebrate distribution of the four lakes Ostrowiec, Plociczno, Sitno and Bystrzyno Wielkie was influenced by a low percentage of stones and a small lake area compared to the German fluvial lakes in Berlin and Brandenburg (Figure 1, Table 1). The macroinvertebrate distribution differed significantly between trophic states (ANOSIM, factor classes: eutrophic, polytrophic, hypertrophic; $F = 8.03$, $R^2 = 0.182$, $p = 0.001$), countries (ANOSIM, factor classes: Germany, Poland; $F = 27.54$, $R^2 = 0.274$, $p = 0.001$) and states (ANOSIM, factor classes: Berlin, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Poland; $F = 20.23$, $R^2 = 0.461$, $p = 0.001$).

Table 1: Environmental fit of stressor indices and lake morphometry parameters to the macroinvertebrate ordination.

Parameter	R ²	p	Parameter	R ²	p
% emerged macrophytes	0.119	0.010 **	% stressor index a	0.107	0.022 *
% stones	0.106	0.017 *	% stressor index b	0.281	0.001 ***
% CWD	0.256	0.001 ***	lake area	0.156	0.005 **
% xylal	0.360	0.001 ***	lake maximum depth	0.211	0.002 **

The macroinvertebrate fauna in the near-natural lakes consisted mostly of native species, except for few occurrences of *Orconectes limosus* (Crustacea, Decapoda), *Dugesia tigrina* (Turbellaria) and *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda). *Dreissena polymorpha* commonly occurred in all four lakes. However, no invasive Crustaceans other than *Orconectes limosus* could be found in the near-natural lakes, especially no invasive Amphipoda that are characteristic for degraded German fluvial lakes (Miler et al. 2013 b). The indicator species analysis revealed that the native *Asellus aquaticus* (Crustacea, Isopoda, indicator value: Indval = 0.98, $p = 0.001$) and to a lesser degree *Gammarus roeseli* (Crustacea, Amphipoda, Indval = 0.38, $p = 0.001$) were the dominant Crustacean species in the four Polish fluvial lakes compared to the German fluvial lakes. In the German fluvial lakes the invasive *Dikerogammarus* sp. (Crustacea, Amphipoda, Indval = 0.80, $p = 0.001$) and *Corophium curvispinum* (Crustacea, Amphipoda, Indval = 0.75, $p = 0.001$) were the most important indicator taxa. Other invasive species that were characteristic for German fluvial lakes were *Pontogammarus robustoides* (Crustacea, Amphipoda, Indval = 0.51, $p = 0.001$) and *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda, Indval = 0.60, $p = 0.003$). Polish fluvial lakes contained many Ephemeroptera and Trichoptera species (e.g., *Caenis horaria*, Indval = 0.99, $p = 0.001$; *Limnephilus stigma*, Indval = 0.96, $p = 0.001$). Furthermore, *Nemoura* sp. (Plecoptera) could be found exclusively in the four studied near-natural lakes (Indval = 0.42, $p = 0.001$).

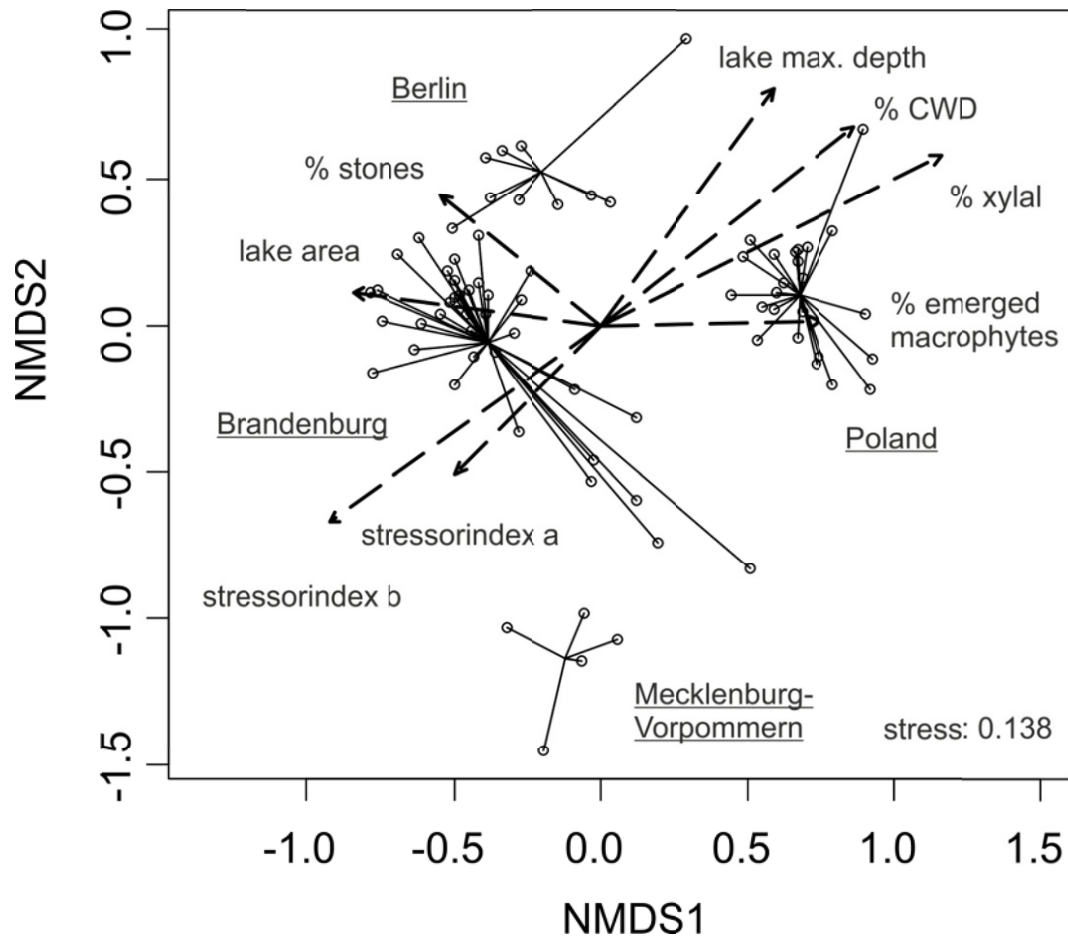


Fig. 1: NMDS plot and environmental fit of fluvial lakes in Germany and Poland

A comparison of characteristic macroinvertebrate metrics showed that the four near-natural fluvial lakes had considerably higher % densities and taxa numbers of ETO (Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata) taxa (Figure 2). The higher % Bivalvia and % Crustacea (Figure 2) can be explained by the higher occurrence of *Dreissena* sp. and invasive amphipods in the German fluvial lakes.

Summary and Conclusions

Near-natural Polish fluvial lowland lakes differed significantly from impacted German fluvial lowland lakes in their macroinvertebrate composition. Near-natural fluvial lakes were characterised by higher % ETO densities and ETO taxa numbers, the occurrence of *Nemoura* sp. (Plecoptera) and the lack of dominant invasive Crustacean species (especially amphipods) compared to anthropogenically influenced fluvial lakes. This study characterises the eulittoral macroinvertebrate fauna of near-natural fluvial lakes and hence contributes strongly to knowledge about the biotic reference condition of fluvial lakes with respect to shore morphology. Consequently, these results can be used to improve the choice, precision and reliability of morphological assessment metrics. The ‘% ETO taxa’ and ‘no. ETO taxa’ are important metrics indicating morphological degradation in the multi-metric index LIMCO (Miler et al. 2013 a), intercalibration common metrics (Böhmer et al. 2014) and in AESHNA (non-fluvial lowland lakes, Miler et al. 2013 b). The inclusion of these metrics in the multimetric AESHNA assessment of fluvial lakes could be considered as a result of this study. To summarize, information on the diversity, taxonomic and functional composition of near-natural compared to impacted fluvial lake macroinvertebrate communities contributes to enable and improve the assessment, conservation and restoration of lake shore ecosystems.

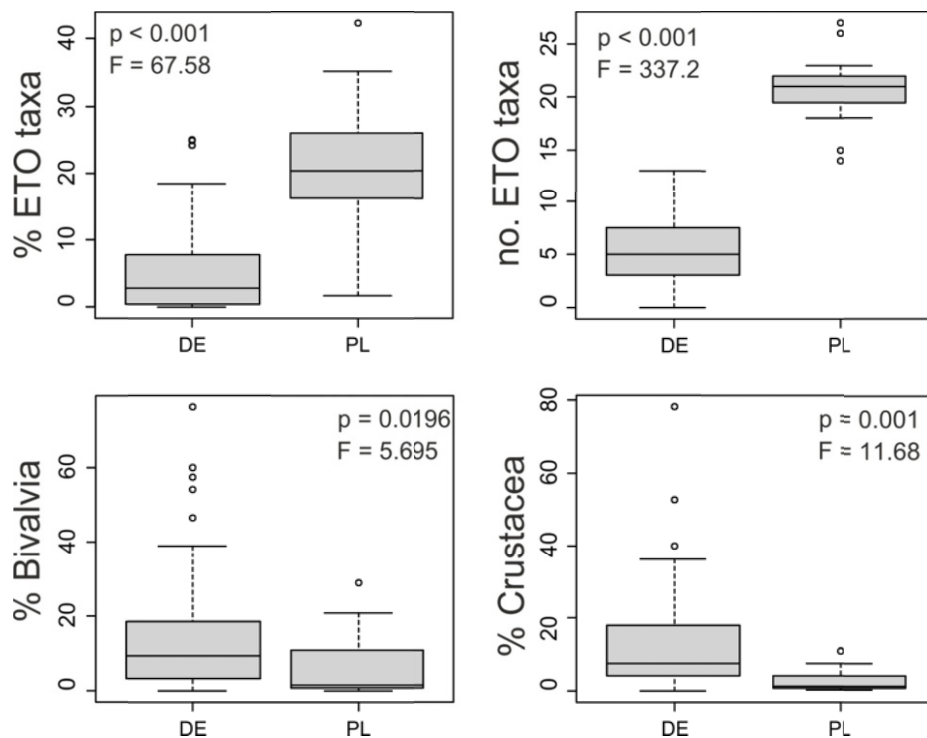


Fig. 2: Box Plot comparison and ANOVA of the metrics % ETO taxa, no. ETO taxa, % Bivalvia and % Crustacea between fluvial lakes in Germany (DE) and Poland (PL).

Acknowledgements

We would like to thank the staff of the Drawa National Park and colleagues at the IGB for help with logistics, sampling, sorting and invertebrate identification and the Umweltbundesamt for financial support (UFOPlan 2012, FKZ 371224223). The environment agencies of Berlin, Brandenburg and Mecklenburg-Vorpommern provided German fluvial lake invertebrate and environmental data.

References

- Böhmer, J., Arbaciauskas, K., Benstead, R., Gabriels, W., Porst, G., Reeze, B., Timm, H. (2014) Water Framework Directive Intercalibration Technical Report: Central Baltic Lake Benthic Invertebrate Ecological Assessment Methods. EUR 26511 EN. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Brauns, M., Garcia, X., Walz, N., Pusch, M.T. (2007) Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *J. Appl. Ecol.* 44: 1138-1144.
- Mathes, J., Plambeck, G., Schaumburg, J. (2002) Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite, 15-23, (Deneke, R. & Nixdorf, B., eds).
- Miler, O., Porst, G., McGoff, E., Pilotto, F., Donohue, L., Jurca, T., Solimini, A.G., Sandin, L., Irvin, K., Aroviita, J., Clark, R., Pusch M.T. (2013 a) Morphological alterations of lake shores in Europe: A multimetric ecological assessment approach using benthic macroinvertebrates. *Ecol. Ind.* 34: 398-410.
- Miler, O., Brauns, M., Böhmer, J., Pusch, M. (2013 b) Feinabstimmung des Bewertungsverfahrens von Seen mittels Makrozoobenthos. Project report Länderfinanzierungsprogramm ‘Wasser, Boden und Abfall’ (project no. O 5.10/2011).
- Ostendorp, W., Schmieder, K., Jöhnk, K. (2004) Assessment of human pressures and their hydromorphological impacts on lakeshores in Europe. *Ecohydrol. & Hydrobiol.* 4: 229-245.
- Schmieder, K., 2004: European lake shores in danger – concepts for a sustainable development. *Limnologica* 34: 3-14.

Bilanzierung der saisonalen Stickstoffein- und -austräge sowie deren Umsetzungen in einem eutrophen Flachsee

Brigitte Nixdorf, Björn Grüneberg & Jacqueline Rücker

Brandenburgische Technische Universität Cottbus - Senftenberg (BTU-CS), Fachgebiet Gewässerschutz, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, nixdorf@b-tu.de

Keywords: Stickstoff, Eintrag, Retention, Bilanz, Primärproduktion, Ammonifikation

Einleitung

Aquatische Systeme sind eine wichtige Senke für anthropogen bedingte Stickstoffeinträge. Quantitative Daten hierzu existieren insbesondere für Ästuare und Flüsse, aber auch Seen (Seitzinger et al. 2006, Billen et al. 1986). In welcher Weise der Stickstoffverlust von der Trophie und von hydraulischen Parametern wie der Aufenthaltszeit beeinflusst wird, ist von Jensen et al. (1992) für dänische eutrophe Flachseen und von Finlay et al. (2013) über einen weiten trophischen und morphometrischen Bereich von Seen untersucht worden. Nach Finlay et al. (2013) steigt entlang eines Trophiegradienten die absolute Rate der N-Retention mit der N-Belastung an und die Effizienz der N-Retention mit der Aufenthaltszeit. Die Autoren weisen auch auf die besondere Bedeutung der P-Verfügbarkeit für die N-Umsetzungen und N-Retention hin. Eutrophe Flachseen mit geringer Aufenthaltszeit haben nach Jensen et al. (1992) ein hohes Potenzial für Denitrifikation, die jedoch nicht von der Nitratkonzentration im See gesteuert wird, sondern eher von der N-Zulaufkraft und der TN-Konzentration im See und den Umsätzen am Sediment. Eine hohe Sedimentation organischen Materials führt zu einer hohen Rate der Ammonifikation am Sediment, in deren Folge eine enge Kopplung von Nitrifikation des Ammoniums und Denitrifikation des Nitrates eine hohe N-Retention bewirken kann.

Am Beispiel des Langen Sees bei Priesos (Brandenburg) wird in dieser Studie eine detaillierte N-Bilanz erstellt. Der Lange See ist als Teil eines Fluss-Seen-Systems mit relativ geringer Wasseraufenthaltszeit ein typischer Vertreter der sehr flachen Seen. Die Aufklärung seiner trophischen Reaktionen ist von besonderem Interesse für das Gewässermanagement im Untersuchungsraum Berlin / Brandenburg, weil diese Seen mit einer hohen Primärproduktion und Dominanz von Cyanobakterien (Rücker et al. 2015) zu den Gewässern mit der schlechtesten Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zählen (über 80 % mäßig bis schlecht für Typ 11 und 12, Arle et al. 2010).

Für diesen Beitrag wurde eine monatliche Input-output-Bilanz für den Zeitraum 2000 - 2014 erstellt und der Nettoexport und die N-Verluste im Jahresverlauf anhand der Dynamik der TN-Frachten gezeigt. Folgende Fragen sollen am Beispiel des Langen Sees beantwortet werden:

1. Können die relativ geringen Einträge an DIN eine derart hohe Primärproduktion gewährleisten? Was ist die Ursache für die hohe trophische Effizienz dieses Sees?
2. Welche Prozesse des N-Metabolismus bestimmen maßgeblich die saisonale Dynamik der N-Konzentration? Wann ist der See Quelle bzw. Senke für Stickstoff? Kann man diese Prozesse durch Managementmaßnahmen beeinflussen?

Untersuchungsgebiet, Material und Methoden

Der Lange See ist mit einer mittleren Tiefe von 2,1 m und einer maximalen Tiefe von 3,1 m sehr flach. Er bildet das letzte Glied der Storkower Seenkette (Scharmützelseegebiet), die in die Dahme mündet. In das Gewässersystem oberhalb des Langen Sees entwässern drei Kläranlagen (24 319 Einwohnergleichwerte). Die Seefläche beträgt 1,3 km², das Volumen 2,54 Mio m³, die Einzugsgebietsgröße 395 km², und die mittlere theoretische Verweilzeit des Wassers ist 57 (27 – 84) Tage (Median (Min - Max) 2000 – 2014). Damit gehört er zum Gewässertyp 11.2 nach WRRL. Trotz einer Halbierung der Nährstoffkonzentrationen im Vergleich zu den 1990er Jahren liegen die aktuellen Konzentrationen bei TN mit 952 µg L⁻¹ noch etwa um 250 µg L⁻¹ und bei TP mit 63 µg L⁻¹ etwa um 20 µg L⁻¹ über dem jeweiligen Zielwert zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes nach dem PhytoSeen-Index (PSI) von 710 (520 – 880) µg TN L⁻¹ bzw. 41 (32 – 51) µg TP L⁻¹ für diesen Seentyp (Dolman et al. 2016).

Zur Berechnung des N-Verlustes im Langen See wurden die wesentlichen Ein- und Austragspfade von Stickstoff für die Jahre 2000 – 2014 identifiziert. Danach wurden die Frachten für die N-Spezies (Gesamtstickstoff (TN), Nitrat- + Nitritstickstoff = NO_g-N, NH₄-N, DIN = NO_g-N + NH₄-N, organischer Stickstoff: N_{org} = TN - DIN) ermittelt. Dafür wurden die monatlich vorliegenden Konzentrationsdaten des oberirdischen Zulaufs (Datenquelle: LUGV Brandenburg) mit den Monatsmittelwerten des Durchflusses multipliziert. Tageswerte für den Durchfluss wurden aus dem Gebietsabfluss abgeschätzt, der aus den Abflussspenden an zwei Punkten oberhalb des Langen Sees (Mittelwert an der Schleuse Wendisch Rietz (Datenquelle: WSA Berlin) und am Pegel Köllnitz (Datenquelle LUGV Brandenburg)) und der Fläche des Teileinzugsgebietes am Zufluss des Langen Sees ermittelt wurde. Der N-Austrag über den oberirdischen Abfluss wurde analog berechnet, wobei hier die Monatsmittel der Stickstoffkonzentrationen im See zugrunde gelegt wurden. Für die atmosphärische Deposition wurde der Wert des europäischen Modells MAPESI von 1300 mg m⁻² a⁻¹ genutzt (Bultjes et al. 2011). Der Eintrag durch N₂-Fixierung wurde 2012 mit der Acetylenreduktionsmethode und 2013 und 2014 mit stabilen Isotopen (¹⁵N) gemessen (Jahresbericht NITROLIMIT II, 2016). Die Messdaten für 2014 gingen in die Bilanz ein. Die monatlichen N-Verluste wurden berechnet aus der Differenz N-Eintrag – N-Austrag und korrigiert um die Änderung des N-Inhalts des Sees in Anlehnung an Sas (1989), der mit dieser Methode für die P-Bilanz eines Sees die Nettosedimentation kalkulierte. Da der N-Kreislauf eines Sees im Vergleich zum P-Kreislauf offen zur Atmosphäre ist und Umsätze auch über die Gasphase (N₂-Fixierung und Denitrifikation) erfolgen, nennen wir das Ergebnis dieser Kalkulation N-Verlust. Bei positiven Werten des N-Verlustes wirkt der See als Stoffsenke.

Die NH₄-Rücklösung aus dem Sediment wurde als *in situ* Flux mit Benthoskammern (Volumen 39 L; Fläche 0,126 m²) an insgesamt acht Terminen in den Jahren 2012 - 2015 gemessen. Der Datensatz wurde verdichtet durch Messungen mit Dialysesamplern (11x); der Diffusionsflux wurde durch Multiplikation mit dem Faktor 4,2 („flux enhancement“, aus sechs Parallelmessungen ermittelt) auf *in situ*-Flux umgerechnet. Fehlende Monate (November – Februar) wurden interpoliert.

Die Primärproduktion des Phytoplanktons wurde aus der Relation Chl a-Konzentration und ¹⁴C-Primärproduktion für die durchmischte Schicht des Gewässers berechnet (Nixdorf et al. 2007). Der N-Gehalt des Phytoplanktons wurde nach einer C:Chla-Relation 30:1 kalkuliert. Der C/N-Gehalt im Seston ist relativ konstant (6:1) wie Hardt (2013) an Hand von Sestonproben aus den Jahren 2012 und 2013 nachgewiesen hat, die mit einem CHN-Analyser (Vario EL, Elementar) gemessen wurden.

Ergebnisse und Diskussion

Input-output-Bilanz für Stickstoff im Längen See (Äußere Bilanz)

In Abbildung 1 erkennt man eine ausgeprägte Jahresdynamik der N-Flächenbelastung im Längen See für den Zeitraum 2000 - 2014 (Boxplots der Monatsmittelwerte): Maximale TN-Einträge bis März, danach eine starke Abnahme mit einem Minimum im Hochsommer. Ab Oktober steigen die Einträge wieder an. Dieses Eintragsmuster wird auch von den Konzentrationen der einzelnen N-Spezies widerspiegelt und führt beim Längen See zu einer deutlichen N-Limitation im Sommer (Dolman et al. 2016). Diese Dynamik ist auf erhöhte Einträge während der Frühjahrshochwässer und effizienten Stoffrückhalt bzw. -elimination in den vorgelagerten Gewässern der Seenketten und Flussabschnitte während der Vegetationsperiode zurückzuführen.

Im Zeitraum 2000 - 2014 wurden durchschnittlich 39 t a^{-1} TN in den Längen See eingetragen. 2002 waren es als Maximum 50 t a^{-1} , während das Minimum 2007 mit 27 t a^{-1} zu verzeichnen war. Im Vergleich zur atmosphärischen Deposition und der N_2 -Fixierung durch Cyanobakterien war der Oberflächenzufluss im ganzjährigen Mittel der dominierende externe Eintragspfad. Daran hatte der Kläranlagenabfluss einen Anteil von etwa 10 %. Im langjährigen Mittel ist der N-Verlust im ersten Quartal des Jahres mit ca. $11 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ positiv (Abb. 1). In den Sommermonaten wird der See zur leichten N-Quelle, und im Spätsommer und Frühherbst ist der Nettoexport von N gering aufgrund hoher Biomasseproduktionen. Im langjährigen Mittel wurde im See kein Stickstoff zurückgehalten.

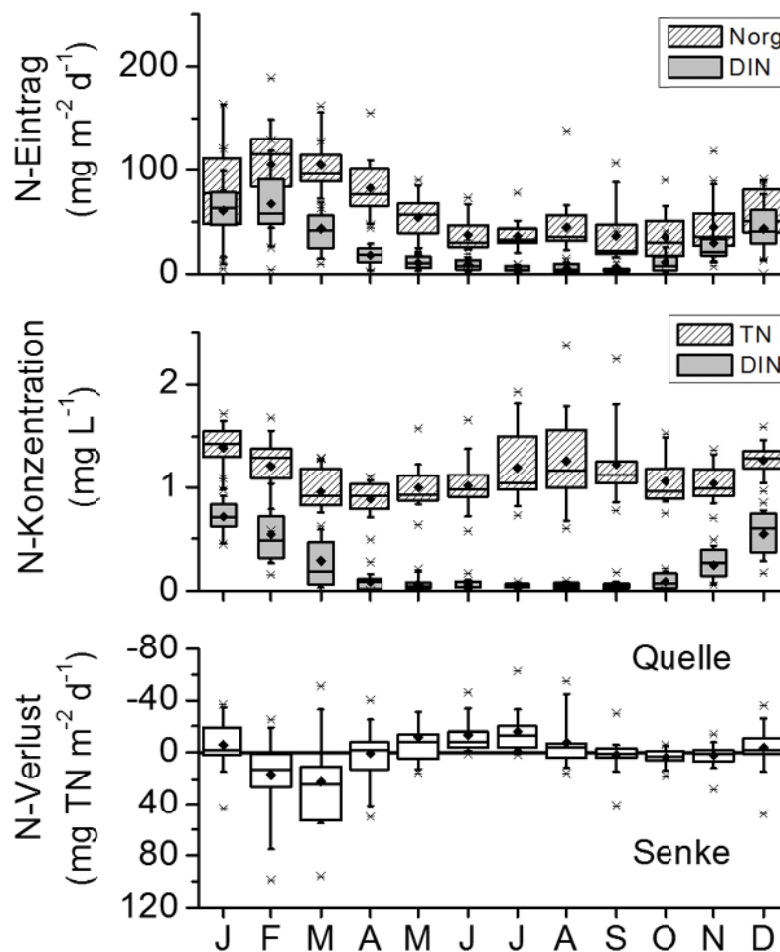


Abb. 1: Saisonale Dynamik der flächenbezogenen N-Frachten für organischen (N_{org}) und anorganisch gelösten Stickstoff (DIN; oben), Konzentrationen für DIN und Gesamtstickstoff (TN; Mitte) und die N-Verluste für den Längen See 2000 – 2014.

Gewässergüterrelevante seeinterne Stickstoffumsetzungen

In Abbildung 2 wird ein vereinfachtes Schema zum Ein- und Austrag und zu den relevanten Umsetzungen von Stickstoff für den Längen See dargestellt. Die Werte in den Kästen stellen jeweils flächenbezogene Tagesraten (oben: $\text{mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) bzw. Jahresfrachten (unten: t N a^{-1}) dar.

Hier wurde der Fokus neben den Ein- und Austrägen auf die Assimilation durch das Phytoplankton und die Ammoniumrücklösung aus dem Sediment gerichtet. Die Ergebnisse zu den Stoffumsetzungen zeigen für die Prozesse Lachgasproduktion, Anammox und Nitratammonifikation eine geringe Relevanz beim Gesamtumsatz im Vergleich zur Denitrifikation und Nitrifikation (NITROLIMIT Abschlussbericht, 2014).

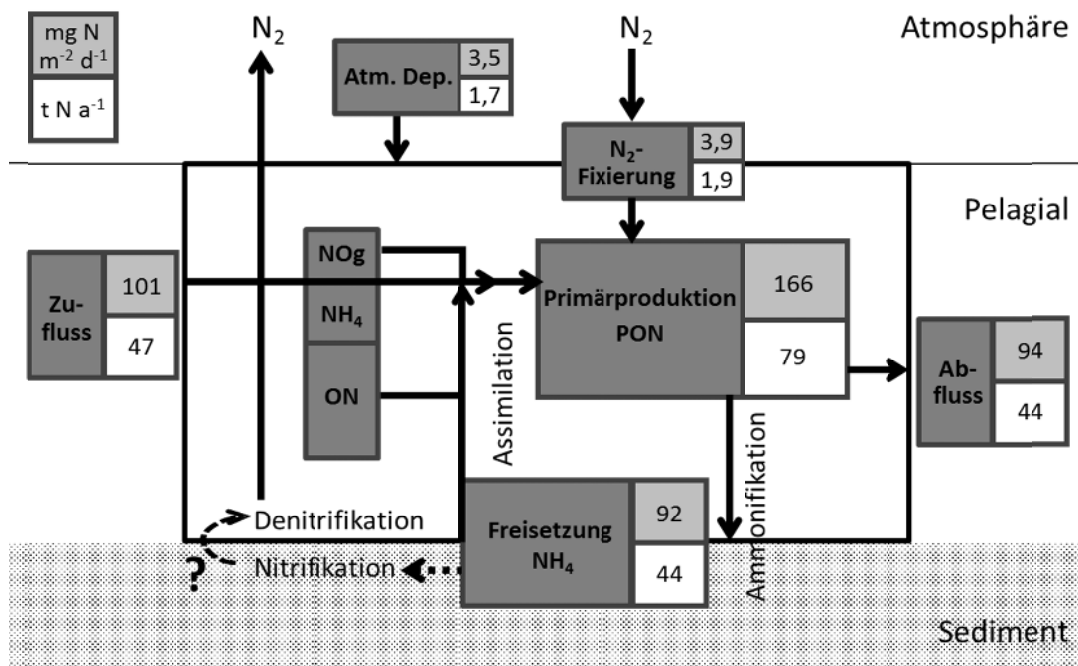


Abb. 2: Ein- und Austrag und wichtigste Umsetzungen von Stickstoff (TN) für den Längen See als jeweils flächenbezogene Tagesraten (oben: $\text{mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) bzw. Jahresfrachten (unten: t N a^{-1}) aus Mittelwerten der Messperiode 2000 - 2012.

Für den Längen See ist das Oberflächensediment der wichtigste Umsatzraum für Denitrifikanten. Der N-Verlust im Frühjahr ist zum großen Teil auf Denitrifikation im Sediment zurückzuführen. In diesem Zeitraum ist die Nitratkonzentration aufgrund höherer Zuflüsse und intensiver Nitrifikation nicht limitierend für die Denitrifikanten (NITROLIMIT Abschlussbericht, 2014). Im Freiwasser ist die Denitrifikation während des ganzen Jahres aufgrund der geringen Nitratkonzentrationen und der guten Sauerstoffversorgung vernachlässigbar.

Finlay et al. (2013) quantifizierten die N-Retention in Abhängigkeit vom Stickstoffeintrag entlang eines trophischen Gradienten als lineare Abhängigkeit, die knapp unter der 1:1 Linie verläuft. Des Weiteren ermittelten sie für die Effizienz der N-Elimination eine deutliche direkte Abhängigkeit von der Wasseraufenthaltszeit, die für eutrophe Systeme weniger Streuung zeigt als für oligotrophe. In diese Schemata lässt sich der N-Verlust durch Denitrifikation bei einer Flächenbelastung von etwa $35 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und einer Aufenthaltszeit von 0,1 a des Längensees gut einordnen. Seen mit

Aufenthaltszeiten unter einem Jahr eliminieren nach Finlay et al. (2013) zwischen 0 und 50 % des eingetragenen N. Für den Langen See betrug der N-Verlust im Mittel der Jahre 2000 - 2014 -1.0 ± 11.5 (Standardabw.) $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ bzw. -350.3 ± 4180.6 (Standardabw.) $\text{mg m}^{-2} \text{a}^{-1}$, was bedeutet, dass im langjährigen Mittel kein N-Verlust zu verzeichnen ist.

Da der organische Anteil während der Vegetationsperiode über 80 % des gesamten Stickstoffeintrages ausmacht (Abb. 1), ist dieser Komponente als potenzieller Nährstoffquelle für die Primärproduzenten im Langen See besondere Aufmerksamkeit zu schenken. Die bedeutendsten Umsätze im Langen See ergeben sich aus der Kopplung von Primärproduktion, Ammonifikation und Ammoniumrücklösung aus den Sedimenten. Dabei ist zu beachten, dass während der Vegetationsperiode (April - Oktober) die Zulauffrachten für Ammonium- und Nitratstickstoff besonders gering sind. Dieser Sachverhalt wird in Abbildung 3 anhand des Konzentrationsverlaufes und der Bilanz für die monatlichen Mittelwerte des Langen Sees aus dem Untersuchungszeitraum 2000 - 2014 für die einzelnen N-Komponenten ersichtlich: Die Einträge durch den Zufluss werden ganz erheblich durch die organischen Stickstoffverbindungen dominiert, die etwa zur Hälfte aus Phytoplankton bestehen.

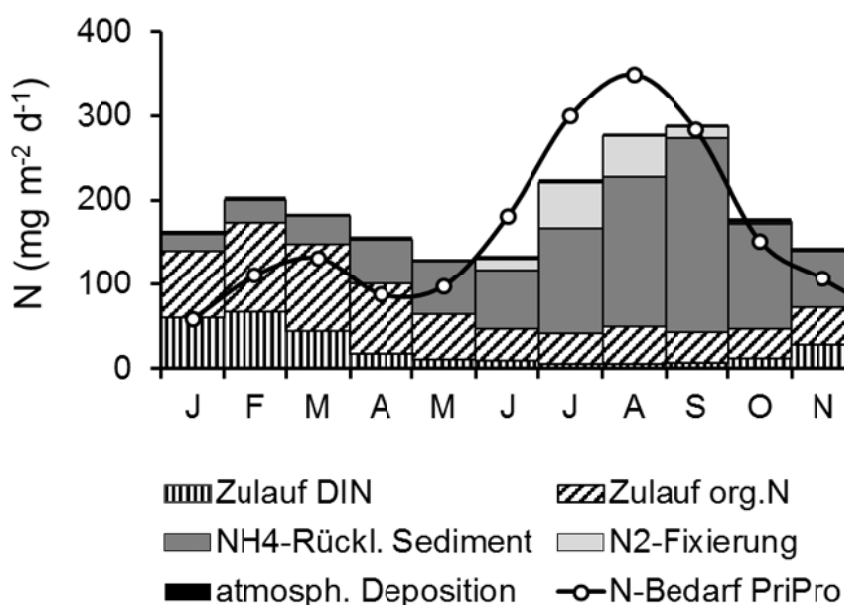


Abb. 3: Eintrags- und Umsatzraten als monatliche Mittelwerte für den Langen See aus dem Untersuchungszeitraum 2000 - 2014. Eintrag von gelöstem anorganischen Stickstoff (DIN) und organischem N über den oberirdischen Zufluss, atmosphärische Deposition auf die Seefläche, Ammoniumrücklösung aus dem Sediment, Stickstofffixierung durch planktische Cyanobakterien und N- Bedarf der Primärproduzenten (Phytoplankton).

Aus den graphischen Zusammenstellungen (Abbildung 3) wird ersichtlich, dass der hohe N-Bedarf der Primärproduktion ($59 - 353 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$) nur in den Wintermonaten durch die TN-Einträge (Zufluss und atmosphärische Deposition) gedeckt werden kann. In welcher Weise die Abnahme der DIN-Konzentration und -Frachten von Januar bis März durch assimilatorische Aufnahme im Prozess der Primärproduktion oder durch Denitrifikation zu erklären ist, kann an Hand der Daten nicht quantifiziert werden. Zur Aufrechterhaltung einer hohen Biomasseproduktion des Phytoplanktons scheint in dieser Periode ebenso wie in der übrigen Zeit des Jahres die Intensität kurzgeschlossener Kreisläufe eine Schlüsselrolle zu spielen. In die Eintragskalkulationen sind auch Messwerte zur

atmosphärischen Deposition (auf die Seefläche) und zur N₂-Fixierung eingeflossen. Während die atmosphärische Deposition als kontinuierliche Zufuhr über das gesamte Jahr mit Raten von 3,5 mg m⁻² d⁻¹ in die Berechnung eingeht, ist die N₂-Fixierung nur in den Sommermonaten mit maximalen Tagesraten von 77,6 mg m⁻² d⁻¹ von Bedeutung (Daten aus 2014). Da dieser Prozess an das Vorhandensein von Cyanobakterien der Ordnung Nostocales gebunden ist, spielt er von November bis Mai keine Rolle für den N-Eintrag in den Langen See. Die N₂-Fixierung kann jedoch als weichenstellender, zusätzlicher Eintrag zur Aufrechterhaltung der hohen Primärproduktion im Hochsommer beitragen (Rücker et al. 2016).

Es ergibt sich eine enge Beziehung zwischen der Rücklösungsrate von Ammonium aus dem Sediment und der Primärproduktion des Phytoplanktons. Die Enge dieses Zusammenhangs ist ein Indiz für die schnelle Ammonifikation der gebildeten organischen Substanz. Die Zeitverschiebung der Maxima in der Primärproduktion und der Ammoniumrücklösung von etwa einem Monat (Abbildung 3) unterstreicht die hohe Umsatzgeschwindigkeit bei der Ammonifikation des Primärproduktes im Hochsommer. Hargreaves (1998) gibt eine Halbwertszeit von sedimentierter organischer Substanz im Sediment von 1 - 2 Wochen an. Damit wird die Aussage zur Charakterisierung der Sedimente als kurzzeitiger Zwischenspeicher für organische Substanz und partikelgebundene Nährstoffe unterstützt und die relativ hohe Rate der sommerlichen Ammoniumrücklösung aus den Sedimenten erklärt. Auch für gering produktive Systeme ist eine hohe Dynamik im N-Haushalt durch intensive interne Umsetzungen belegt (Small et al. 2013). Die vernachlässigbare N-Retention des Sees deutet auf eine geringe Relevanz der Kopplung von Nitrifikation / Denitrifikation an der Sedimentgrenzschicht zum Pelagial, wie sie z.B. in dänischen Seen nachgewiesen wurde (Jensen et al. 1992). Die DIN-Konzentrationen und damit das Potenzial für höhere Umsatzaktivitäten der gekoppelten Nitrifikation / Denitrifikation sind in den dänischen Seen bedeutend höher als im Langen See. Diese hohen Umsatzraten erreicht der Lange See aufgrund der außerordentlich geringen Nitratkonzentrationen sowohl im Freiwasser als auch im Sediment im Sommer nicht. Es wird deutlich, dass die Rücklösung von Ammonium aus dem Sediment ein wichtiger Prozess zur Aufrechterhaltung der hohen Primärproduktion ist.

In welchem Maße der hohe Import organischer Substanz in den Langen See durch Ammonifikation bzw. durch Nutzung von DON als zusätzliche Nährstoffquelle fungiert, kann anhand der verwendeten Messansätze derzeit nicht beantwortet werden. Von Juni bis August ergibt sich ein Defizit in der Bilanz zwischen N-Bedarf der Primärproduktion und den Einträgen durch Zufluss, atmosphärischer Deposition, Ammoniumrücklösung und N₂-Fixierung. Es kann vermutet werden, dass in den Sommermonaten bei hohen Temperaturen eine weitere Intensivierung pelagischer kurzgeschlossener Kreisläufe eintritt. Zusätzlich zur Intensivierung der bottom up gesteuerten Nährstoffbereitstellung sei in diesem Zusammenhang auch auf top-down-Aktivitäten hingewiesen, die ebenfalls zur Nährstoffmineralisierung und Intensivierung des Nährstoffrecyclings beitragen können. Im Langen See wurden die Filtrationsaktivitäten durch Muscheln bestimmt, die 38 % des Phytoplanktonverlustes im Jahresmittel verursachen können (Rücker et al. 2014). Muscheln können 2 - 20 mg m⁻² d⁻¹ der N-Phytoplanktonbiomasse eliminieren (Mittelwert für die Vegetationsperioden 2011 – 2013), während der Verlust durch Zooplanktongrazing zwischen 45 und 95 mg m⁻² d⁻¹ liegen kann (NITROLIMIT Abschlussbericht, 2014).

Bilanzierungen von Stoffein- und -austrägen sind eine wichtige Grundlage zur Einschätzung von Gewässern und der Beantwortung der Frage, ob und wann sie als Stoffquellen bzw. Stoffsenken fungieren. Somit bilden diese Ergebnisse eine maßgebliche Basis für Managementoptionen. Der Lange See ist ein Beispiel für stickstoffreiche, aber DIN-arme Gewässer, die einer besonderen N-

Dynamik unterliegen und in denen Ammonifikation frisch sedimentierter Biomasse eine wesentliche Ursache der hohen N-Ausnutzung durch das Phytoplankton darstellt.

Zusammenfassung

1. Der Lange See erhält seine dominanten externen Einträge über den Zufluss aus dem Einzugsgebiet, wobei die anorganischen Nährstofffrachten unter 20 % der gesamten N-Einträge liegen. Der externe Import wirkt sich wegen der kurzen Verweilzeit unmittelbar auf die seeinterne N-Konzentration aus. Der Lange ist im langjährigen Mittel weder N-Senke noch N-Quelle. Nur im Frühjahr wirkt der See durch Denitrifikation als N-Senke. Dies verursacht zusammen mit Verlustprozessen des Phytoplanktons (Sedimentation der Frühjahrsblüte, Grazing) ein Minimum der TN-Konzentration im Frühsommer.
2. Die sehr hohe Primärproduktion wird durch kurzgeschlossene Kreisläufe von Ammonifikation des Primärproduktes bereits im Wasser und im Oberflächensediment (als Rücklösung messbar) sowie durch die eingetragene organische Substanz ermöglicht. Damit kompensiert die schnelle Mineralisierung abgestorbener Biomasse den geringen externen Eintrag der anorganischen N-Fraktionen. Die NH_4 -Rücklösung als Hauptquelle der Nährstofflieferung würde nur bei Verminderung des TN-Eintrages sinken. Daher ist die Minderung der organischen N-Fracht für den Langen See als Managementmaßnahme erfolgreicher einzuschätzen als alleinige Nitratreduktion.
3. N_2 -Fixierung kann im Hochsommer kurzfristig als relevanter N-Eintragsprozess die N-Bilanz beeinflussen. Dieser Prozess ist abhängig von der Artenzusammensetzung der Nostocales und wird durch höheres Unterwasserlichtangebot gefördert.
4. Für Flachseen mit einer organisch dominierten Nährstofffracht und -umsetzung sollten neben der Senkung der TN- und TP-Einträge biologische Regulationsmechanismen der Trophiesteuerung als Managementmaßnahmen in Betracht gezogen werden (Makrophytenkonkurrenz um Nährstoffe, Grazing durch Zooplankton und Muscheln in funktionierenden Nahrungsnetzbeziehungen).

Danksagung

Wir möchten uns bei den Förderern des Projektes, insbesondere dem BMBF (FONA, Förderkennzeichen: 033L041 A-G; FKZ 033W015AN) bedanken. Für die Koordination, Probenahmen und Aufbereitungen der Wasserproben gilt unser Dank Ingo Henschke und Thomas Wolburg sowie den Mitarbeiterinnen im Labor in Bad Saarow Gudrun Lippert, Ute Abel und Sabine Natusch. Für die Bereitstellung von Güte- und Durchflussdaten danken wir dem LUGV Brandenburg und dem Wasser- und Schifffahrtsamt Berlin.

Literatur

- Arle, J., Blondzik, K., Claussen, U., Duffek, A., Heidemeier, J. et al. (2010): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2: Gewässergüte. Umweltbundesamt (UBA): 1-118.
- Billen, G., Lancelot, C., de Becker Somville, E., Servais, P. (1986): The terrestrial - marine interface: Modelling nitrogen transformations during its transfer through the Scheldt River system and its estuarine zone. In: J.C.H. Nihul (ed.): Marine Interfaces Hydrodynamics. Elsevier Oceanogra. Series 42: 429-452.

- Builtjes, P., Hendriks, E., Koenen, M., Schaap, M. et al. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Umweltbundesamt: (38/2011).
- Dolman, A.M., Mischke, U., Wiedner, C. (2016): Lake-type specific seasonal patterns of nutrient limitation in north German lakes and target nitrogen and phosphorus concentrations for a good ecological status. *Freshwater Biology* doi:10.1111/fwb.12718.
- Finlay, J. C., Small, G.E., Sterner, R.W. (2013): Human influence on nitrogen removal in lakes. *Science* 342: 247-250.
- Hardt, E. (2013): Denitrifikation und Nitrataassimilation durch Phytoplankton in Seen der Scharmützelseeregion, Bachelor Thesis 2013, Technische Hochschule Wildau (FH) und BTU C.
- Hargreaves, J. H. (1998): Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture* 166: 181-212.
- Jensen, J.P., Jeppesen, E., Kristensen, P., Christensen, P. B., Sondergaard, M. (1992): Nitrogen loss and denitrification as studied in relation to reductions in nitrogen loading in a shallow, hypertrophic lake (Lake Søbygard, Denmark). *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 77, 1: 29-42.
- NITROLIMIT – Stickstofflimitation in Binnengewässern: Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojekts NITROLIMIT I, Mai 2014. BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz (Hrsg.). Bad Saarow. 208 Seiten.
<http://www.nitrolimit.de/index.php/downloads.html>
- NITROLIMIT II - Stickstofflimitation in Binnengewässern: Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Zwischenbericht des BMBF-Verbundprojekts NITROLIMIT II, Januar 2016. BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz (Hrsg.). Bad Saarow. 98 Seiten.
<http://www.nitrolimit.de/index.php/downloads.html>
- Nixdorf, B., Rücker, J., Endrulat, T. (2007): Interne Heterotrophie von Seen: Die Relation von Community Respiration und Primärproduktion. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 2006 (Dresden), Werder: 693-697.
- Rücker, J., Barsch, A. & Nixdorf, B. (2015): „Besser, aber noch nicht gut“ – Ökologischer Zustand der Seen in Brandenburg 2014. *WasserWirtschaft* 12/2015: 41-47.
- Rücker, J., Harrandt, C., Miethling, D. (2014): Abschätzung von Phytoplanktonverlusten durch Muschelfiltration. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2013 (Potsdam), Eigenverlag der DGL, Hardeggen: 51-56.
- Rücker, J., Knie, M., Voss, M., Martienssen, M., Grüneberg, B., Kolzau, S., Nixdorf, B. (2016): Abschätzung des Stickstoffeintrages durch planktische Cyanobakterien (Nostocales). Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2015 (Essen), Hardeggen.
- Seitzinger, S.P., Harrison, J.A., Böhlke, J.K., Bouwman, A.F., Lowrance, R., Petersohn, B., Tobias, C., van Drecht, G. (2006): Denitrification across landscapes and waterscapes: A synthesis. *Ecological Applications* 16(6): 2064–2090.
- Small, G. E., Bullerjahn, G. S., Sterner, R. W. et al. (2013): Rates and control of nitrification in a large oligotrophic lake. *Limnol. Oceanogr.* 58 (1): 276-286.
- Sas, H. (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectations, Experiences, Extrapolations. *Academia Richarz*, 497 pp.

Einfacher? Schneller? Billiger? Detail- und Übersichtsverfahren zur Seeuferstruktur-Klassifikation im Vergleich

Wolfgang Ostendorp¹ & Jörg Ostendorp²

¹ Limnologisches Institut der Universität Konstanz, wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de,

² EcoDataDesign, Essen, ostendorp@ecodatadesign.de

Keywords: HMS, Brandenburg, WRRL, Hydromorphologie, Validierung, Qualitätssicherung

Einleitung

Das Ergebnis eines Klassifikations- bzw. Bewertungsverfahrens zur ökologischen Zustandserfassung im Rahmen der EG-Wasserrahmenrichtlinie kann weitreichende Folgen für die Umsetzungspraxis haben. Verfahrensentwickler und Anwender sind daher gut beraten, auch auf Aspekte der Prognosesicherheit zu achten. Dies gilt insbesondere dann, wenn unterschiedliche Verfahren miteinander verglichen werden sollen.

Im Hinblick auf die hydromorphologische Erfassung und Klassifikation der Seeufer sind derzeit 12 Verfahrensvorschläge publiziert worden, von denen sieben als „Übersichtsverfahren“ und vier als „Detailverfahren“ anzusehen sind (Ostendorp 2014). Das HMS-Verfahren besitzt aufgrund seines modularen Aufbaus sowohl eine Übersichtsvariante als auch eine Detailvariante (Ostendorp & Ostendorp 2014).

Von einem Übersichtsverfahren erwarten die Anwender eine einfachere, schnellere und kostengünstigere Erfassung und Klassifikation der Seeufer bei dennoch hoher Zuverlässigkeit und geringen Informationsverlusten. In unserem Beitrag untersuchen wir anhand des HMS-Verfahrens, inwiefern diese Anforderungen erfüllt werden können. Aus den Ergebnissen leiten wir Empfehlungen für die Einsatzbereiche von hydromorphologischen Übersichts- und Detailverfahren ab.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die nachfolgenden Ergebnisse wurden an insgesamt 39 Seen der brandenburgischen GEK-Gebiete (Gewässerentwicklungskonzepte, vgl. LUGV 2016) „Obere Havel 1 + Wentowkanal“ (HvO_Obere Havel1 und HvO_WentowK) und „Löcknitz/Untere Spree“ (SpU2_Löcknitz) durchgeführt. Die Seen besitzen eine gesamte Uferlänge von 171,9 km und eine Litoralfläche von 17,2 km².

Methoden

Die gesamte Uferlänge der Seen wurde in 5009 sub-, eu- und epilitorale Subsegmente (SSG) von je etwa 0,1 km Länge aufgeteilt und entsprechend des HMS-Anwenderhandbuchs bearbeitet (vgl. Ostendorp & Ostendorp 2014), so dass für jedes Subsegment eine Klassifikation (mittlere Index I, mit $1 \leq I \leq 5$) sowohl nach der Detailvariante (DV) als auch nach der Übersichtsvariante (UV) vorliegt. Die Indizes I_{DV} und I_{UV} wurden paarweise miteinander verglichen ($n_1 = n_2 = 5009$ SSG),

wobei die Detailvariante als Referenz diene. Die Prognosesicherheit der UV ergibt sich als Quote der übereinstimmenden Klassifikationsergebnisse.

Ein ähnlicher Vergleich wurde auch auf der Basis der Subzonen-Klassifikation (flächengewichtete Mittelwerte der zugehörigen SSG) der $n_1 = n_2 = 39$ Seen durchgeführt.

Darüber hinaus wurde der Index geschichtet zufallsgemäß ausgewählter Subsegmente anhand von Experteneinschätzungen ermittelt (I_{EXP}), wobei die Experten aus zwei Gruppen von je 9 Bachelor-Studenten (m/w) der Limnologie und Hydrologie bestanden. Die Studierenden waren zuvor drei Stunden lang in die Ökologie der Seeuferzone, die Klassifikationsmethode des HMS-Verfahrens sowie in ihre Aufgabe eingewiesen worden.

Ergebnisse

Die Abbildung 1 informiert über die gemeinsamen und die abweichenden Verfahrensschritte der drei Varianten. Grundlegender Unterschied des UV zum DV sind (i) der Verzicht auf drei Objekttypenkataloge, die Objekte enthalten, die im Luftbild nicht mit hinreichender Sicherheit zu erkennen sind, (ii) der stark vereinfachte Katalog der strukturgebenden Objekte (SO) sowie (iii) der Verzicht auf eine Geländeerkundung, womit auch die Einpflegung dieser Resultate in die Datenbank und das GIS entfällt. Die noch weiter vereinfachte Experteneinschätzung benutzt eine Segmentlänge von rd. 0,2 km und beruht unter Verzicht auf Datenbank und GIS auf bloße Schätzungen von Objektflächenanteilen.

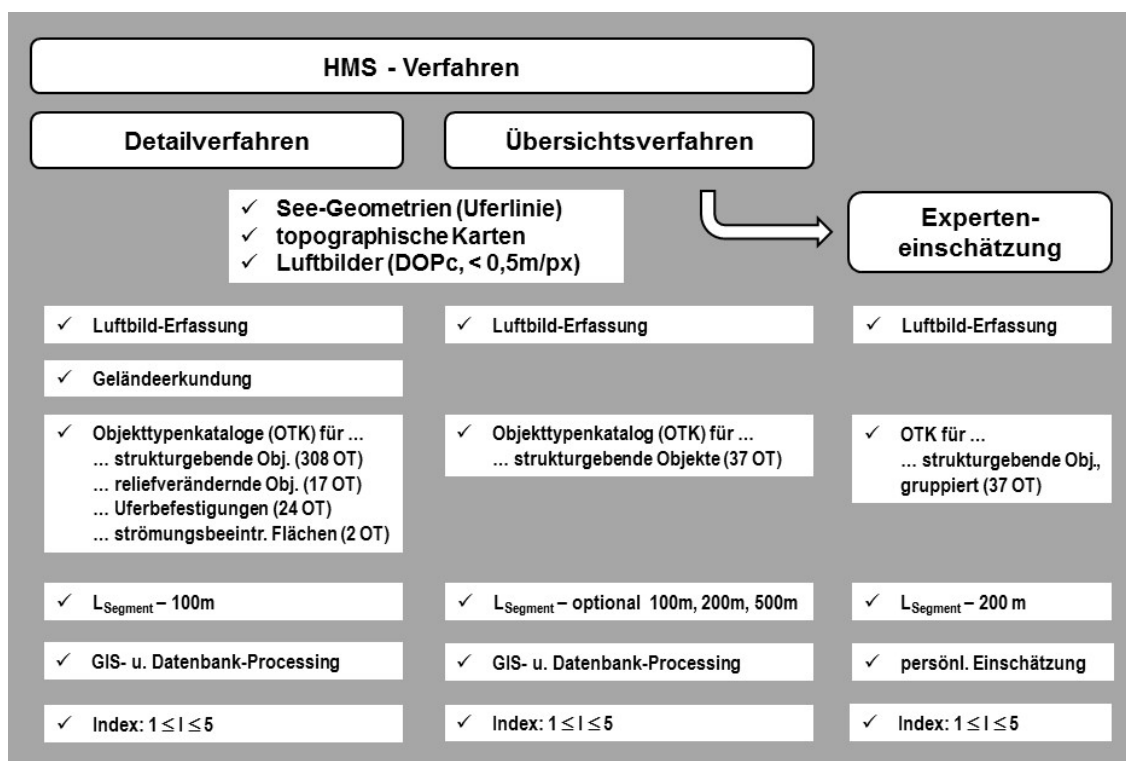


Abb. 1: Verfahrensschritte des HMS-Verfahrens zur uferstrukturellen Klassifikation von Seen in der Detail- und der Übersichtsvariante sowie einer aus der Übersichtsvariante abgeleiteten Experteneinschätzung; OT – Objekttyp(en), OTK – Objekttypenkatalog(e).

Für die Detailvariante ergab sich nach unseren Erfahrungen ein Zeitaufwand von 4,8 Arbeitsstunden je Uferkilometer (s. Tabelle 1). Hinzu kamen noch sächliche Aufwendungen für die Geländeer-

kundung (Fahrzeug, Boot, Feldausrüstung). Der Zeitaufwand für die Übersichtsvariante lag bei etwa 35 % dieses Basiswertes, die Experteneinschätzung benötigte schließlich nur 0,9 Stunden.

Tab. 1: Ermittelter Zeitaufwand (Arbeitsstunden) für das HMS-Detail- bzw. Übersichtsverfahren sowie die Experteneinschätzung. Die Angaben beziehen sich auf einen durchschnittlichen See mit 8 Kilometer Uferlänge, von denen rd. 1/3 anthropogen verändert sind; n/a – nicht anwendbar.

		Detail- verfahren	Übersichts- verfahren	Experten- einschätzung
Vor- kartierung (Desktop)	Ufergeometrien (Uferlinie, Subzonengrenzen)	1,5	0,5	0,5
	Identifikation und Abgrenzung von Objekten	8,0	8,0	n/a
Gelände- begehung	Rüstzeiten	1,0	n/a	n/a
	Geländeerfassung	8,0	n/a	n/a
	Dokumentation, Datenaufbereitung	1,0	n/a	n/a
Haupt- kartierung (Desktop)	Datenübernahme der Geländeerfassung	0,2	n/a	n/a
	Konsolidierung der Kartierobjekte	10,0	n/a	n/a
	Erstellung von Subzonen, Subsegmenten	4,0	3,2	3,2
	Datenbankarbeiten und Geoprocessing	1,0	0,6	n/a
	eine Experteneinschätzung (200 m Segmente)	n/a	n/a	2,0
Auswertung	Bericht, Tabellen, Karten (Datenbank, GIS)	2,0	1,5	1,5
	gesamter Zeitaufwand	36,7	13,8	7,2
	Zeitaufwand je km Uferlänge	4,8	1,7	0,9

Für die Ermittlung der Übereinstimmungsquote wurde die fünfstufige Skalierung der LAWA-Klassifikation (s. Mehl 2014) zu Grunde gelegt (HMS-Index I: I_{SSG} für Subsegmente, I_{SZ} für die Subzonen eines Sees):

Stufe 1 – „unverändert bis sehr gering verändert“ – $1,0 \leq I < 2,0$

Stufe 2 – „gering verändert“ – $2,0 \leq I < 2,5$

Stufe 3 – „mäßig verändert“ – $2,5 \leq I < 3,0$

Stufe 4 – „stark verändert“ – $3,0 \leq I < 3,5$

Stufe 5 – „sehr stark bis vollständig verändert“ – $3,5 \leq I \leq 5,0$

Die Übereinstimmungsquote auf der Basis einzelner Subsegmente schwankte zwischen 15,4 und 98,2 % im Sublitoral, 29,9 und 98,5 % im Eulitoral bzw. 40,0 und 94,3 % im Epilitoral (Abbildung 2). Hohe Übereinstimmungsquoten wurden vor allem für die „unveränderten bis sehr gering veränderten“ und die „sehr stark bis vollständig veränderten“ Subsegmente ermittelt, während die „gering“, „mäßig“ oder „stark“ veränderten Abschnitte vom Übersichtsverfahren weit weniger treffsicher klassifiziert wurden (Abbildung 2, oben). Hierbei muss allerdings berücksichtigt werden, dass die mittleren Stufen nur durch verhältnismäßig wenige Subsegmente repräsentiert waren. Die auf 100 % fehlenden Prozentwerte fanden sich zumeist in den benachbarten Zellen. Wenn bei der Gütebeurteilung der Übersichtsvariante auch eine Abweichung von bis zu einer Stufe zugelassen wurde, lag die Übereinstimmungsquote in den meisten Fällen bei über 80 %.

Auf der Basis der Subzonen der 39 untersuchten Seen war die Übereinstimmungsquote konstant höher, so dass auch die mittleren Stufen von der Übersichtsvariante zu mehr als 95 % korrekt erfasst wurden (ohne Abbildung). Bei einer Ausnahme, der Stufe 2 des Sublitorals (50 % Übereinstimmung), ist die sehr geringe Fallzahl (2 Seen) zu berücksichtigen.

Sublitoral n = 1672 Segmente Stufe 1: n = 1570 Stufe 2: n = 68 Stufe 3: n = 26 Stufe 4: n = 4 Stufe 5: n = 4	DV-100 vs. UV-100		Detailverfahren				
	Übersichtsverfahren		Stufe 1	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 4	Stufe 5
		Stufe 1	98,2	16,2	3,8	0,0	0,0
		Stufe 2	1,6	42,6	19,2	25,0	0,0
		Stufe 3	0,3	27,9	15,4	25,0	25,0
		Stufe 4	0,0	13,2	53,8	25,0	25,0
		Stufe 5	0,0	0,0	7,7	25,0	50,0

Eulitoral n = 1665 Segmente Stufe 1: n = 1430 Stufe 2: n = 67 Stufe 3: n = 58 Stufe 4: n = 63 Stufe 5: n = 54	DV-100 vs. UV-100		Detailverfahren				
	Übersichtsverfahren		Stufe 1	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 4	Stufe 5
		Stufe 1	98,5	37,3	10,3	0,0	0,0
		Stufe 2	1,3	29,9	31,0	6,3	0,0
		Stufe 3	0,2	26,9	43,1	34,9	5,6
		Stufe 4	0,0	6,0	12,1	27,0	27,8
		Stufe 5	0,0	0,0	3,4	31,7	66,7

Epilitoral n = 1665 Segmente Stufe 1: n = 1185 Stufe 2: n = 180 Stufe 3: n = 83 Stufe 4: n = 84 Stufe 5: n = 133	DV-100 vs. UV-100		Detailverfahren				
	Übersichtsverfahren		Stufe 1	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 4	Stufe 5
		Stufe 1	94,3	42,8	0,0	0,0	0,0
		Stufe 2	5,3	40,0	15,7	1,2	0,0
		Stufe 3	0,3	15,0	53,0	21,4	0,8
		Stufe 4	0,0	2,2	22,9	50,0	15,0
		Stufe 5	0,0	0,0	8,4	27,4	84,2

Sublitoral n = 126 Klassifikationen Stufe 1: n = 108 Stufe 2: n = 0 Stufe 3: n = 18 Stufe 4: n = 0 Stufe 5: n = 0	DV-200 vs. "Experten"		Detailverfahren				
	Experten-einschätzung		Stufe 1	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 4	Stufe 5
		Stufe 1	73		0		
		Stufe 2	10		0		
		Stufe 3	6		11		
		Stufe 4	2		39		
		Stufe 5	8		50		

Eulitoral n = 126 Klassifikationen Stufe 1: n = 81 Stufe 2: n = 9 Stufe 3: n = 18 Stufe 4: n = 0 Stufe 5: n = 18	DV-200 vs. "Experten"		Detailverfahren				
	Experten-einschätzung		Stufe 1	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 4	Stufe 5
		Stufe 1	77	56	33		0
		Stufe 2	11	33	28		0
		Stufe 3	5	0	0		0
		Stufe 4	5	11	28		22
		Stufe 5	2	0	11		78

Epilitoral n = 126 Klassifikationen Stufe 1: n = 54 Stufe 2: n = 0 Stufe 3: n = 36 Stufe 4: n = 9 Stufe 5: n = 27	DV-200 vs. "Experten"		Detailverfahren				
	Experten-einschätzung		Stufe 1	Stufe 2	Stufe 3	Stufe 4	Stufe 5
		Stufe 1	56		19	0	0
		Stufe 2	24		22	0	0
		Stufe 3	6		22	0	0
		Stufe 4	9		22	11	19
		Stufe 5	6		14	89	81

Abb. 2: Übereinstimmungsquote (Prozent) zwischen der HMS-Detailvariante (Referenz) und der HMS-Übersichtsvariante (oben) bzw. der Experteneinschätzung (unten) auf der Basis von Subsegmenten. Links neben der Kontingenztabelle sind die Spaltensummen für die Detailvariante dargestellt. Die leeren Zellen repräsentieren die in der Detailvariante nicht belegten Stufen.

Die Experteneinschätzung, die auf ca. 200 m langen Subsegmenten beruhte, erzielte nur geringe Übereinstimmungsquoten, die in den mittleren Veränderungsstufen zumeist unter 30 % lagen (Ab-

bildung 2, unten) . So führte keine der Experteneinschätzung für die Stufe 3 des Eulitoral zu einer korrekten Klassifikation. Vielmehr wurden die nach der Detailvariante „mäßig veränderten“ Subsegmente in 33 % aller Einschätzungen als „unverändert bis sehr gering verändert“ und in 11 % als „sehr stark bis vollständig verändert“ klassifiziert. Ähnlich große Streuungen ergaben sich für das Epilitoral.

Diskussion und Empfehlungen

Die Vorteile der vollständig Desktop-basierten HMS-Übersichtsvariante liegen in dem um rd. 65 % geringeren Zeitaufwand und den geringeren Anforderungen an die Luftbild-Kartiererfahrung und Geländekenntnisse der Bearbeiter verglichen mit der Detailvariante. Hinzu kommen die Witterungsunabhängigkeit und der Wegfall von Aufwendungen für die Geländeerkundung. Diese Vereinfachungen werden jedoch mit einer geringen sachlichen Auflösung mit nur 37 unterschiedenen Objekttypen in nur einem Objekttypenkatalog sowie mit einer „Nivellierung“ hydromorphologisch stark veränderter Subsegmente erkauft. Dies führt zu einer vergleichsweise geringen Übereinstimmungsquote, die in vielen Fällen die Anforderungen der Gewässerschutzpraxis nicht erfüllen dürfte. Für die an den konkreten hydromorphologischen Veränderungen ausgerichteten und räumlich präzise lokalisierten Einzelmaßnahmen an Seeufern i.S.d. WRRL kann die Übersichtsvariante daher nicht empfohlen werden. Stattdessen sollte die HMS-Detailvariante angewendet werden. Die Übersichtsvariante kann auch für die Vorbereitung von Makrophyten-, Makrozoobenthos- und anderen Probennahmeprogrammen herangezogen werden, während die Kalibrierung beispielsweise der MZB-Metrics anhand der Detailvariante erfolgen sollte (Miler et al. 2015). Wenn es jedoch um die Klassifikation von gesamten Seen geht, beispielsweise im Zuge einer vorläufigen Risiko-Einschätzung, liefert die HMS-Übersichtsvariante mit durchgehend knapp 100 % Übereinstimmung zuverlässige Ergebnisse, wobei die Vorteile der Zeitersparnis die o. g. Nachteile überwiegen.

Die Experteneinschätzung kann nicht empfohlen werden, da die Übereinstimmungsquoten zu gering und die Abweichungen von den tatsächlichen Verhältnissen in den Segmenten zu groß sind. Immerhin zeigen die Tests, dass die Grundlagen der Luftbild-Objekterfassung und der Klassifikation nach HMS-Verfahren intuitiv nachvollziehbar sind und an nicht-professionell geschulte Personen (z. B. interessierte Öffentlichkeit, Naturschutz-, Fischereiverbände) vermittelt werden können.

Danksagung

Wir bedanken uns bei Dr. Ralf Köhler vom brandenburgischen Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz für seine Anregungen und Unterstützung sowie bei den 18 hier nicht namentlich zu nennenden Studierenden der Universitäten Freiburg und Konstanz für die Teilnahme am Expertentest.

Literatur

- LUGV, Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg, Hrsg. (2016): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie - Beiträge des Landes Brandenburg zu den Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder für den Zeitraum 2016 – 2021. C-Bericht des Landes Brandenburg 2016, Kapitel 5.2.4.3 "Gewässerentwicklungskonzepte". Potsdam.
- Mehl, D., Eberts, J., Böx, S. & Krauß, D., 2014: Verfahrensanleitung für eine uferstrukturelle Gesamtseeklassifizierung (Übersichtsverfahren). Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), S. 1–74, Anhang, S. 1–33.

- Miler, O., Ostendorp, W., Brauns, M., Porst, G., Pusch, M. (2015): Ecological assessment of morphological shore degradation at whole lake level aided by aerial photo analysis. *Fundamental and Applied Limnology* 186/4 (2015), 353–369.
- Ostendorp, W. (2014): Hydromorphologie der Seen. Band 1: Übersicht der bisherigen Verfahrensentwicklungen (Version 1.0). – 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, 235 S., hg. vom Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg, Potsdam.

Identifizierung und Quantifizierung von Feinsedimentquellen an Mittelgebirgsbächen im Einzugsgebiet der Ruhr

Marcel Otte¹, Alexander Gieswein² & Armin Lorenz³

¹ Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Aquatische Ökologie, Universitätsstr. 5, 45141 Essen; Technische Universität Dresden Institut für Hydrobiologie, Zellescher Weg 40, 01217 Dresden, marcel.otte@mailbox.tu-dresden.de

² Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Aquatische Ökologie, Universitätsstr. 5, 45141 Essen, alexander.gieswein@uni-due.de

³ Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Aquatische Ökologie, Universitätsstr. 5, 45141 Essen, armin.lorenz@uni-due.de

Keywords: Feinsediment; Punktquellen; Landnutzung; Kartierung

Einleitung

Die immer intensivere Nutzung der Landschaft durch den Menschen führt zu einem Anstieg des Feinsedimenteintrages in die Binnengewässer (Haddadchi et al. 2013). Feinsediment kann auf unterschiedlichen Pfaden in die Gewässer gelangen. Es kommen diffuse Quellen, abhängig von der Art und Intensität der Landnutzung, oder Punktquellen wie z. B. Böschungserosion und lokale Einleitungen infrage (Walling & Amos 1999). Um die Auswirkungen von Feinsediment auf die biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Fische näher zu untersuchen laufen derzeit Abschlussarbeiten an der Universität Duisburg-Essen (Gieswein, Otte 2016). An 50 Probestellen wurden unter Verwendung einer Remobilisierungsmethode (verändert nach Lambert & Walling 1988) Feinsedimentmengen bestimmt und die Auswirkungen des Feinsedimentes auf die Makrozoobenthosgemeinschaft untersucht (Daten Alexander Gieswein, Aquatische Ökologie, Universität Duisburg-Essen). Um die Quellen der Feinsedimente zu ermitteln wurden in dieser Arbeit potenzielle Feinsedimentquellen oberhalb der Feinsedimentprobestellen kartiert und quantifiziert.

Material und Methoden

Auf einer Fließstrecke von 500 Metern oberhalb jeder Feinsedimentprobestelle wurden alle potenziellen Punktquellen nach einem definierten Probenahmeprotokoll aufgenommen und morphometrisch erfasst. Auf Grund von Literaturrecherchen wurden folgende Strukturen als potenzielle Feinsedimentquellen hinsichtlich ihrer Art und Häufigkeit kategorisiert: offene und geschlossene Einleitungen und Zuflüsse, Erosionen, Querungen und Zugänge. Zugleich wurde die Landnutzung in einem Korridor von 10 Meter Breite entlang der Uferlinie kartiert und bestimmten Landnutzungsformen zugewiesen. Mittels Korrelationsanalyse wurden die Feinsedimentmengen der Probestellen (Gieswein, Universität Duisburg-Essen) und die kartierten Feinsedimentquellen auf Zusammenhänge untersucht.

Ergebnisse

Mit der Kartierung konnten an allen betrachteten Probestellen potenzielle Feinsedimentquellen nachgewiesen werden. Insgesamt wurden 15 unterschiedliche Punktquellen identifiziert (Liste 1). Im Median wies jeder Gewässerabschnitt 5 Einleitungen (Rohre und Gerinne) und eine weitere Punktquelle auf (Abbildung 1). Maximal wurden 21 potenzielle Punktquellen oberhalb einer Probe-stelle vorgefunden.

Liste 1: Kategorien und Abundanzen der kartierten Punktquellen.

- Ufererosion
- Rohrleitungen im urbanen Raum (< 30 cm) (n=106)
- Rohrleitungen im urbanen Raum (> 30 cm) (n=15)
- Drainagerohr (n=23)
- Entwässerungsgraben (Grünland) (n=26)
- Entwässerungsgraben (Wald) (n=33)
- Entwässerungsgraben (Stadtgebiet) (n=6)
- Nebengewässer (n=23)
- Regenüberlaufbecken (n=4)
- Teichablauf (n=4)
- Brücken (n=55)
- Pools (n=2)
- Furten (n=4)
- Rillenerosion (n=21)
- Zugänge (n=11)

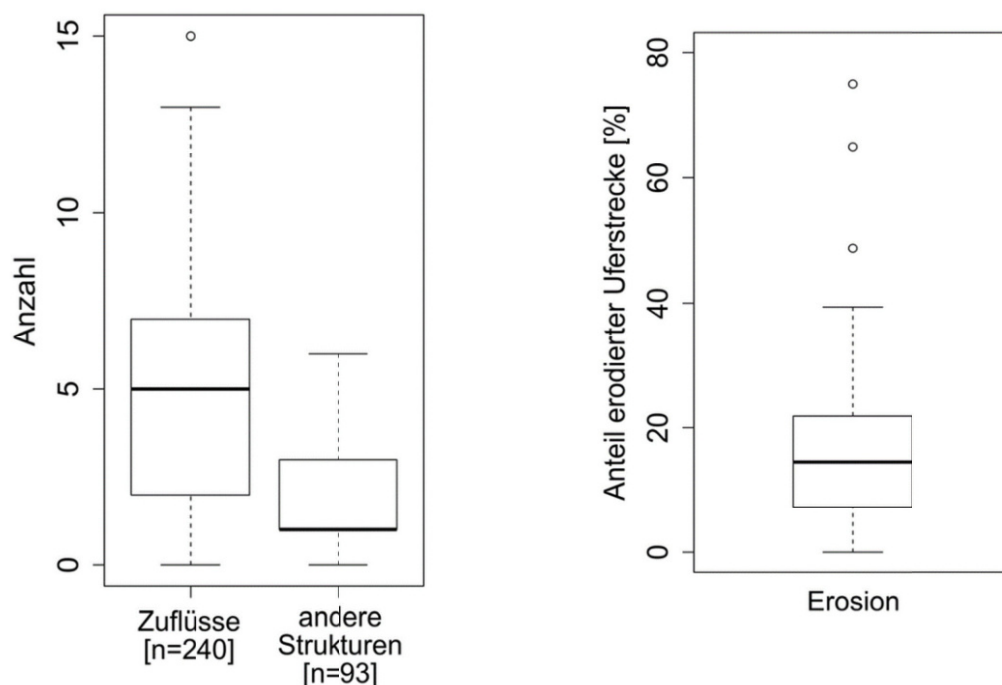


Abbildung 1(links): Anzahl der Zuflüsse und andere anthropogene Strukturen an den kartierten Probestellen.

Abbildung 2(rechts): Anteil erodierter Uferstrecke an den untersuchten Gewässerstrecken.

An 47 Probestellen waren die Ufer teilweise erodiert. Die Strecke erodierter Ufer reichte auf den jeweils kartierten Gewässerstrecken von 500 m von 10 m bis 800 m (vgl. Abbildung 2). Durchschnittlich waren 175 m des Ufers (rechtes und linkes Ufer) erodiert. Die Erosionen umfassten Uferabbrüche, Hangabträge, Abwaschungen und die Folgen von Viehtritt.

Die Korrelationsanalyse zwischen der Anzahl unterschiedlicher Punktquellen und den vorliegenden Feinsedimentmengen zeigte keinen Zusammenhang.

Insgesamt überwogen innerhalb des kartierten 20 m Korridors entlang der Gewässerstrecken Gehölzstreifen (Abbildung 3). Mit steigender Entfernung zur Gewässerkante nahm der Anteil der Gehölzstreifen von 49 % (0 – 2 m) auf 22 % (5 – 10 m) ab. Der Anteil der Krautfluren nahm ebenfalls von 17 % (0 – 2 m) auf 10 % (5 – 10 m) ab. Der Anteil urbaner und als Grünland genutzter Flächen nahm mit steigender Entfernung zur Gewässerkante zu. Weitere Nutzungsformen, wie Laub-, Misch- und Nadelwälder, waren in prozentualen Anteilen von unter 10 % vorhanden. Die landwirtschaftliche Nutzung innerhalb des kartierten Korridors beschränkte sich fast vollständig auf die Nutzung als Grünland.

Die Korrelationsanalyse zwischen den Landnutzungsformen und den vorliegenden Feinsedimentmengen zeigte keinen Zusammenhang.

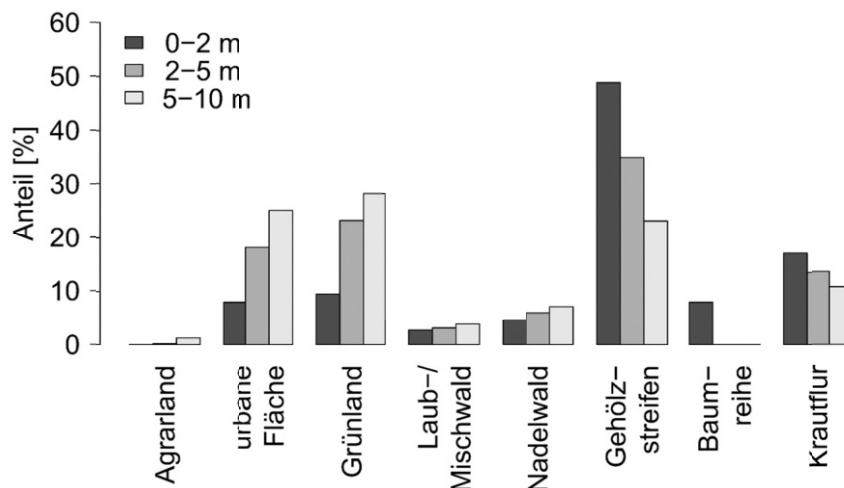


Abbildung 3. Anteil der Landnutzungsformen in unterschiedlichen Abständen zur Gewässerkante.

Diskussion

Die dichte Besiedlung Nordrhein-Westfalens bringt eine engmaschige Infrastruktur und damit zahlreiche Berührungspunkte mit den Fließgewässern mit sich. Daraus ergibt sich auch die hier festgestellte hohe Frequenz an potenziellen Punktquellen für den Feinsedimenteintrag. Einen großen Anteil der Punktquellen machen Einleitungen aus. Das zeugt von den weitreichenden anthropogenen Entwässerungsmaßnahmen. Die Entwässerung findet auf zwei Ebenen statt. Die zahlreichen Rohrleitungen sind eine Folge der Flächenversiegelung in Form von Siedlungen und Straßen. Daneben werden landwirtschaftliche Flächen zur Melioration entwässert und das Wasser über Rohrleitungen und Gräben in die Bäche eingeleitet. Ebenso verdeutlichen die zahlreichen Brücken auf den verhältnismäßig kurzen untersuchten Gewässerstrecken die häufige Konfrontation der anthropogenen Infrastruktur mit den Fließgewässern. Zusätzlich zu den Quellen aus dem Einzugsgebiet findet ein deutlicher Eintrag von Sediment durch Böschungserosion statt. Durch die natürliche Laufveränderung von Fließgewässern ist die Erosion der Böschung ein natürlicher Vorgang. Durch anthropo-

gene Eingriffe in die Wasserführung kann das Potenzial jedoch noch verstärkt werden (Nelson & Booth 2002). Generell kann Böschungserosion eine bedeutende Feinsedimentquelle darstellen (Haddadchi et al. 2013, Nelson & Booth 2002, Russell et al. 2001).

Statistisch konnte kein Zusammenhang zwischen der Feinsedimentmenge und der Anzahl der kartierten Punktquellen festgestellt werden. Grund dafür könnte sein, dass sich die kartierten Punktquellen stark in ihren Eintragsfrachten unterscheiden können. Abhängig von dem Gelände sowie Größe und Beschaffenheit des angeschlossenen Einzugsgebietes können Quellen gleicher Kategorie und Morphometrie unterschiedliche Feinsedimentmengen transportieren. Weiterhin wurden einige potenzielle Quellen, wie Furten und Entlastungsbauwerke von Regenüberlaufbecken, welche ereignisabhängig einen hohen Feinsedimenteintrag erwarten lassen, nur in einer geringen Anzahl vorgefunden. Eine höhere Stichprobenanzahl könnte einen potenziellen Zusammenhang mit der Feinsedimentmenge deutlicher anzeigen. Einen nicht berücksichtigten Faktor für den Feinsedimenteintrag könnten Quellen in weiterer Entfernung zur Probestelle darstellen. Nelson & Booth (2002) verwiesen zudem auf die Bedeutung von Extremereignissen hin. Starke Uferabbrüchen oder Starkregen können große Mengen Feinsediment in das Gewässer bringen, welches sich über lange Zeiträume im Gewässersystem hält.

Gewässerrandstreifen in Form von Gehölzsäumen oder Krautfluren waren an keiner Probestelle über 500 Meter geschlossen vorhanden. Schmale und lückige Gewässerrandstreifen oder direkt angrenzendes Grünland und urbane Flächen ermöglichen einen diffusen Feinsedimenteintrag (Frede et al. 1994, DVWK 1997). Begünstigen könnte dies insbesondere die Tallage der betrachteten Mittelgebirgsbäche. Neben dem Gehölzstreifen dominierten urbane Flächen und Grünland. Beide Nutzungsformen wurden in Untersuchungen als bedeutende Feinsedimentquellen identifiziert (Haddadchi et al. 2013, Nelson & Booth 2002, Walling & Amos 1999). Zudem gibt der große Anteil von Gewässerstrecken ohne angrenzende Gehölzstreifen oder Krautfluren auch einen Hinweis auf potenzielle, punktuelle Einträge. Die Unterbrechungen können bei Regenereignissen präferenzielle Fließwege und damit Pfade für einen Feinsedimenteintrag darstellen. Des Weiteren könnte der betrachtete 20-Meter-Korridor zur Beantwortung der Fragestellung zu eng gewählt worden sein. Teilweise wurde dieser Korridor überwiegend oder vollständig von einem Gewässerrandstreifen eingenommen. Da die Wirkung dieser Randstreifen für den Feinsedimentrückhalt allerdings nicht gewährleistet ist, kann von einem Einfluss der anschließenden Landnutzung auf den Feinsedimenteintrag ausgegangen werden.

Zusammenfassung

Die untersuchten Gewässer wiesen bei einer jeweils kartierten Gewässerstrecke von 500 Metern durchschnittlich 175 Meter erodierte Böschungsstrecke und 6 weitere Punktquellen auf. Insgesamt wurden 15 unterschiedliche Punktquellen für den Feinsedimenteintrag identifiziert. Häufig auftretende Punktquellen waren Einleitungen aus urbanen Flächen sowie Brücken. Dies weist auf einen Konflikt zwischen der Besiedelung und den Fließgewässern in dieser Region hin. Ein Zusammenhang zwischen der Feinsedimentmenge und der Anzahl der kartierten Punktquellen konnte nicht identifiziert werden. Ein bestimmender Faktor für die Feinsedimentmenge könnten einzelne Quellen mit hohen Feinsedimenteinträgen sein. Zudem können Quellen in weiterer Entfernung zur Probestelle oder Einträge infolge von Extremereignissen die Feinsedimentmenge an der Probestelle mit beeinflussen. Der überwiegende Teil der kartierten Gewässerabschnitte ist von unterbrochenen Gehölzstreifen gesäumt. Daran anschließend dominieren urbane Flächen und extensiv bewirtschaftetes Grünland. Unter Berücksichtigung der Tallage sind erhöhte diffuse Einträge sehr wahrscheinlich. Ein klarer Zusammenhang zwischen der kartierten Landnutzung und der Feinsedimentmenge

konnte nicht nachgewiesen werden. Die Betrachtung der Landnutzung in einem breiteren Korridor könnte die durchgeführte Kartierung sinnvoll ergänzen. Die große Dichte an potenziellen Punktquellen sowie die häufig unterbrochenen und teilweise schmalen Gewässerrandstreifen lassen eine deutliche Feinsedimentbelastung der untersuchten Bäche des Typs 5 des Ruhreinzugsgebietes vermuten.

Literatur

- DVWK (Hrsg.) (1997): Filterwirkung von Uferstreifen für Stoffeinträge in Gewässer in unterschiedlichen Landschaftsräumen. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau. DVWK-Mitteilungen 28. Wirtschafts- u. Verlagsgesellschaft Gas Wasser mbH. Bonn
- Frede, H.G., Fabis, J., Bach, M. (1994): Nährstoff- und Sedimentretention in Uferstreifen des Mittelgebirgsraumes. Zentrum für Kulturtechnik und Landentwicklung. Vol. 35. pp 165 – 173
- Gieswein, A.: Ermittlung potenzieller Indikatorarten für Feinsedimentbelastung. Aquatische Ökologie, Universität Duisburg-Essen. laufende Doktorarbeit
- Haddadchi, A., Ryder, D.S., Evrard, O., Olley, J. (2013): Sediment fingerprinting in fluvial systems: review of tracers, sediment sources and mixing models. International Journal of Sediment Research. Vol. 28. pp. 560 – 578
- Lambert, C.P., Walling D.E. (1988): Measurement of channel storage of suspended sediment in a gravel-bed river. Catena. Vol. 15. pp. 65 – 80
- Nelson, E.J., Booth, D.B. (2002): Sediment sources in an urbanizing, mixed land-use watershed. Journal of Hydrology. Vol. 264. pp. 51 – 68
- Otte, M. (2016): The influence of fine sediment on fish fauna in small mountainous streams. Masterarbeit. Aquatische Ökologie, Universität Duisburg-Essen. Unveröffentlicht
- Russel, M.A., Walling, D.E., Hodgkinson, R.A. (2001): Suspended sediment sources in two small lowland agricultural catchments in the UK. Journal of Hydrology. Vol. 252. pp. 1 – 24
- Walling, D.E., Amos, C.M. (1999): Source, storage and mobilization of fine sediment in a chalk stream system. Hydrological Processes. Vol. 13. pp. 323 – 340

Atemnot im See? – Sauerstoffminimum im Metalimnion

Jessica Ramm¹, Michael Hupfer², Wilfried Uhlmann³ & Brigitte Nixdorf⁴

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg (BTU-CS), Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, ramm@b-tu.de, nixdorf@b-tu.de

² Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin (IGB), Abteilung Chemische Analytik und Biogeochemie, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, hupfer@igb-berlin.de

³ Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann (IWB), Lungkwitzer Straße 12, 01259 Dresden, wilfried.uhlmann@iwbdresden.de

Keywords: Sauerstoff, Metalimnion, Fische, Tagebauseen

Einleitung

Im Sommer 2013 wurden in Fisch-Netzgehegen des künstlichen Senftenberger Sees im Niederlausitzer Braunkohlerevier Brandenburgs im Bereich der thermischen Sprungschicht (Metalimnion) massive Fischverluste festgestellt. Anschließende Messungen der vertikalen Verteilung von Temperatur und Sauerstoff ließen ein metalimnisches Sauerstoffdefizit im Senftenberger See als Ursache vermuten.

Das metalimnische Sauerstoffminimum gilt als typisches Phänomen für mesotrophe und eutrophe Seen (Wetzel 2001). Es ist definiert durch Phasen erhöhter Sauerstoffzehrung im Metalimnion mit dem Ergebnis eines Sauerstoffminimums im Vergleich zur höheren Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion.

In einem Gutachten zur Bewertung wasserbaulicher Veränderungen auf die Wasserbeschaffenheit des Senftenberger Sees sollten die Ursachen für das dort beobachtete metalimnische Sauerstoffminimum geklärt werden (Uhlmann et al. 2014). Folgende Fragen sollten dabei beantwortet werden: Stehen das beobachtete Sauerstoffdefizit im Senftenberger See und die Fischausfälle im Zusammenhang mit der i) Inbetriebnahme eines Überleiters mit Schleuse und/oder mit dem ii) geänderten Grundwasserzustrom zum Senftenberger See? Sind derartige Sauerstoffminima im Metalimnion auch in anderen Seen beobachtet worden?

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der künstlich durch Braunkohleabbau entstandene Senftenberger See hat eine max. Tiefe von 25,5 m (mittlere Tiefe von 5,5 m) und eine Fläche von 10,82 km². Er unterscheidet sich von den meisten anderen Tagebauseen aufgrund seines Alters (Kohleabbau von 1941 bis 1966 und durch Wasser aus Schwarze Elster bis 1972 geflutet) und der im Nebenfluss durchflossenen Schwarze Elster. Wegen seiner speziellen chemischen Bedingungen durch den Kohleabbau ist er ebenfalls kaum mit natürlichen Seen vergleichbar. Der See wurde 2013 als mesotroph eingestuft und wies ein gutes ökologisches Potenzial auf (LUGV Brandenburg).

Gutachten zur Bewertung des Schleusenbetriebs auf die Wasserbeschaffenheit

In dem Gutachten von Uhlmann et al. (2014) wurden für das Jahr 2013 chemische, physikalische und biologische Einflüsse auf die Wasserqualität des Senftenberger Sees quantifiziert. Dazu wurde das Phytoplankton im tiefen Nordbecken analysiert und neben dem chemischen Zehrungspotenzial wurde auch mittels eines hydrophysikalischen Schichtungsmodells der Einfluss der grundwasserbürtigen Zuflüsse und des Überleiters auf die Wasserbeschaffenheit quantifiziert (Uhlmann et al. 2015).

Ergebnisse

Phytoplankton

Im Senftenberger See konnte ein relativ geringes mittleres Phytoplankton-Biovolumen von 0,5 mm³/L (LimPlan 2014) in der euphotischen Zone beobachtet werden, was nicht nur für 2013 typisch ist (Abb. 1). Das Phytoplankton wurde vor allem durch Diatomeen - Bacillariophyceae (*Fragilaria crotonensis* und *Tabellaria flocculosa*) dominiert. Daneben traten auch Dinophyceen, Cyanobakterien (*Microcystis cf. aeruginosa*; August/September) und Cryptophyceen auf. Dagegen ließen relativ hohe Abnahmen der Konzentrationen von TP (Mai 41 µg/L, August 19 µg/L) und SiO₂ (Mai 3 mg/L, August 1,7 mg/L) eine erhebliche Sedimentation organischer Substanz vermuten, die im Zusammenhang mit einem hohen Dichtegradienten zu einem metalimnischen Sauerstoffminimum geführt haben könnte.

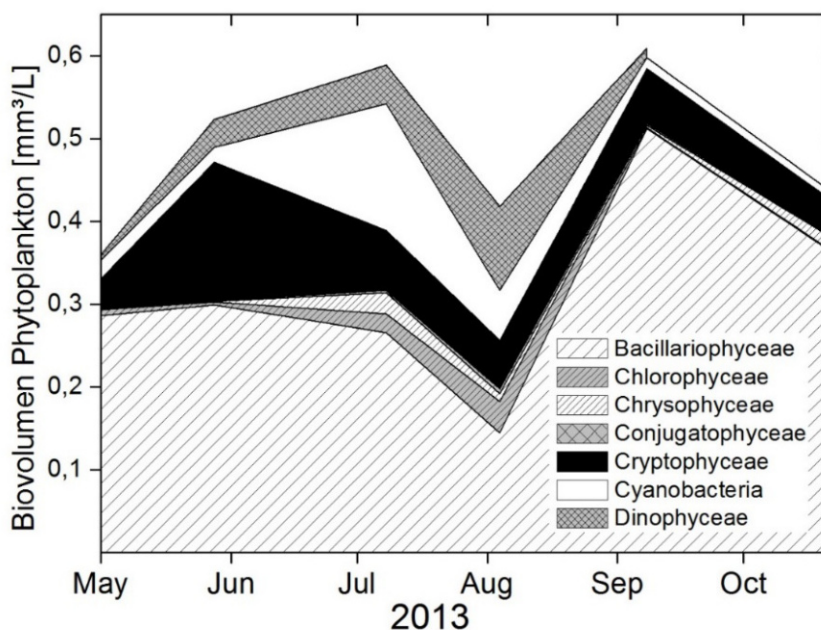


Abb. 1: Phytoplanktonentwicklung im Senftenberger See (in der euphotischen Zone an der tiefsten Stelle des Nordufers; Daten: LimPlan im Auftrag des LLUR).

Sauerstoffsättigung

Die Sauerstoffsättigung ging im östlichen Becken in einer Wassertiefe von 9 m im September auf null zurück und lag auch an der tiefsten Stelle nur noch bei ca. 10 %. Im Hypolimnion zeigte sich hingegen wieder ein Anstieg der Sauerstoffsättigung (Abb. 2). Eine ähnliche vertikale Verteilung des Sauerstoffs kann am hocheutrophen Arendsee (Sachsen-Anhalt) im Spätsommer registriert werden. Das metalimnische Minimum kann dort einige Meter betragen (Abb. 2).

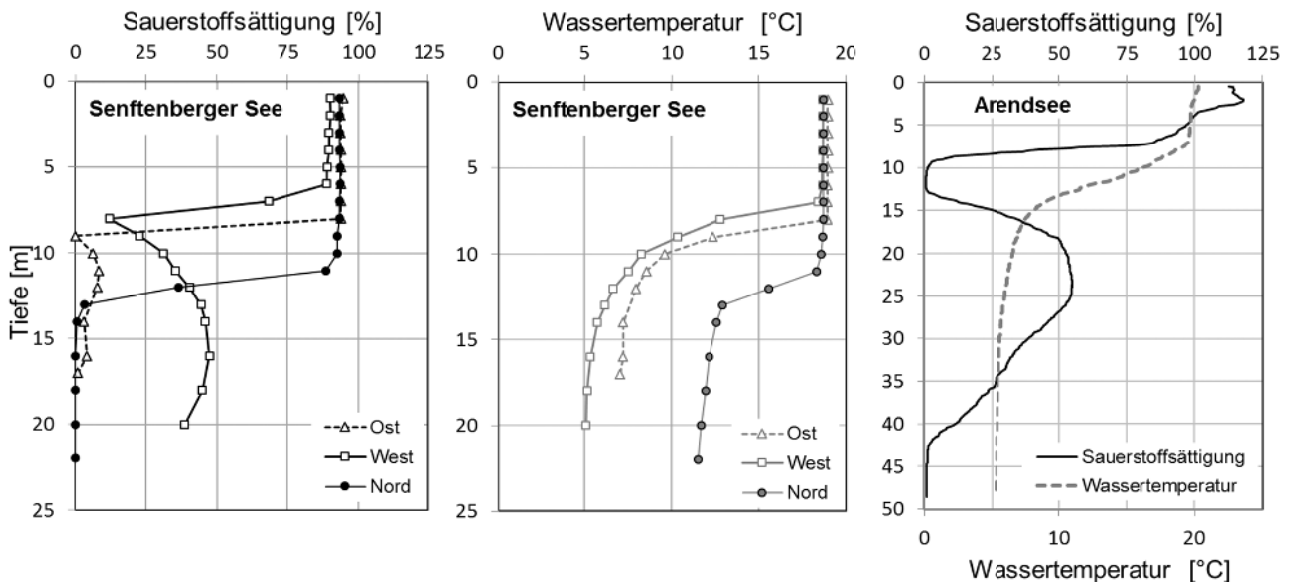


Abb. 2: Tiefenprofil im künstlichen Senftenberger See im Sept. 2013 (Daten: Norbert Herrn, LUGV RS 5) und im natürlichen Arendsee im Sept. 2015.

Hydrophysikalisches Schichtungsmodell

Für den Senftenberger See wurde aus Beobachtungs- und Messdaten ein dynamisches Wasserhaushaltsmodell und darauf aufbauend ein thermisches Schichtungsmodell aufgebaut. Das Schichtungsmodell wurde mit der Software CE-QUAL-W2 (Cole and Wells 2015) als ein zweidimensionales Modell mit einer horizontalen Ausdehnung vom Einleiter in Koschen zum Ausleiter in Niemtsch von ca. 7 Kilometer sowie einer vertikalen Auflösung von 0,1 Meter in der Bewirtschaftungslamelle und ansonsten von 0,5 Meter erstellt. Damit konnte die stark strukturierte Morphometrie des Senftenberger See angemessen abgebildet werden (Abb. 3). Der See besteht aus mehreren tiefen Teilbecken, deren Hypolimnia im Sommer durch Flachwasserbereiche voneinander getrennt sind. Das Schichtungsmodell wurde auf der Basis gemessener Temperaturprofile in den drei relevanten Teilbecken Ostfeld, Staumeisterei und Elsterfeld kalibriert (Abb. 4).

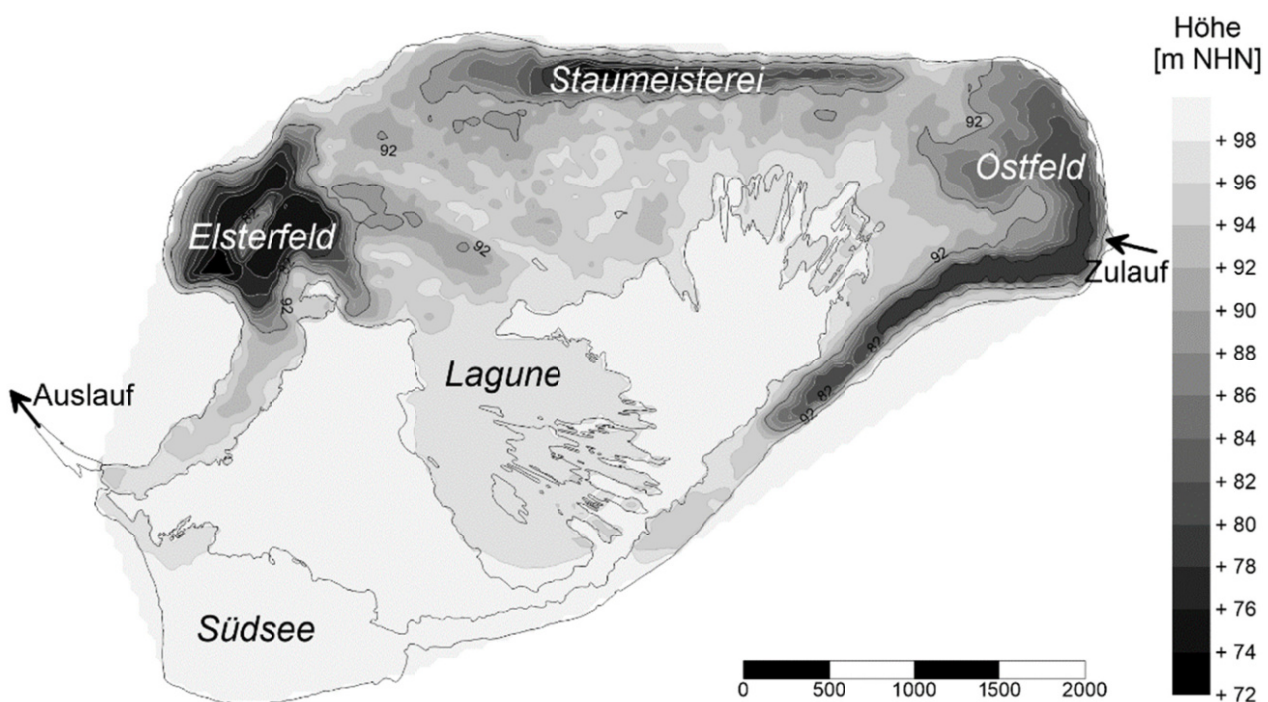


Abb. 3: Morphometrie des Senftenberger Sees.

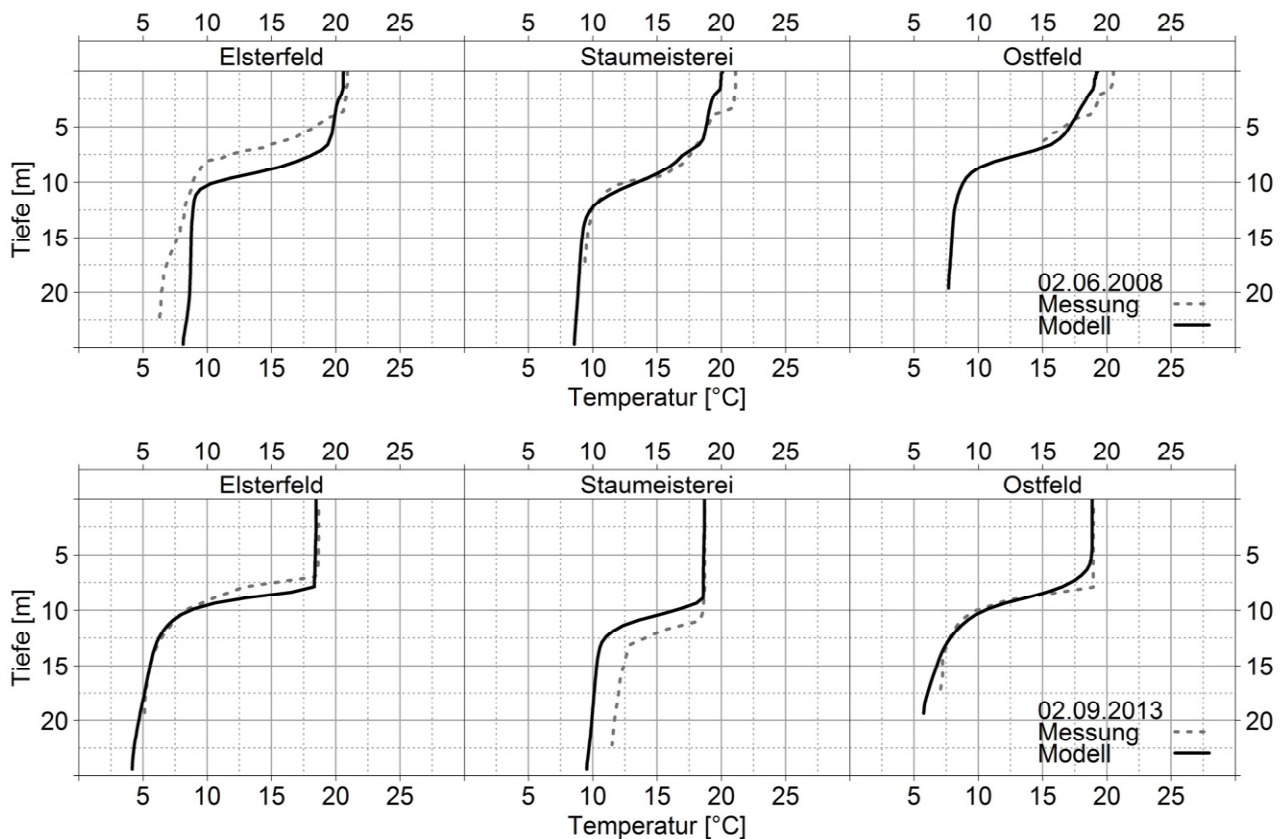


Abb. 4: Vergleich der gemessenen mit den modellierten Temperaturprofilen des Senftenberger Sees.

Mit dem kalibrierten Modell wurde das thermische Schichtungsverhalten des Senftenberger Sees für eine 18-jährige Reihe (1997-2014) meteorologischer und hydrologischer Daten simuliert. Das thermische Schichtungsverhalten konnte gut nachgebildet werden (Abb. 4). Dabei erwies sich, dass die drei relevanten Teilbecken, obwohl sie in den Epilimnia miteinander verbunden sind, unterschiedliche Temperaturgradienten und ein unterschiedliches Zirkulationsverhalten zeigen.

Aufgrund der stärkeren Windexposition des West-Ost ausgerichteten Teilbeckens Staumeisterei sind das Epilimnion und insbesondere das Metalimnion hier mächtiger ausgebildet als in den anderen beiden tiefen Teilbecken. Die herbstliche Vollzirkulation erreicht den Grund im Teilbecken Staumeisterei im Mittel einen Monat früher als im Ostfeld. Im Elsterfeld ist die Vollzirkulation noch einmal um etwa einen Monat verzögert.

Die Wirkung ausgewählter Bilanzkomponenten (bergbaubeeinflusstes Grundwasser, Hochwasser aus der Schwarzen Elster, Schleusungswasser und eisenreiches Grundwasser aus dem Überleiter 12) auf die Wasserbeschaffenheit des Senftenberger See wurde durch konservative Stoffausbreitung modelliert (Abb. 5). Dabei wurde dem Volumenstrom der entsprechenden Bilanzkomponente jeweils eine rückwirkungsfreie fiktive stoffliche Konzentration von 100 zugewiesen. Die Temperatur des Volumenstromes der Bilanzkomponente wurde entsprechend seiner natürlichen Verhältnisse berücksichtigt (Temperatur des Flusswassers der Schwarzen Elster, Grundwassertemperatur, Wassertemperatur des Geierswalder Sees beim Schleusenbetrieb u. s. w.). Die Einschichtung des Wassers in den See erfolgt damit temperaturabhängig. Die Verwendung von 100 für die stoffliche Konzentration gestattete eine einfache Analyse des raumzeitlichen Ausbreitungsverhaltens der jeweiligen Bilanzkomponente im Senftenberger See.

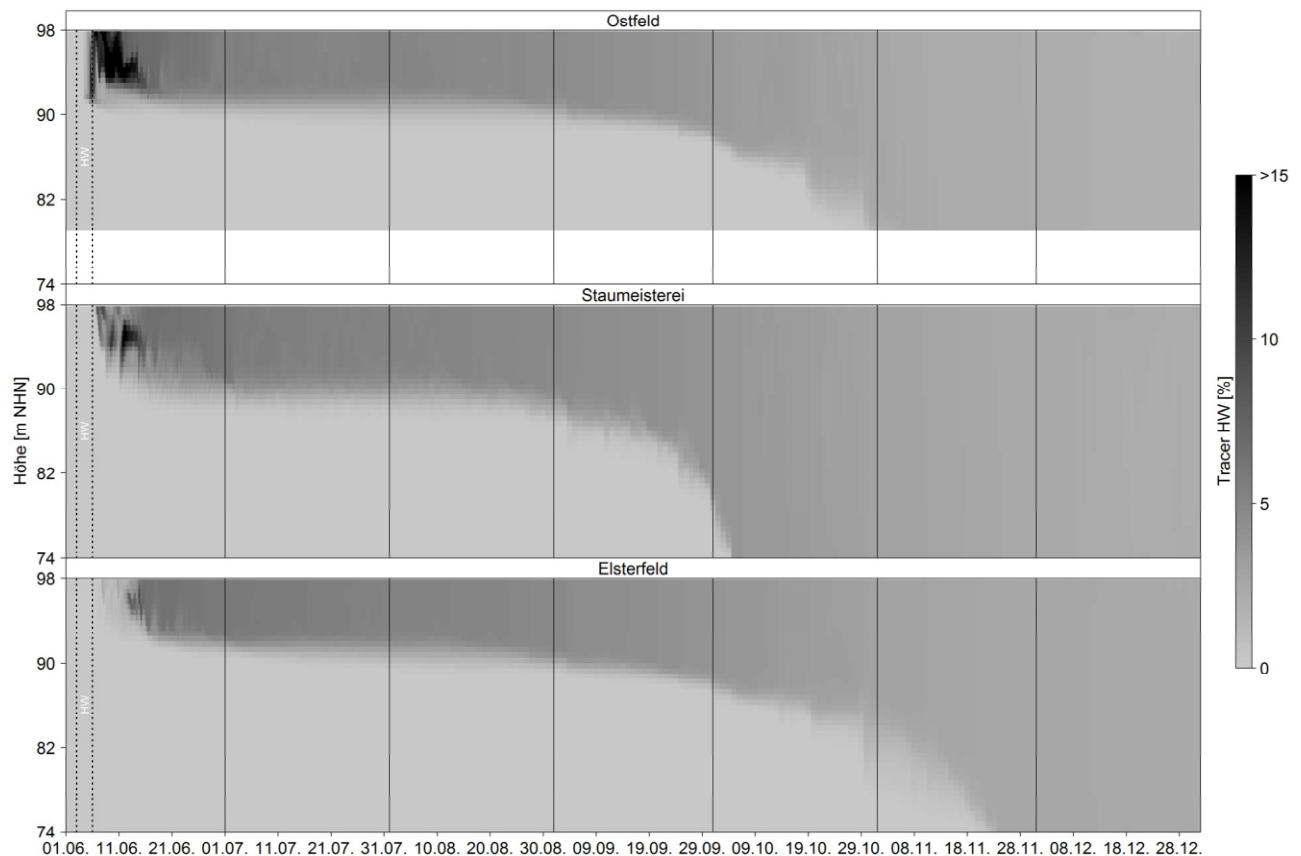


Abb. 5: Zeitliche und räumliche Entwicklung des Anteils des markierten Juni-Hochwassers 2013 vom 03.06 bis 06.06.2013 im Seewasser in den Hauptkompartimenten Ostfeld, Staumeisterei und Elsterfeld des Senftenberger Sees.

Das Hochwasser im Juni 2013 erreichte im Ostfeld des Senftenberger Sees kurzzeitig über 15 % Mischungsanteil im Seewasser (Abb. 5). Im Elsterfeld waren mit etwa 10-tägiger Verzögerung maximal noch 8 % Volumenanteil vom Hochwasser nachweisbar. Die Wirkung des Junihochwassers 2013 auf das Seewasser verpuffte relativ schnell und verringert sich bis zur herbstlichen Vollzirkulation auf weniger als 3 % Volumenanteil im gesamten See. Die Zehrstoffbelastung des Junihochwassers 2013 ist nicht bekannt, da sie analytisch nicht erfasst wurde.

Der bergbaubürtige eisen(II)reiche flächige Grundwasserzufluss zum Senftenberger See mischt sich im Sommer temperaturbedingt bevorzugt in das Metalimnion ein und erreicht insbesondere im Teilbecken Ostfeld, wo der Grundwasserzustrom überwiegend erfolgt, über 25 % Volumenanteile. Im Hypolimnion liegt der Grundwasseranteil bei 15 %. Aufgrund des starken Temperaturgradienten im Sommer 2013 und des dadurch gehemmten vertikalen Wasseraustauschs reicherte sich das Grundwasser im Hypolimnion aller Teilbecken bis auf 20 % bis 25 % Volumenanteile an. Die Eisenkonzentration des zuströmenden Grundwassers liegt zwischen 35 und 140 mg/L. Allein das eisenbürtige Zehrpotential des Grundwassers beträgt folglich 5 bis 20 mg/L Sauerstoff. Um seine Wirkung auf das Seewasser einzuschätzen, muss es mit dem Faktor des Volumenanteils multipliziert werden. Die Bilanzierung zeigt, dass das Grundwasser einen hohen Anteil an der Sauerstoffzehrung im Senftenberger See hat.

Das eisenbelastete Grundwasser aus dem Überleiter 12 erreichte im Teilbecken Ostfeld nur kurzzeitig Volumenteile bis maximal 7 %. Die Wirkung auf das Teilbecken war in Bezug auf die Inbetriebnahme der Schleusungen über einen Monat verzögert und erreichte hier Anfang September 2013 maximal 4 %. Diese Wirkung trat drei Monate nach dem Ereignis der Fischverluste auf und kommt schon deshalb als Ursache dafür nicht in Betracht. Das eisenbelastete Grundwasser aus dem

Überleiter 12 hat eine Eisen(II)konzentration von maximal 35 mg/L, was einem Zehrpotential von 5 mg/L Sauerstoff entspricht. Bei einem Volumenanteil von 3 % beträgt die dadurch verursachte Zehrung maximal 0,15 mg/L Sauerstoff und kann auch aus dieser Sicht nicht ursächlich sein. Unabhängig davon tritt das Wasser aus dem Überleiter 12 zunächst in das Epilimnion des Ostfeldes und der Staumeisterei ein und wird dort sicher oxidiert.

Diskussion

Die Fragen im Zusammenhang mit dem beobachteten metalimnischen Sauerstoffminimum im Senftenberger See im Sommer 2013 und ihre ökologischen Folgen können mit den Befunden des montanhydrologischen Monitorings (MHM) der LMBV mbH nicht hinreichend beantwortet werden. Die Beprobungshäufigkeit für eine detaillierte Aussage ist hier zu gering. Das würde auch für eine Beprobung für noch im Bergrecht befindliche Tagebauseen entsprechend der Vorschrift für natürliche Seen nach Nixdorf et al. (2010) gelten. Hier werden ereignisbezogene Kurzzeitmessungen in mindestens ein bis zweiwöchentlichen Intensivuntersuchungen auch zum Zehrungspotenzial im See empfohlen, um Antworten zu den anfangs gestellten Fragen geben zu können.

Chemische Ursachen

Die Inbetriebnahme des Überleiters 12 zwischen dem Geierswalder See und dem Senftenberger See, der zusätzliche Zufluss durch die Schleusungen, der zusätzliche Grundwasserzufluss aus dem Überleiterkanal sowie das Hochwasser im Juni 2013 können aufgrund ihrer Volumenanteile und Stoffströme als Ursachen des beobachteten metalimnischen Sauerstoffminimums im Sommer 2013 sicher ausgeschlossen werden. Die Bilanzierungen und Modellierungen zeigen jedoch, dass der flächige Grundwasserzufluss zum Senftenberger See mit seinen hohen Eisen(II)konzentrationen relevanten Einfluss auf den Sauerstoffhaushalt des Gewässers hat. Da er bereits seit Jahren in dieser Größenordnung erfolgt, ist er jedoch nicht ursächlich für das metalimnische Sauerstoffminimum im Frühsommer 2013.

Das Langzeitmonitoring zeigt zudem, dass das metalimnische Sauerstoffminimum im Sommer 2013 kein singuläres Ereignis im Senftenberger See war. Es wurde bereits in früheren Jahren beobachtet.

Für die Entstehung des metalimnischen Sauerstoffminimums wie im Senftenberger See kommen grundsätzlich nachfolgende mögliche physikalische und biologische Ursachen in Betracht, die sich in ihrer Wirkung überlagern können. Diese Ursachen werden für den Senftenberger See bewertet.

Physikalische Ursachen

- **starke Temperatur- und Dichtegradienten im Metalimnion** während heißer, windarmer Sommerphasen. Dann schichtet sich das Phytoplankton im Metalimnion ein und die Biomasse verbleibt nach dem Absterben noch für einige Zeit schwebend im Bereich der thermischen Sprungschicht, wobei sie hier bereits dem bakteriellen Abbau unterliegt.

→ Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass die meteorologischen Verhältnisse im Jahr 2013 ursächlich für einen ausgeprägt starken Temperaturgradienten im Metalimnion waren.

Biologische Ursachen

- **hohe Sauerstoff-Tag-Nacht-Schwankungen** in der O₂-Konzentration im Sommer in produktiven Gewässern. In den Nachtphasen veratmen alle auto- und heterotrophen Organismen den Sauerstoff und es entfällt die photosynthetische Sauerstoffbelüftung. Der nächtliche Sauerstoffabfall kann in Phasen hoher heterotropher Aktivität kritisch werden bis hin zum Fischsterben in Netzgehegen.

- **hohe Primärproduktion im Epilimnion.** Dadurch entsteht eine große Zufuhr an abbaubarer organischer Substanz mit erhöhter Sauerstoffzehrung unterhalb der euphotischen Schicht. Auch der Zustrom abbaubarer organischer Substanz aus externen Quellen und Pfaden (Fließgewässer, Grundwasser, direkte Einleitungen von Abwasser, Hochwasser) spielen eine Rolle.

- **Chlorophyll-Tiefen-Maximum (DCM)** im Metalimnion bei günstigen Lichtverhältnissen. Der nachfolgende DCM - Abbau kann zu metalimnischen Sauerstoffminima führen. Das restliche schwer abbaubare Material hingegen sinkt in das Hypolimnion und belastet dort den Sauerstoffhaushalt wegen der geringeren Abbaubarkeit und der niedrigeren Temperaturen weit weniger. Dies erklärt die zum Teil höheren hypolimnischen Sauerstoffkonzentrationen in solchen Phasen.

- **Hohe heterotrophe Aktivität im Metalimnion** – gutes Nahrungsangebot für Bakterien, Pilze und Zooplankton sowie mixotrophe Organismen und der höheren Temperaturen im Vergleich zum Hypolimnion. Die Folge der Transportverzögerung ist eine erhöhte Intensität der heterotrophen Umsätze mit erhöhtem Sauerstoffverbrauch.

→ Die Ergebnisse zeigen, dass der Senftenberger See im Jahr 2013 wie auch in den Vorjahren ein geringes Phytoplankton-Biovolumen und eine geringe Chl a-Konzentration aufweisen und somit biologische Ursachen für das metalimnische Sauerstoffdefizit eher nicht in Frage kommen.

Metalimnische Sauerstoffminima in anderen Seen

Ähnlich starke Sauerstoffgradienten im Metalimnion konnten bereits vorher in natürlichen Seen beobachtet werden und sind in Tabelle 1 dargestellt. Der natürlich durch Suberosion entstandene Arendsee ($Z_{\max} = 48,7$ m; $A = 5,14$ km²) in Sachsen-Anhalt beispielsweise weist regelmäßig sehr ausgeprägte Sauerstoffminima im Metalimnion auf (Abb. 2). Die hohen TP-Konzentrationen von 184 µg/L führen zu hocheutrophen Verhältnissen mit einer Massenentwicklung von Cyanobakterien (Hupfer et al. 2015). Die kontinuierliche Ausbildung des metalimnischen Sauerstoffdefizits setzt jährlich mit Beginn der Schichtung ein. Welche Ursachen das Sauerstoffminimum im Arendsee bedingen, ist noch nicht abschließend geklärt. Dabei kommen sowohl der verstärkte Transport von organischer Substanz infolge der hohen epilimnischen Primärproduktion als auch der Grundwasserzustrom in Betracht.

Tab. 1: Beispiele metalimnischer Sauerstoffminima in Seen.

See	Land	See	Land
Sacrower See ¹ (in den 80-90er Jahren)	BB	Ammersee ² (regelmäßig)	BY
Breiter Luzin ¹ (1997)	MV	Chiemsee ¹ (1993)	BY
Carwitzer See ¹ (1995)	MV	Starnberger See ¹ (regelmäßig während Sommerstagnation)	BY
Feisnecksee ¹ (Juli-Oktober 1996)	MV	Zürichsee ³ (regelmäßig im Spätsommer)	Schweiz
Tollensesee ¹ (August 1994-1996)	MV	Sempacher See ⁴ (regelmäßig)	Schweiz
Schuensee ¹ (1989-1990)	SH	Ossiacher See ⁵ (1975)	Österreich
Dobersdorfer See ¹ (1991)	SH		

() Jahre mit metalimnischen Sauerstoffdefiziten, **Quellen:** ¹ Nixdorf et al. (2004), ² Ernst et al. (2009), ³ Gammeter et al. (1997), Schildknecht et al. (2013), ⁴ Müller et al. (2003), ⁵ Schulz und Schulz (1977)

Schlussfolgerungen

Die Analyse von Uhlmann et al. (2014, 2015) zeigt, dass im Sommer 2013 im Senftenberger See kein Zusammenhang zwischen dem beobachteten metalimnischen Sauerstoffdefizit und dem Betrieb des Überleiters 12 sowie dem zusätzlichen Grundwasserzuström aus dem Überleiterkanal belegbar ist. Biologische Ursachen für das Sauerstoffminimum im Metalimnion, wie eine hohe Primärproduktion im Epilimnion oder ein Chlorophyll-Tiefen-Maximum sind aufgrund des geringen Phytoplankton-Biovolumens unwahrscheinlich. Als Ursache wird eher ein hoher Dichtegradient vermutet, da es im Sommer 2013 über einen längeren Zeitraum eine stabile Schichtung gab.

Danksagung

Vielen Dank an die LMBV (Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH), an Herrn Herrn vom LUGV RS 5 und an LimPlan für die Bereitstellung der Daten. Für die Datenbearbeitung bedanken wir uns bei Herrn Zimmermann, Herrn Mix und Frau Dr. Kreutziger vom Institut für Wasser und Boden (IWB). Das Wissenschaftlich-technische Projekt 112 „Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz“ 2013 – 2015 wurde gefördert durch die LMBV mbH.

Literatur

- Cole, Thomas M.; Wells, Scott A. (2015): CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.72. User Manual. Portland State University, Portland, March 2015.
- Ernst, B., Hoeger, S., J., O'Brien, E., Dietrich, D., R. (2009): Abundance and toxicity of *Planktothrix rubescens* in the pre-alpine Lake Ammersee, Germany. *Harmful Algae* 2, 329-342.
- Gammeter, S., Forster, R., Zimmermann, U. (1997): Limnologische Untersuchung des Zürichsees 1972 – 1996. *Wasserversorgung Zürich*, 62 S.
- Hupfer, M., Reitzel, K., Kleeberg, A., Lewandowski, J. (2015): Long-term efficiency of lake restoration by chemical phosphorus precipitation: Scenario analysis with a phosphorus balance model.- *Water Research* DOI:10.1016/j.watres.2015.06.052
- Müller, B., Wang, Y., Dittrich, M., Wehrli, B. (2003): Influence of organic carbon decomposition on calcite dissolution in surficial sediments of a freshwater lake. *Water Research* 37, 4524-4532.
- Nixdorf, B., Hemm, M., Hoffmann, A., Richter, P. (2004): Dokumentation von Zustand und Entwicklung der wichtigsten Seen Deutschlands. Umweltbundesamt. UBA-Bericht Forschungsbericht 299 24 274, UBA-FB 000511, 05/04, 1-1001.
- Nixdorf, B., Hoehn, E., Riedmüller, U., Mischke, U., Schönfelder, I. (2010): Probenahme und Analyse des Phytoplanktons in Seen und Flüssen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-EG-WRRL (III-4.3.1). *Handbuch Angewandte Limnologie* - 27. Erg.Lfg. 4/10: 1-24.
- Schildknecht, A., Köster, O., Koss, M., Forster, R., Leemann, M. (2013): Gewässerzustand von Zürichsee, Zürichobersee und Walensee. Auswertungen der Untersuchungsergebnisse bis 2010. *Wasserversorgung Zürich*, 97 S.
- Schulz, N., Schulz, L. (1977): Die limnologische Entwicklung des Ossiacher Sees (Kärnten, Österreich) seit 1931. *Carinthia* II 167/87, 157-178.
- Uhlmann, W., Zimmermann, K., Mix, S., Kreutziger, Y., Nixdorf, B. (2014): TA08/14: Aktualisierung des Gutachtens zur Bewertung des Schleusenbetriebs am Überleiter 12 auf die Wasserbeschaffenheit des Senftenberger Sees sowie auf die Wasserbilanz der Restlochkette aus dem Jahr 2008, Wissenschaftlich-technisches Projekt 112 „Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz“ 2013 – 2015, LMBV Bestellnr. 45047955, Projektnummer 07/13. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, BTU Cottbus-Senftenberg, 26. Februar 2015, Cottbus.
- Uhlmann, W., Zimmermann, K., Mix, S., Nixdorf, B., Totsche, O. (2015): Causes of an distinct metalimnic oxygen minimum in the pit lake Senftenberger See in summer 2013 as a case study. Abstract for IMWA2016 Annual Conference, Mining meets Water – Conflicts and Solutions, July 11-15 2016, KUBUS Leipzig. submitted
- Wetzel, R. G. (2001): *Limnology*, 3rd ed. Academic Press

Wasser fließt, Sand bleibt: Talsperren als Feinsedimentsenke

Markus Schütt^{b,3}, Thomas Meißner¹, Alexander Gieswein¹, Bernd Sures^{b,2} und Christian K. Feld^{b,2}

¹Aquatische Ökologie, Fakultät für Biologie, Universität Duisburg-Essen, Universitätsstraße 5, 45141 Essen

²Zentrum für Wasser und Umweltforschung (ZWU), Universität Duisburg-Essen, 45117 Essen

³markus.schuettt@stud.uni-due.de

Keywords: Feinsedimentakkumulation, Talsperreneinfluss, Mittelgebirgsbäche

Einleitung

Feinsedimente mit einer Korngröße unter 2 mm können in Abhängigkeit ihrer Mächtigkeit erheblichen Einfluss auf die ökologischen Funktionen von Fließgewässern nehmen. Außerhalb der durch Sander und sandige Aufschüttungen geprägten Fließgewässerlandschaften im Tiefland Mitteleuropas können größere Feinsedimentaufkommen auf einen verstärkten erosiven Eintrag infolge der Nutzung der Gewässeraue deuten. Werden gröbere Substrate des Flussbettes (Kiese, Steine) von Feinsediment bedeckt, reduziert sich die Habitatverfügbarkeit. Ist das Fließkontinuum hingegen unterbrochen, beispielsweise durch Talsperren im Gewässerlängsverlauf, sollte auch der Feinsedimenttransport beeinflusst werden. Daraus ergibt sich folgende Hypothese: Talsperren fungieren als Feinsedimentsenke, so dass die Unterläufe ein Feinsedimentdefizit aufweisen.

Material und Methoden

Die Probenahme erfolgte in Fließgewässern des nordrhein-westfälischen Mittelgebirges (Sauerland, Bergisches Land) (Abb. 1). Beprobte wurden jeweils acht Abschnitte unterhalb von Talsperren und acht weitere Abschnitte in Nebengewässer ohne Talsperreneinfluss (Kontrolle). In jedem Gewässer wurden die Feinsedimente (Korngröße <2 mm) entlang eines repräsentativen 50 m-Abschnittes entnommen. Die Habitate „Run“, „Riffle“ und „Pool“ wurden getrennt erfasst (modifiziert nach Lambert & Walling 1988). Ein Stahlzylinder wurde auf den Gewässerboden aufgesetzt und damit der Innenraum vom fließenden Wasser abgetrennt (Abb. 2). Das Wasser im Zylinder wurde in Bewegung versetzt und das oberflächliche Sediment in Suspension überführt. Von der Suspension wurde je Habitat eine 250 ml Probe entnommen und eingefroren. Im Labor wurden diese Proben getrocknet und nach Korngrößen fraktioniert (Abb. 3). Die Massen der anorganischen und organischen Anteile in den Fraktionen wurden durch Verglühen in einem Muffelofen (500 °C) ermittelt. Die statistische und grafische Auswertung erfolgte in R (Version 3.0.3) und Excel. Signifikante Unterschiede wurden mit dem Wilcoxon-Test für gepaarte Stichproben ermittelt.

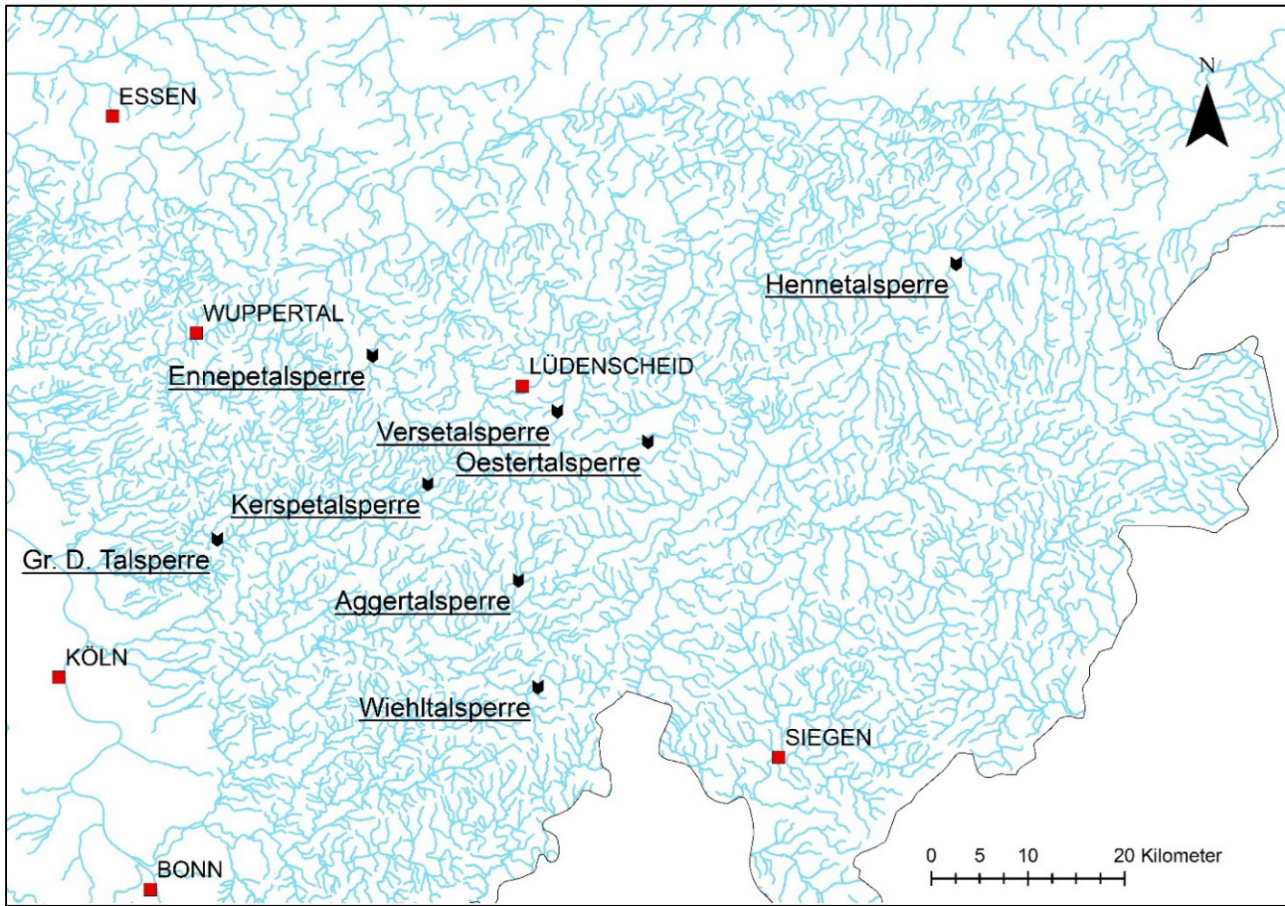


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet im nordrhein-westfälischen Mittelgebirge. Die acht untersuchten Talsperren sind in schwarz markiert.

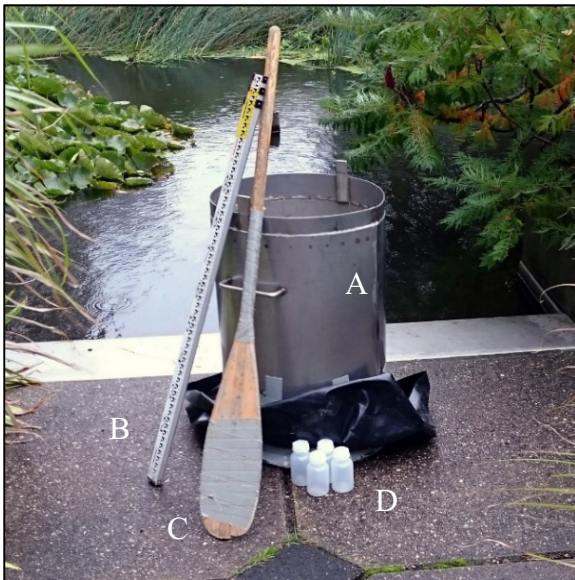


Abbildung 2: Utensilien für die Feldarbeit. A: Stahlzylinder B: Messlatte C: Holzrührer D: 250 ml Plastikflaschen



Abbildung 3: Ausstattung für die Laborarbeit A: Muffelofen B: Feinwaage C: Exsikkator mit Keramiktiegeln D: Keramikschalen E: 63 µm-Sieb

Ergebnisse

Beide Feinsedimentfraktionen ($2000\ \mu\text{m}$ – $63\ \mu\text{m}$ und $<63\ \mu\text{m}$) zeigen eine Tendenz hin zu höheren Sedimentmassen in den Gewässerabschnitten unterhalb der Talsperren. Diese Tendenz ist bei der groben Fraktion deutlich stärker ausgeprägt, jedoch sind die Unterschiede nicht signifikant (Abb. 4). Die Runs als dominierendes Habitat (mittlerer Flächenanteil: $65,3\% \pm 21,6\%$) weisen, bis auf zwei Ausnahmen, unterhalb der Talsperren mehr Feinsediment auf als in den entsprechenden Nebengewässern (Abb. 5, $p = 0,055$). Die organischen und anorganischen Anteile im Feinsediment zeigen einen deutlichen, jedoch nicht signifikanten Trend hin zu höheren Massen unterhalb der Talsperren (Abb. 6).

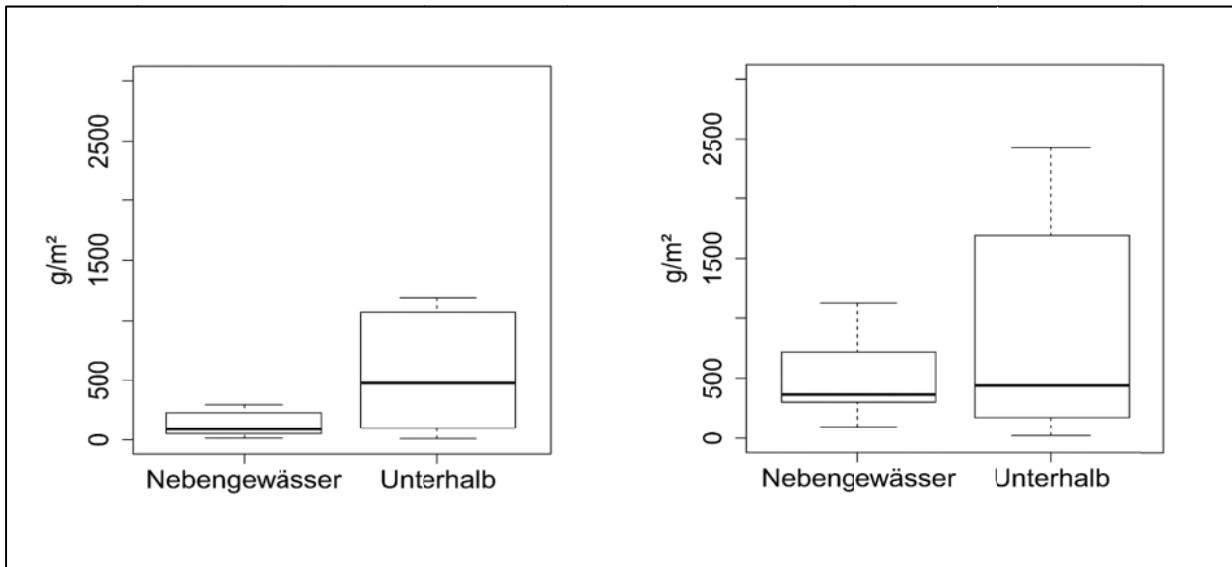


Abbildung 4: Feinsedimentmassen unterhalb der Talsperren und in den Nebengewässern, aufgeteilt nach Korngröße. A: $63\ \mu\text{m}$ – $2000\ \mu\text{m}$; B: $<63\ \mu\text{m}$.

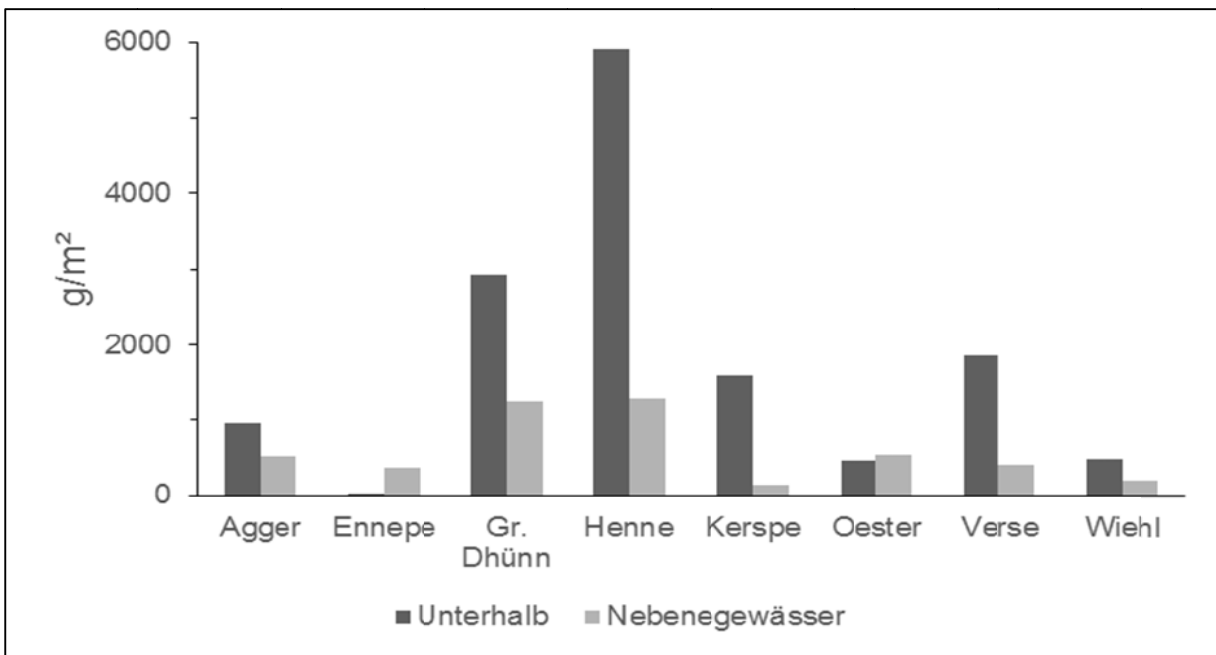


Abbildung 5: Feinsedimentmassen der Runs unterhalb der einzelnen Talsperren und in den entsprechenden Nebengewässern.

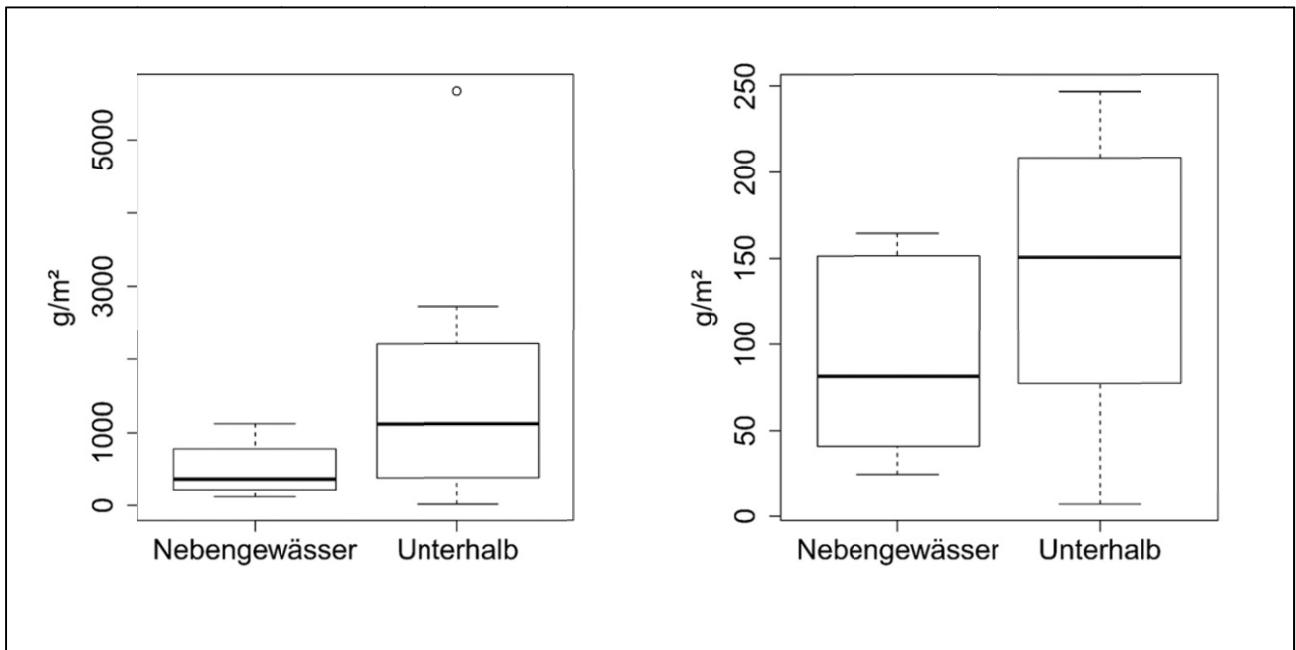


Abbildung 6: Anorganische (A) und organische (B) Feinsedimentanteile in den Runs unterhalb der Talsperren und in den Nebengewässern.

Diskussion

Die Untersuchungsergebnisse können die Funktion von Talsperren als Feinsedimentsenke nicht bestätigen. Entgegen der ursprünglichen Hypothese scheinen Talsperren die Akkumulation von Feinsediment im Unterlauf sogar zu begünstigen. Aufgrund der unterschiedlich stark ausgeprägten Akkumulation von grobem und feinem Material kann von einem Zusammenhang mit der Durchflussmenge bzw. der Fließgeschwindigkeit unterhalb der Talsperren ausgegangen werden. Im Unterlauf der Talsperren ist die Abflusssdynamik unnatürlich und saisonal verzerrt. Bettbildende Hochwässer, die einen Großteil des Feinsedimentes natürlicherweise abtransportieren würden, bleiben aus (siehe auch: Abfluss und Abflusssdynamik als ökologisch wirksame Einflussgrößen in Mittelgebirgsbächen von Thomas Meißner und Kollegen). Da die nordrhein-westfälischen Talsperren hauptsächlich der Trinkwasserversorgung und Pegelerhaltung der für die Schifffahrt und Trinkwassergewinnung genutzten Gewässerabschnitte dienen, werden in den Sommermonaten die Reserven in den Talsperren verbraucht und im Rest des Jahres wieder aufgefüllt. Einzelne, sehr hohe Feinsedimentwerte können durch lokale Besonderheiten erklärt werden z. B. erhöhter Sedi-
menteintrag durch kürzlich durchgeführte Renaturierungsarbeiten und landwirtschaftliche Nutzung des Uferbereichs. Die gleichsinnige Variation von anorganischen und organischen Anteilen unterstreicht die Fähigkeit von Feinsediment, bedingt durch das große Oberfläche zu Volumen Verhältnis und die chemischen Eigenschaften, organische Partikel auf der Oberfläche zu binden (Stone und Droppo 1949).

Danksagung

Die Studie entstand im Rahmen des Vorhabens "ENERWA". Das Vorhaben wird vom BMBF unter dem Förderkennzeichen 02WER1318A im Rahmen der Fördermaßnahme „Zukunftsfähige Technologien und Konzepte für eine energieeffiziente und ressourcenschonende Wasserwirtschaft (ER-WAS)“ bearbeitet.

Literatur

- Lambert, C. P.; Walling, D. E. (1988): Measurement of channel storage of suspended sediment in a gravel-bed river; CATENA 15, 65-80.
- Stone, M., Droppo, I. G. (1994): In-channel surficial fine-grained sediment laminae. Part II: Chemical characteristics and implications for contaminant transport in fluvial systems. Hydrological Processes 8:113 124.

CHRISTIANSEN, GUDRUN & JELKA LORENZ: RENATURIERUNG AM GARTROPER MÜHLENBACH: Eigendynamische Entwicklung von Bach, Aue und Makrozoobenthoszönose über einen Zeitraum von zehn Jahren.

HENSCHEL, THOMAS; WOLFGANG KRAIER; KAI DEUTSCHMANN & STEFAN WEISHAUPT: Welchen Beitrag leistet die naturnahe Gewässerentwicklung zum natürlichen Rückhalt im Hochwasserschutz?

KORTE, THOMAS; RUDOLF HURCK & MECHTHILD SEMRAU: Erfolgreiche Renaturierungen – dem guten Zustand auf der Spur.

POLAK, JESSICA & DIETER LEBMANN: Längsdurchgängigkeit einer Sohlgleite für Makroinvertebraten in einem renaturierten Abschnitt der Spree.

THEURER, JANNA; KIMBERLY MEYER; ARLENA DUMEIER & ELLEN KIEL: „Wer will schon umziehen?!“ - Vorstudie zur Wiederansiedlung gewässertypspezifischer Fauna in einem sandgeprägten Tieflandbach.

Renaturierung am Gartroper Mühlenbach: Eigendynamische Entwicklung von Bach, Aue und Makrozoobenthoszönose über einen Zeitraum von zehn Jahren

Gudrun Christiansen¹, Jelka Lorenz²

¹ ILS Essen GmbH, Frankenstr. 332, 45133 Essen, info@ils-essen.de, ² Limares GmbH, Triftstr. 105, 45357 Essen, jelka.lorenz@limares.de

Keywords: Gewässerrenaturierung, Makrozoobenthos, FFH-Kompensation, Organisch geprägter Bach, Monitoring

Einleitung

Durch den Steinkohlenabbau des Bergwerkes Prosper-Haniel sind in den Auen der Bäche Schwarzer Bach und Elsbach in den Jahren 2001/2002 Senkungsseen entstanden. Es handelt sich um natürlich mäandrierende Bachläufe im FFH-Gebiet Kirchheller Heide und Hiesfelder Wald (s. Abb. 1, links). Die Entstehung der Senkungsseen hat zu einem Verlust des prioritären FFH-Lebensraumtyps 91E0 (hier Bachbegleitender Erlenwald) und des FFH-Lebensraumtyps 3260 (Fließgewässer mit Unterwasservegetation) geführt.

In Abstimmung mit der EU-Kommission plante das Landschaftsplanungsbüro ILS im Auftrag der RAG Aktiengesellschaft eine Kohärenzsicherungsmaßnahme für den prioritären FFH-LRT 91E0 und für den LRT 3260 im nahe gelegenen FFH-Gebiet Gartroper Mühlenbach (s. Abb. 1, links).

Zwei Gewässerabschnitte des als organischer Bach eingestuften Gartroper Mühlenbaches wurden in 2003/2004 auf einer Fließstrecke von insgesamt 1,4 km naturnah umgestaltet. Beide Gewässerabschnitte lagen innerhalb von landwirtschaftlichen Nutzflächen, waren grabenartig ausgebaut und bis zu 1,5 m eingetieft. Bei den Umgestaltungsmaßnahmen wurde überwiegend im Bereich des historischen Bachverlaufes ca. 0,6 – 1,1 m unter dem ursprünglichen Geländeniveau eine ca. 50 m breite Bachaue als Sohlental mit periodischen Kleingewässern angelegt, an die die vorhandenen Dränagen der angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen angeschlossen wurden. Innerhalb der Aue wurde für den Mittelwasserabfluss ein geschwungen verlaufendes Kastenprofil mit einer geringen Einschnittstiefe von ca. 0,3 m geschaffen. Bach und Aue wurden der natürlichen Sukzession überlassen, mit dem Ziel der eigendynamischen Entwicklung eines Bachbegleitenden Erlenwaldes (prioritärer FFH-LRT 91E0) und eines Organisch geprägten Baches (FFH-LRT 3260) (s. Abb. 1, rechts).

Bachaufwärts des südlichen Abschnittes grenzt ein Bachbegleitender Erlenwald (91E0) an, dort liegt die Vergleichsprobestelle GMP52 (s. Abb. 1, links). Der Gartroper Mühlenbach ist auch hier grabenartig ausgebaut und weist eine starke Eintiefung von ca. 1,4 m auf. Bachabwärts der Kompensationsflächen schließt sich ebenfalls ein Bachbegleitender Erlenwald (91E0) an, welcher sich nach Norden bis zum Wesel-Datteln-Kanal erstreckt. In diesem Abschnitt wird auch der Lebensraumtyp 3260 ausgewiesen.

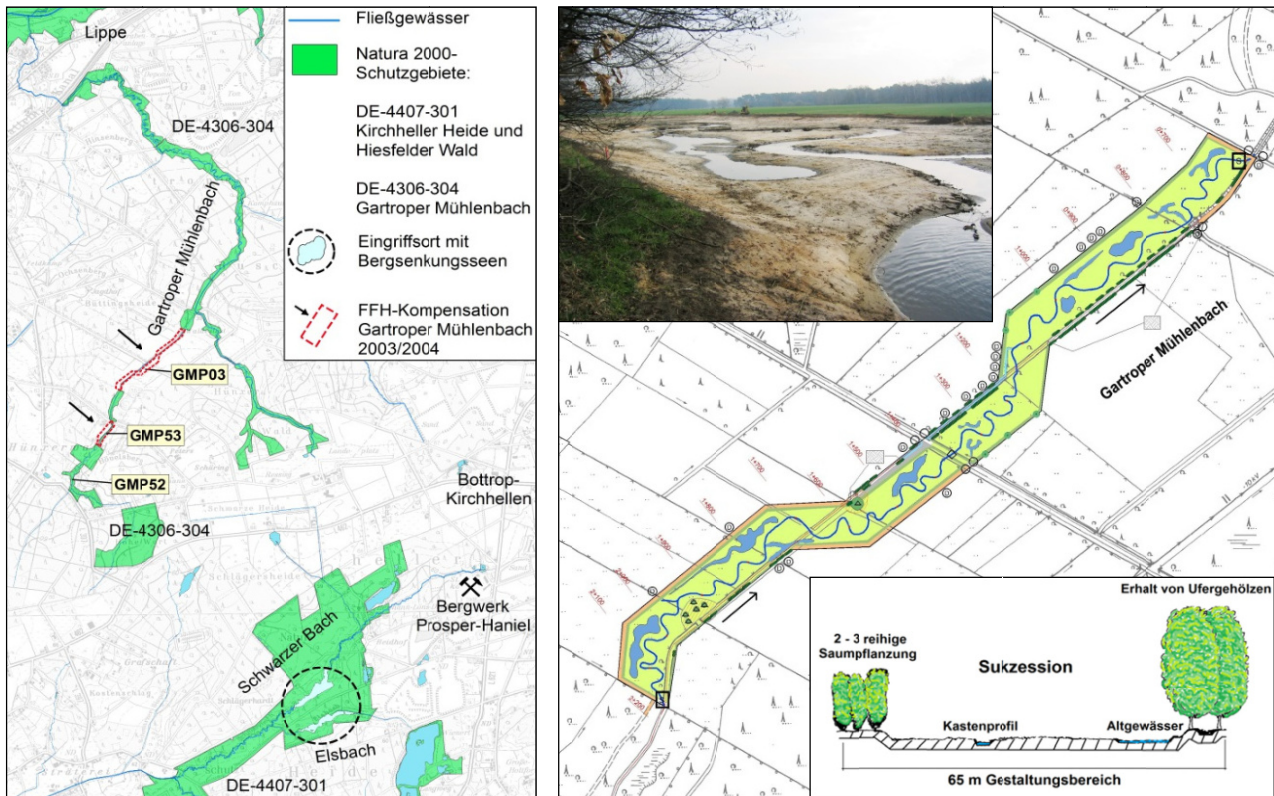


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes und der Probestellen (links) und Planung der FFH-Kompensation am Gartroper Mühlenbach (rechts)

Material und Methoden

Seit 1999 wird in einem zweijährigen Turnus ein Biomonitoring zur Erfassung der bergbaulichen Einwirkungen und zur Erfolgskontrolle der Kompensationsmaßnahmen durchgeführt. An den Fließgewässerabschnitten werden Gewässermorphologie, Hydrologie und Makrophyten erfasst. Zur Beurteilung der Wasserqualität werden Elektrodenmessungen durchgeführt sowie Analysen belastungsrelevanter Parameter wie Ammonium, Nitrat, BSB₅ und Chlorid. Die Beprobung des Makrozoobenthos erfolgt über alle Jahre nach standardisierter Methode gemäß den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie. In den Auen werden Bodenuntersuchungen anhand eines Bohrstockprofils und Vegetationsaufnahmen nach WILMANN (1998) vorgenommen. Auf den gesamten Kompensationsflächen wird der aktuelle Biotoptypenbestand erfasst und es erfolgt eine Bewertung der FFH-Lebensraumtypen nach den Vorgaben des LANUV (2015).

Ergebnisse und Diskussion

In 2006 hat sich der Bachlauf durch eigendynamische Entwicklung in einigen Abschnitten verlagert und es ist zu einer Aufweitung des Gewässerprofils von ca. 2 m auf bis zu 4,5 m gekommen. Die Anteile an organischem Material sind noch sehr gering. Makrophyten sind mit ca. 15 % vertreten. Das Makrophyten-Leitbild für den carbonatarmen Organischen Bach ist die Knöterich-Laichkraut-Gesellschaft, aus der mit *Potamogeton polygonifolius*, *Glyceria fluitans* und *Juncus bulbosus* bereits zwei Jahre nach der Renaturierung drei Kennarten nachgewiesen wurden. In der Aue bedecken bis zu 2 m hohe Erlengebüsche ca. 50 % der Fläche. Eine Beschattung des Bachlaufes ist noch nicht gegeben. Bis 2010 hat keine weitere Verlagerung des Bachlaufes stattgefunden, da die Ufer durch Erlen gesichert werden. Es haben sich Uferbänke und Kolke ausgebildet, der Anteil an Makrophy-

ten hat auf bis zu 50 % zugenommen. In der Aue bedecken etwa 5 – 7 m hohe Erlen-Vorwaldgebüsche ca. 90 % der Fläche. Die Beschattung des Bachlaufes beträgt ca. 40 %.

In 2014 wird die Aue von einem etwa 8 – 10 m hohen, z. T. sehr dichten Erlenwald eingenommen. Die Beschattung des Bachlaufes beträgt ca. 90 %. Die Makrophyten sind infolge dessen auf weniger als 5 % zurückgegangen, einige Abschnitte sind durch die starke Beschattung makrophytenfrei. Stellenweise haben sich im Bach Holzansammlungen durch abgestorbene Erlen gebildet.

Neben dem lebensraumtypischen Arteninventar an Wasserpflanzen ist die Gewässerstrukturgüteklasse ein Kriterium für die Bewertung des Erhaltungszustandes des LRT 3260. Vor der Umgestaltung war die Strukturgüte der grabenartig ausgebauten Abschnitte bezogen auf das Leitbild "Organischer Bach" stark bis sehr stark verändert. Nach der Umgestaltung verbesserte sich die Strukturgüte bis 2006 auf Klasse 3 "mäßig verändert", in 2014 war eine weitere Verbesserung auf Klasse 2 festzustellen, dies entspricht gemäß der FFH-Bewertung bereits dem Erhaltungszustand A "hervorragend". Die Wasserqualität entspricht dem Leitbild für den Organischen Bach. Die Saprobie, das dritte Kriterium der FFH-Bewertung, wird in allen Untersuchungsjahren als "gut" bewertet.

Tabelle 1 zeigt die Ergebnisse der PERLODES-Bewertung, Modul "Allgemeine Degradation" des Makrozoobenthos an allen drei Probestellen.

Tab. 1: PERLODES-Bewertung des Moduls "Allgemeine Degradation" in den Jahren 1999 bis 2014.

Die Niederschlagsmengen sind jeweils für das der Probenahme vorausgehende Jahr angegeben.

		1998	2003	2005	2007	2009	2011	2013		
Niederschlag		☔☔☔	☔	☔☔	☔☔	☔	☔☔	☔		
		1999	2004	2006	2008	2010	2012	2014		
GMP52	Allg. Degradation	gut	gut	gut	sehr gut	gut	gut	gut	sehr gut	
	Score	0,72	0,68	0,64	0,84	0,69	0,72	0,79	gut	
	Fauna-Index	1,18	1,24	0,90	1,28	1,05	1,13	1,04	mäßig	
	EPT (%)	26,2	28,0	27,0	26,9	22,2	24,4	25,6	unbefriedigend	
	Trichoptera	4	2	3	8	4	5	7	schlecht	
GMP53	Allg. Degradation	mäßig	keine Tiere	gut	gut	gut	gut	gut	☔☔☔	
	Score	0,59		0,63	0,66	0,68	0,73	0,73	Nassjahr	
	Fauna-Index	1,33		0,63	0,86	0,88	1,17	1,18		
	EPT (%)	22,2		37,5	22,0	28,6	22,0	27,5	☔☔	
	Trichoptera	0		3	5	4	5	4	Normaljahr	
GMP03	Allg. Degradation	sehr gut	keine Tiere	unbefried.	gut	mäßig	gut	sehr gut		
	Score	0,83		0,36	0,63	0,53	0,79	0,81		
	Fauna-Index	(1,36)		(0,33)	0,72	0,41	0,79	0,96	☔	
	EPT (%)	64,7		13,9	28,8	30,5	29,4	33,8	Trockenjahr	
	Trichoptera	3		1	4	3	10	7		

Die Ergebnisse der Allg. Degradation zeigen im Jahr 1999 vor der Umgestaltung an den Renaturierungsprobestellen GMP53 und GMP03 (s. Abb. 1, links) eine mäßige bzw. sehr gute Bewertung. Die oberhalb gelegene Vergleichsprobestelle GMP52 weist eine gute Bewertung auf. An allen drei Probestellen wird der Fauna-Index mit sehr gut bewertet. Außergewöhnlich hoch ist mit 65 % der Anteil an Eintags-, Stein- und Köcherfliegen an der Probestelle GMP03.

Die Vergleichsprobestelle zeigt auch in den Untersuchungsjahren 2004 bis 2014 nach der Renaturierung der bachabwärts gelegenen Abschnitte durchgehend eine "gute" bis "sehr gute" Bewertung der Allgemeinen Degradation. Der Fauna-Index wird in allen Jahren mit "sehr gut" bewertet.

Ab dem Untersuchungsjahr 2006 war an beiden Probestellen der Renaturierungsabschnitte eine erfolgreiche Wiederbesiedlung zu verzeichnen. Die Probestelle GMP53 weist in den Jahren 2006 bis 2014 nach der Renaturierung stetig eine "gute" Bewertung des Moduls "Allgemeine Degradation" auf.

on" auf. Der Fauna-Index wird überwiegend mit "sehr gut" bewertet. Die bachabwärts gelegene Probestelle GMP03 wird im Jahr 2006 noch mit "unbefriedigend" bewertet, verbessert sich aber bis 2014, zehn Jahre nach der Renaturierung, auf eine "sehr gute" Bewertung.

Bei Berücksichtigung der Niederschläge der Jahre vor der Probenahme zeigt sich an allen drei Probestellen eine tendenziell bessere Bewertung bei besserer Wasserversorgung im Vorjahr.

Tab. 2: Übersicht der Taxazahl, Anzahl der Fauna-Index-Taxa und der Diversität in den Jahren 1999 bis 2014. Die Niederschlagsmengen sind jeweils für das der Probenahme vorausgehende Jahr angegeben.

		1998	2003	2005	2007	2009	2011	2013
Niederschlag								
		1999	2004	2006	2008	2010	2012	2014
GMP52	Taxazahl	20	17	19	29	18	25	32
	pos. FI-Taxa	10	12	8	14	9	12	15
	neg. FI-Taxa	2	7	2	1	3	2	4
	Margalef-Diversität	3,48	4,00	3,43	5,24	3,24	3,19	4,03
GMP53	Taxazahl	11	keine Tiere	19	27	15	30	35
	pos. FI-Taxa	6		7	9	8	13	14
	neg. FI-Taxa	0		1	3	3	2	2
	Margalef-Diversität	2,04		3,47	3,67	2,27	3,34	4,70
GMP03	Taxazahl	8	keine Tiere	18	35	22	35	34
	pos. FI-Taxa	5		4	9	8	13	13
	neg. FI-Taxa	0		2	4	5	4	5
	Margalef-Diversität	1,41		3,30	5,68	3,24	4,22	4,26

Die Taxazahlen der drei Probestellen sind für die einzelnen Untersuchungsjahre in der Tabelle 2 zusammen mit der Anzahl der im Fauna-Index eingestuften Taxa und der Margalef-Diversität aufgeführt. Im Untersuchungsjahr 1999, vor der Renaturierung, wurden an der Vergleichsprobestelle GMP52 insgesamt 20 Taxa nachgewiesen. Davon wiesen 10 Taxa eine positive und 2 Taxa eine negative Einstufung im Fauna-Index auf. Im Vergleich hierzu wiesen beide Renaturierungsprobestellen im Jahr 1999 vor der Renaturierung mit 11 bzw. 8 Taxa relativ niedrige Taxazahlen auf. An beiden Stellen waren relativ viele Taxa vorhanden, welche eine positive Einstufung im Fauna-Index aufweisen, während Taxa mit negativer Einstufung nicht nachgewiesen wurden. In den Untersuchungsjahren 2004 bis 2014 nach der Renaturierung schwanken sowohl die Gesamttaxazahl als auch die Anzahl der im Fauna-Index eingestuften Taxa an der Vergleichsprobestelle über die Jahre. Höhere Taxazahlen sind vor allem in Jahren mit höheren Niederschlägen im Vorjahr zu verzeichnen. Auch die Margalef-Diversität schwankt über die Jahre leicht. An den beiden Renaturierungsprobestellen ist insgesamt über die Jahre eine Zunahme sowohl der Taxazahl als auch der im Fauna-Index eingestuften Arten festzustellen. Auch die Diversität nimmt gegenüber 1999 deutlich zu. An allen drei Probestellen wurden die höchsten Taxazahlen im Untersuchungsjahr 2014, zehn Jahre nach der Renaturierung, nachgewiesen.

An den renaturierten Gewässerabschnitten ist nach der naturnahen Umgestaltung eine deutliche Veränderung in der Zusammensetzung der Makroinvertebratengemeinschaft sowohl quantitativ als auch qualitativ festzustellen. An beiden Probestellen nimmt zum einen die Gesamttaxazahl im Vergleich zum Jahr 1999 vor der Renaturierung deutlich zu. Zum anderen sind auch mehr Taxa vorhanden, welche eine positive Einstufung im Fauna-Index aufweisen. An beiden Probestellen kommen auch in untergeordneter Menge Taxa mit negativer Einstufung im Fauna-Index neu hinzu. Die Margalef-Diversität steigt ebenfalls im Vergleich zum Jahr 1999 vor der Renaturierung deutlich

an. Die Probestelle GMP53 zeigt im Vergleich zur Probestelle GMP03 eine schnellere Besiedlung mit qualitativ hochwertigen Arten. Sie liegt nur etwa 200 m bachabwärts der Besiedlungsquelle und profitiert wahrscheinlich von den kurzen Driftwegen. Tendenziell sind an allen Probestellen höhere Bewertungen und Taxazahlen festzustellen, wenn im Jahr vor der Probenahme höhere Niederschläge im Untersuchungsgebiet zu verzeichnen waren. Die Taxazahlen an der Vergleichsprobestelle schwanken über die Jahre, zeigen aber ebenfalls einen leichten Zunahme bis zum Jahr 2014. Möglicherweise profitiert auch die Vergleichsprobestelle von der vielfältigeren Besiedlung der bachabwärts gelegenen Renaturierungsabschnitte.

Zusammenfassung und Ausblick

Die renaturierten Gewässerabschnitte weisen einen geschwungenen Verlauf in einem Sohlen-Auental auf. Das Gewässerprofil ist sehr flach, im Winter kommt es regelmäßig zu Überflutungen der Aue. Der Bach ist in 2014, zehn Jahre nach der Renaturierung, nahezu vollständig durch Erlen beschattet, infolgedessen sind nur noch geringe Makrophytenbestände vorhanden. Der Anteil organischer Substrate ist noch sehr gering, lediglich Feindetritus ist zeitweise in höheren Anteilen vorhanden. Vorherrschendes Substrat ist nach wie vor Sand und stellenweise auch Kies. Bislang haben sich einige Sohlstufen, Riffles, Pools und verzweigte Laufrinnen gebildet. Ab 2008 weisen die Abschnitte eine gute bis sehr gute Makrozoobenthos-Besiedlung auf. Mit der Renaturierung wurden die Voraussetzungen für eine eigendynamische Entwicklung eines organisch geprägten Baches geschaffen. Dem Leitbild werden die Gewässerabschnitte voraussichtlich in einigen Jahrzehnten weitgehend entsprechen.

Seit 2006 sind die Renaturierungsabschnitte als Lebensraumtyp 3260 "Fließgewässer mit Unterwasservegetation" einzustufen, seit 2012 mit dem Erhaltungszustand A "hervorragend".

Der Bachbegleitender Erlenwald ist bis 2014 bereits entstanden. Eine ausreichende Stabilisierung des Artenspektrums für den Lebensraumtyp 91E0 ist voraussichtlich in ca. 10 Jahren vorhanden.

Danksagung

Die vorliegenden Daten wurden im Rahmen des Biomonitorings zur Erfassung der bergbaulichen Einwirkungen im Bereich des Bergwerks Prosper-Haniel erhoben. Wir bedanken uns diesbezüglich bei der RAG Aktiengesellschaft (Herne) für die Erlaubnis, die erhobenen Daten zu präsentieren und allgemein für die gute fachliche Zusammenarbeit. Zudem bedanken wir uns bei allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Projektes.

Literatur und Quellen

- Bezirksregierung Arnsberg (2014): Monitoringkonzept. Erfassung der bergbaulichen Einwirkungen im Bereich des Bergwerks Prosper-Haniel für den Zeitraum bis 2018. Bezirksregierung Arnsberg - Abteilung für Bergbau und Energie in NRW.
- Kelschbach, M. & Klüver, A. (2009): Kohärenzsicherungsmaßnahmen für prioritäre Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie - Am Beispiel bachbegleitender Erlenwälder in Folge von Steinkohle-Bergbau. Naturschutz und Landschaftsplanung 41, (5), S. 150-156.
- LANUV (2015): Anleitung zur Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH-Lebensraumtypen. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Stand Mai 2015
- Wilmanns, O. (1998): Ökologische Pflanzensoziologie: eine Einführung in die Vegetation Mitteleuropas, 6. Aufl., Quelle & Meyer (UTB), Wiesbaden.

Welchen Beitrag leistet die naturnahe Gewässerentwicklung zum natürlichen Rückhalt im Hochwasserschutz?

Thomas Henschel¹, Wolfgang Kraier¹, Kai Deutschmann¹ & Stefan Weishaupt²

¹ Bayerisches Landesamt für Umwelt, Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, 86179 Augsburg, thomas.henschel@lfu.bayern.de, ²Universität Augsburg, Institut für Geographie, 86135 Augsburg

Keywords: Hochwasserschutz, natürlicher Rückhalt, Gewässerentwicklung, Auen

Natürlicher Rückhalt in Auen und Gewässern

Für den Hochwasserschutz hat die LAWA mit Leitlinien und Handlungsempfehlungen den natürlichen Rückhalt in Gewässern und Auen als Teil der dezentralen Maßnahmen als eigenes und gleichwertiges Handlungsfeld für integrale Hochwasserschutzkonzepte festgeschrieben (LAWA 1995, 2000). Zahlreiche Länder haben nach diesen konzeptionellen Vorgaben landesweite Hochwasserschutzprogramme aufgelegt, so auch Bayern (StMUGV 2005, StMUV 2014a), und bei der Umsetzung der Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (HWRM-RL) verankert (z.B. StMUV 2014b). Noch immer aber werden die Wirksamkeit und Umsetzbarkeit des natürlichen Rückhalts für den Hochwasserschutz kontrovers diskutiert (z.B. DWA 2015). Die vorliegende Arbeit beschreibt den Stand der Maßnahmen in Bayern sowie die Ergebnisse einer Wirksamkeitsabschätzung anhand einer Umfrage und zeigt Ansätze zur Stärkung des natürlichen Rückhalts auf fachlich gesicherter, konzeptioneller Grundlage auf.

Situation in Bayern

Umsetzung Bayerisches Hochwasserschutz-Aktionsprogramm (AP2020)

Das nach dem Hochwasser 1999 in Bayern verabschiedete Hochwasserschutz-Aktionsprogramm AP 2020 ist mit einem Gesamtfinanzierungsvolumen von 2,3 Mrd. Euro bis 2020 ausgestattet (StMUGV 2005). Mit Stand Ende 2013 wurden davon 1,8 Mrd. Euro für den Hochwasserschutz an den bayerischen Fließgewässern in staatlicher Ausbau- und Unterhaltungslast eingesetzt. Für Maßnahmen an den rund 90.000 km kleinerer Gewässer in kommunaler Unterhaltungslast werden bis 75 % staatliche Fördermittel bereitgestellt.

Tab.1: Leistungsbilanz AP2020 im Handlungsfeld natürlicher Rückhalt, Stand Ende 2013

Maßnahme	Zielvorgabe bis 2020	erreicht Ende 2013
Gewässerentwicklungskonzepte (% der Gewässer)	100 %	80 %
Reaktivierung Retentionsvolumen (m3)	Ohne	25 Mio.
Deichrückverlegung (km)	Ohne	55
Renaturierte Gewässerstrecken (km)	2500	924
Renaturierte Auenflächen (ha)	10.000	2.061

Die aktuelle Leistungsbilanz im Handlungsfeld natürlicher Rückhalt (Tab. 1) zeigt, dass die im AP2020 vorgegebenen Zielvorgaben bislang vor allem bei den Auen klar verfehlt werden.

Umsetzung retentionswirksamer Maßnahmen im Rahmen der EG-WRRL

Die bisherigen Umsetzungserfahrungen der WRRL (nicht nur) in Bayern zeigen:

- Defizite im Bereich der Gewässerstruktur und Hydromorphologie sind häufig (LAWA 2006). Maßnahmenprogramme fokussieren schwerpunktmäßig auf Verbesserungen im Flussschlauch (Quer- und Längsprofil), insbesondere bei der biologischen Längsdurchgängigkeit.
- Für die Auen gibt es keine eigenständigen Bewertungsinstrumente, sie sind kein eigenes Schutzgut der WRRL.
- Die Vernetzung des Flusses mit den Auen (laterale oder transversale Durchgängigkeit) ist zwar Bestandteil des LAWA-Maßnahmenkatalogs (LAWA 2014), steht jedoch nicht im Zentrum der Maßnahmen. Das ist u.a. auch darin begründet, dass die Erfolgskontrolle (das Wirksamkeitsmonitoring) auf die in der WRRL definierten Indikatoren begrenzt ist, die (mit Ausnahme der Fische) sämtlich auf das Gewässerbett und die fließende Welle abzielen. Das Auenmonitoring ist fachlich vergleichsweise weniger ausgereift und stärker naturschutzfachlich biodiversitätsorientiert (Januschke & Hering 2015).

Von insgesamt rund 5.000 hydromorphologischen Einzelmaßnahmen der ersten Bewirtschaftungsperiode (an 25.000 km bayerischer WRRL-Gewässer) entfallen auf Maßnahmen mit Verbesserungspotential für den natürlichen Rückhalt (LAWA-Maßnahmen 64, 65, 70, 72 - 75, 311, 314):

- 1500 Einzelmaßnahmen der Gewässerentwicklung (1.500 km Gesamtstrecke)
- 410 Einzelmaßnahmen zur Auenentwicklung und Anbindung von Altgewässern (450 ha Gesamtfläche)

Werden diese Maßnahmen in die Leistungsbilanz des AP2020 einbezogen, dann verbessert sich die Bilanz bei den renaturierten Gewässerstrecken bis in die Größenordnung der Zielvorgabe, während bei den Auen weiterhin Handlungsbedarf besteht.

Umfrage zur Wirksamkeitsabschätzung von Maßnahmen der Gewässerentwicklung

Für die Umsetzung der Maßnahmen zur naturnahen Gewässerentwicklung an staatlichen Gewässern sind in Bayern die 17 Wasserwirtschaftsämter als Maßnahmenträger verantwortlich. Die Ergebnisse einer strukturierten Fragebogenaktion zu den jeweils drei besten Fallbeispielen (Weishaupt 2015) zeigen, dass der Retentionsflächengewinn bei $HQ_{\text{häufig}}$ meist zwischen 1 und 10 ha liegt und zwischen 10.000 und 100.000 m³ Retentionsvolumen generiert (Abb. 1, Tab. 2). Wirksamkeitsabschätzungen sind nicht im Regelfall mit hydraulischen Berechnungen belegt. Wasserspiegelabsenkungen bewegen sich lokal im cm-Bereich, bei HQ_{100} tritt überwiegend keine absenkende Wirkung mehr auf. Aus den insgesamt 163 Maßnahmenennungen lassen sich Maßnahmengruppen mit Retentionswirksamkeit identifizieren, darunter vor allem Deichauflassungen, Deichrückverlegungen, Uferreihenabträge, Sohlhebungen und Laufverlängerungen. In mehreren Fällen konnte jedoch auf Grund von Flächenrestriktionen oder Rahmenvorgaben keine gezielte Stärkung des natürlichen Rückhalts angestrebt werden.

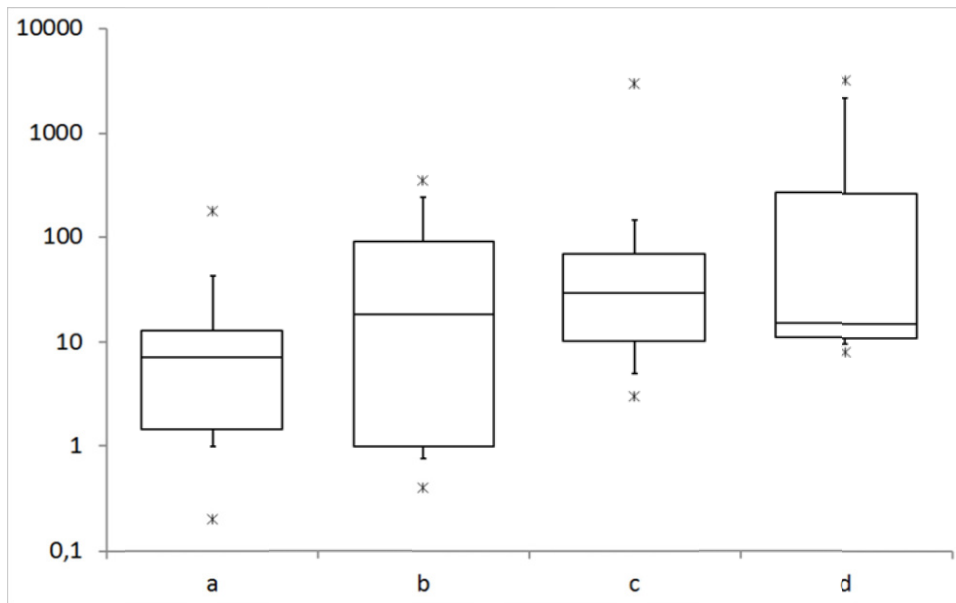


Abb. 1: Retentionsflächen- [ha] (a, b) und -volumengewinne [1.000 m³] (c, d) bei HQ_{häufig} (a, c) und HQ₁₀₀ (b, d). Die Markierungen kennzeichnen Minimum, 10%-, 25%-, 50%-, 75%- und 90%-Quantil sowie Maximum.

Tab 2: Wasserspiegelabsenkungen im unterstromigen Nahbereich durch Gewässerentwicklung

	Anteile (%) in Klassen der Absenkung				
	Keine Wirkung	5-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	> 30 cm
Bei HQ _{häufig} (n=27)	52	41	0	0	7
Bei HQ ₁₀₀ (n=30)	80	10	3	3	3

Konzeptionelle Weiterentwicklung des bayerischen Hochwasserschutz-Aktionsprogramms

Nach dem Junihochwasser 2013 wurde das Programm AP2020 fortgeschrieben und konzeptionell im sog. „erweiterten Rückhalt“ weiterentwickelt (StMUV 2014a). Die Wirksamkeitsmatrix bewertet die darin aufgenommenen Hochwasserschutzmaßnahmen qualitativ in Szenarien und Fallgestaltungen (Rimböck 2015). Betrachtet werden für den natürlichen Rückhalt u. a. Maßnahmen der Gewässerrenaturierung, des Rückhalts in Auen sowie Deichrückverlegungen. Grundsätzlich verringern sie den Hochwasserscheitel an kleinen Gewässern, Gewässeroberläufen und bei Hochwasserereignissen geringer Jährlichkeiten, Summationseffekte können zusätzlich wirken. In größeren Einzugsgebieten und bei höheren Jährlichkeiten nimmt die Wirksamkeit ab, kann aber in Einzelfällen (abhängig vom Gewässertyp, den orographischen Eigenschaften der Einzugsgebiete und der Topographie) noch gegeben sein. Der natürliche Rückhalt kann den technischen Hochwasserschutz (Schutzgrad HQ₁₀₀ plus Klimazuschlag) nicht ersetzen, aber als abflussschwächenden Grundschutz unterstützen, zumal er auch laufzeitverlängernd wirkt und weitere Synergievorteile bietet.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Naturnah entwickelte Gewässer und Auen haben multifunktionalen Nutzen (Ehlert & Neukirchen 2012). Dazu zählt auch der natürliche Hochwasserrückhalt, wenn mit dem Fluss funktionell noch verbundene Auen im Hochwasserfall überschwemmt werden können (Brunotte et al. 2009). Primär wird dabei der Wellenablauf durch fließende Retention und Scheitelabsenkung beeinflusst (DWA 2015, LfW 2005). Der Zustand der Auen in den großen Einzugsgebieten (Brunotte et al. 2009) zeigt indes, dass bundesweit viele Auen diese Funktion in Folge hydraulischer Abkoppelung vom Flussregime verloren haben. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt die räumlich detailliertere Untersuchung des Auenprogramms Bayern (LfW 2003). Die Stärkung des natürlichen Rückhalts ist deshalb von besonderer Bedeutung, um integralen Schutzansätzen gerecht zu werden, erfordert jedoch eine differenzierte Wirksamkeitsabschätzung. Ansätze dazu gehen in die konzeptionelle Weiterentwicklung der Schutzprogramme ein.

Bausteine und Vorhaben für die konzeptionelle Weiterentwicklung des bayerischen Hochwasserschutz-Aktionsprogramms

Folgende Bausteine sind dazu in Bearbeitung:

- **Auenprogramm Bayern:** Bis Anfang 2018 werden vom Bayerischen Landesamt für Umwelt die bayernweiten Retentionspotentiale auf der Maßstabsebene 1:25.000 ermittelt und deren Umsetzbarkeit über eine Restriktionsanalyse bewertet. Mittelfristziel ist, Gewässerabschnitte oder Regionen zu lokalisieren, bei denen der natürliche Rückhalt im Hochwasserschutz prioritär zu stärken ist, und diese Ergebnisse in die konkrete Vorhabensplanung einzubringen. Synergieeffekte mit dem Naturschutz, der WRRL und der Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie sind Teil der Bewertung, ebenso werden Ergebnisse der aktuellen Gewässerstrukturkartierung (Kangler 2015) einbezogen.
- Prozessbasierte Modellierung natürlicher Rückhaltemaßnahmen sowie dezentraler Hochwasserrückhaltemaßnahmen (**ProNaHo**): Das Entwicklungsvorhaben der TU München (Prof. Disse) führt Ansätze an der oberbayerischen Windach (Disse et al. 2008a, 2008b) fort und ermittelt die Wirksamkeit des natürlichen Rückhalts durch Koppelung zweidimensionaler hydrodynamischer Abflussmodellierungen mit einem Wasserhaushaltsmodell. Schwerpunkte sind die Skalenabhängigkeit, Sensitivitätsstudien und Renaturierungsszenarien in den Modellgebieten und die Wirksamkeitsabschätzung integraler Hochwasserschutzkonzepte.
- **Projekt Biber und natürlicher Rückhalt:** Die Wirkung des Bibers auf den natürlichen Rückhalt wird in einer Studie der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf (Prof. Zahner) ergebnisoffen ermittelt: in 30 Modellgebieten Bayerns werden Biberdämme erfasst, bewertet und im ProNaHo-Projekt deren Wirkung auf den natürlichen Rückhalt für Hochwasser unterschiedlicher Jährlichkeiten modelliert.

Für den natürlichen Rückhalt in Gewässern und Auen kleiner Einzugsgebiete und an Flussoberläufen müssen die Umsetzungsanstrengungen verstärkt werden, auch bei der Aktivierung der Kommunen, in der Flächenplanung und -bereitstellung. Die dargestellten Projektbausteine sollen dafür Hilfestellungen leisten und fachliche Grundlagen liefern. Den durch das Hochwasser 2013 ausgelösten „Schub“ gilt es nun für die Stärkung des natürlichen Rückhalts im Hochwasserschutz auszunutzen, Synergieeffekte und Quervernetzungen bei der Umsetzung der EG-Richtlinien zu verbessern. Ansätze dafür sind erarbeitet (EU 2014, StMUV 2014b).

Literatur

- Brunotte, E., Dister, E., Günter-Diringer, D., Koenzen, U., Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 87, 142 S.
- Disse, M. [Hrsg.]. (2008a): Entwicklung einer Methodik zur Erstellung von Hochwasserrückhaltekonzepten unter Berücksichtigung des Klimawandels am Beispiel der Windach. Abschlussbericht im Auftrag . des Bayerischen Landesamtes für Umwelt, Universität der Bundeswehr München, Institut für Wasserwesen, München,
- Disse, M., Kalk, M., & Rieger, W. [Hrsg.]. (2008b): Wasserrückhalt in der Fläche – Möglichkeiten und Grenzen des dezentralen Hochwasserschutzes. Tagungsband zum Seminar, Universität der Bundeswehr, Institut für Wasserwesen, Mitteil. Heft 100, ISBN 978-3-8356-3173-1, München: Oldenbourg Industrieverlag. 154 S.
- DWA (2015) Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.: Dezentrale Maßnahmen zur Hochwasserminderung, Merkblatt DWA-M 550. Weißdruck, Hennef.
- Ehlert, T. und Neukirchen, B. (2012): Zustand und Schutz der Flussauen in Deutschland. Natur und Landschaft 87 (2), 161-167.
- EU (2014): Natural Water Retention Measures. EU policy document, techn. Rep. 2014-082, WFD CIS working Group Programme of Measures, 12 S.
- Januschke, K. und Hering, D. (2015): Auenmonitoring - ein (Daten-) Fass ohne Boden? Kurzfassung Tagungsband der DGL-Jahrestagung 2015, S. 83.
- Kangler, G. (2015): Gewässerstrukturkartierung 2.0 - Novellierte Methode für eine bayernweite Bewertung morphologischer Eigenschaften der Fließgewässer. Auenmagazin 8, ISSN 2190-7234, S. 18-22.
- LAWA Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2014): Fortschreibung LAWA-Maßnahmenkatalog (WRRL, HWRM-RL). Produktdatenblatt WRRL-2.2.3., Ergänzung 24.01.2014. 15 S.
- LAWA (2006) Bund /Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: Leitlinien zur Gewässerentwicklung Ziele und Strategien. Mainz. 20 S.
- LAWA (2000) Bund /Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: Wirksamkeit von Hochwasservorsorge- und Hochwasserschutzmaßnahmen. Schwerin. 13 S.
- LAWA (1995) Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: Leitlinien für einen zukunftsweisenden Hochwasserschutz. Hochwasser - Ursachen und Konsequenzen. Stuttgart, 30 S.
- LfW (2005) Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft: Einfluss von Maßnahmen der Gewässerentwicklung auf den Hochwasserabfluss. Materialien Nr. 122. München, 104 S.
- LfW (2003) Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft: Auenprogramm Bayern, Abschlussbericht Projektphase I, unveröffentl. Bericht, München, 20 S.
- Rimböck, A. (2015): Bayerisches Hochwasserschutz-Aktionsprogramm 2020plus – ein „Plus“ auf der Basis von 14 Jahren Forschung und Erfahrung. KW Heft 1, S. 44-50.
- StMUGV (2005) Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz: Schutz vor Hochwasser in Bayern. Strategie und Beispiele. München. 36 S.
- StMUV (2014a) Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz: Hochwasserschutz Aktionsprogramm 2020plus. Bayerns Schutzstrategie, Ausweiten-Intensivieren-Beschleunigen. München, 56 S.
- StMUV (2014b) Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz: Handlungsanleitung zur Erarbeitung von Hochwasserrisikomanagement-Plänen in Bayern. München. 154 S.
- Weishaupt, S. (2015): Maßnahmen der naturnahen Gewässerentwicklung an Gewässern erster und zweiter Ordnung in Bayern - Wirkungsabschätzungen für den natürlichen Rückhalt im vorbeugenden Hochwasserschutz. Masterarbeit Universität Augsburg, Institut für Geographie, 107 S.

Erfolgreiche Renaturierungen – dem guten Zustand auf der Spur

Thomas Korte¹, Rudolf Hurck² & Mechthild Semrau³

¹ Emschergenossenschaft, Kronprinzenstr. 24, 45128 Essen, korte.thomas@eglv.de ^{2,3} Emschergenossenschaft, Kronprinzenstr. 24, 45128 Essen,

Keywords: Umgestaltungen, Makrozoobenthos (MZB), EG-WRRL, Wiederbesiedlung, Erfolgskontrolle, Emscher, Emschergenossenschaft

Einleitung

Der Umbau der Emscher und ihrer Zuflüsse (Nordrhein-Westfalen, Ruhrgebiet) ist eines der größten Renaturierungsprojekte weltweit. Seit mehr als 20 Jahren führt die Emschergenossenschaft in diesem urban geprägten Raum Renaturierungsprojekte von Fließgewässern durch, die jahrzehntelang stark anthropogen überformt waren. Die Renaturierung der Fließgewässer des Emscher-Einzugsgebiets ist von der UNESCO als offizielle Maßnahme der UN-Dekade „Bildung für nachhaltige Entwicklung“ ausgezeichnet worden.

Die Emscher ist ein rechtsrheinischer Zufluss des Rheins in Nordrhein-Westfalen. Sie entwässert ein Gebiet von 865 km², hat eine Länge von 81 km, entspringt in Dortmund-Holzwickede, fließt u.a. durch Dortmund, Castrop-Rauxel, Herne, Gelsenkirchen, Essen, Oberhausen und mündet bei Dinslaken in den Rhein. Die Emscher und ihre Zuflüsse dienten lange Zeit als offenes Abwassersystem. Erst mit der Nordwanderung des Bergbaus und dem damit verbundenen Abklingen der Bergsenkungen ist es möglich geworden, die Fließgewässer ökologisch zu verbessern und in einen naturnahen Zustand zurückzuführen. Nach Beendigung der einzelnen Umbaumaßnahmen wird die jeweilige Entwicklung langjährig beobachtet und sowohl im Hinblick auf die Erreichung der Planungsziele wie auf den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potential gemäß EG-WRRL bewertet. Betrachtet werden insbesondere die aquatischen Wirbellosen (Makrozoobenthos, MZB), die chemisch-physikalischen Parameter und die Gewässerstruktur.

Der Beitrag stellt Beispiele von erfolgreichen Renaturierungen vor und beschreibt, wie sich diese Renaturierungsmaßnahmen mit Bezug auf die Ziele nach EG-WRRL entwickelt haben.

Material und Methoden

Es wurden drei Gewässer untersucht, die im dicht besiedelten Ballungsraum des Ruhrgebietes liegen: Der Deininghauser Bach in Castrop-Rauxel, der Dellwiger Bach in Dortmund und der Läppkes Mühlenbach, der durch Oberhausen, Mühlheim und Essen fließt. Die Renaturierungen liegen an den drei Gewässern unterschiedlich lange zurück und dauern zum Teil noch an (siehe

Tabelle 1). Alle Bäche sind im Oberlauf nie verbaut gewesen und waren dort immer abwasserfrei. Sie besitzen somit ein gewisses Wiederbesiedlungspotential.

Es wurden insgesamt 336 biologische Proben berücksichtigt, die zwischen 1989 und 2014 an den drei Gewässern genommen wurden. Zusätzlich zu den eigenen Erfolgskontrollen (Perlodes, Multi-Habitat Sampling) wurden Daten des operativen Monitorings nach EG-WRRL (Perlodes, Multi-

Habitat Sampling, ELWAS-Web, <http://www.elwasweb.nrw.de>), von Erlaubnisbescheiden (Sapro-bienindex nach DIN 38410) und von Untersuchungen der Universität Duisburg-Essen (Perlodes, Multi-Habitat Sampling) einbezogen.

Tabelle 1: Untersuchte Bäche, Abschluss Renaturierung

Bach	Länge [km]	Größe Einzugs- gebiet [km ²]	Abschluss Renaturierungsmaßnah- men
Deininghauser Bach	9,2	17,18	1995, 1998, 2006 und 2012
Dellwiger Bach	3,9	4,79	1986
Läppkes Mühlenbach	6,2	8,81	1991

Ergebnisse

Die Abbildung 1 zeigt die Entwicklung der Anzahl an Eintagsfliegen (Ephemeroptera, E), Steinfliegen (Plecoptera, P) und Köcherfliegen (Trichoptera, T) nach Abschluss der Renaturierungsmaßnahmen in den umgestalteten Abschnitten. EPT-Taxa spielen bei der Bewertung nach EG-WRRL eine wichtige Rolle. Deren relativer Anteil an der MZB-Lebensgemeinschaft ist häufig eine biologische Messgröße (Metric), die zur Bewertung herangezogen wird; je höher deren Anteil, desto besser die Bewertung. Man erkennt für alle drei Fließgewässer einen signifikanten Anstieg der EPT-Taxa nach Ende der Renaturierungen. Auffällig ist die hohe Streuung der Werte besonders in den ersten Jahren nach Fertigstellung, weshalb die Korrelationskoeffizienten nicht sehr hoch sind. Am Dellwiger Bach erkennt man, dass selbst nach 20 Jahren die Entwicklung noch nicht abgeschlossen ist und der Wert steigt.

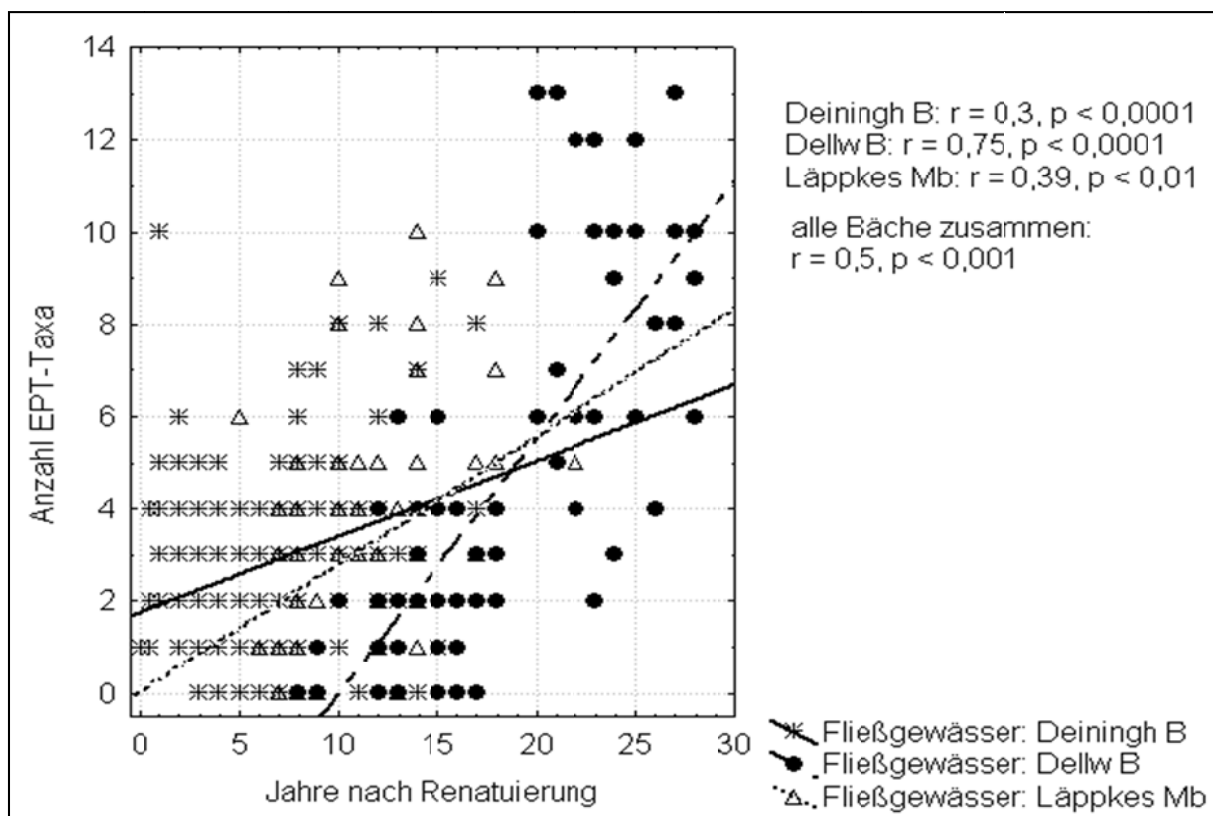


Abbildung 1: Entwicklung der Anzahl an EPT-Taxa in renaturierten Abschnitten, n = 336.

EPT-Taxa, deren erster Nachweis erst nach 20 Jahren erfolgte, sind beispielsweise *Procladius penulatus*, *Amphinemura* sp., *Beraea pullata*, *Glyptotendipes pellucides*, *Hydropsyche* sp., *Lype* sp., *Plectrocnemia* sp. und *Potamophylax* sp.

Im Folgenden werden die Bewertungen des Moduls „Allgemeine Degradation“ dargestellt. Die Bewertungen dieses Moduls sind in den meisten Fällen dafür verantwortlich, dass die Fließgewässer nicht die Ziele nach EG-WRRL erreichen. Es fällt auf, dass die Bewertungen der einzelnen Probestellen streuen, mal erreichen die Probestellen eine „gute“ und mal eine nur „mäßige“ Bewertung. Eine eindeutige Tendenz in Richtung einer „guten“ Bewertung ist nicht erkennbar (siehe Abbildung 2).

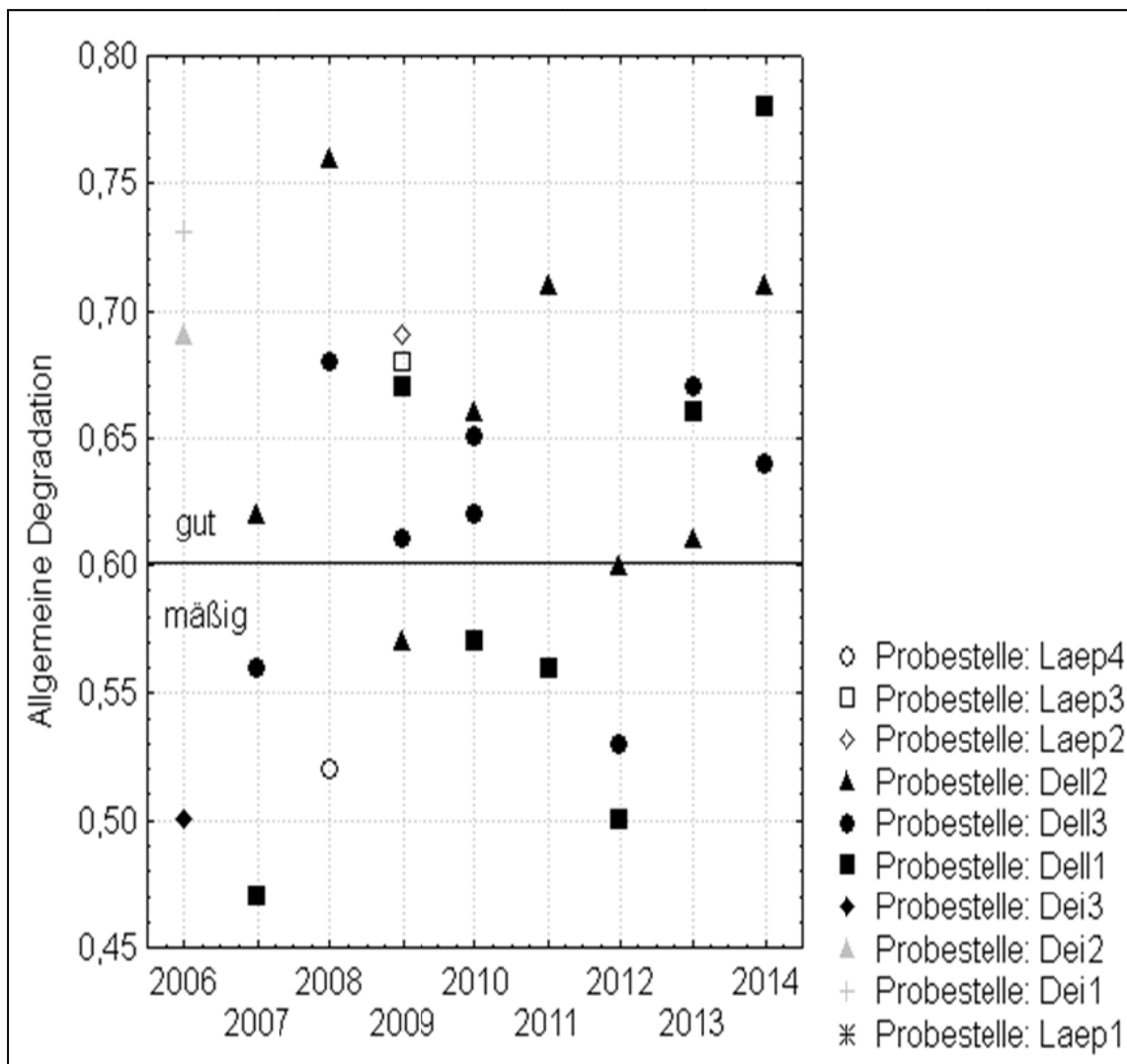


Abbildung 2: Bewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“. Berücksichtigt sind nur Probestellen, die von der Emschergenossenschaft genommen wurden, n = 31, berechnet mit Asterics 4.03.

Es wurde untersucht, welche biologischen Messgrößen (Metrics) innerhalb des Moduls „Allgemeine Degradation“ für die schwankenden Bewertungen verantwortlich sind. Dafür wurde nur der Datensatz des Dellwiger Baches genutzt. Die Abbildung 3 verdeutlicht, dass vor allen Dingen der Metric Anzahl „Trichoptera-Taxa“ stark streut.

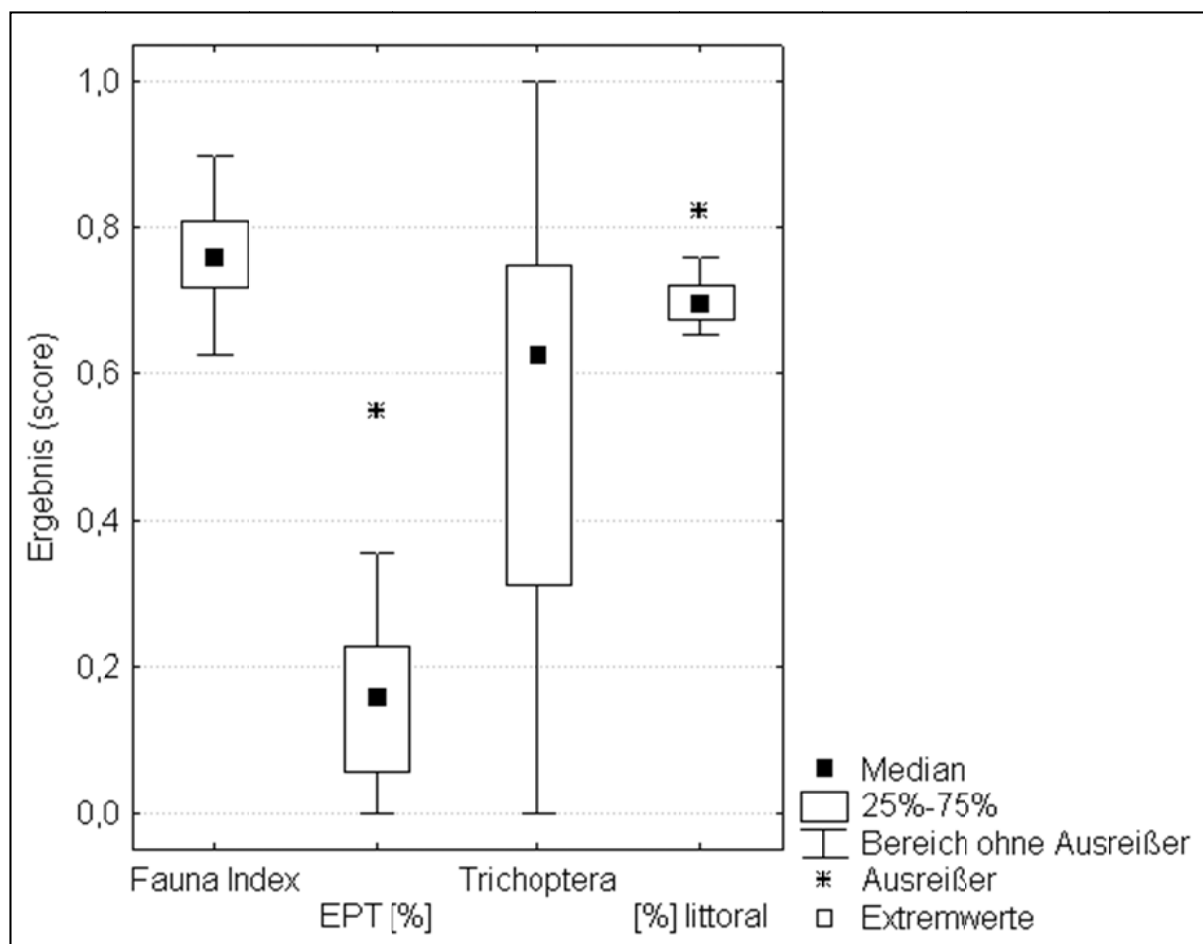


Abbildung 3: Streuung der Core Metrics im Modul „Allgemeine Degradation“, n = 24, nur Ergebnisse Dellwiger Bach.

Bei genauerer Betrachtung erkennt man, dass viele Trichoptera-Taxa geringe Stetigkeiten aufweisen, d.h. diese Taxa werden nicht in jedem Untersuchungsjahr nachgewiesen, mal gelingt der Nachweis und mal nicht. Die geringe Stetigkeit der Trichoptera-Taxa konnte auch an den anderen beiden Fließgewässern bestätigt werden, insgesamt beispielsweise für *Anabolia nervosa*, *Athripsodes* sp., *Beraea pullata*, *Glyphotaelius pellucides*, *Halesus* sp., *Hydropsyche* sp., *Lype* sp., *Rhyacophila* sp., *Silo nigricornis*, *Tinodes waeneri*, u.a. Um die Ursache der geringen Stetigkeit vieler Trichoptera-Taxa zu erfassen, wurde der Metric Anzahl „Trichoptera-Taxa“ mit insgesamt 15 Umweltvariablen (7 chemisch-physikalischen Parameter, 6 Substratparameter, Saprobienindex und Untersuchungsjahr) korreliert, die an den Probestellen erfasst wurden. Keiner der untersuchten Umweltparameter kann die Streuung des Metrics „Trichoptera-Taxa“ erklären (alle Korrelationskoeffizienten mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $p > 0,05$). Die Orientierungswerte werden mit Ausnahme einer Überschreitung eingehalten. Im Dellwiger spiegelt der Saprobienindex immer „gute“ oder „sehr gute“ Bedingungen wider. Die Probenahmen fanden alle im März/April statt, so dass man davon ausgehen kann, dass die Trichoptera-Taxa noch in der aquatischen Lebensphase gewesen sind.

Zusammenfassung und Diskussion

Mit zunehmendem Alter von Renaturierungen steigt signifikant die Anzahl von Eintags-, Stein- und Köcherfliegen in den untersuchten Bächen bzw. Abschnitten. Bemerkenswert ist, dass selbst nach

20 Jahren neue Taxa, insbesondere Köcherfliegen, in den renaturierten Abschnitten nachgewiesen werden konnten. Gleichzeitig ist die Stetigkeit vieler Köcherfliegen-Taxa (Trichoptera) gering. Diese Schwankungen werden durch die Bewertungen nach EG-WRRL widerspiegelt. Im Modul „Allgemeine Degradation“ ist es vor allen Dingen der Metric „Trichoptera-Taxa“ der stark streut. Deshalb zeigen die einzelnen Probestellen teilweise eine „gute“ und teilweise eine nur „mäßige“ Bewertung. Eine offensichtliche Ursache für die Schwankungen lässt sich aus dem vorliegenden Datensatz mit 15 Begleitparametern nicht ableiten. Die untersuchten Parameter zeigen keinen Zusammenhang zu der Anzahl an Trichoptera-Taxa, z.B. spiegelt der Saprobienindex durchgehend „gute“ oder sogar „sehr gute“ Bedingungen wider. Gründe für die teilweise geringe Stetigkeit der Trichoptera-Taxa und warum selbst nach 20 Jahren nach Ende der Renaturierung neue Taxa nachgewiesen werden konnten, könnten sein:

1. Die Wiederbesiedlungs- und Etablierungsprozesse dauern länger als ursprünglich gedacht. So können z.B. biologische Interaktionen (z.B. Konkurrenz) im Rahmen von Wiederbesiedlungsprozessen dazu führen, dass „sensible“ ausbreitungsschwache Arten sich gegenüber „toleranten“ ausbreitungstarken erstbesiedelnden Arten bzw. Pionieren (vgl. Winking et al. 2014) (noch) nicht etablieren konnten und deshalb nur geringe Häufigkeiten entwickelten. Dies führte dazu, dass die Individuenzahlen der späteren Besiedler gering blieben und sie deshalb nicht in jedem Untersuchungsjahr nachgewiesen wurden oder sogar erst nach 20 Jahren der Erstnachweis gelang.
2. Da es sich bei den untersuchten Gewässern um urbane Gewässer handelt, ist allerdings auch nicht auszuschließen, dass weiterhin Belastungen wirken, die nicht erfasst wurden. Wiederbesiedlungsprozesse durch „sensible“ Arten könnten dadurch negativ beeinflusst worden sein, so dass eine dauerhafte Etablierung dieser Arten nicht möglich gewesen ist. In die Gewässer leiten z.B. Regenwasserbehandlungsanlagen ein, die zeitweise zu hydraulischen und stofflichen Belastungen führen können. Gegen diese Hypothese sprechen allerdings die „guten“ und „sehr guten“ Saprobienindex-Werte in den untersuchten Gewässern. Bei Sonderuntersuchungen konnte zudem nachgewiesen werden, dass sich die Lebensgemeinschaften oberhalb und unterhalb der Einleitungen stark ähneln und gleiche Ergebnisse nach EG-WRRL erreichen.

Abschließend kann deshalb für die drei untersuchten umgestalteten urbanen Fließgewässer im Emschereinzugsgebiet Deininghauser Bach, Dellwiger Bach und Läppkes Mühlenbach geschlossen werden, dass die Wiederbesiedlung durch Makrozoobenthos-Organismen und deren Etablierung noch andauert und anscheinend länger braucht als bisher gedacht.

Danksagung

Bedanken möchten wir uns bei der Universität Duisburg-Essen, Aquatische Ökologie für die Bereitstellung der Untersuchungsergebnisse zum Läppkes Mühlenbach und Deininghauser Bach aus den Jahren 2012 bis 2014.

Literatur

Winking, C, Lorenz, A. W., Sures, B., Hering, D. (2014): Recolonisation patterns of benthic invertebrates: a field investigation of restored former sewage channels, *Freshwater Biology* 59 (9), 1932–1944.

Längsdurchgängigkeit einer Sohlgleite für Makroinvertebraten in einem renaturierten Abschnitt der Spree

Jessica Polak¹, Dieter Leßmann²

^{1,2} BTU Cottbus-Senftenberg, Fachgebiet Gewässerschutz, Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus,

¹ jessica.polak@b-tu.de, ² lessmann@b-tu.de

Keywords: Renaturierung, Makrozoobenthos, Durchgängigkeit, Sohlgleite, Spree

Einleitung

Eine der wesentlichen Forderungen der WRRL ist die Herstellung der ökologischen Längsdurchgängigkeit von Fließgewässern. Im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen werden daher zunehmend nicht durchwanderbare Querbauwerke wie Sohlschwellen durch passierbare Sohlgleiten ersetzt, die nicht nur für Fische sondern auch für Makroinvertebraten die Durchgängigkeit gewährleisten sollen. Im Rahmen der Renaturierung eines Spreeabschnitts bei Cottbus-Maiberg wurde eine neue Sohlgleite in Riegelbauweise angelegt, die auf ihre Makrozoobenthos-Durchgängigkeit untersucht wurde. Dafür wurden verschiedene methodische Ansätze verfolgt, da es bisher keine Standardmethode zur Untersuchung der Längsdurchgängigkeit von Fließgewässern für Makrozoobenthos gibt.

Material und Methoden

Probennahme

Die Steinriegel der Sohlgleite sowie der angrenzende Abschnitt unter- und oberhalb der Sohlgleite wurden nach den Vorschriften der „Perlodes“-Methode („Multi-Habitat-Sampling“) untersucht (Meier et al. 2006). Hierfür kam ein standardisierter Netzklescher (Surber-Sampler) mit der Maschenweite 0,5 mm zum Einsatz. Zusätzlich erfolgte die Untersuchung der Besiedlung der Sohlgleite mittels speziell angefertigter Substratröhren. Diese 15 cm langen Plexiglasröhren wurden mit Kies befüllt und an einem Ende mit einer engmaschigen Gaze von 0,5 mm und am anderen Ende mit einem groben Netz verschlossen. Die Platzierung der Röhren erfolgte im Gewässer im Bereich der Riegeldurchlässe sowie im Uferbereich, um verschiedene Fließgeschwindigkeiten zu berücksichtigen. Dabei wies die Seite mit den größeren Öffnungen stromabwärts, um insbesondere die aufwärts wandernden Organismen zu erfassen. Die Ausbringung der Röhren erfolgte an mehreren Terminen, wobei die Expositionsdauer mindestens zwei Wochen betrug. Zusätzlich wurden ober- und unterhalb der Sohlgleite mehrere Röhren ausgelegt. Das Arteninventar dieser Referenzstellen wurde anschließend mit dem Artenspektrum innerhalb der Sohlgleite verglichen.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Süden Brandenburgs bei Cottbus-Maiberg. Hier erstreckt sich der Mittellauf der Spree, welcher dem Typ 15 g: großer, sand- und lehmgeprägter Tieflandfluss zugeordnet werden kann.

Die neu errichtete Sohlgleite wurde in Riegelbauweise angelegt. Im Bereich von neun Querriegeln wird bei einem Gefälle von 1:36 eine Wasserspiegeldifferenz von 0,9 m überwunden. Bei Niedrigwasser erfolgt der Abfluss ausschließlich durch die Riegelspalten. Bei mittleren Abflussverhältnissen, wie sie im Untersuchungszeitraum vorlagen, wurden auch die Riegelspalten überspült.

Ergebnisse

Benthosaufsammlung

Durch die Benthosaufsammlung erfolgte der Nachweis von 36 Taxa. Etwa ein Drittel der ermittelten Taxa kamen an allen drei Probestellen vor. Vier Taxa wurden ausschließlich innerhalb der Sohlgleite gefunden, u.a. *Rhyacophila nubila* als Hartsubstratbewohnerin. Die höchsten Abundanzen wurden für den Bereich innerhalb der Sohlgleite ermittelt (Tab. 1). Hier erreichten neben den dominierenden Chironomiden die rheophile *Baetis buceratus* (ca. 500 Ind./m²) und *Hydropsyche pellucidula* (ca. 800 Ind./m²) die höchsten Abundanzen.

Tab. 1: Ergebnisse der Benthosaufsammlung für die drei Untersuchungsbereiche
(SG= Sohlgleite; uh= unterhalb; ih= innerhalb; oh= oberhalb)

	uh SG	ih SG	oh SG
Taxaanzahl	27	23	20
Ind./m ²	1.227	4.473	1.423

Eine Aufstellung der Strömungspräferenzen der Makroinvertebraten (Tab. 2) zeigt im Bereich der Sohlgleite eine deutliche Dominanz rheophiler Arten. Unterhalb und oberhalb der Sohlgleite überwog der Anteil der hinsichtlich der Strömungspräferenz indifferenten Taxa (v.a. Chironomidae). Limnophile und limnobionte Arten wurden in keinem der drei Bereiche ermittelt.

Tab. 2: Strömungspräferenzen der Makroinvertebraten auf Grundlage der Abundanzen
(SG= Sohlgleite; uh= unterhalb; ih= innerhalb; oh= oberhalb)

Strömungspräferenz [%]	uh SG	ih SG	oh SG
limnobiont	0	0	0
limnophil	0	0	0
limno-rheophil	0	0	0
rheo-limnophil	4	0	5
rheophil	20	54	10
rheobiont	6	2	14
indifferent	50	38	50
ohne Zuordnung	21	6	21

Substratröhren

Mit Hilfe der Substratröhren konnten insgesamt 42 Taxa nachgewiesen werden. Das Strudelwurmartenpaar *Dugesia lugubris/polychroa* sowie einige zumeist sporadisch auftretende Eintags- und Köcherfliegen wurden mit dieser Methode zusätzlich erfasst. Die im strömungsarmen Bereich ausgelegten Röhren wiesen deutlich höhere Arten- und Individuenzahlen auf als die strömungs-

ponierten Röhren in den Riegelspalten (Tab. 3). 86 % der bei den Untersuchungen innerhalb der Sohlgleite (ih SG) gefangenen Tiere stammte aus dem strömungsarmen ufernahen Bereich.

Tab. 3: Ergebnisse der Erfassung mittels Substratröhren für die drei Untersuchungsbereiche
(SG= Sohlgleite; uh= unterhalb; ih= innerhalb; oh= oberhalb)

	uh SG	Riegelspalte ih SG	Ufer ih SG	oh SG
Taxaanzahl	26	23	35	21
Ind./m ²	763	1.371	8.633	1.692

Auch unter den erfassten Wirbellosen der Röhren dominierten Dipteren (v.a. Chironomidae) sehr stark. Die Dominanzstruktur der Riegelspalten innerhalb der Sohlgleite unterschied sich mit ihrem hohen Anteil an *Simulium sp.* und *Baetis fuscatus* deutlich von den anderen Bereichen (Abb. 1).

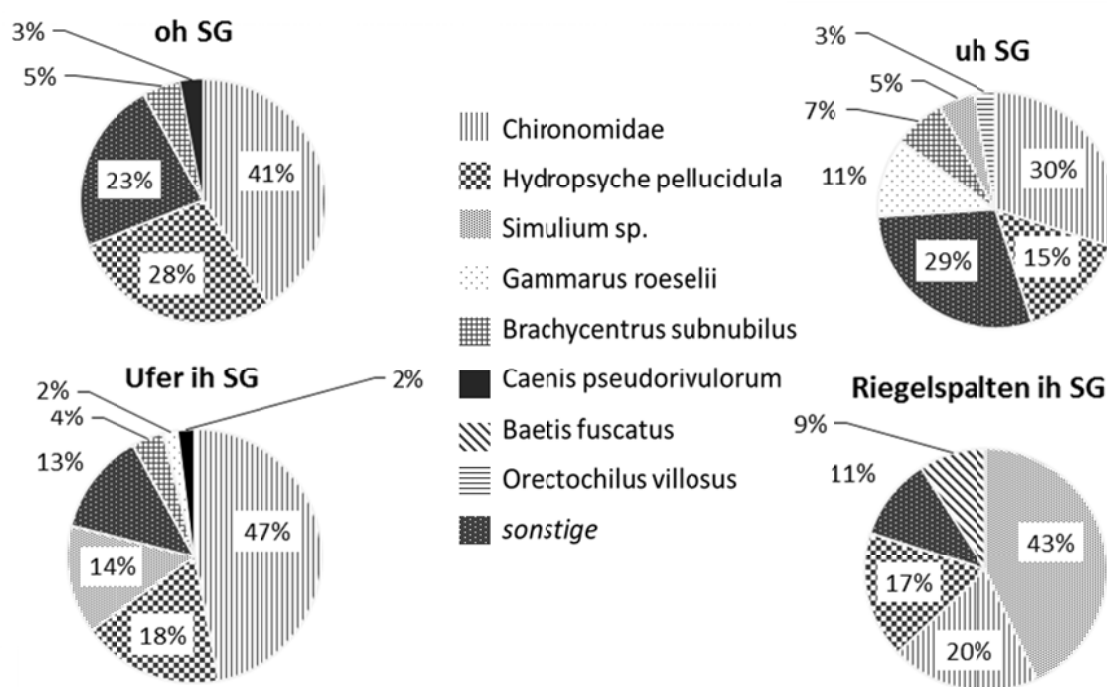


Abb. 1: Dominanzstruktur des Makrozoobenthos in den Röhren unterschiedlicher Untersuchungsbereiche

Gesamtbetrachtung

Bei Betrachtung der Gesamtindividuenanzahl der Perlodes-Probenahme (Tab.1) sowie in den Röhren (Tab. 3) fällt auf, dass die Sohlgleite selbst von deutlich mehr Invertebraten besiedelt wurde als die Bereiche unter- und oberhalb. Dabei handelte es sich neben den massenhaft vorkommenden Chironomiden, vor allem um rheophile Taxa wie *Baetis buceratus*, *Hydropsyche pellucidula* und *Simulium sp.*.

Im Durchschnitt waren mehr als ein Drittel der nachgewiesenen Taxa an den drei Probestellen Trichopteren und Ephemeropteren. Etwa die Hälfte der aufgefundenen Taxa (24:47) kamen sowohl innerhalb, als auch ober-und unterstrom der Sohlgleite vor.

Die drei Untersuchungsbereiche wiesen in Bezug auf den Anteil gemeinsamer Arten eine hohe Ähnlichkeit auf (Abb. 2).

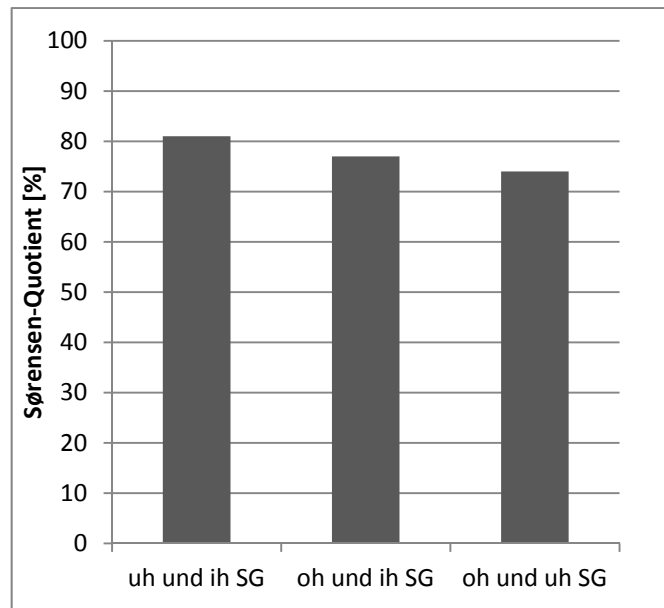


Abb. 2: Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung (Sørensen-Quotient) der Probestellen oberhalb, innerhalb und unterhalb der Sohlgleite

Weiterhin ist bei der Betrachtung der vorkommenden Arten zwischen Arten mit flugfähigen Entwicklungsstadien und vollständig ans Wasser gebundenen Arten zu unterscheiden. Viele der bei den Untersuchungen aufgefundenen Makroinvertebraten sind im Imaginalstadium flugfähig. Zur Besiedlung der Abschnitte oberhalb der Sohlgleite sind sie daher nicht darauf angewiesen, diese im Wasser zu durchqueren. Insgesamt konnten sechs ans Wasser gebundene Arten nachgewiesen werden, welche in allen drei untersuchten Abschnitten vorkamen und als ein Indiz für die Durchgängigkeit der Sohlgleite für diese Art anzusehen sind. Als Beispiel hierfür sind der Taumelkäfer *Orectochilus villosus* und die rheobionte Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis* zu nennen.

Diskussion

Ziel der Untersuchungen war es herauszufinden, ob und ggf. für welche Makroinvertebraten eine Durchgängigkeit der Sohlgleite in der Spree bei Cottbus-Maiberg gegeben ist. Während sich die flussabwärts gerichtete Durchgängigkeit unmittelbar aus den Ergebnissen der Benthosuntersuchungen ableiten lässt, können die in den Riegelspalten exponierten Substratröhren Aufschluss über die flussaufwärts gerichtete Durchgängigkeit bei Wanderung der Organismen an der Sedimentoberfläche geben.

Als entscheidend für die Gewährleistung der flussaufwärts gerichteten Längsdurchgängigkeit von Sohlgleiten wird angesehen, ob ausreichend große Bereiche mit Fließgeschwindigkeiten von weniger als 0,5 m/s innerhalb des Fließquerschnitts vorhanden sind (Brunke & Hirschhäuser 2005). Durch 2D-Simulationen der Fließgeschwindigkeiten im Bereich der untersuchten Sohlgleite wurde ermittelt, dass bei Niedrigwasserabfluss (NQ) das Wasser ausschließlich durch die Riegelspalten fließt, wobei in diesen Bereichen eine relativ hohe mittlere Fließgeschwindigkeit von etwa 0,9 bis 1,5 m/s auftritt. Für limnophile Arten kann dies die flussaufwärts gerichtete Wanderung einschrän-

ken. Bereits bei mittlerem Abfluss (MQ) werden die Riegelsteine aber überspült und insbesondere in den ufernahen Bereichen sind die Fließgeschwindigkeiten niedrig, so dass dann auch die aus den Untersuchungsergebnissen mit hoher Wahrscheinlichkeit abzuleitende volle Passierbarkeit gegeben ist.

Zusammenfassung

Um die Passierbarkeit einer Sohlgleite für Makroinvertebraten in der Spree nachzuweisen, fanden Untersuchungen zur Makrozoobenthosbesiedlung oberhalb, innerhalb und unterhalb der Sohlgleite statt. Dabei wurden sowohl Benthosaufsammlungen durchgeführt als auch Substratröhren eingesetzt. Insgesamt konnten 47 Taxa nachgewiesen werden, von denen 24 sowohl im Bereich der Sohlgleite als auch ober- und unterstromseitig ermittelt wurden. Des Weiteren konnten sechs wassergebundene Invertebratenarten, die an allen Untersuchungspunkten vorkamen und über kein flugfähiges Adultstadium verfügen, als Indikatoren für die longitudinale Durchgängigkeit herangezogen werden. Von einer eingeschränkten Durchgängigkeit muss allerdings bei Niedrigwasser ausgegangen werden, da dann der Abfluss ausschließlich durch die Riegelspalten erfolgt und dort hohe Fließgeschwindigkeiten auftreten.

Danksagung

Die Untersuchungen fanden im Rahmen des begleitenden Monitorings von Renaturierungsmaßnahmen an der Spree statt und wurden von der Fa. Vattenfall Europe Mining AG finanziert und von der Fa. gerstgraser - Ingenieurbüro für Renaturierung, Cottbus geplant.

Literatur

- Brunke, M., Hirschhäuser, T. (2005): Empfehlungen zum Bau von Sohlgleiten in Schleswig-Holstein. - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein.
- Meier, C., Haase, P., Rolaußs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

„Wer will schon umziehen?!“ - Vorstudie zur Wiederansiedlung gewässertypspezifischer Fauna in einem sandgeprägten Tieflandbach

Janna Theurer¹, Kimberly Meyer¹, Arlena Dumeier¹ & Ellen Kiel¹

¹Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, AG Gewässerökologie und Naturschutz, IBU, Fk. V, Ammerländer Heerstraße 114-118, 26129 Oldenburg,
theurer.janna@gmail.com, kimberly.meyer@uni-oldenburg.de, arlena.dumeier@uni-oldenburg.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: künstliche Substrate, Wiederansiedlung, Invertebraten

Einleitung

Fließgewässer unterliegen schon lange starken anthropogenen Veränderungen, die zu einer deutlichen Minderung der ökologischen Funktionsfähigkeit geführt haben. In den letzten Jahren wurde versucht diesen Defiziten mit Renaturierungsmaßnahmen zu begegnen. Dabei setzte man voraus, dass die strukturellen Verbesserungen auch zu einer Erholung der gewässertypischen Lebensgemeinschaft führen (Sode & Wiberg-Larsen 1993). Eine Verbesserung der Hydromorphologie führt nicht zwangsläufig zu einer Erholung der Makroinvertebraten (e.g. Palmer et al. 2010, Haase et al. 2012), und eine typspezifische Besiedlung von renaturierten Fließgewässerabschnitten ist dort nicht immer anzutreffen.

Eine Verbesserung der biologischen Situation in renaturierten Fließgewässern ist im Wesentlichen vom Wiederbesiedlungspotenzial und den Bedingungen im Einzugsgebiet abhängig (Fuchs & Statzner 1990). Wenn Migrationsbarrieren Zuflug, Zudrift oder/und die Aufwärtswanderung behindern, kann Wiederbesiedlung nicht oder höchstens eingeschränkt erfolgen. Das Wiederbesiedlungspotenzial der Fauna ist abhängig von artspezifischen Faktoren, die ihr Migrationspotenzial bedingen (Zahl der Nachkommen, Reproduktionsbedingungen z.B.), aber auch von abiotischen Faktoren (Distanz, Witterung etc.). Die Ausbreitungsfähigkeit der Arten spielt dabei eine wesentliche Rolle (Sode & Wiberg-Larsen 1993). Sie ist für viele anspruchsvolle Arten relativ gering (Haase et al. 2012).

In den Fließgewässerabschnitten, in denen der erwartete Wiederbesiedlungserfolg auch nach Jahren ausblieb und kein oder kaum Wiederbesiedlungspotenzial besteht, könnte eine künstliche Ansiedlung von gewässertypischer Fauna zur Verbesserung der Fließgewässersituation beitragen. Eine solche aktive Wiederansiedlung wird für verschiedene Gewässer oder deren Abschnitte erwogen. Es besteht jedoch kaum methodische Erfahrung, wie eine Übersiedlung der substrat- und gewässertypischen Fauna optimiert und maximal schonend gestaltet werden kann.

Daher zielte diese Studie darauf ab, eine Methode zu erarbeiten und zu bewerten, die den schonenden und effizienten Transport gewässertypischer Makroinvertebraten in ein anderes Gewässer ermöglicht. Das Versuchskonzept basiert auf der Annahme, dass sich zu diesem Zweck gewässertypische Substratexponate eignen. Nachfolgend dargestellte Resultate liefern Aussagen dazu, welche Arten diese Substratangebote besiedeln und ob Effekte „transportbedingter“ Störungen festgestellt werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und -zeitraum

Das Untersuchungsgewässer, der Ebersbach, liegt im Westen der Stadt Bottrop an der Grenze zu Oberhausen (Nordrhein-Westfalen, Deutschland). Es handelt sich um einen sandgeprägten Tieflandbach (Typ 14) der Sander und sandigen Aufschüttungen (Sommerhäuser et al. 2002) im Einzugsgebiet von Rotbach und Schwarzer Bach. Die Untersuchung fand im Frühsommer 2013, vom 5. Juni bis zum 3. Juli, in zwei Streckenabschnitten (10 m und 20 m lang) östlich der Straße Alter Postweg in Bottrop statt.

Versuchsaufbau

Holz und Grobkies dienten als gewässertypische Besiedlungsangebote (=Exponate). Für die insgesamt 36 Holzexponate wurden Äste von *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn gesammelt, bei 104 °C für 48 Stunden im Trockenschrank gelagert, auf eine handliche Länge (20 - 35 cm) gebrochen, zu je 105 g abgewogen und sternförmig mit einer Maurerschnur zusammen geschnürt. Ein 20 x 24 cm großes Netz mit einer Maschenweite von 18 bis 22 mm sicherte die Hölzer (Abb. 1 A) an ihren Positionen im Bach. Die 36 Kiesexponate enthielten jeweils 850 g, des zuvor mit Wasser gereinigten und luftgetrockneten Materials, verpackt in 17 x 15 cm große Netze mit einer Maschenweite von 8 mm (Abb. 1 B).

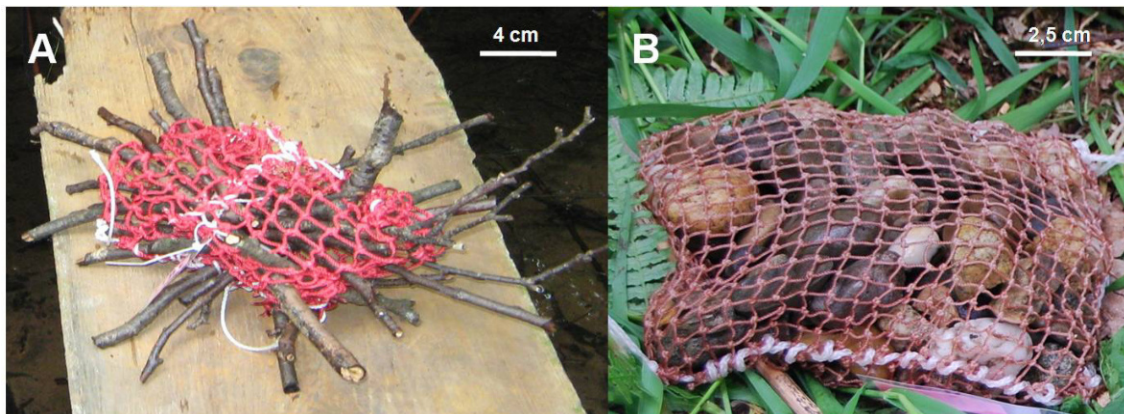


Abb. 1: Exponate; A) Holzexponat B) Kiesexponat.



Abb. 2: Aluminiumstange (50 cm Länge) mit drei Löchern für die Befestigung der Exponate.

Versuchsablauf

Vier Wochen vor dem Versuchsbeginn wurden 36 speziell angefertigte Aluminiumstangen (50 cm lang, mit vier Bohrungen) (Abb. 2) in die Bachsohle eingeschlagen, um daran später die Exponate zu befestigen. Die Exposition der Holz- und Kiespakete erfolgte „noninvasiv“ von einer Art „Bühne“ über dem Bachbett aus, um Störungen der Sohle während der Exposition zu minimieren. Die Exposition erfolgte gestaffelt, für zwei, vier oder sechs Wochen. Dabei wurden jeweils zwei Exponate des gleichen Substrattyps mithilfe von Kabelbindern an einer Aluminiumstange befestigt. Ein Substrat diente als Referenz (Kontrollsubstrat), das zweite der Untersuchung von Transportschäden (Transportsubstrat).

Die Entnahme der Exponate erfolgte mit Hilfe eines Keschers, an dessen Rahmen engmaschige Gazebeutel (Substratnetz) mit Wäscheklammern befestigt wurden. Die einzeln in den Substratnetzen verpackten Referenzexponate wurden in Gefrierbeutel überführt, mit Ethanol fixiert und verschlossen und in einer Wanne nebeneinander gelagert. Die im Substratnetz verschlossen Transportexponate lagerten in einer separaten Wanne, in der sie maximal zur Hälfte mit Bachwasser bedeckt für zwei Stunden verblieben. Zur Simulation des Transports wurde die Wanne während der Hälterung in regelmäßigen Abständen leicht bewegt. Die anschließende Re-Exposition der noch in den Substratnetzen befindlichen Transportexponate erfolgte leicht räumlich versetzt an denselben Aluminiumstangen. Nach einer Akklimatisierungszeit von knapp 20 Stunden wurden die Substratnetze entfernt und ihr Inhalt (= dislozierte Fauna) in Ethanol fixiert (Versuchsablauf siehe Abbildung 3). Es bestand die Annahme, dass dislozierte Individuen eine transportbedingte Störung erfahren hätten, während ungestörte Individuen auf dem Substrat verbleiben oder zumindest im Verlauf der Akklimatisierungsphase dort wieder ansiedeln würden (substratgebundenes Ansiedlungspotenzial).

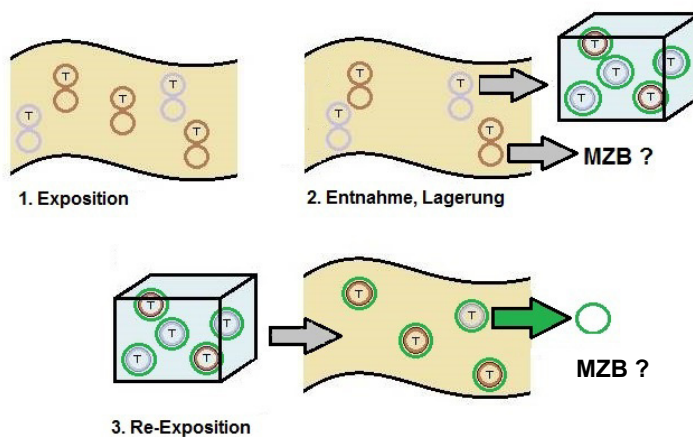


Abb. 3: Schematische Darstellung des Versuchsablaufs. 1. Exposition der Substrate (braun = Holz-, grau = Kiesexponate); 2. Entnahme und Lagerung der Transportexponate (T) mit Substratnetz (grüner Kreis) in einer Wanne, Entnahme der Referenzexponate zur Untersuchung der Besiedlung durch MZB, 3. Re-Exposition der Transportexponate mit Substratnetz, Entnahme der Substratnetze zur Untersuchung der MZB Besiedlung. Schema: verändert nach Meyer (2014).

Ergebnisse und Diskussion

Besiedlung der Referenzexponate

Die Exponate waren arten- und individuenreich besiedelt. Es traten bis zu 8 Arten der ETP (Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera) auf, bis zu 9 Arten waren charakteristisch für den Gewässertyp 14 (Abb. 5). Die höchste Artendiversität und die höchsten Individuendichten traten bei den meisten Taxa nach einer Expositionsdauer von vier Wochen auf. In den Holzexponaten siedelten insgesamt 263.462 Ind./m², in den Kiesexponaten 430.173 Ind./m² (Abb. 4). Trotz einer niedrigeren Gesamtindividuenzahl wiesen Holzexponate eine leicht höhere Taxazahl auf als Kiesexponate (Abb. 4).

Transportbedingte Störung

35% der Substratbesiedler verblieben nicht auf den Substraten (Tab. 1). Der Anteil dieser transportbedingten Dislozierung unterschied sich artspezifisch: sie lag bei Gammaridae und Bivalvia am höchsten und innerhalb der ETP deutlich höher als in der Gruppe gewässertypischer Arten. Diese rechnerische Bilanz steht in Zusammenhang mit den dominierenden Taxa, d.h. der starken Dislozierung bei Limnephilidae einerseits und der geringen Dislozierung bei *Rheotanytarsus* andererseits.

Tab. 1: Dislozierte Fauna [%] mit Standardabweichung aller vorkommender Arten/ Taxa höherer Ordnung, der Ephemeroptera, Trichoptera und Plecoptera (ETP) und der gewässertypischen Arten für alle Exponate und die Substrattypen Holz und Kies getrennt.

	Alle Taxa	ETP	Gewässertypische Arten
Gesamt (n = 36)	34,8 ± 19,2	42,2 ± 25,5	3,9 ± 9,1
Holz (n = 18)	31,8 ± 17,2	40,6 ± 27,6	3,3 ± 6,1
Kies (n = 18)	36,6 ± 20,4	45,7 ± 21,5	4,1 ± 11,4

Zwar lösten sich von den Kiesexponaten etwas mehr Arten als von den Holzexponaten (Tab. 1), insgesamt traten jedoch relativ geringe Unterschiede zwischen den Individuen- und Artendichten auf gestörten und ungestörten Substraten auf. Im Vergleich zu den Holzexponaten war auf Kies allerdings der Anteil dislozierter Gastropoda, Bivalvia und Nemouridae relativ hoch. Möglicherweise zerdrückt der sich bewegende Kies beim Transport die Gehäuse der Gastropoda bzw. die Schalen der Bivalvia. Die Dislozierung der Gammaridae und Chironomidae hingegen unterschied sich nicht zwischen den Substrattypen.

Schlussfolgerungen

Die Auswertung gibt Hinweise darauf, dass die Methode trotz der „transportbedingten“ Dislozierung eines Teils der Individuen geeignet ist eine diverse und individuenreiche Fauna in ein neues Gewässer zu übersiedeln. Zukünftige Studien müssen zeigen, wie stark die dislozierte Fauna durch den Transport geschädigt wurde und ob sich dieser Anteil weiter minimieren lässt.

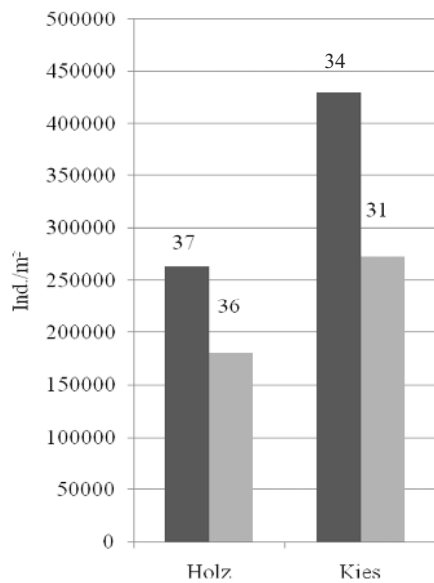


Abb. 4: Individuendichte [Ind./m²] aller vorkommenden Arten/ Taxa höherer Ordnung der Holz- und Kiesexponate (je n = 36). Zusätzlich ist die jeweilige Taxazahl über den Säulen dargestellt.

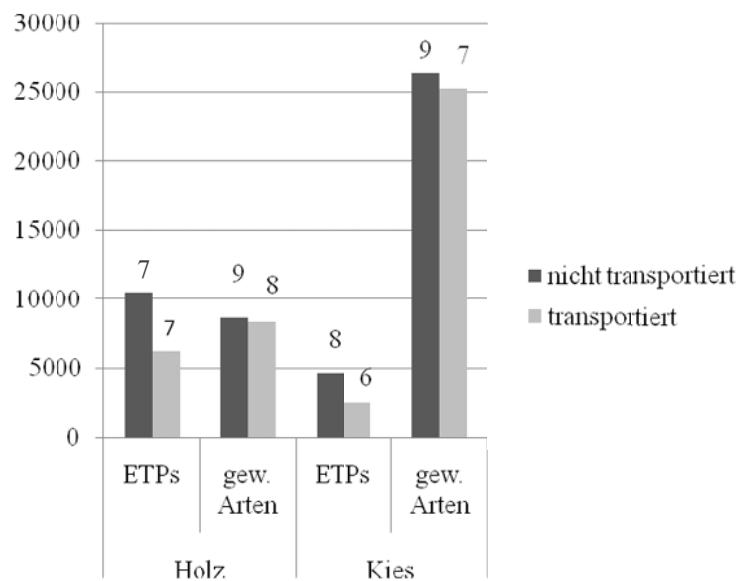


Abb. 5: Individuendichte [Ind./m²] der Ephemeroptera, Trichoptera und Plecoptera (ETPs) und der gewässertypischen Arten (gew. Arten) der Holz- und Kiesexponate (je n = 36). Zusätzlich ist die jeweilige Taxazahl über den Säulen dargestellt.

Danksagung

Diese Untersuchung ist im Rahmen einer Masterarbeit entstanden, die dankenswerterweise von der Emscher Genossenschaft unterstützt wurde. Mein besonderer Dank gilt dort Herrn Dr. Thomas Korte für seine Unterstützung in allen Projektphasen.

Literatur

- Fuchs U., Statzner B. (1990): Time scales for the recovery potential of river communities after restoration: Lessons to be learned from smaller streams. *Regulated Rivers: Research & Management* **5**: 77–87.
- Haase P., Hering D., Jähniß S., Lorenz A., Sundermann A. (2012): The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes, *Hydrobiologia* **704**: 475–488.
- Meyer K. (2014): Makrozoobenthosbesiedlung von Substratexponaten in einem Tieflandbach. Bachelorarbeit Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. Unveröffentlicht.
- Palmer M., Menninger H., Bernhardt E. (2010): River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology* **55**: 205–222.
- Sode A., Wiberg-Larsen P. (1993): Dispersal of adult Trichoptera at a Danish forest Brook. *Freshwater Biology* **30**: 439–446.
- Sommerhäuser M., Pottgiesser T., Halle M., Seuter S. (2002): Fließgewässertypenatlas Nordrhein-Westfalen. Landesumweltamt NRW, Essen.

SALZ IN OBERFLÄCHENGEWÄSSERN

CORING, ECKHARD; JÜRGEN BÄTHE & NEELE DIETRICH: Die Ableitung salinarer Toleranzwerte des Makrozoobenthos aus Freiland-Daten.

SCHULZ, CLAUD-JÜRGEN: Gewässerversalzung – eine globale Herausforderung und ihre mitteleuropäischen Aspekte.

Die Ableitung salinarer Toleranzwerte des Makrozoobenthos aus Freiland-Daten

Eckhard Coring (Hardeggen), Jürgen Bäche (Uslar), Neele Dietrich (Hardeggen)

Keywords: Makrozoobenthos, Indexentwicklung, Salzbelastung, Fließgewässer

Zusammenfassung

Die DWA-Arbeitsgruppe GB 5.4 „Salzbelastung der Fließgewässer“ hat im Zuge ihrer Tätigkeit ein bundesweites Datenbankprojekt initiiert und bearbeitet, in dem Besiedlungsdaten benthischer Makrozoen mit belastbaren Daten zur Salinität der jeweiligen Fließgewässer zusammengeführt wurden. Die Salinität umfasst hierbei die im Wasser gelösten anorganischen Ionen Kalzium, Chlorid, Kalium, Magnesium, Natrium und Sulfat.

Die hier vorgestellten Ergebnisse verwenden unabhängig von der spezifischen Ionenzusammensetzung die Chloridkonzentrationen als Indikator der Salinität. Angestrebt war eine präzise autökologische Charakterisierung von Makrozoobenthos-Taxa über einen weiten Chloridgradienten. Dazu wurden aus einem Datenpool von derzeit 2.493 Makrozoobenthos-Proben aus bundesdeutschen Fließgewässern unterschiedlichster anthropogen verursachter Salinität, die autökologischen Präferenzen benthischer Makrozoen bezüglich verschiedener Salzionen herausgearbeitet. Die Ergebnisse wurden zu einem Salinitätsindex zusammengeführt, der es ermöglicht, die biologische Wirksamkeit anthropogener Versalzung zu differenzieren und zu klassifizieren. Diese Klassen sind eingegrenzt von Schwellenwerten, die deutliche Veränderungen in der Zusammensetzung der jeweiligen Makrozoengemeinschaften markieren. Die Schwellenwerte bilden somit stressorenbezogene Ursache-Wirkungsbeziehungen ab. Ein Abgleich der vorgeschlagenen Klassifizierung mit den ökologischen Zustandsklassen im Sinne der OGeV (2016) bzw. eine Verschneidung der Indexwerte mit den verschiedenen Bewertungsmetriken ist noch nicht erfolgt.

Salzbelastung von Fließgewässern

Der Salzgehalt der Mehrzahl der salzhaltigen Fließgewässer des Binnenlandes ist anthropogen bedingt und unterliegt darüber hinaus gleichzeitig verschiedenen weiteren anthropogen bedingten Überformungen und Einflüssen. Anthropogen verursachte Salzbelastungen können verschiedenen Ursprungs sein, zu nennen sind beispielhaft der Kalibergbau mit Abwässern aus der Verarbeitung, dem Schachtwasser und der Oberflächenentwässerung der Betriebsgelände und Abraumhalden, der Bergbau zur (Koch-) Salzgewinnung, die salzhaltigen Sumpfungsässer des übrigen Bergbaus, die Abwässer der Solebäder, die chemische Industrie, die Lebensmittelindustrie, die Leder- und Gelatineherstellung, der Straßenverkehr sowie die Reinigungsmittel in Geschirrspülmaschinen privater Haushalte.

Als Leitparameter zur Beobachtung und Analyse der Salinität binnenländischer Oberflächengewässer dient vorwiegend das Chlorid. Die physiologischen Wirkungen erhöhter Salinität auf aquatische Organismen lassen sich anhand dieses Anions jedoch nur eingeschränkt beschreiben und darstellen.

Neben Chlorid, zählen vor allem Kalzium, Magnesium, Kalium und Sulfat zu den besonders beachtenswerten Ionen in Fließgewässern. Die physiologische Bedeutung der Ionenrelationen $K^+ : Ca^{2+}$ und $Ca^{2+} : Mg^{2+}$ wurde bereits von ALBRECHT (1984) herausgestellt. Vor allem für Süßwasser-Crustaceen und ihre Verbreitung in Fließgewässern scheint das $Ca^{2+} : Mg^{2+}$ -Verhältnis eine wichtige Rolle zu spielen. Kalzium beeinflusst als Härtebildner die Wirkung von Kalium, Magnesium und auch von Sulfat (ELPHIK et. al. 2010). Die im Verlauf der vergangenen Jahre gewonnenen Erkenntnisse aus Untersuchungen zur Entwicklung der biologischen Situation von Werra und Weser bestätigen diese Thesen (BÄTKE & CORING 2011, CORING & BÄTKE 2011).

Magnesium beeinflusst die physikalischen Prozesse der Osmose und der Diffusion an den Zellmembranen aquatischer Organismen, deren Fähigkeiten zur Ionenregulation artspezifisch unterschiedlich ausgeprägt sind. Erhöhte Kalium-Konzentrationen können physiologisch wirksam sein und können verschiedene Funktionen an tierischen und pflanzlichen Zellmembranen stören und dort lebenswichtige Diffusionsprozesse unterbrechen. Allgemein ist für Süßwasserorganismen die potentiell toxische Wirksamkeit gelöster Ionen in absteigender Folge von Kalium, Hydrogencarbonat, Magnesium, Chlorid, Sulfat zu Bromid zu beschreiben (SETAC 2004).

Anthropogene Salzbelastungen setzen sich insgesamt aus verschiedenen Effekten einer kombinierten Wirkung unterschiedlicher Ionen und Ionenverhältnisse, sowie der Gesamtsalinität zusammen (CORMIER et al. 2013a-d, ECORING 2008, KOOP et al. 1995, KOOP 1997, ZIEMANN 1997).

Beschreibung der Daten

Makrozoobenthosdaten, schwerpunktmäßig in salzbelasteten bzw. potentiell salzbelasteten Fließgewässern verschiedener Bundesländer gewonnen, wurden in einer Datenbank zusammengefasst. Der Datensatz beinhaltet aktuell die taxonomischen Informationen aus 2.493 Standortuntersuchungen mit insgesamt 60.263 biologisch-taxonomischen Einzelinformationen. Den einzelnen Biologieproben konnten abiotische Daten zugeordnet werden, die sich aus den Mess- und Analysewerten der Parameter Chlorid (1.835 Daten), Kalium (1.146 Daten), Magnesium (927 Daten), Natrium (1.427 Daten), Kalzium (715 Daten) und der elektrischen Leitfähigkeit (1.382 Daten) zusammensetzen.

Die einzelnen Datensätze decken unterschiedliche Salinitätsbereiche ab. Eine Gleichverteilung der biotischen Daten über die beobachteten Chloridkonzentrationen von < 100 mg/l bis zu mehr als 2.000 mg/l ist dabei jedoch nicht gegeben (vgl. Abb.1). Die deutliche Mehrzahl der Makrozoobenthosdaten ist Chloridkonzentrationen von < 100 mg/l bis zu 600 mg/l zuzuordnen. Weitere, schwächer ausgeprägte Gruppierungen sind in den Konzentrationsspannen zwischen 1.100 mg/l und 1.300 mg/l bzw. bei mehr als 2.000 mg/l zu verzeichnen.

Die Makrozoobenthosdaten geben Auskunft über die Anzahl der Funde eines Taxons sowie die Verteilung dieser Nachweise auf die korrespondierend gemessenen abiotischen Parameter. So gibt es zum Beispiel für den Bachflohkrebs *Gammarus pulex* im Datensatz 704 Einträge bei Chloridkonzentrationen von 8 mg/l bis zu 5.560 mg/l. Für die Eintagsfliegenart *Baetis fuscatus* sind 128 Einträge mit zugeordneten Chloridkonzentrationen von 20 mg/l bis 870 mg/l vorhanden.

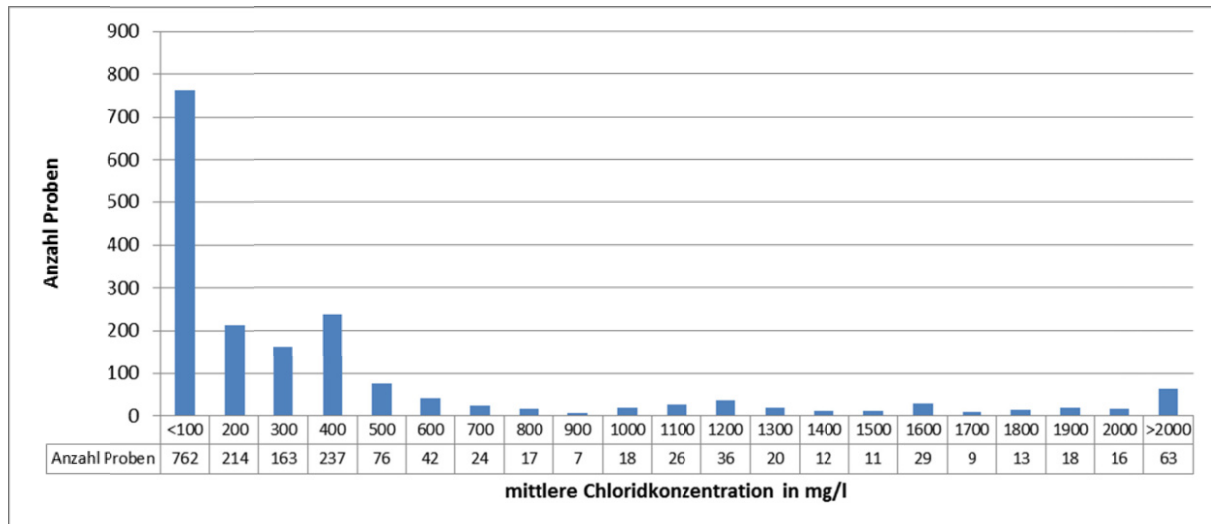


Abb. 1: Verteilung der ausgewerteten Makrozoobenthosproben auf die jeweils korrespondierenden Chloridkonzentrationen.

Diese Daten ermöglichen autökologische Charakterisierungen der einzelnen Taxa hinsichtlich ihres Vorkommens, ihrer Individuenzahl und ihrer Stetigkeit über einen weiten Chloridgradienten hinweg (Abb. 2). Entsprechende Aussagen lassen sich, in Abhängigkeit von der Datendichte, auch für andere Parameter, wie zum Beispiel Kalzium, Kalium oder Magnesium treffen.

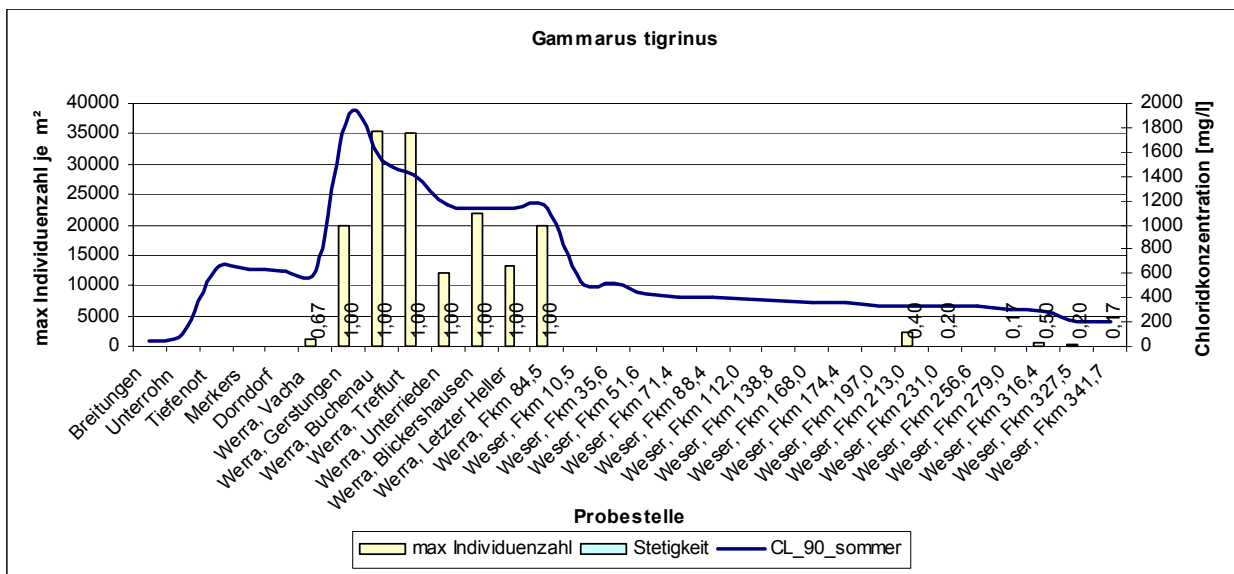


Abb. 2: Autökologische Daten zum Auftreten von *Gammarus tigrinus* hinsichtlich der Individuendichte, Stetigkeit und Chloridkonzentration im Werra-Weser-Flusssystem

Dabei bleibt stets zu berücksichtigen, dass die Präsenz einzelner Arten nicht nur von einem einzelnen abiotischen Faktor bestimmt wird, und daher auch ein Salzgradient, eine gegebene Salinität oder eine spezifische Chloridkonzentration nur ein Teil eines Wirkungsgefüges ist. Erst die Kenntnis weiterer abiotischer Rahmenbedingungen in einem Fließgewässer mit erhöhter Salinität ermöglicht die Benennung der autökologisch vorrangig wirksamen Einzelfaktoren.

Die Ableitung von Aussagen zum Einfluss verschiedener Salz-Ionen auf die Präsenz und Verbreitung einzelner Makrozoontaxa sind im Rahmen dieses Projekts möglich, da der Datensatz die Grundgesamtheit ökologischer Messwerte aus Fließgewässern mit anthropogen erhöhter Salinität

abdeckt. Zusätzlich sind Detailauswertungen innerhalb von Teildatensätzen möglich, die sich z.B. auf einzelne Flusssysteme wie z.B. das Werra-Weser-System beziehen. Die nachgewiesenen Taxa kommen in anthropogen überformten Fließgewässern vor, die insbesondere bezüglich ihres Ionen- und Nährstoffhaushalts als belastet zu klassifizieren sind. Die graduelle Auslenkung der Salinität vom natürlichen geogenen Hintergrund lässt sich daher anhand der einzelnen Ionen darstellen, wobei die Intensität ihrer Wirksamkeit und die sich daraus ergebende Reihenfolge der Toxizität in aktuellen Arbeiten bereits dargestellt wurde (vgl. SETAC 2004, CORMIER et al. 2013a-d). Dieses Kenntnis erleichtert die Interpretation faunistischer Daten im Bezug zum jeweils untersuchten Gewässer, dessen vorwiegende Härtebildner zum Beispiel Magnesiumcarbonate, Calciumcarbonate oder verschiedene Sulfate sein können.

Datenauswertung

Aus den vorhandenen Daten wurden für die Parameter Chlorid, Kalium und Magnesium taxaspezifische Präferenzspektren als „Gewichtetes Mittel“ (WA) berechnet, wobei die jeweilige Abundanz der Taxa als Gewichtungsfaktor verwendet wurde. Diese Berechnungen erfolgten für das 90-Perzentil, den Median und den Mittelwert des jeweiligen Parameters.

Als grundlegendes Kriterium wurde die Anzahl von mindestens 10 Nachweisen eines Taxons je Datensatz festgelegt und höhere taxonomische Einheiten wie Familien und höhere Ordnungen von der Berechnung ausgenommen. Auf dieser Basis konnte das WA z.B. für den Parameter Chlorid für 348 Taxa berechnet werden.

Die Transformation des WA in einen Index mit einer Spanne zwischen 0 und 10 erfolgte durch die Anwendung der klassischen Pantle & Buck-Formel (PANTLE & BUCK 1955). Analog zu DVWK (1999) erfolgte die Zuordnung der einzelnen Taxa zu einem Indexwert auf der Grundlage des taxaspezifischen WA für das 90-Perzentil. Hierfür wurde die betrachtete Spanne des 90-Perzentils der Chloridkonzentrationen von 0 bis 2.000 mg/l in 100 Teilschritte zu je 20 mg/l gegliedert. Der taxaspezifische Indexwert steigt in Abhängigkeit des Wertes von "0,1", entsprechend ≤ 20 mg/l Chlorid, bis auf "10", entsprechend ≥ 2.000 mg/l Chlorid. Die Wichtung der taxaspezifischen Salinitätswerte erfolgt durch einen Stenökiefaktor, der sich aus dem Quotienten des WA für 90-Perzentil der Chloridkonzentration und der zugehörigen Standardabweichung ableitet. Diese Vorgehensweise wurde in ähnlicher Form bereits von SCHIEFELE & KOHMANN (1993) beschrieben.

Anschließend wurden die schematisch ermittelten Salinitätswerte und Gewichtungen in einem iterativen Prozess, der zusätzliche Informationen zur Autökologie und zur Verbreitung der Taxa in bundesdeutschen Gewässern berücksichtigte, optimiert. Mit jedem Anpassungsschritt erfolgte eine Neuberechnung der Indizes bis zum Abschluss der Optimierung.

Die Berechnung der Korrelation zwischen den Jahresmittelwerten der Chloridkonzentrationen der jeweiligen Probestellen und den zugehörigen Chloridindizes auf der Basis der Abundanz jedes Taxon zeigt bei Unterstellung einer linearen Beziehung ein Korrelationskoeffizienten (R^2) von 0,7546 (Abb. 3). Der vorhandene Trend lässt sich dabei besser durch ein Polynom der Ordnung 4 mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,8018$ beschreiben. Diese hohe Korrelation weist den Index als aussagekräftiges Werkzeug zur Anzeige anthropogener Salinität in Fließgewässern aus.

In den Makrozoobenthosproben mit hoher Salinität sind geringere Zahlen eingestufte Taxa vertreten, was insgesamt zu einer größeren Streuung der errechneten Chloridindizes innerhalb dieser Konzentrationsbereiche führt.

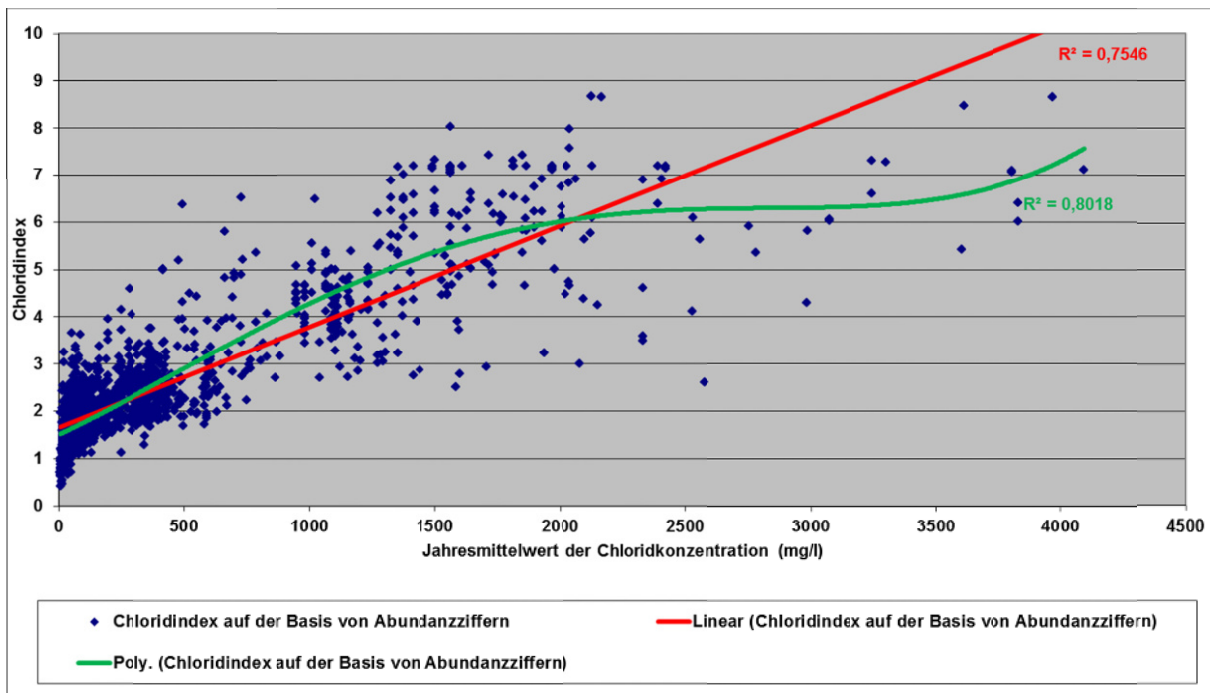


Abb. 3: Korrelation zwischen den Jahresmittelwerten der Chloridkonzentration und dem Chloridindex

Ergebnisse

In Abhängigkeit von der Salinität lassen sich deutliche Veränderungen in der Struktur und Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaften erkennen. So ist bei steigender Salinität neben der abnehmenden Anzahl eingestufte Taxa, eine Veränderung der Artenzusammensetzung zu verzeichnen. Es zeigen sich unterschiedliche Zusammensetzungen aquatischer Zoozönosen in den Konzentrationsspannen bis zu 200 mg/l Chlorid, von 200–600 mg/l, 600–1.100 mg/l, 1.100–1.200 mg/l und bei mehr als 2.000 mg/l, die sich über den Chloridindex differenzieren lassen.

Gegenläufig zur abnehmenden Anzahl eingestufte Taxa entwickelt sich die Individuendichte einzelner Massenformen mit steigender Salinität. Chloridkonzentrationen zwischen 300 und 1.000 mg/l (90-Perzentil-Werte) weisen besonders hohe Individuendichten von Arten mit einem (WA)-Wert von 300 bis 1.000 mg/l Chlorid auf, andere Taxa sind in dieser Konzentrationsspanne mit deutlich geringeren Individuenzahlen vertreten. Bei Chloridkonzentrationen von mehr als 1.000 mg/l treten verstärkt Individuen von Arten mit einem WA-Wert >1.000 mg/l Chlorid hinzu.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass der Chloridindex wenig belastete Gewässer (Jahresmittelwert Chlorid $\leq$ 200 mg/l) ebenso sicher ausdifferenziert wie Gewässer mit einer Chloridkonzentration von 600-1.000 mg/l. Die Konzentrationsspanne zwischen 200 und 600 mg/l wird durch den Index ebenfalls dargestellt, allerdings ist hier die Spannbreite zwischen den Indexminima und –maxima sehr groß. Für die Praxis ergeben sich in der Anwendung des Chloridindex Klassengrenzen der mittleren Jahreskonzentration für Chlorid von <200, 200-600, 600-1.100, 1.100-2.000 und >2.000 mg/l. Diese lassen sich durch klassische Box-Plot-Darstellungen klar visualisieren (Abb. 4) und bleiben auch bei Verwendung des 10 bzw. 90-Perzentil als obere und untere Boxabgrenzungen grundsätzlich erhalten (Abb. 5). Dies gilt insbesondere für die Chloridstufen < 600 mg/l, während > 600 mg/l die Überlappungsbereiche deutlich zunehmen.

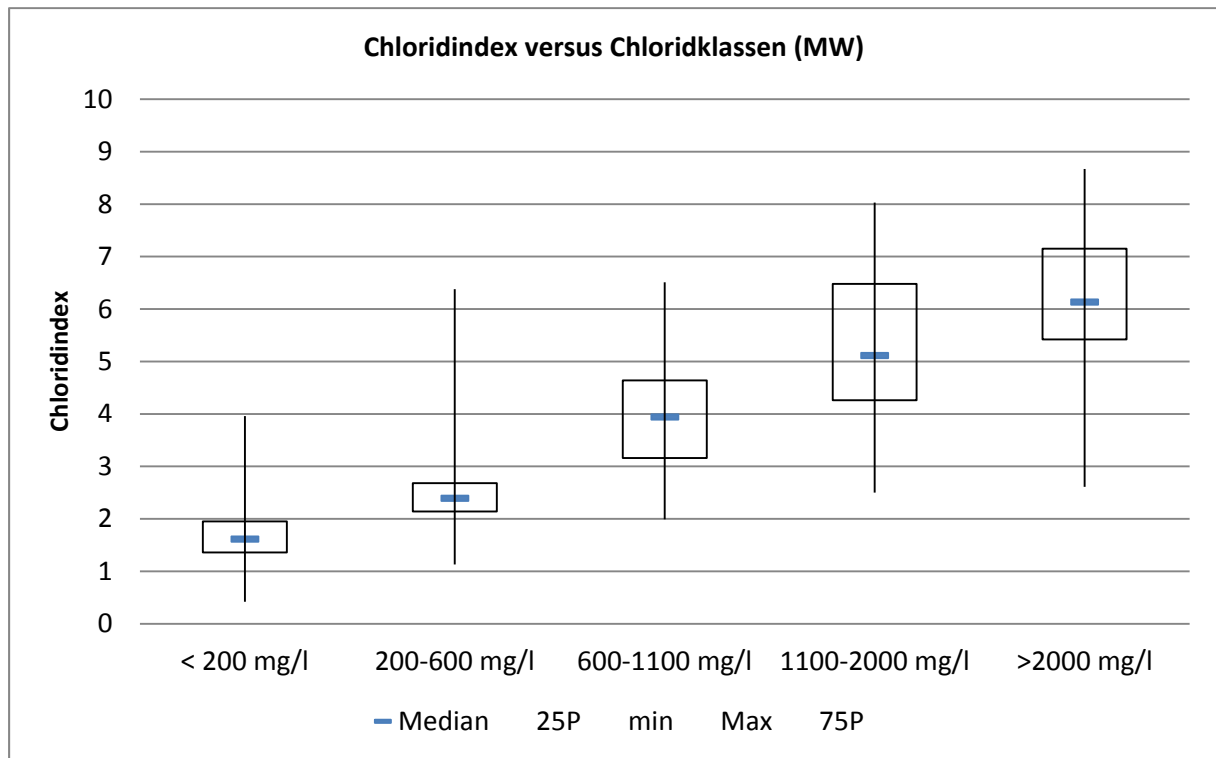


Abb. 4: Der Chloridindex mit ausdifferenzierten Klassengrenzen/Schwellenwerten bezogen auf den Jahresmittelwert der Chloridkonzentration der Probestellen (Box-Plot mit Whiskern vom Minimum bis zum Maximum der Daten, Box umfasst das 25-Perzentil und das 75-Perzentil)

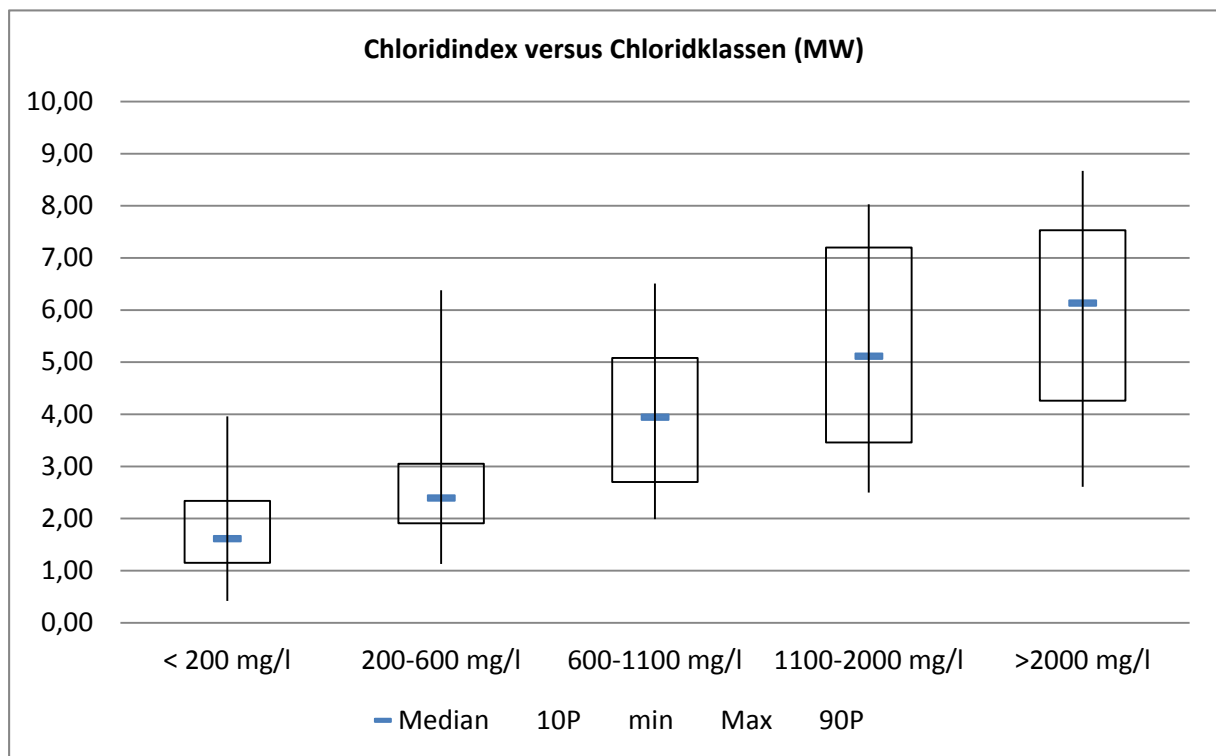


Abb. 5: Der Chloridindex mit ausdifferenzierten Klassengrenzen/Schwellenwerten bezogen auf den Jahresmittelwert der Chloridkonzentration der Probestellen (Box-Plot mit Whiskern vom Minimum bis zum Maximum der Daten, Box umfasst das 10-Perzentil und das 90-Perzentil)

Die Schwellenwerte und Klassengrenzen einzelner Ionenkonzentrationen sind auch im Zusammenhang mit den Verfahren zur Biokomponente Makrozoobenthos der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) zu diskutieren. Daten und daraus abgeleitete Bewertungsergebnisse, u.a. aus dem Flusssystem der Weser zeigen, dass die verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten unterschiedlich sensibel auf Salzbelastungen reagieren.

Die Sensibilität der verschiedenen biotischen Teilkomponenten verläuft wie folgt:

Fische > Makrozoobenthos > Phytoplankton > Makrophyten > Diatomeen.

Während auf der Grundlage der Fischfauna der ökologische Zustand der unteren Mittelweser bei Chloridkonzentrationen von 200-300 mg/l als "gut" bewertet wird (FGG Weser 2009), ergibt sich aktuell für einzelne Abschnitte der mittleren Werra auf der Grundlage des Makrozoobenthos ein "guter" Zustand bei 300-500 mg/l Chlorid (ECORING 2015). Die Teilkomponente Phytoplankton führte in den Jahren 2008 und 2009 zu einer Einstufung der unteren Werra in die Zustandsklasse "gut" bei Chloridkonzentrationen von rund 1.500 mg/l und die Diatomeenflora lässt die Einstufung eines Wasserkörpers mit erhöhter Salinität in den "guten" Zustand niemals zu, da eine Herabstufung der Zustandsklasse aufgrund des im PHYLIB-Verfahren implementierten Malussystems „Halobienindex“ bereits bei Chloridkonzentrationen von 100 mg/l beginnen kann (ECORING 2015).

Diese auffälligen gruppenspezifischen Unterschiede sollten in der Diskussion um Bewirtschaftungsziele und Orientierungswerte bei Gewässern mit erhöhter Salinität eine stärkere Berücksichtigung finden. Dieser Gedanke erhält zusätzliches Gewicht durch die Tatsache, dass keine der genannten Biokomponenten in direkter Ursache-Wirkungsbeziehung eine gegebene Salzbelastung systematisch indiziert. Als Ausnahme von dieser Aussage ist lediglich das auf Diatomeen gestützte Halobiensystem zu nennen (Ziemann 1967, 1971, 1982, 1997), welches zumindest stark saline Gewässer eindeutig differenziert.

Der Chloridindex auf der Grundlage des Makrozoobenthos kann daher eine wertvolle Unterstützung bei der Zustandsbewertung von Fließgewässern mit anthropogener Salinität sein. Das Indexergebnis integriert aufgrund der Zusammensetzung des Datensatzes zusätzlich auch potentiell oder real wirksame Kalium- und Magnesiumbelastungen und ist somit für die Klassifikation von salinen Gewässern unterschiedlicher Ionenzusammensetzung geeignet. Die vollständige Liste der verwendeten Indikatoren ist unter der Internetadresse www.ecoring.de einzusehen.

Die hier vorgeschlagene Klassifikation von Chloridstufen auf der Basis des Makrozoobenthos konkurriert nicht mit den Zustandsbewertungen des PERLODES-Verfahrens und stellt diese auch nicht in Frage. Allerdings würde eine Integration des Chloridindex in das PERLODES-Verfahren mit anschließendem Abgleich der Klassengrenzen nach OGewV (2016) die Möglichkeit eröffnen, Schwellen- bzw. Orientierungswerte für spezifische Salzionen wie z.B. das Chlorid auf der Basis eines biozönotisch begründeten Verfahrens abzuleiten.

Damit würde die in der OGewV (2016) vorgegebene biozönotisch begründete Zustandsbewertung weiter gestärkt und konsequent umgesetzt. Eine analoge Vorgehensweise wäre auch für die übrigen relevanten biologischen Qualitätskomponenten wünschenswert, wobei sich hier die Diatomeen aufgrund des bereits vorhandenen Halobiensystems in besonderer Weise anbieten würden.

Literatur

- ALBRECHT, J. (1984): Gewässerbelastung und Makroinvertebraten-Besiedlung im Weser-Flußgebiet (Fulda, Werra, Oberweser, Leine, Innerste). - Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamt Hildesheim, H. 10: 60-99
- BÄTHE, J. & E. CORING (2011): Biological effects of anthropogenic salt-load on the aquatic Fauna: A synthesis of 17 years of biological survey on the rivers Werra and Weser. - *Limnologica* 41 (2011) 125–133
- CORING, E. & J. BÄTHE (2011): Effects of reduced salt concentrations on plant communities in the River Werra (Germany). - *Limnologica* 41 (2011) 134–142.
- CORMIER, S. M., G. W. SUTER II, L. ZHENG & G. J. POND (2013 a): Assessing causation of the extirpation of stream macroinvertebrates by a mixture of ions. - *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 32, No. 2, pp. 277–287.
- CORMIER, S. M., G. W. SUTER II & L. ZHENG (2013 b): Derivation of a benchmark for freshwater ionic strength. - *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 32, No. 2, pp. 263–271.
- CORMIER, S. M. & G. W. SUTER II (2013 c): A method for deriving water-quality benchmarks using field data. - *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 32, No. 2, pp. 255–262.
- CORMIER, S. M., S.P. WILKES & L. ZHENG (2013 d): Relationship of land use and elevated ionic strength in appalachian watersheds. - *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 32, No. 2, pp. 296–303.
- DVWK - DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (1999): Durchgehendes Trophiesystem auf der Grundlage der Trophieindikation mit Kieselalgen. - DVWK-Materialien 6/1999, ISSN 1436-1639.
- ECORING (2008): Biologisch-ökologische Untersuchungen zur Abschätzung von Auswirkungen veränderter Salzeinleitungen auf die aquatische Flora und Fauna der Werra. - Im Auftrag der K+S Kali GmbH, Hattorf; Projektbegleitung: Landes- und Genehmigungsbehörden der Bundesländer Hessen und Thüringen, 200 pp., + Anlagenband
- ECORING (2015): Biologisch-ökologische Untersuchungen zur Abschätzung von Auswirkungen veränderter Salzeinleitungen auf die aquatische Flora und Fauna der Ulster, Ergebnisse der Untersuchungen 2014. Hardegsen, Uslar.
- ELPHICK, J.R., M. DAVIES, G. GILRON, E. C. CANARIA, B. LO, & H. C. BAILEY (2011): An aquatic toxicological evaluation of sulfate: the case for considering hardness as a modifying factor in setting water quality guidelines. - *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 30, No. 1, pp. 247–253, 2011
- FGG Weser (2009): EG Wasserrahmenrichtlinie Bewirtschaftungsplan 2009 für die Flussgebietseinheit Weser, Hildesheim.
- KOOP, J.H.E.; J. ZANGE & M.K. GRIESHABER (1995): Comparative investigations on the effect of environmental salt stress on energy metabolism of amphipods estimated by ³¹P NMR spectroscopy and microcalorimetry. - *Thermochimica acta*, 251: 45-51
- KOOP, J.H.E. (1997): Survival strategies of Amphipods in Saltpolluted Rivers: Information from Microcalorimetry and ³¹P NMR spectroscopy. - *Limnologica* 27 (3-4): 307-309
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV) Bundesgesetzblatt Jahrgang 2016 Teil I Nr. 28, ausgegeben zu Bonn am 23. Juni 2016
- PANTLE R., H. BUCK (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach* 96 (18): 604.
- SETAC [Society of Environmental Toxicology and Chemistry] (2004): Technical issue paper: Whole effluent toxicity testing: Ion imbalance. Pensacola FL, USA: SETAC. 4 p.
- SCHIEFELE, S. & F. KOHMANN (1993): Bioindikation der Trophie in Fließgewässern.- Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Wasserwirtschaft. – Forschungsbericht Nr. 102 01 504.
- ZIEMANN, H. (1967): Die Wirkung der Kaliabwässer auf die Flora und Fauna der Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Werra und Wipper. - *Fortschr. Wasserchemie* 7: 50-80
- ZIEMANN, H. (1971): Die Wirkung des Salzgehaltes auf die Diatomeenflora als Grundlage für eine biologische Analyse und Klassifikation der Binnengewässer. - *Limnologica* 8 (2): 505-525
- ZIEMANN, H. (1982): Indikatoren für den Salzgehalt der Gewässer - Halobiensystem. - In: *Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung* 2: 89-95, 108-114; Jena (Fischer)
- ZIEMANN, H. (1997): The influence of different ion ratios on the biological effect of salinity in running waters of Thuringia (Germany). - *Limnologica* 27 (1): 19-28.

Die längere Originalfassung dieses Beitrages ist unter dem Titel: „Indikation der Salinität von Fließgewässern auf der Grundlage des Makrozoobenthos“ in der Korrespondenz Wasserwirtschaft, 2016 (9), Nr. 2, S. 102-106 erschienen.

Gewässerversalzung – eine globale Herausforderung und ihre mitteleuropäischen Aspekte

Schulz, Claus-Jürgen¹

¹ Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Regionalstelle Sondershausen, Am Petersenschacht 3, D-99706 Sondershausen (Germany), Claus-Juergen.Schulz@tlug.thueringen.de

Keywords: Border Rivers, Gewässerversalzung, Kalibergbau, Murray-Darling Basin, Nordseepipeline, Sulfat, Werra, Wipper

Einleitung

Die Gewässerversalzung, die Erhöhung der Konzentration salinarer Ionen in Gewässern, findet in der (limnologischen Fach-) Öffentlichkeit bislang kaum Beachtung. Dies steht im Gegensatz zur großen Bedeutung, welche diesem Thema zukommt. Denn Versalzung ist einer der wichtigsten Stressoren der Gewässerökosysteme (Millenium Ecosystem Assessment 2005). In den USA zählt sie inzwischen zu den 15 wichtigsten Bedrohungen der Intaktheit von Fließgewässern und liegt damit gleichauf mit der Pestizidbelastung (US Environmental Protection Agency 2012). In Australien wird Salinität zu den 3 wichtigsten Gewässerkontaminationen (Lovet et al. 2007) gerechnet. Der vorliegende Beitrag gibt einen Überblick über die Versalzung von Gewässern: Ursachen, Auswirkungen, Bewirtschaftungskonzepte und Kosten.

1. Ursachen der Gewässerversalzung

In der Fachliteratur wird zwischen geogener (primärer) und anthropogener (sekundärer) Versalzung unterschieden. Von geogener Versalzung spricht man, wenn aufsteigendes salzreiches Tiefenwasser oder auch Meerwasser eine Gewässerversalzung hervorrufen. Im Fall der anthropogenen Versalzung geht die Versalzung auf menschliche Aktivitäten wie z. B. Bergbau zurück. Beide Formen können sich mischen. Ein Beispiel dafür ist die Wipper (Thüringen), wo neben Salzeinträgen aus Kali-Althalden auch geogene Einträge vorliegen (Sommer 2016). Bei den Ionen, deren Konzentration eine Erhöhung erfährt, handelt es sich vorrangig um Na^+ , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Cl^- , CO_3^{2-} , HCO_3^- und SO_4^{2-} (Williams 1987, Ziemann & Schulz 2011).

Wichtige Ursachen speziell der sekundären Fließgewässerversalzung sind (Zusammenstellung nach Arguelles-Canedo et al. 2013, Literatur siehe dort):

- Beregnung landwirtschaftlicher Flächen und ansteigende Grundwasserstände in ariden und semi-ariden Regionen. Da die Nutzpflanzen nur einen Teil der im Beregnungswasser enthaltenen Salze verstoffwechseln, können die übrigen durch Auswaschung in nahegelegene Flüsse eingetragen werden. Außerdem können bei der Beregnung fossile Salzlager mobilisiert werden. Versalzung als Folge künstlicher Bewässerung wurde berichtet für die Flüsse Amu Darya und Syr Darya (Zentralasien, Zuflüsse des Aralsees, der folglich verlandet und versalzt), Breede river (Südafrika), Ebro (Spanien) und Büyük Menderes (Türkei)

- Steigende Wasserstände salzreicher Grundwässer als Folge des Ersatzes tiefwurzelnder Vegetation durch flachwurzelnde (quasi flächendeckendes Problem in Australien)
- Steigende Meeresspiegel führen zu einem Aufsteigen von Meerwasser in die Flussläufe und zum Absterben der Mangrovenwälder (Indien, Bangladesh)
- Salz- und Steinkohlebergbau: Hier fallen salzhaltige Produktions- und Haldenabwässer an, die oft ohne oder nur nach unzureichender Aufbereitung in nahegelegene Fließgewässer abgestoßen werden. Beispiele hierfür sind die Flüsse Werra, Weser, Wipper, Lippe. Solche Salzausträge können noch lange nach Einstellung des aktiven Bergbaus erfolgen (Schulz et al. 2016)
- In kalten Regionen kann eine signifikante Fließgewässerversalzung durch den Einsatz von Auftausalzen durch den Straßen-Winterdienst stattfinden

Oft wird übersehen, dass die geogene Versalzung von Fließgewässern auch in Mitteleuropa regional überraschende Ausmaße annehmen kann. Abbildung 1 verdeutlicht dies am Beispiel der Sulfatkonzentrationen Thüringer Fließgewässer. Sie betragen bei Bächen und Flüssen des Thüringer Beckens lokal $> 800 \text{ mg L}^{-1}$.

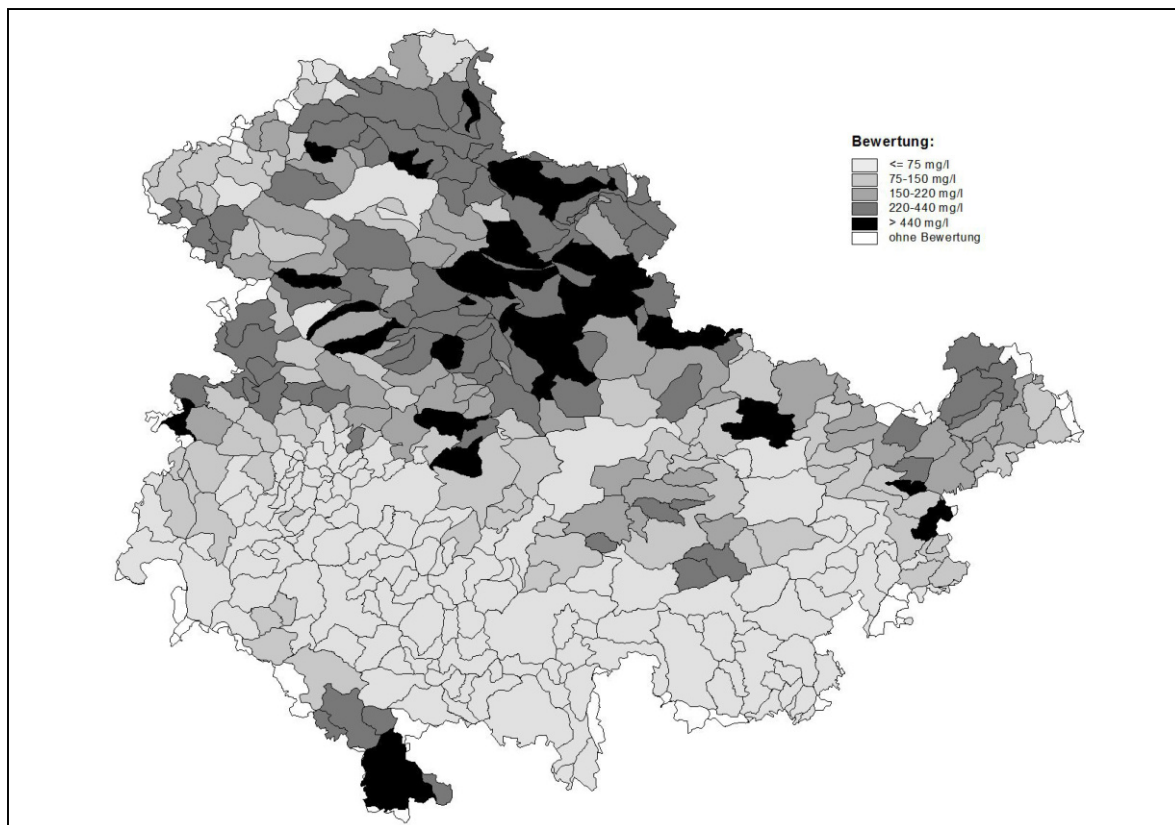


Abb. 1: Sulfatkonzentrationen in Teil-Einzugsgebieten des Thüringer Beckens. Grafik: TLUG.

2. Wirkungen und Auswirkungen der Gewässerversalzung

Die Erhöhung der Salzkonzentrationen von Fließgewässern können sehr unterschiedliche Folgen haben. Diese betreffen auf organismischer Ebene die Physiologie der Süßwasserorganismen, auf biozönotische Ebene aber auch Struktur und Funktion der aquatischen Lebensgemeinschaften. Der nachfolgende sehr grobe Überblick kann bei Arguelles-Canedo et al. (2013) vertieft werden.

Auf organisemischer Ebene sind Auswirkungen erhöhter Salzgehalte schon relativ lange bekannt. Da viele Ergebnisse deutschsprachig veröffentlicht wurden, waren ihrer Verbreitung allerdings (enge) Grenzen gesetzt. Nach Loeb (1911) lässt sich die Schädigung einzelner Ionen antagonistisch durch andere Ionen kompensieren. Hirsch (1914) stellte fest, dass die toxische Wirkung von Salzlösungen auf der Konzentration einzelner Ionen wie z. B. K^+ beruhen kann. Dies war im Hinblick auf die zu seiner Zeit aufkommende Einleitung von Kaliabwässern in Flüsse eine sehr grundlegende Entdeckung. Die toxische Wirkung des Kaliums kann durch Calcium kompensiert werden (Ebeling 1933); Ebeling ermittelte auch erstmals Toxizitäts-Schwellenwerte für Kalium.

Auf biozönotischer Ebene wurde die Auslöschung bzw. Verdrängung salzempfindlicher Süßwasserarten beschrieben (z. B. Albrecht 1954); der gegenläufige Effekt kann eintreten, wenn die sekundäre Salzbelastung sinkt (Bäthe 2011, Coring 2011). Salzrobuste Arten können sich ausbreiten und Massenvermehrungen aufweisen – ein bekanntes Beispiel hierfür ist die Vermehrung von *Gammarus tigrinus* in der Werra (Schmitz 1960). Auch die Verbreitung von Neozoen, die häufig als euryök zu charakterisieren sind, wird begünstigt (Braukmann & Böhme 2011, Piscart et al. 2005). Die salzbedingte Ausfällung suspendierter Stoffe kann erhöhte Transparenz des Wassers und damit ein verbessertes Lichtangebot zur Folge haben, was wiederum Massenentwicklungen von Algen begünstigt (Dunlop et al. 2005). Dickman & Gochner (1978) beschrieben einen Rückgang der Algendiversität als Folge einer Reduzierung der phytophagen Grazer, die normalerweise *Cocconeis placentula* limitieren und so verhindern, dass *C. placentula* andere Algenarten verdrängt. Die Versalzung von Fließgewässern kann weiterhin zu einem verzögerten Abbau von allochthonem Material führen (Schäfer et al. 2012) und den Holzabbau beeinflussen (Gomez et al. 2016).

Hinsichtlich der Interaktionen zwischen Versalzung und weiteren Stressoren wie pH, Temperatur, Wasserhärte, Schwermetallen und organischen Verbindungen besteht noch erheblicher Untersuchungsbedarf.

3. Sanierungskonzepte für salzbelastete Flusseinzugsgebiete

Nicht zuletzt aus den Anforderungen der EU-WRRL ergibt sich u. a. in Deutschland die Notwendigkeit, die Entsorgung bergbaubedingter Salzabwässer, welche bislang in Flüsse eingeleitet wurden, so zu organisieren, dass die Salzbelastung der betroffenen Fließgewässer gesenkt und so die Voraussetzung für eine Verbesserung des biologischen Zustandes geschaffen wird. Dies gilt zunächst für Einzugsgebiete, in denen aktiver Bergbau stattfindet, aber auch für Bergbau-Altstandorte, wo vor allem salzhaltige Haldenabwässer anfallen (Schulz et al. 2016). Dabei stehen, wie Sommer (2016) am Beispiel des Thüringer Südharzreviers zeigt, unterschiedliche Maßnahmen zur Verfügung wie Untertageversatz, Haldenabdeckung, Eindampfung von Laugen, optimierter abflussabhängiger Abstoß und Überleitung in andere Einzugsgebiete, wo die Salzlösungen bei höheren Abflüssen besser verdünnt werden. Je nach gewählter Maßnahmenkombination können unterschiedliche salinare Restbelastungen resultieren. Zu berücksichtigen ist, dass im Fall der Althalden nicht alle Salzabwässer mit den Maßnahmen erreicht werden, weil ein Teil von ihnen diffus austritt. Sommer (2016) schätzt für das Revier „Südharz“ ca. 55% der anthropogenen Chloridfracht als steuerbar ein, 25% als nicht steuerbar und 20% als geogen.

Jedoch nicht alle möglichen Maßnahmen erweisen sich als zielführend. Ein Beispiel dafür stellt die Werra da. Hier wird ein Teil der Salzabwässer in den Untergrund verpresst („versenkt“) und ein anderer Teil in den Fluss eingeleitet. Nach TLUG (2015) tritt jedoch ein nicht unerheblicher Teil der versenkten Salzabwässer diffus in den Fluss über, dessen Salzbelastung aus oberirdischen Punktquellen um diffus zugetretene versenkte Anteile erhöht wird.

In diesem Zusammenhang lässt sich ein weiteres Problem verdeutlichen. Es war diskutiert worden, die in den Kaliwerken an der Werra anfallenden Salzabwässer über eine Pipeline in die Jade bei Wilhelmshaven einzuleiten (Runder Tisch Werra 2010). Dies wirft eine Reihe grundsätzlicher Fragen auf (nach Gerdes & Ilchner 2014):

- Welche Toxizität ist von den eingeleiteten Salzabwässern zu erwarten? Sie enthalten im Vergleich zum Seewasser erheblich höhere Konzentrationen u.a. an K^+ und Mg^{++} , die zudem an tonige Wattsedimente binden und damit lange bioverfügbar bleiben.
- Welche Verteilung der eingeleiteten Salzabwässer ist zu erwarten? Die Einleitungsstelle an der Jade liegt im gezeitenbeeinflussten Bereich: Es erfolgt kein linearer Abfluss der Salzabwässer seewärts, sondern ein Wechsel der Strömungsrichtung im Gezeiten-Rhythmus. Springtiden und Stürme mit vorherrschender Windrichtung (Nord-) West drücken das Wasser immer wieder in Jade und Jadebusen hinein und erschweren so den Wasseraustausch. Die Wassererneuerungszeiten im Jadebereich liegen zwischen 15 und 226 Tagen, sodass zumindest lokal Salzanreicherungen nicht auszuschließen sind.
- Welche Folgen sind für die Wattsedimente zu erwarten? Nach den bisherigen Erkenntnissen kann die einleitungsbedingte Salinitätssteigerung des Wattbodenwassers persistent sein und zu Änderungen der Makrofauna führen (Michaelis 1979).
- Wie wirkt sich eine Einleitung auf den Zustand sensu WRRL des (nord-) westlich gelegenen Wattenmeeres aus? Diese Gebiete sind teils in mäßigem, teils in unbefriedigendem Zustand – somit greift hier das Besserungsgebot der WRRL. Und inwieweit kann eine Einleitung den UNESCO-Welterbestatus des Wattenmeeres gefährden?



Abb. 2: Jadesystem bei Niedrig- und Hochwasser. Quelle: G. Gerdes

4. Kosten der Fließgewässerversalzung

Es liegt auf der Hand, dass in Folge einer Fließgewässerversalzung sehr unterschiedliche Schäden auftreten können, deren Beseitigung mit Kosten verbunden ist. Das Spektrum reicht von Schäden an wasserwirtschaftlichen Anlagen und verringerten fischereiwirtschaftlichen Erträgen bis hin zu monetarisierten Kalkulationen für den Ausfall aquatischer Organismenarten, notwendigen Maßnahmen zur Erreichung des „guten Zustandes“ (sensu EU-WRRL) und Strafzahlungen im Falle dessen Verfehlung. Über die Monetarisierung solcher Schäden gibt es allerdings nur ganz vereinzelte Schätzungen. Somit sind hierzu allenfalls fragmentarische Angaben möglich. Walker (1992) beziffert den Schaden durch versalzungsbedingte Verluste in der landwirtschaftlichen Produktion des australischen Murray-Einzugsgebietes auf A\$ 100 Mio. für das Jahr 1987. Für das Einzugsgebiet der Border Rivers (Australien) wird eine jährliche Gesamtschadenssumme von \$ 700 Mio. genannt (Wilson 2002), und Holz und Möhle (1982) errechneten für Werra und Weser einen Gesamtsalzschaten von DM 65 Mio. a⁻¹.

Literatur

- Albrecht, M. L. (1954): Die Wirkung der Kaliabwässer auf die Fauna von Werra und Wipper. *Z. Fisch. N. F.* 3:401-426.
- Bäthe, J., Coring, E. (2011): Biological effects of anthropogenic salt-load on the aquatic Fauna: A synthesis of 17 years of biological survey on the rivers Werra and Weser. *Limnol.* 41: 125-133.
- Braukmann, U., Böhme, D. (2011): Salt pollution of the middle and lower sections of the river Werra (Germany) and its impact on benthic macroinvertebrates. *Limnol.* 41 (2): 113-124.
- Cañedo-Argüelles, M., Kefford, B. J., Piscart, C., Prat, N., Schäfer, R. B., Schulz, C.-J. (2013): Salinisation of rivers: An urgent ecological issue. *Env. Poll.* 173: 157-167.
- Coring, E., Bäthe, J. (2011): Effects of reduced salt concentrations on plant communities in the River Werra (Germany). *Limnol.* 41(2): 134-142.
- Dickman, M.D., Gochnauer, M.B. (1978): Impact of sodium chloride on the microbiota of a small stream. *Env. Poll.* 17 (2): 109-126.
- Dunlop, J., McGregor, G., Horrigan, N. (2005): Potential Impacts of Salinity and Turbidity in Riverine Ecosystems, National Action Plan for Salinity and Water Quality, ISBN 1741720788. WQ06 Technical Report. QNRM05523.
- Ebeling, G. (1933): Ergebnisse der fischereibiologischen und fischereichemischen Untersuchung von Kaliabwässern. *Vom Wasser VII*: 272-288.
- Gerdes, G., Ilschner, B. (2014): Salz im Getriebe. *Waterkant* 3: 11-16.
- Gomez, R., Asenico, A. D., Picon, J. M., del Campo, R., Arce, M. I., del Mar Sanchez-Motoya, M., Suarez, M. L., Vidal-Abarca, M. M. (2016): The effect of water salinity on wood breakdown in semiarid Mediterranean Streams. *Sci. Tot. Env.* 541: 491-501.
- Holz, W., Möhle, K. (1982): Ursachen und Auswirkungen der Salzbelastung der Weser unter besonderer Auswirkung der Wasserversorgung im Wesereinzugsgebiet. *Uni Hannover*.
- Hirsch, E. (1914): Salzwasser und Salzfaunen. *Arch. Hydrobiol. Planktonkde.* 10: 273-286.
- Loeb, J. (1911): Über den Mechanismus der antagonistischen Salzwirkungen. *Biochem. Z.* 36: 275-279.
- Lovett, S., Price, P., Edgar, B. (2007): Salt, Nutrient, Sediment and Interactions: Findings from the National River Contaminants Program, Land & Water Australia.
- Michaelis (1979): Pilotstudie zur Umweltverträglichkeit von Abwässern der Kali-Industrie im Weser-Aestuar. *Forschungsstelle für Insel- und Küstenschutz Norderney*. 33 pp + Anhang.
- Piscart, C., Moreteau, J.-C., Beisel, J.-N. (2005): Biodiversity and structure of macroinvertebrate communities along a small permanent salinity gradient (Meurthe river, France). *Hydrobiol.* 551 (1): 227-236.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Runder Tisch Werra (2010): *Empfehlung*. Kassel. 90pp.
- Schäfer, R.B., Bundschuh, M., Rouch, D.A., Szöcs, E., Von Der Ohe, P.C., Pettigrove, V., Schulz, R., Nugogoda, D., Kefford, B.J. (2012): Effects of pesticide toxicity, salinity and other environmental variables on selected ecosystem functions in streams and the relevance for ecosystem services. *Sci. Tot. Env.* 415: 69-78.
- Schmitz, W. (1960): Die Einbürgerung von *Gammarus tigrinus* Sexton auf dem europäischen Kontinent. *Arch. Hydrobiol.* 57: 223 - 225.
- Schulz, C.-J., Kosmac, U., Petruck, A. (2016): Salzeinträge in Fließgewässer aus ausgewählten Bergbau-Altstandorten. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2: (Im Druck).
- Sommer, T. (2016): Salzbelastung in Gewässern im Kalirevier Südharz und Maßnahmen zu deren Minderung. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2: (Im Druck).
- TLUG (2015): Gutachterliche Stellungnahme. Download am 25. 1. 2015 als [http://www.wasser-in-not.de/dateien/uebersichten/2015-10-26 Anlage 1 - Stellungnahme TLUG.PDF](http://www.wasser-in-not.de/dateien/uebersichten/2015-10-26%20Anlage%201%20-%20Stellungnahme%20TLUG.PDF)
- US Environmental Protection Agency (2012): *Watershed Assessment, Tracking & Environmental Results*. http://iaspub.epa.gov/waters10/attains_nation_cy.control?p_report_type=T#causes_303d.
- Walker, K. F. (1992): The River Murray, Australia: A Semiarid Lowland River. *In*: P. Calow & G.E. Petts (ed.) *The Rivers Handbook*, Vol.1: 472-492. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Williams, W.D. (1987): Salinization of Rivers and streams: an important environmental hazard. *Ambio* 16: 181-185.

- Wilson, S. M. (2002): Dryland and urban salinity costs across the Murray-Darling Basin: An overview & guidelines for identifying and valuing the impacts. Murray-Darling Basin commission, Canberra, Australien.
- Ziemann, H., Schulz, C.-J. (2011): Methods for biological assessment of salt-loaded running waters – fundamentals, current positions and perspectives. *Limnol.* 41: 90-95.

SCHMALWIESER, MARKUS & IRENE ZWEIMÜLLER: Kennzahlen zu Schwimmteichen und Naturpools – Charakterisierung künstlicher Badegewässer anhand einfacher Parameter.

TÄUSCHER, LOTHAR: Untersuchungen der Mikroalgen in Moorgewässern des Naturparks „Uckermärkische See“ im Land Brandenburg.

OLDORFF, SILKE; VOLKER KRAUTKRÄMER; SEBASTIAN BERNHARD; TOM KIRSCHHEY; MARKUS EBER; ROBERT PUDWILL; JENS MÄHLMANN; RALF KÖHLER; HEIKE KLUKE & JOSEF TUMBRINCK: Untersuchung von Abgrabungsgewässern in NRW – Ergebnisse der Exkursion des DGL-Arbeitskreises Tauchen in der Limnologie.

Kennzahlen zu Schwimmteichen und Naturpools – Charakterisierung künstlicher Badegewässer anhand einfacher Parameter

Markus Schmalwieser¹ & Irene Zweimüller²

¹ Technisches Büro für Limnologie Markus Schmalwieser, Wurmsergasse 42, 1150 Wien, office@limnologie-schmalwieser.at ² Department für integrative Zoologie, Althanstraße 14, 1090 Wien irene.zweimueller@univie.ac.at

Keywords: Schwimmteich, Naturpool, Kleinbadeteich, Sekundärhabitat, Wasserchemie, Schichtung

Abstract

Key figures on swimming ponds and natural swimming pools - Characterization of artificial bathing waters on the basis of simple parameters

Basic chemical parameters (pH, hardness, ORP, conductivity) were measured in over 800 privately owned swimming ponds and natural swimming pools. These were located in middle Europe (Austria, Switzerland, southern Germany and Slovenia). All of them were equipped with through-flow filtering systems. The swimming pools exhibited strikingly narrow ranges for pH and hardness (interquartile ranges of 8,3 to 8,6 and 4,5 to 6,5, respectively), despite the wide range of values found in the water used to fill the swimming pools (interquartile ranges of 7,6 to 8,1 and 7 to 12,5, for pH and hardness, respectively). ORP-values were typically around 200 mV and ORP was the only parameter exhibiting seasonality (higher values in mid-summer). The conductivity values in the swimming pools showed a wide range reflecting conductivity of the filling water. However, extreme conductivity values in the filling water lead to somewhat less extreme conductivity in the swimming pool. Natural swimming pools are well-balanced systems with regard to water chemistry and show strikingly little similarities with the water used to fill them. This is probably due to the calcareous material typically used for the filtering systems.

Einleitung

Seit den frühen 1980ern werden in Deutschland, Österreich und der Schweiz Schwimmteiche errichtet. Sie stellen je nach ihrer konkreten strukturellen Ausformung und stark abhängig von den Pflege- und Reinigungsmaßnahmen ihrer Besitzer nicht nur Badegewässer, sondern auch Sekundärhabitate unterschiedlicher Qualität dar. Unabhängig davon wie man dieser Entwicklung gegenübersteht ist das Vorhandensein eines dichten Netzes an unchlorierten Gewässern in Siedlungsräumen eine Tatsache, deren Relevanz allein durch ihre hohe Anzahl gegeben ist.

Spätestens seit der Jahrtausendwende werden zunehmend stark technisierte Schwimmteiche bzw. Naturpools errichtet. Diese Entwicklung schuf einen neuen Typ eines künstlichen Gewässers, den unser Beitrag behandelt.

In den europäischen Ländern gelten für Schwimmteiche eine Anzahl von Gesetzen, Verordnungen und anderen Regelwerken, in denen Grenz- und Richtwerte angegeben sind. Diese Regelwerke sind teilweise älteren Ursprungs beziehungsweise wurden die angegebenen Werte aus anderen Zusammenhängen übernommen. Veröffentlichungen von Messwerten aus tatsächlich existierenden Schwimmteichen über die diese Regelwerke bestimmen, sind nur in geringem Ausmaß vorhanden. Mit der vorliegenden Auswertung solcher Messdaten wollten wir einen Beitrag zu einer solchen Datenbasis liefern und stellten uns die Frage, ob sich diese künstlichen Badegewässer anhand einfacher chemisch-physikalischer Parameter charakterisieren lassen.

Material und Methode

Die untersuchten Anlagen

In unserer Auswertung wurden Datensätze aus Besuchen von mehr als 800 privaten Badeanlagen aus den Jahren 2002 bis 2014 einbezogen. Die untersuchten Schwimmteiche lagen in Mitteleuropa (Österreich, Schweiz, Süddeutschland, Slowenien). Die Anlagen wurden meist mehrere Wochen bis einige Monate nach der Erstbefüllung erstmals besucht („1. Besuch“ in Abbildungen 1 bis 2). Die Schwimmteiche bzw. Naturpools können der branchenüblichen Konvention entsprechend dem Typ 4 zugeordnet werden und sind mit Kiesfilter i.w.S. ausgestattete Anlagen, die 1-3mal pro Tag umgewälzt werden (Österreichisches Normungsinstitut, 2010). Die Kiesfilter sind dabei Nachbildungen des hyporheischen Interstitials eines Fließgewässers in denen Filtration und Reinigung des Wassers durch den Biofilm des Lückenraums stattfindet. (Spieker et al, 2012) Bei solchen Anlagen handelt es sich limnologisch betrachtet eigentlich um Fließgewässer ohne nennenswertes Plankton.

Parameter

An den zwischen 2002 und 2014 besuchten Teichen wurden für Füllwasser und Teichwasser folgende Parameter erhoben: Elektrische Leitfähigkeit (LF, $\mu\text{S}/\text{cm}$), Redoxpotential (Redox, mV), pH, Carbonathärte, (Härte, $^{\circ}\text{dH}$) Temperatur ($^{\circ}\text{C}$). Die gemessenen Redoxwerte wurden nach der Methode von Wetzel (1983) auf die Werte bei pH 7 umgerechnet. Zudem wurden Sauerstoff- und Temperaturmessungen an 33 Anlagen im Juli und August 2014 in den Tiefen -30cm und -160cm durchgeführt, um eventuelle Schichtungsphänomene nachzuweisen.

Ergebnisse

Füllwasser

Während die bei den Füllwässern gemessenen Werte bei allen Parametern eine weite Streuung aufwiesen, lagen die in den Schwimmteichen gemessenen Werte in einem deutlich engeren Bereich.

Einige Wochen nach der Befüllung lagen die pH-Werte der Schwimmteiche in den allermeisten Fällen im Bereich um 8,5 (Interquartil 8,3 bis 8,7) und die Härte zwischen 4,5 und 7 (Interquartilbereich, Median: 5) weitgehend unabhängig vom ursprünglichen Wert des Füllwassers. Bei der Härte fällt auf, dass sich bei weichem Füllwasser die Härte im Schwimmteich erhöhte, während bei hartem Füllwasser die Härte im Schwimmteich deutlich sank (Abb. 1 A)

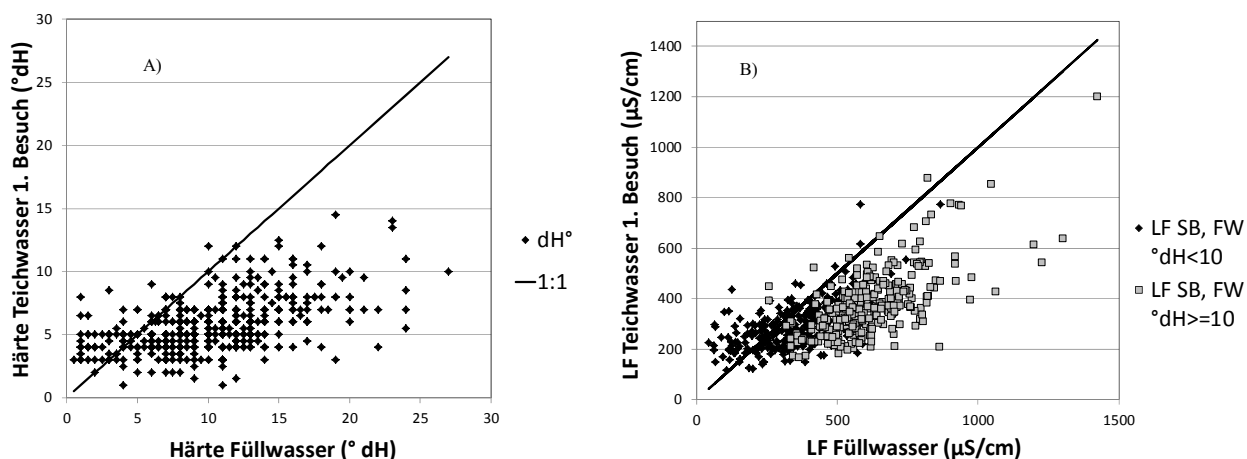


Abbildung 1 A + B: Relation Chemismus Füllwasser zu Chemismus Schwimmteich beim ersten Besuch – A) Carbonathärte; B) Leitfähigkeit; 1:1 = Werte für Füllwasser und Schwimmteich ident

Elektrische Leitfähigkeit

Die Höhe des Leitfähigkeitswertes in den Teichen bewegte sich in einem weiten Feld zwischen $115\mu\text{S}/\text{cm}$ und $1374\mu\text{S}/\text{cm}$. Sie wird weitgehend vom Füllwasser bestimmt. Allerdings tendieren auch hier wieder die Werte im Schwimmteich zu weniger extremen Werten als im Füllwasser. Bereits nach einigen Wochen waren im Schwimmteich die Leitfähigkeitswerte meist deutlich unter die des Füllwassers gesunken, besonders bei hartem Füllwasser (Abb. 1 B). Bei geringen Leitfähigkeitswerten im Füllwasser und weichem Wasser kam es auch zu Erhöhungen der Leitfähigkeitswerte im Schwimmteich. Die Leitfähigkeitswerte im Schwimmteich sind nur bei Kenntnis des Füllwassers zu interpretieren.

Tabelle 1: Zusammenfassung wasserchemischer Parameter

Schwimmteich	Härte °dH	pH-Wert pH-Wert	LF µS / cm	Redox mV
Median	5,5	8,43	313	220
Q25	4,5	8,28	252	189
Q75	6,5	8,61	378	258

Füllwasser	Härte °dH	pH-Wert pH-Wert	LF µS / cm	Redox mV
Median	10,0	7,81	505	202
Q25	7,0	7,60	352	168
Q75	12,5	8,09	623	254

pH

Der gemessene pH-Wert lag meist nahe um den Median von 8,4. Als Normalbereich ergab sich der Bereich von 8 bis 9,2, in den 90% der beobachteten Werte fallen. Als unproblematisch kann der Bereich bis 9 angesehen werden. Deutlich über diesen Bereich nach oben hinausreichende Werte (bis 11,5) wurden vor allem dann vorgefunden, wenn es zu Kalkausfällungen infolge unsachgemäßer Betonarbeiten unter Wasser kam. Mit 0,75% lagen nur einige wenige Werte unter 7,5. Ein einziger Messwert lag mit pH 6,5 im sauren Bereich. Die Ursache für das weitestgehende Fehlen von Messwerten im sauren Bereich auch in kalkarmen Gebieten dürfte darin liegen, dass in den Filtern in den allermeisten Fällen kalkhaltiger Kies eingebracht wird, der für eine Kalkpufferung bzw. Erhöhung des pH-Wertes verantwortlich ist. Dieser enge pH-Bereich in den Schwimmteichen steht im extremen Gegensatz zu den Verhältnissen beim Füllwasser: hier lagen die pH-Werte zwischen 6,1 und 10,1!

Carbonathärte

Die Härte lag durchschnittlich bei 5,5 und bewegte sich innerhalb eines engen Bereiches. Im Vergleich zu den Werten der ersten Besuche fällt auf, dass die Anzahl der hohen Wasserhärtewerte später noch weiter abnahm (alle Besuche, Interquartil: 4,5 bis 6,5). Auch bei diesem Parameter spielten die lokalen geologischen Verhältnisse eine sehr untergeordnete Rolle. Sowohl bei sehr weichen als auch bei Füllwässern mit sehr hoher Härte pendelte sich der Wert im Teich im Bereich um 5 ein. Höhere Werte wurden vor allem dann angetroffen, wenn relativ kurze Zeit zuvor mit sehr hartem Wasser nachgefüllt wurde. Lagen Werte deutlich unter 5 so war dies wohl auf vorangegangene Regenereignisse zurückzuführen.

Redoxpotential

Das Redoxpotential lag mit durchschnittlich 220 mV sehr hoch und wies eine erkennbare Saisonalität mit Höchstwerten im Juli auf (Abb. 2).

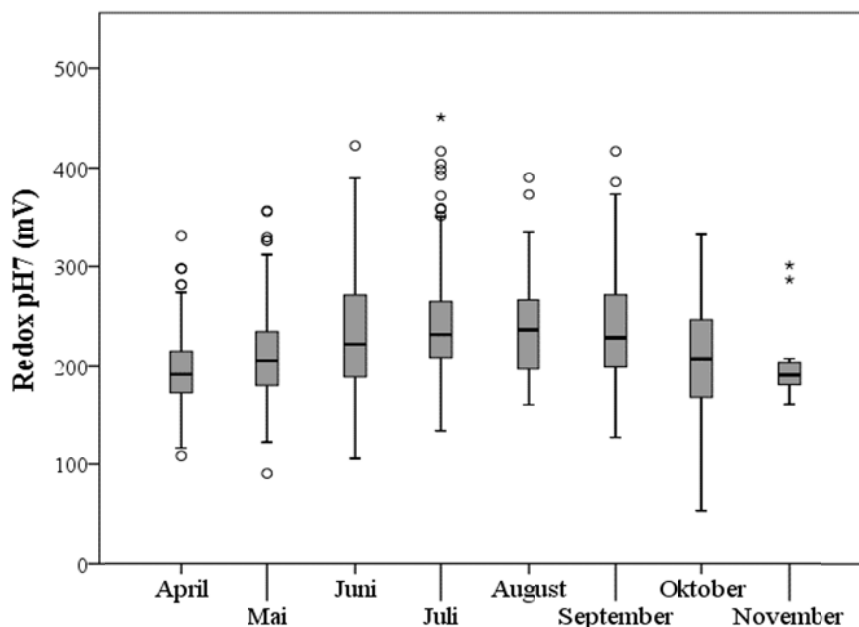


Abbildung 2: Saisonale Entwicklung des Redoxpotentials in allen Schwimmteichen

Sauerstoffsättigung und Temperatur

Die Sauerstoffmessungen in unterschiedlichen Tiefen (-30cm, -160cm) ergaben einen Mittelwert von 88% Sättigung und zeigten nur geringe tageszeitliche Unterschiede. Längerfristige Schichtungsphänomene waren nicht zu beobachten. Ebenso wurden kaum Temperaturunterschiede zwischen oberflächennaher und bodennaher Messung erfasst. Die Unterschiede betrugen bei einzelnen Anlagen maximal 1,9°C, zumeist jedoch deutlich weniger, auch war nicht immer die oberflächennahe Temperatur höher. Es kam zu keiner über sehr kurze Zeiträume hinausgehenden Temperaturschichtung. Infolge dieser fehlenden Gradienten können sich auch keine anderen chemischen Schichtungen ausbilden, die zu einer ungleichen Verteilung oder stellenweisen Anreicherung von Nährstoffen im Schwimmbecken führen könnten.

Zusammenfassende Charakterisierung

Die untersuchten, stark technisierten Schwimmteiche lassen sich bezüglich der gemessenen Parameter als ungeschichtete, sauerstoffreiche, klare Gewässer mit geringer Amplitude der erfassten Messwerte beschreiben. Sie unterscheiden sich von natürlichen Gewässern vor allem durch die fehlende Verbindung zum geologischen Untergrund. Sie weisen erstaunlich einheitliche, stabile chemische Bedingungen auf, die nur eine relativ geringe Abhängigkeit vom Füllwasser (Ausgangssituation) aufweisen.

Literatur

- Österreichisches Normungsinstitut (2010): ÖNORM L1126: Kleinbadeteiche – Anforderungen an Planung, Bau, Betrieb, Sanierung und Überwachung. – Zurückgezogen am 1.1.2015
- FLL-Forschungsgesellschaft für Landschaftsentwicklung und Landschaftsbau e. V. (2011): Richtlinie für Planung, Bau, Instandhaltung und Betrieb von Freibädern mit biologischer Wasseraufbereitung (Schwimm- und Badeteiche).
- Schmalwieser, M (2015): Neue Erkenntnisse zur Leistungsfähigkeit von Kiesfiltern im Schwimmteich- und Naturpoolbau. Schwimmteich & Naturpool, 3. Ausgabe
- Spieker, J., Hirsch, S., Schwarzer, C., Schwarzer, U., Frehse, H., Bruns, S. (2012): Freibäder mit biologischer Wasseraufbereitung (Schwimm- und Badeteiche). In: Hupfer, Calmeno, Fischer, Klapper (Editoren): Handbuch Angewandte Limnologie. VI-2.6, 30. Ergänzungslieferung 12/12, Wiley-VCH.
- Wetzel, R. (1983): Limnology. zweite Auflage, Saunders College Publishing, 767pp.

Untersuchungen der Mikroalgen in Moorgewässern des Naturparks „Uckermärkische See“ im Land Brandenburg

Lothar Täuscher

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

Keywords: Mikroalgen, Bioindikation, Rote Liste, Moore, Naturpark, Uckermark, Brandenburg

Abstract:

Studies on microalgae in bog waters in the nature reserve „Uckermärkische Seen“ in the federal state Brandenburg

The benthic, metaphytic and planktic algal flora in bog waters in the nature reserve „Uckermärkische Seen“ in the federal state Brandenburg (Germany) was investigated. The records of rare and endangered microalgae are important for the bioindication of the water quality, for the ecological status and for Red Data Lists. The aut- and synecological characterisation of some algal species (cyanobacteria/blue green algae: *Gloeotrichia echinulata*, *Gloeotrichia pisum*, *Nostoc caeruleum*; red alga: *Batrachospermum turfosum*; dinoflagellat: *Ceratium cornutum*, green algae: *Botryococcus terribilis*, *Eremosphaera viridis*; desmids: *Closterium rostratum*, *Cosmarium botrytis*, *Micrasterias rotata*, *Tetmemorus brebissonii*) and of the algal community *Batrachospermum turfosi* Bobrov et Chemeris 2012 play a great role.

Einleitung

Nachdem in zwei Beiträgen des Verfassers Informationen zur Algenbesiedlung in Seen und Fließgewässern des Naturparks „Uckermärkische Seen“ gegeben wurden (s. Täuscher 1998a, Täuscher & Kroy 1997), sollen im Folgenden Ergebnisse der Untersuchungen der Mikroalgen in Moorgewässern in diesem Großschutzgebiet des Landes Brandenburg vorgestellt werden.

Die Algenbesiedlung von Mooren und Moorgewässern wurde bisher im Land Brandenburg selten durchgeführt (Donat 1925, 1926a [Hechtgiebel, Fauler See bei Fürstenwalde], Fischer 1977 [Naturschutzgebiet „Himmelreichsee“], Hehmann 1998, Hehmann & Krienitz 1996, Krienitz et al. 1997 [Große Fuchskuhle], Krieger 1929 [Hochmoor am Diebelsee]: s. Literaturzitate in Täuscher 2009). Und auch in dem Buch „Moore in Brandenburg und Berlin“ (Luthardt & Zeitz 2014) wurde die Besiedlung von Mooren mit Mikroalgen nicht berücksichtigt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiete

Angaben zu den auf die Mikroalgenbesiedlung untersuchten Mooren im Naturpark „Uckermärkische Seen“ (Mellenseemoor, Moor am Seechen, Oberpfuhlmoor) sind in Mauersberger (2014) zu finden.

Methoden

Es wurden Freiwasserproben (Phytoplankton), Quetschproben (vor allem metaphytischer Mikroalgen aus Moospolstern) und Proben benthischer Mikroalgen (vor allem epiphytische Bewüchse) an zwei Terminen im Sommer 2014 gesammelt.

Die qualitative Untersuchung der Frischproben erfolgte lichtmikroskopisch (LM) ohne Präparation. Es wurde eine phänotypische, lichtmikroskopische Bestimmung der Mikroalgen möglichst auf Art-Niveau vorgenommen. Da bei einigen Taxa eine Art-Bestimmung lichtmikroskopisch ohne Präparation (z.B. der Gattungen *Navicula* und *Pinnularia* der Klasse Bacillariophyceae - Kieselalgen: s. Cox 1996) nicht eindeutig möglich ist bzw. manchmal wichtige Bestimmungskriterien fehlten (z.B. Reproduktionsorgane bei den Gattungen *Bulbochaete* der Ordnung Oedogoniales, *Mougeotia*, *Spirogyra* und *Zygnema* der Ordnung Zygnematales - Sternchenalgen), werden in diesen Fällen die Angaben auf Gattungs-Niveau vorgenommen.

Die Bestimmungs- und Referenzliteratur ist den Bearbeitungen der Checklisten der Algen des Verfassers zu entnehmen (Täuscher 2011, 2012, 2013, 2015a). Auch autökologische Angaben, Angaben zum Rote Liste-Status und die Charakterisierung von Syntaxa sind zu finden (Bobrov & Chemeris 2012, Täuscher 1998a, b, 2008, 2010, 2011, 2012, 2013, 2015a).

Ergebnisse und Diskussion

Die Mikroalgenbesiedlung von Moorgewässern im Naturpark „Uckermärkische See“ ist in Tabelle 1 zusammen gestellt.

Bei den Beprobungen der Mikroalgen aus den Moorgewässern konnten mosaikartig verschiedene Besiedlungen gefunden werden. So zeigt z. B. die Mikroalgenbesiedlung im Moor am Seechen in einer Schlenke mit Fadenalgen und in einer *Schoenoplectus*-Schlenke nährstoffreiche Verhältnisse und eine stärkere organische Belastung an, während in einer *Typha*-Schlenke und in einer *Menyanthes*-Schlenke nährstoffarme Verhältnisse mit dem Vorkommen der sehr seltenen Süßwasserrotalge *Batrachospermum turfosum* indiziert werden.

Es gibt Kleingewässer mit Algenwatten (*Mougeotia*-, *Spirogyra*- und/oder *Zygnema*-Taxa). Starke Entwicklungen von fädigen Algen als Watten sind als Warnsignal einer lokalen Nährstoffbelastung von Klargewässern zu werten und dadurch verschlechtert sich der ökologische Zustand (Täuscher 2008). In und auf diesen Zygnematales-Algenwatten sind keine anderen Mikroalgen zu finden (s. Pankow 1961). Außerdem wurden nährstoffreichere Bereiche mit stärkerer organischer Belastung (H_2S -Geruch und schwarzer Faulschlamm) und nährstoffarme Lebensräume kartiert. Dabei werden die stärker belasteten Kleingewässer durch die Cyanobakterien/Blualgen *Aphanothece stagnina*, *Oscillatoria*- und *Phormidium*-Arten charakterisiert. Auch *Chaetophora pisiformis* und *Closterium acerosum* indizieren eine höhere anorganische und organische Belastung.

Typische Mikroalgen von Moorgewässern sind *Chroococcus turgidus*, *Ophiocytium cochleare*, *Botryococcus terribilis*, *Eremosphaera viridis* und verschiedene Desmidiales-Taxa (*Closterium*-, *Cosmarium*-, *Desmidium*-, *Micrasterias*-, *Penium*- und *Tetmemorus*-Arten). Indikatorarten für nährstoffarme Verhältnisse und eine geringe organische Belastung sind die Cyanobakterien/Blualgen *Gloeotrichia echinulata* (Euplankter), *Gloeotrichia pisum* (Mikrophytobenthos), *Nostoc caeruleum* (Mikrophytobenthos), die limnische Rotalge *Batrachospermum turfosum* und der euplanktische Panzergeißler *Ceratium cornutum* (s. Täuscher 2011, 2012, 2013). Kieselalgen (Bacillariophyceae) treten als Begleiter auf. Die Zieralgen *Closterium rostratum*, *Cosmarium botrytis*, *Micrasterias rotata* und *Tetmemorus brebissonii* sind nach der Roten Liste der Zieralgen Deutschlands gefährdete Arten (Kategorie 3) (s. Täuscher 2015 b und zit. Lit.).

Die größte Bedeutung aus naturschutzfachlicher, gewässerökologischer und phykologischer Sicht haben die Funde von *Nostoc caeruleum* und *Batrachospermum turfosum* (= *B. vagum*).

Nostoc caeruleum ist im Land Brandenburg nach dem Vorschlag von Täuscher (2010, 2011) eine Rote Liste-Art der Kategorie 2 und indiziert sehr gute ökologische Verhältnisse.

Über das Vorkommen von *Batrachospermum turfosum* (= *B. vagum*) ist aus der Literatur folgendes bekannt (s. Täuscher 2015b und zit. Lit.). Durch ihre bläuliche oder grüne Färbung wird diese limnische Rotalge auch als „Grüne Froschlaichalge“ bezeichnet. Sie kommt sowohl in dystrophen Moorgewässern als auch in neutralen Klargewässern vor. Vor allem stehende Gewässer (z.B. Seen, Moortümpel) werden besiedelt, aber auch Funde aus Fließgewässern und Gräben (diese Art wird in Schweden als „torvgravsalg = Torfgrabenalge“ bezeichnet) sind belegt. Durch eine effektive Nutzung des Lichtes kann *Batrachospermum turfosum* auch in dystrophen Braungewässern mit Lichtlimitation wachsen. Von der sehr seltenen limnischen Rotalge gibt es nur wenige aktuelle Funde in Deutschland. Sie kommt nur in drei Bundesländern (Brandenburg: Täuscher 2000, 2010, 2011, Niedersachsen: Gregor et al. 2003; Sachsen: Paul & Doege 2010) in jüngerer Vergangenheit vor.

Tabelle 1: Artenliste der Mikroalgen der Moorgewässer in der Uckermark

(1 = Mellenseemoor, 2 = Moor am Seechen, 3 = Oberpfuhlmoor;

RL = Rote Liste-Status: 1 = sehr stark gefährdet, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet;

Indikator: na = für nährstoffarme Verhältnisse, nr = für nährstoffreiche Verhältnisse)

Taxa (deutsche Namen)	1	2	3	RL	Indikator
Cyanobacteria / Cyanophyta (Cyanobakterien / Blaualgen)					
Chroococcales					
<i>Aphanothece stagnina</i>		+			nr
<i>Chroococcus turgidus</i>	+		+		na
<i>Woronichinia naegeliana</i>		+			
Oscillatoriales					
<i>Oscillatoria limosa</i>			+		nr
<i>Oscillatoria princeps</i>			+		nr
<i>Phormidium chlorinum</i>	+		+		nr
<i>Phormidium retzii</i>	+				nr
Nostocales					
<i>Gloeotrichia echinulata</i>			+		na
<i>Gloeotrichia pisum</i>		+		3	na
<i>Nostoc caeruleum</i>	+	+	+	2	na
<i>Tolypothrix lanata</i>			+		
Rhodophyta (Rotalgen)					
<i>Batrachospermum turfosum</i> = <i>Batrachospermum vagum</i>		+		2-1	na
Xanthophyceae / Tribophyceae (Gelbgrünalgen)					
<i>Ophiocytium cochleare</i>			+		na
<i>Pseudogoniochloris tripus</i> incl. <i>Goniochloris fallax</i>			+		
Bacillariophyceae (Kieselalgen: s. Cox 1996)					
<i>Cymbella ehrenbergii</i>	+	+	+		
<i>Epithemia adnata</i>	+		+		
<i>Navicula</i> spec.	+		+		
<i>Pinnularia</i> spec.	+	+	+		
<i>Rhopalodia gibba</i>	+	+	+		
<i>Ulnaria ulna</i> = <i>Fragilaria ulna</i>	+		+		
Dinophyta (Panzergeißler)					
<i>Ceratium cornutum</i>			+		na
Chlorophyta sensu stricto (Grünalgen im engeren Sinne)					
Chlorophyceae et Trebouxiophyceae					
Oedogoniales					
<i>Bulbochaete</i> spec.	+				
Trebouxiales					
<i>Botryococcus terribilis</i>			+		na
Chlorellales					
<i>Eremosphaera viridis</i>		+			na
Microthamniales					
<i>Microthamnium strictissimum</i>	+				
Chaetophorales					
<i>Chaetophora pisiformis</i>			+		na
Charophyta / Streptophyta					

Zygnemophyceae / Conjugatophyceae (Jochalgen)					
Zygnematales (Sternchenalgen)					
<i>Mougeotia</i> spec.	+	+	+		Watten nr
<i>Spirogyra</i> spec.	+	+	+		Watten nr
<i>Zygnema</i> spec.		+			Watten nr
Desmidiaceae (Zieralgen)					
<i>Closterium acerosum</i>	+		+		nr
<i>Closterium moniliforme</i>	+				nr
<i>Closterium rostratum</i>	+	+	+	3	na
<i>Cosmarium botrytis</i>	+	+		3	nr
<i>Cosmarium</i> spec.		+	+		
<i>Desmidium aptogonum</i>		+			na
<i>Micrasterias rotata</i>		+		3	na
<i>Penium</i> spec.		+	+		
<i>Tetmemorus brebissonii</i>		+	+	3	na

Historische Funde gibt es aus Hamburg (Kies in Geissler & Kies 2003), Mecklenburg-Vorpommern (Pankow 1985, Schultz 1914 [Graben bei Greifswald: 15.05.1913], Voss 1915 [Kieshofer Moor: 17.05.1914]), Sachsen (Paul & Doege 2010) und Thüringen (Helmecke & Knappe 2011)). *Batrachospermum turfosum* ist stark bis sehr stark gefährdet (RL-Kategorie 2: Deutschland; Land Brandenburg; RL-Kategorie 1: Land Sachsen) (Paul & Doege 2010; Täuscher 2010, 2011, 2015b). Donat (1926b) gibt ein *Batrachospermetum vagi* Donat 1926 an. Dieses sensu Weber-Oldecop 1974 (wird von Täuscher 1998b als ungenügend bekanntes und beschriebenes Syntaxon sensu Weber-Oldecop 1974 genannt) wurde von Bobrov & Chemeris (2012) korrigiert und gültig veröffentlicht: *Batrachospermetum turfosi* Bobrov et Chemeris 2012.

Aus europäischen Ländern sind Vorkommen von *Batrachospermum turfosum* (= *B. vagum*) bekannt, die in Tabelle 2 zusammen gestellt sind.

Tabelle 2: Vorkommen von *Batrachospermum turfosum* (= *B. vagum*) in Europa

(Zusammenstellung in Täuscher 2015b und zitierte Literatur)

Europa	Literatur	aktuelles Vorkommen
Frankreich	Bourrelly (1970, 1985)	ja
Großbritannien	Sheath & Sherwood (2011)	ja
Holland	Simons et al. (1999)	ja
	Wagner (Homepage)	ja
Lettland	Druvietis (2011)	ja
	Druvietis et al. (2010)	ja
Norwegen	Rueness et al. (2011)	ja
Österreich	Rott et al. (1997, 1999)	ja
Polen	Starmach (1977)	ja
Rumänien	Caraus (2012)	ja (ein Fund!)
Russland	Bobrov & Chemeris (2012)	ja
Schweden	Kwandrans et al. (2002)	ja
Tschechische Republik	Lederer & Lhotsky (2001), Lederer & Lukavsky (2003) Kastovsky (2007) Lukavsky (2009)	ja (sub <i>B. vagum</i>) ja (sub <i>B. vagum</i>) ja (sub <i>B. vagum</i>) ja (sub <i>B. vagum</i>)

Danksagung

Herrn Dr. Rüdiger Mauersberger (Förderverein „Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft“ e.V.) danken wir für die materiell-technische und fachliche Unterstützung bei den Probenahmen in „seinen“ Mooren. Für wichtige Informationen über *Batrachospermum turfosum* gilt unser Dank Frau PD Dr. habil. Irmgard Blindow (Biologische Station der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifs-

wald), Frau Dr. Johanna Knappe (Gastwissenschaftlerin der Philipps-Universität Marburg), Frau Susanne Starke (Kustodin Herbarium Greifswald - GFW - der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald: Belege von Marie Schultz [15.05.1913] und Marie Voss [17.05.1914]) und Herrn Dr. Ralf Wagner (Düsseldorf).

Literatur

- Bobrov, A. A. & E. V. Chemeris (2012): Communities of macroscopic red algae (*Lemneetea fluviatilis*) in rivers of the Upper Volga region and adjacent territories. - *Vegetation of Russia* (St. Petersburg) 21: 25-33.
- Donat, A. (1926b): Die Vegetation unserer Seen und die „biologischen Seentypen“. - *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 44: 48-56.
- Cox, E. J. (1996): Identification of Freshwater Diatoms from Live Material. - London.
- Geissler, U. & L. Kies (2003): Artendiversität und Veränderungen in der Algenflora zweier städtischer Ballungsgebiete Deutschlands: Berlin und Hamburg. - *Nova Hedwigia*, Beiheft 126: 1-777.
- Gregor, T., E. Kiel. & E. Timmermann (2003): Wiederfund von *Batrachospermum turforum* Bory in Niedersachsen. - *Lauterbornia* 46: 185-189.
- Helmecke, K. & J. Knappe (2011): Rote Liste der Süßwasser-Rotalgen (Rhodophyceae) Thüringens - 3. Fassung, Stand 02/2011. - In: Fritzlar, F., A. Nöllert & W. Westhus: Rote Listen der gefährdeten Tier- und Pflanzenarten, Pflanzengesellschaften und Biotope Thüringens. - *Naturschutzreport* (Jena) 26: 411-416.
- Luthardt, V. & J. Zeitz (eds.) (2014): Moore in Brandenburg und Berlin. - Rangsdorf.
- Mauersberger, R. (2014): Moorschutzmaßnahmen im Naturschutzgroßprojekt „Uckermärkische Seen“. - In: Luthardt, V. & J. Zeitz (eds.): Moore in Brandenburg und Berlin. - Rangsdorf: 294-304.
- Pankow, H. (1961): Über die Ursachen des Fehlens von Epiphyten auf Zygnemalen. - *Archiv für Protistenkunde* 105: 417-444.
- Pankow, H. (1985): Verschollene, gefährdete und interessante Großalgen im nördlichen Gebiet der DDR. - *Botanischer Rundbrief Bezirk Neubrandenburg* 16: 65-72.
- Paul, G. & A. Doege (2010): Rot- und Braunalgen. Rote Liste und Artenliste Sachsens. - In: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie & Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (eds.). - Dresden: 1-32.
- Schultz, M. (1914): Beiträge zu einer Algenflora der Umgegend von Greifswald. - Diss. Universität Greifswald.
- Täuscher, L. (1998a): Limnologisch-ökologische Charakteristik der Fließgewässer des Naturparkes „Uckermärkische Seen“ (Brandenburg). - *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 1997* (Frankfurt am Main), Bd. II: 734-738.
- Täuscher, L. (1998b): Mikroalgenengesellschaften der Gewässer Nordostdeutschlands und ihre Nutzung zur Bioindikation. - *Feddes Repertorium* 109: 617-638.
- Täuscher, L. (2000): Inventur limnischer Rotalgen-Funde in Gewässern Nordostdeutschlands. - *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 1999* (Rostock), Bd. II: 1033-1037.
- Täuscher, L. (2008): Phytobenthos ohne Diatomeen als biologische Komponente zur Bestimmung des ökologischen Zustandes von nordostdeutschen Seen – ein Literaturbericht und Diskussionsbeitrag. - *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2007* (Münster): 115-120.
- Täuscher, L. (2009): Historische und aktuelle Untersuchungen der Algen-Besiedlung im Land Brandenburg (Deutschland) - ein bibliographischer Überblick als Grundlage für Checklisten und Rote Listen der Algen (incl. Anhang: Bibliographie der Historischen und aktuellen Untersuchungen der Algen-Besiedlung im Land Brandenburg [Deutschland]). - *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 22: 87-123.
- Täuscher, L. (2010): Prodromus einer Roten Liste der Cyanobakterien/Blaualg, Rot-, Gelbgrün-, Braun- und Grünalgen des Landes Brandenburg – Ergebnisse eines bibliographischen Überblicks zur Algen-Besiedlung. - *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2009* (Oldenburg): 511-515.
- Täuscher, L. (2011): Checklisten und Gefährdungsgrade der Algen des Landes Brandenburg I. Einleitender Überblick, Checklisten und Gefährdungsgrade der Cyanobacteria/Cyanophyta, Rhodophyta und Phaeophyceae/Fucophyceae. - *Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg* 144: 177-192.
- http://www.botanischer-verein-brandenburg.de/fileadmin/user_upload/pdf/Texte/Algen_BB_Checkliste_I_2011.pdf
- Täuscher, L. (2012): Checklisten und Gefährdungsgrade der Algen des Landes Brandenburg II. Checklisten und Gefährdungsgrade der Chrysophyceae sensu lato (= Chrysophyceae sensu stricto),

Phaeothamniophyceae et Synurophyceae), Xanthophyceae / Tribophyceae und Eustigmatophyceae. - Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 145: 219-233.

http://www.botanischer-verein-brandenburg.de/fileadmin/user_upload/pdf/Texte/Algen_BB_Checkliste_II_2012.pdf

Täuscher, L. (2013): Checklisten und Gefährdungsgrade der Algen des Landes Brandenburg III. Checklisten und Gefährdungsgrade der Raphidophyceae / Chloromonadophyceae, Haptophyta (Haptophyceae / Prymnesiophyceae), Cryptophyta (Cryptophyceae), Dinophyta (Dinophyceae) und Euglenophyta (Euglenophyceae). - Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 146: 109-128.

http://www.botanischer-verein-brandenburg.de/fileadmin/user_upload/pdf/Texte/Algen_BB_Checkliste_III_2014.pdf

Täuscher, L. (2015a): Checkliste der Algen (Cyanobacteria et Phycophyta). Stand Dezember 2013. – In: Frank, D. & P. Schnitter (eds.): Bestandssituation der Pflanzen und Tiere Sachsen-Anhalts. - Rangsdorf: 13-62.

Täuscher, L. (2015b): Untersuchungen der Besiedlung mit Mikroalgen in Moorgewässern des Naturparkes „Uckermärkische Seen“ (Brandenburg). - Bericht Institut für angewandte Gewässerökologie im Auftrag des Fördervereins „Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft“ e.V., Seddin: 16 S.

Täuscher, L. & J. Kroy (1997): Gewässer des Naturparkes i.A. „Uckermärkische Seen“ (Brandenburg) - Exkursion in den Naturpark i.A. „Uckermärkische Seen während der Jahrestagung 1996. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 1996 (Schwedt/Oder), Bd. II: 692-695.

Voss, M. (1915): Beiträge zu einer Algenflora der Umgegend von Greifswald. - Diss. Universität Greifswald.

Untersuchung von Abgrabungsgewässern in NRW – Ergebnisse der Exkursion des DGL-Arbeitskreises Tauchen in der Limnologie

Silke Oldorff¹, Volker Krautkrämer², Sebastian Bernhard³, Tom Kirschey⁴, Markus Eßer⁵, Robert Pudwill⁶, Jens Mählmann⁷, Ralf Köhler¹, Heike Kluge⁸, Josef Tumbrinck⁹

¹Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV), Seeburger Chaussee 2, 14467 Potsdam OT Groß Glienicke, Silke.Oldorff@LfU.Brandenburg.de, Ralf.Koehler@LfU.Brandenburg.de; ²Lanaplan, Lobbericher Straße 5, 41334 Nettetal, Volker.Krautkraemer@lanaplan.de; ³Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft, 04849 Bad Döben, Sebastian.Bernhard@smul.sachsen.de; ⁴NABU-Bundesgeschäftsstelle, Charitéstr. 3, 10117 Berlin, Tom.Kirschey@NABU.de; ⁵forsteri@t-online.de; ⁶Nachtigallenstraße 506, 38524 Sassenburg, Robert.Pudwill@gmx.de; ⁷Sächsisches Textilforschungsinstitut e.V., Annaberger Str. 240, 09125 Chemnitz, jens.maehlmann@stfi.de; ⁸heike.kluge@hein.de; ⁹NABU Landesverband NRW, Völklinger Straße 7-9, 40219 Düsseldorf, Josef.Tumbrinck@NABU-NRW.de

Keywords: Abgrabungsgewässer, FFH-Richtlinie, submerse Makrophyten, Characeen, Tauchuntersuchung, Neobiota

Einleitung

Mit fast 18 Millionen Einwohnern ist das Bundesland Nordrhein-Westfalen (NRW) das bevölkerungsreichste Bundesland Deutschlands. Dementsprechend groß ist der Nutzungsdruck auf die Gewässer. In NRW wird die Gewässerlandschaft durch große Fluss-Systeme dominiert. Natürliche Seen sind demgegenüber naturräumlich, abgesehen von Altrheinarmen und den Erdfallseen im Naturschutzgebiet Heiliges Meer im Kreis Steinfurt, in NRW unterrepräsentiert. Es gibt jedoch aufgrund großer Lagerstätten wie der städtebaulichen Entwicklung des Bundeslandes und der benachbarten Niederlande eine Vielzahl künstlicher Abgrabungsgewässer, deren exakte Anzahl und Genese vergleichsweise schlecht dokumentiert ist. Diese Abgrabungsgewässer haben eine große Bedeutung für den Naturschutz und die Erholungsnutzung. Viele Stillgewässer und ihre Ufer sowie ihre Lebensgemeinschaften sind vor allem durch Nährstoffeinträge, Verbauung und Freizeitaktivitäten stark beeinträchtigt. An Baggerseen fehlen häufig die für die Ufervegetation und die unter Wasser wachsenden Pflanzen notwendigen Flachwasserzonen (MKULNV 2015). Laut FFH-Bericht 2013 ist der Erhaltungszustand nährstoffreicher und nährstoffarmer Gewässer sowie nährstoffärmerer basenarmer Stillgewässer in Nordrhein-Westfalen schlecht (MKULNV 2014).

Im Rahmen der Jahrestagung der DGL wurde daher die traditionelle Tauchexkursion des DGL-Arbeitskreises „Tauchen in der Limnologie“ im Anschluss an das Vortragsprogramm der Untersuchung von neun Abgrabungsgewässern im Raum Köln/Düsseldorf vom 26. bis 29. September 2015 gewidmet. Insgesamt nahmen daran sieben Personen teil. Obwohl es sich um Sekundärgewässer handelt, repräsentieren vier untersuchte Baggerseen den FFH-Lebensraumtyp 3140 (Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen). Sie konnten daher hinsichtlich ihrer submersen Makrophytenbesiedlung nach der Methode Arendt et al. 2011 erfasst und bewertet werden. Fünf weitere untersuchte Gewässer repräsentieren hinsichtlich ihrer Struktur bzw. Artenausstattung nicht den FFH-LRT 3140. Die untersuchten Gewässer und die Ergebnisse dieser Momentaufnahme zum Ende der Vegetationsperiode werden nachfolgend darge-

stellt und Konsequenzen für die Bewertungsmethodik diskutiert. Neben den für die Erhaltungszustandsbewertung erhobenen Parametern wurde besonderes Augenmerk auf die Besiedlung mit Neobiota gelegt.

Untersuchungsgebiet

Die Exkursion des DGL-Arbeitskreises „Tauchen in der Limnologie“ führte an neun Abgrabungsgewässer im Bundesland NRW (siehe Tab. 1).

Tabelle 1: Morphologische Parameter und Nutzung der untersuchten Gewässer

Gewässer	Gemeinde Stadt	Größe in ha	Maximal- Tiefe in m	Historie*	Nutzung*
Großer Bösinghofer See	Mettmann	9,13	14	Kiesförderung zum Bau der A54 in den 70-er Jahren	Tauchen, nicht öffentlich
Fühlinger See	Köln	100	18	1912 Beginn der Kiesförderung, 1930 bereits Badesee, 1967 Rekultivierung zum Naherholungsgebiet	Rudern, Baden, öffentlich
Widdauen 2	Langenfeld	ca. 20	20	wahrscheinlich in den 70-er Jahren	Tauchen, nicht öffentlich
Hitdorfer See	Leverkusen	9,9	18	wahrscheinlich in den 70-er Jahren	Tauchen, öffentlich
Tenderingsee	Voerde	45	15	Seit 1996 EG-Badegewässer bei gleichzeitiger Kiesnutzung	Öffentlich mit Einschränkungen
Krämer See 1	Monheim	12	14	ca. 2000 wurde der Kiesabbau beendet	Tauchen, nicht öffentlich
Krämer See 2	Monheim	10	20	ca. 2000 wurde der Kiesabbau beendet	Tauchen, nicht öffentlich
Neuer Nierssee	Viersen	16	14	ca. 2000 wurde der Kiesabbau beendet	Nicht öffentlich
Auesee	Wesel	181	17,5	1980er Jahre durch Kiesaushebungen	Baden, öffentlich

*Angaben zur Gewässermorphologie M. Eßer, zu Historie und Nutzungen telefonische Abfrage bei den Bauämtern der jeweiligen Gemeinde.

In NRW lag im Jahr 2000 die von der Kiesindustrie für den Abbau von Sand und Kies in Anspruch genommene Fläche bei jährlich etwa 700 ha, das entspricht 0,2% der Landesfläche (BUND 2000). Hinsichtlich ihrer Bedeutung für den Natur- und Artenschutz sind Abgrabungsgewässer aber nur dann als wertvoll einzuschätzen, wenn im Anschluss an ihre Flutung Folgenutzungen die Ausbil-

dung von Habitatqualität zulassen. Dies ist leider nur bei einem kleinen Teil der Abgrabungsgewässer der Fall (BUND 2000).

Material und Methoden

Erfassung

Nach der Methode nach 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). Ein Teil der Abgrabungsgewässer lassen sich aufgrund ihrer Größe sogar flächendeckend kartieren.

Bewertung

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

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

Für jeden betauchten Gewässerabschnitt erfolgt die Erfassung und Bewertung dieser Kriterien nach dem offiziellen vom BfN angewandten Bewertungsschema für den FFH-Lebensraumtyp 3140 (Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH; Institut für Landschaftsökologie 2010). Unterschiede zwischen diesem und dem zum Zeitpunkt der Untersuchung noch gültigen von der LÖBF herausgegebenen Bewertungsschema bestehen einerseits in der Definition lebensraumtypischer Arten (Kenn- und Trennarten bei LÖBF) sowie andererseits in der Bewertung der UMG (vgl. Verbücheln et al. 2004). In dem neuen Bewertungsschema für NRW (vgl. LANUV 2015) fand hinsichtlich der UMG eine Angleichung an die BfN-Kriterien statt.

Ergebnisse und Diskussion

Botanische Beobachtungen

Wie bereits beschrieben, handelt es sich bei vier Abgrabungsgewässern um den FFH-Lebensraumtyp 3140 - Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen, wie *Chara contraria*, *Ch. globularis*, *Ch. vulgaris*, *Nitella opaca*, *N. mucronata* und *Nitellopsis obtusa*. Sie sind in diesen Gewässern als lebensraumtypische Arten zu bewerten. Bei einer Makrophytengrenze bis in Tiefen > 10 m, besitzen diese Seen einen hohen ökologischen Wert.

Tabelle 2: Artenlisten der einzelnen Tauchplätze

3140 Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit Grundrasen aus Armleuchteralgen									
Datum:	26.09.2015	27.09.2015	27.09.2015	27.09.2015	28.09.2015	28.09.2015	28.09.2015	29.09.2015	29.09.2015
Kartierer: Markus Esser, Sebastian Bernhardt, Jens Mählmann, Volker Krautkrämer, Robert Pudwill, Silke Oldorff, Ralf Köhler									
Aufnahmeort:	Bösing- hover	Fühlinger See	Widdauer 2	Hitdorfer See	Tenderings- see	Krämer See 1 (groß)	Krämer See 2 (klein)	Neuer Niersee	Auesee
UMG	7,4 m	7,5 m	8,8 m	6,5 m	11,9 m	3,9 m	6,8 m	4,8 m	9,2 m
Lebensraumtypische Arten									
Chara contraria		+		3	2				+
Chara globularis		+	r	3	3		2		+
Chara vulgaris				+				r	
Nitella opaca				2	1				
Nitella spec.		r	r		1				
Nitelopsis obtusa		3							5
Najas marina									
Potamogeton bechtoldii			r				+		
Vaucheria spec.				1	+				
Weitere Arten									
Callitriche brutia var. hamulata								r	
Crassula helmsii		r							
Myriophyllum verticillatum			r						
Potamogeton lucens		1							
Potamogeton perfoliatus		r			r				r
Potamogeton pectinatus	+		+					r	
Potamogeton trichoides							r	r	
Ranunculus circinatus			+						
Sparganium emersum								r	
Utricularia vulgaris		+							
Zannichellia palustris								r	
Eutrophierungszeiger									
Ceratophyllum demersum	r	+							
Elodea canadensis	r	r		r	+				
Elodea nuttallii	4	+	5	r	3	1	4	+	r
Myriophyllum spicatum	+	+	+	r			1	r	r
Potamogeton crispus		r			r		r		
Potamogeton pectinatus		r	+					r	
Häufigkeit nach Braun Blanquee					Deckung				
r 1 Individuum, vereinzelt, sehr sporadisch,					< 1 %				
+ 2 - 5 Individuen, sporadisch,					1 - 5 %				
1 6 - 50 Individuen, mit geringer Deckung					< 5 %				
2 sehr reichlich, > 50 Individuen und Deckung < 5					6 - 25 %				
3 Individuenzahl beliebig,					26 - 50 %				
4 Individuenzahl beliebig,					51 - 75 %				
5 Individuenzahl beliebig,					>76 %				

Erfassung nach dem Bewertungsschema FFH LRT 3140

Der Tendering-, Aue- und Hitdorfer See konnten in die Kategorie „hervorragend“ (A) eingestuft werden und zählen somit zu den wenigen untersuchten naturschutzfachlich wertvollen Seen in NRW! Nur für den Fühlinger See im Bereich des Westufers wurde ein „noch guter Erhaltungszustand“ (B) festgestellt. Die Abweichung von der Referenz kam in diesem Fall durch fehlende lebensraumtypische Arten und geringer Deckung und einer UMG bei 7,5 m Wassertiefe zustande. Im Fühlinger See lagen die Sichtweiten zur Zeit der Untersuchung aufgrund der Turbidität bei nur ca. einem Meter. Dennoch überwogen in Bezug auf die Deckung lebensraumtypische Arten.

Der Auesee wies ausgeprägte Grundrasen von *Nitellopsis obtusa* auf. Der Auesee wurde bereits im Jahr 2003 im Rahmen einer Linientranssektkartierung untersucht (van de Weyer & Rauers 2004, van de Weyer 2005). Die UMG variierte in dieser Untersuchung bei den 10 untersuchten Transekten von 7,8 bis 12,8 m.

Der Tenderingsee ist ebenfalls ein See mit guten Sichtweiten und besitzt mit 11,9 m die tiefste UMG der untersuchten Gewässer. Die submerse Makrophytenvegetation war in Häufigkeitsstufe 3 nach Braun-Blanquet von *E. nuttallii* und *Chara globularis* dominiert.

Der Hitdorfer See überraschte mit fünf lebensraumtypischen Arten und einer UMG von 6,5 m.

Tabelle 3: Bewertung der untersuchten Gewässerabschnitte (Transekte) der Gewässer LRT 3140

Bewertung für LRT nach FFH RL	Fühlinger See	Hitdorfer See	Tenderingssee	Auesee
Habitatstrukturen				
- Vegetationsstrukturen	künstliche Ufer	künstliche Ufer	künstliche Ufer	künstliche Ufer
- Characeengrundrasen	10-50 %	> 50 %	> 50 %	> 50 %
lebensraumtypisches Arten	3 Arten	5 Arten	5 Arten	3 Arten
Beeinträchtigungen				
- Störanzeiger	<i>E. nuttallii</i> > 50%		<i>E. nuttallii</i> < 50%	
- anthropogene Einflüsse	>25 % Wühlschäden			
- UMG	7,5 m	6,5 m	11,9 m	9,2 m
Erhaltungszustand-Gesamt	B	A	A-	A

LRT= Lebensraumtyp, FFH RL = Fauna-Flora-Habitat Richtlinie, UMG = Untere Makrophytengrenze

Habitatstruktur mit Deckungsgrad Grundrasen, Arten - Anzahl lebensraumtypischer Pflanzen,

Angaben zum Erhaltungszustand: A (weiß) = hervorragend, B (hellgrau) = gut, C = mittel bis schlecht (grau)

Widdauen 2, Großer Krämer See 1, Kleiner Krämer See 2, Bösinghover See sowie der Neue Nierssee konnten nicht als FFH LRT 3140 angesprochen werden. Grund dafür waren die fehlenden lebensraumtypischen Arten (siehe Tab. 3).

Im Bösinghover See wurde eine größere Anzahl von *Procambarus fallax* beobachtet.

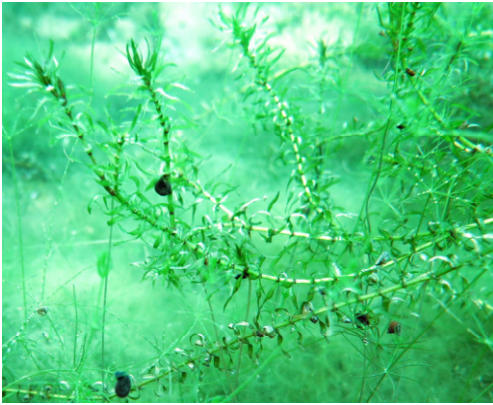


Abb. 1: Auffällig war in fast allen Abgrabungsgewässern das massenhafte Auftreten von *Elodea nuttallii*, die dichte Bestände ausbildete. Dies trifft insbesondere auf Widdauen 2, Bösinghover, Tendering- und Krämer See 2 zu (Foto: S. Oldorff).

Widdauen 2 hatte trotz der Dominanz von *Elodea nuttallii* und dem Fehlen von lebensraumtypischen Arten eine sehr gute Sicht, was sehr wahrscheinlich auf die noch junge Entstehungszeit zurückzuführen ist. Durch eine schnelle Flutung kann es zu einer Blitzbesiedlung und zur Ausbildung von Dominanzbeständen von *E. nuttallii* kommen, wie für den Goitschensee in Sachsen-Anhalt dokumentiert (Beck 2008). Allerdings können diese Dominanzbestände in den Folgejahren im Verlauf einer Sekundärsukzession flächenanteilig durch lebensraumtypische Arten teilweise substituiert werden (vgl. Beck 2008). Der See zeigt Potential, sich zu einem LRT 3140 zu entwickeln.

Krämer See 1 (großer) stellt den Seen mit den größten Beeinträchtigungen des Erhaltungszustandes dar, welche nach unseren Einschätzungen auf einen künstlichen Besatz mit benthivoren Fischarten zurückzuführen ist. Dies äußert sich in massiven Wühlspuren, flächenhaft zerstörten Pflanzenbeständen und geringer Wassertransparenz. Das bisherige Konzept der dort ansässigen Tauchbasis – wonach die Sporttaucher möglichst viele möglichst große Fische sehen sollen – führt offenbar zu einer Besatzpraxis, in deren Folge auch das Taucherlebnis getrübt wird, die Sichtweiten sich verschlechtern und die Artenvielfalt abnimmt.

Im „Neuen Nierssee“ waren die Sichtweiten mäßig bis gering. Auch hier dürften benthivore Fische mit dafür verantwortlich sein, dass sich kaum Makrophytenbesiedlung entwickeln kann. Verstärkt wird dies durch Fein- und Feinst-Sediment, das vermutlich durch Rückspülungen in den See gelangt ist. *Callitriche spec.* deuten darauf hin, dass darüber hinaus der See mit Wasser aus der angrenzenden Niers, befüllt wurde.

Neobiota in NRW

Floristische Beobachtungen

Auffällig war in allen Gewässern der hohe Deckungsgrad von *Elodea nuttallii*. Diese Art stammt aus Nordamerika und ist mittlerweile in Nord-, Mittel und Südeuropa eingebürgert. Sie besiedelt stehende und fließende, mesotrophe bis eutrophe Gewässer. Im Gegensatz zu *Elodea canadensis* hat sie höhere Ansprüche an Temperatur und Nährstoffe (Sebald et al. 1998). Widdau 2 ist mesotropher See mit einer Dominanz von *Elodea nuttallii*.

Elodea canadensis stammt ebenfalls aus Nordamerika, kam immer zusammen mit *E. nuttallii* vor jedoch in geringerer Deckung. Sie bevorzugt basenreiche Gewässer und kommt nicht tiefer als 5 m vor (Sebald et al. 1998).

Das Nadelkraut *Crassula helmsii* stammt aus Australien und Neuseeland und wurde als Zierpflanze verbreitet. In Deutschland sind bislang 23 Fundorte bekannt, jedoch ist die Art nicht so invasiv wie in England (Sebald et al. 1998).

Faunistische Beobachtungen

Procambarus fallax zählt zu den invasiven Neozoen und ist durch Parthenogenese in der Lage, rasch große Bestände auszubilden. Er ist nicht nur Überträger der Krebspest, einer für *Astacus astacus* tödlichen Pilzerkrankung, sondern greift negativ in das Ökosystem durch das Verursachen massiver Schäden an den Pflanzenbeständen ein. Da *Procambarus fallax* in der Lage ist, kürzere Distanzen über Land zurück zu legen und bis zu 2 Stunden ohne Wasser zu überleben, ist eine Ausbreitung, sofern noch nicht geschehen, auf benachbarte Gewässer sehr wahrscheinlich.

Neogobius melanostomus stammt aus Südost-Europa, seine Ausbreitung nach Mitteleuropa soll durch Ballasttanks großer Schiffe erfolgt sein (Sapota 2012). Dieser Verbreitungsweg kann für die



untersuchten Gewässer ausgeschlossen werden, da es sich bei ihnen um abflusslose Gewässer ohne Verbindung zum Rheinsystem handelt. *N. melanostomus* wird schnell zur dominanten Art und gilt als sehr effektiver Prädator unter anderem gegenüber Libellenlarven und anderen aquatischen Arthropoden.

Abb. 2: Im Fühlinger See wurde *Neogobius melanostomus* beobachtet (Foto: T. Kirsche).

Abb.3: Im Bösinghover See konnte während des Tauchgangs eine große Anzahl von Marmorkrebsen (*Procambarus fallax*) beobachtet werden (Foto: S. Oldorff).

In vier Seen wurde *Corbicula fluminea* nachgewiesen sowie in einem See *Craspedacusta sowerbii*, für beide Arten sind bislang keine Auswirkungen Ökosysteme bekannt.



Abb.4: Die Süßwasserqualle (*Craspedacusta sowerbii*) kam im Freiwasser des Fühlinger Sees vor (Foto: H. Meinschmidt).

Dreissena polymorpha ist durch Massenentwicklung eine sehr konkurrenzstarke Art. Sie heftet sich an Wasserpflanzen und Großmuscheln. Bei Letzteren ist sie ein Nahrungskonkurrent, was bis zum Tod der Großmuschel führen kann. Durch ihr Verhalten verändert sie die natürliche Artenvielfalt der Gewässer. Benthivore Fische und



Wasservögel profitieren von dieser neuen Nahrungsquelle, was sich ebenfalls auf das Gewässer auswirken kann.

Dreissena polymorpha ist durch Massenentwicklung eine sehr konkurrenzstarke Art. Sie heftet sich an Wasserpflanzen und Großmuscheln. Bei Letzteren ist sie ein Nahrungskonkurrent, was bis zum Tod der Großmuschel führen kann. Durch ihr Verhalten verändert sie die natürliche Artenvielfalt der Gewässer. Benthivore Fische und Wasservögel profitieren von dieser neuen Nahrungsquelle, was sich ebenfalls auf das Gewässer auswirken kann.

Cyprinus carpio gilt laut Definition nicht als Neozoon, da die Art aufgrund im Regelfall zu geringer Sommertemperaturen für eine erfolgreiche Larvalentwicklung in Deutschland nicht erfolgreich reproduziert und damit nicht etabliert. Da aber der Mensch durch beständigen Besatz diese Funktion übernimmt, sind in vielen Gewässern auch mehrere Kohorten vertreten. *C. carpio* verfügt jedoch über das Potenzial, ein Neozoon zu werden, etwa in Folge günstigerer Temperaturverläufe im fortgesetzten Klimawandel.

Tabelle 4: Übersicht über die vorgefundenen Neobiota in den Untersuchungsgewässern

Art/ Gewässer	<i>Crassula helmsii</i>	<i>Elodea canadensis</i>	<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Corbicula fluminea</i>	<i>Dreissena polymorpha</i>	<i>Procambarus fallax</i>	<i>Craspedacusta sowerbii</i>	<i>Neogobius melanostomus</i>	<i>Salmo trutta</i>
Großer Bösing- hover See		x	x	x	x	x			
Fühlinger See	x	x	x				x	x	
Widdauen 2			x	x					
Hitdorfer See		x	x						
Tenderingsee		x	x	x	x				
Krämer See 1			x		x				
Krämer See 2			x	x	x				x
Neuer Nierssee			x						
Auesee			x						

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Im Rahmen der DGL-Tagung wurden neun Abgrabungsgewässer im Raum Köln/Düsseldorf untersucht. Die Untersuchung zeigte, dass es sich bei Tenderingsee, Aue- und Hitdorfer See um wertvolle naturschutzfachliche Seen mit einer teils ausgeprägten benthischen Armleuchteralgenvegetation des LRT 3140 handelt. Natürliche und künstliche Standgewässer sind per Definition entsprechend

ihrer Trophie und Artenausstattung einem FFH LRT zuzuordnen. Demgegenüber sind Gewässer künstlichen Ursprungs häufig der Rechtsfolgen entsprechend der FFH-Richtlinie entzogen, da sie z.B. zum Zeitpunkt der Gebietsmeldung noch nicht FFH LRT waren und die Berichtspflicht so interpretiert wird, dass sie sich nur auf ausgewiesene Gebiete beschränkt. Ein übergeordnetes Ziel von NATURA 2000 ist es, dem Erhalt der biologischen Vielfalt zu dienen. In diesem Sinne weisen Gewässer anthropogenen Ursprungs wie hier gezeigt wird Habitatqualitäten auf, die bei einem überwiegenden Teil natürlicher Gewässer heute bereits fehlen. Diese Seen haben als Sekundärlebensräume eine wichtige Funktion. Es ist daher die Frage angebracht, ob der Naturschutz neben der fachlich begründbaren restriktiven Beurteilung teils tradierter Nutzungsansprüche in Schutzgebieten nicht auch einen Vorrang bei einem Teil künstlicher Gewässer beanspruchen sollte, und zwar bereits zum Zeitpunkt vor Einstellung der Abgrabungstätigkeit, um Einfluss auf die Konversion dieser Auskiesungen zu nehmen. Laut Biodiversitätsstrategie des Landes NRW (MKULNV 2015) besteht in Zukunft ein erheblicher Handlungsbedarf, um insbesondere die Stillgewässer in einen naturnäheren Zustand zu entwickeln. Leider enthält die Strategie aber keine konkreten Ansätze, wie die erkannten Defizite bei den hier in Rede stehenden Gewässern zeitnah abgebaut werden.

Ein weiteres übergeordnetes Ziel von NATURA 2000 liegt in der Schaffung eines kohärenten Netzes von Schutzgebieten. Kohärenz kann entsprechend Artikel 10 der FFH-Richtlinie aber nur hergestellt werden, indem diese Gebiete miteinander vernetzt sind oder aber zumindest teilweise eine Vernetzungsfunktion gegeben ist. Künstliche Abgrabungsgewässer können einen wertvollen Beitrag zur Kohärenz leisten, gerade in so dicht besiedelten Regionen wie dem Bundesland NRW. Voraussetzung ist jedoch, dass diese Gewässer nicht anthropogenen Beeinträchtigungen anheimfallen, wie dies viele natürliche Gewässer bereits erleben mussten. Zu diesen anthropogenen Überformung zählt insbesondere der Fischbesatz, der zusätzlich zur natürlichen Invasivität einzelner Neobiota wirkt.

Hinsichtlich der Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH-Lebensraumtypen erfolgte im Jahr 2015 eine Angleichung der Kriterien bei der UMG an das hier angewandte bundesweit akzeptierte Schema statt (vgl. Verbücheln et al. 2004, LANUV 2015), was die Autoren begrüßen.

Hinweise auf Auswirkung durch benthivore Fischarten, deren negative Auswirkungen bekannt sind (vgl. Korsch et. al. 2013, Baer et al. 2007, Crivelli 1983), fanden wir in zwei Drittel der untersuchten Gewässer vor. Fischbesatz, insbesondere mit benthivoren Fischarten, ist also nicht nur in natürlichen Gewässern problematisch und führt zu einer Verschlechterung deren Erhaltungszustandes; in künstlichen Gewässern verhindert er, dass diese Gewässer ihr Potential ausschöpfen, als Sekundärhabitate fungieren zu können.

Im Rahmen der Untersuchung wurden darüber hinaus auch Nachweise verschiedener Neobiota erbracht. Arten wie *Neogobius melanostomus* können sich in miteinander vernetzten Habitaten natürlich ausbreiten, in isolierte Abgrabungsgewässer gelangen sie allerdings ausschließlich über künstlichen Besatz.

Faktoren wie diese werden in der Regel von der bisherigen Herangehensweise des Naturschutzes, der sich an Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit orientiert, statt am Schutzpotenzial, ungenügend berücksichtigt. Dies bedeutet insbesondere für die Rekultivierungsplanung, dass zumeist dann kein Erfolg bei der Herstellung von Habitatqualitäten erzielt wird, wenn bestimmte Nutzungen aus der Uferbetrachtung segregiert werden und ein bestimmter Gewässerabschnitt „dem Naturschutz gewidmet“ wird. Diese Betrachtungsweise hält einer Überprüfung aus dem Gewässer heraus nicht stand. Stattdessen sollte ein Teil der Gewässer in ihrer Gesamtheit generell nutzungsfrei bleiben.

Literatur

- Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (ed. 2016): Armleuchteralgen – Die Characeen Deutschlands. Springer Spektrum, Berlin, 618 S.
- 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.
- Beck, B. (2008): Vegetationsentwicklung im Goitsche- und Seelhausener See. <http://www.anhalt-bitterfeld.de/media/pdf/amt80/beck-muenchen.pdf>, zuletzt aufgerufen am 10.02.2016
- BUND Landesverband NRW (2001): Baggerseen – Ersatzlebensraum oder Wunden in den Flusstälern? BUND Berichte 17. BUND NRW, Düsseldorf, 60 S.
- Crivelli, A.J. (1983): The destruction of aquatic vegetation by carp. – Hydrobiologia 106: 37-41.
- Dokulil, M.; Hamm, A.; Kohl, J.-G. (2001): Ökologie und Schutz von Seen, Ulmer UTB, 499 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.
- LANUV NRW (2015): Anleitung zur Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH-Lebensraumtypen. Stand Mai 2015. LANUV NRW, Recklinghausen, 54 S.
- LfU (2004): Einfluss überwinternder Wasservögel auf Chara-Arten und *Dreissena polymorpha* am westlichen Bodensee – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 73 S.
- Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV) (2014): FFH-Bericht 2013 des Landes Nordrhein-Westfalen <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/ffh-bericht-2013/de/start>
- Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV) (2015): Biodiversitätsstrategie NRW. 135 S.
- Normenausschuss Wasserwesen im DIN (2007): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Erfassung von Makrophyten in Seen; Deutsche Fassung EN 15460: 2007. DIN, Berlin, 22 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.
- Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH; Institut für Landschaftsökologie (2010) https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/monitoring/Bewertungsschemata_LRT_Sept_2010.pdf, zuletzt aufgerufen am 10.02.2016.
- Sapota, M.R. (2012): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Neogobius melanostomus*. https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/n/neogobius-melanostomus/neogobius_melanostomus.pdf, zuletzt aufgerufen am 25.02.2016.
- Sebald, O.; Seybold, S.; Philippi, G.; Wörz, A. (1998): Die Farn- und Blütenpflanzen. Band 7, Eugen Ulmer Verlag 596 S.
- van de Weyer, K. (2003): Vegetationskundliche Untersuchungen in Nassabgrabungen – Ergebnisse von Tauchuntersuchungen im Niederrheinischen Tiefland. – Tuexenia 23: 307-314.
- van de Weyer, K. (2005): Klassifikation und Bewertung der Makrophytenvegetation der großen Seen in Nordrhein-Westfalen gemäß der EG-Wasser-Rahmen-Richtlinie. lanaplan, Nettetal, 84 S.
- van de Weyer, K.; Rauers, H. (2004): Makrophyten und Makrozoobenthos im Auesee – Untersuchungen zur naturschutzfachlichen Bedeutung in einem Baggersee in der Rheinaue (Niederrhein). – Natur am Niederrhein N.F. 19: 17-29.
- Verbücheln, G.; Börth, M.; Hinterlang, D.; Hübner, T.; Michels, C.; Neitzke, A.; König, H.; Pardey, A.; Raabe, U.; Rös, M.; Schiffgens, T.; Weiss, J.; Wolff-Straub, R. (2004): Anleitung zur Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH-Lebensraumtypen. LÖBF, Recklinghausen.

KUPETZ, MARC & PETER CASPER: Lachgas aus heimischen Gewässern – Bedeutung für das Stickstoffbudget und den Treibhauseffekt.

RÜCKER, JACQUELINE; MATTHIAS KNIE; MAREN VOSS; MARION MARTIENSSEN; BJÖRN GRÜNEBERG; SEBASTIAN KOLZAU & BRIGITTE NIXDORF: Abschätzung des Stickstoffeintrages durch planktische Cyanobakterien (Nostocales).

Lachgas aus heimischen Gewässern – Bedeutung für das Stickstoffbudget und den Treibhauseffekt

Kupetz, Marc; Peter Casper

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abt. Experimentelle Limnologie, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, kupetz@igb-berlin.de

Keywords: Stickstoffeintrag, Denitrifikation, Lachgas, Treibhausgas, Emission

Einleitung

Lachgas (Distickstoffmonoxid, N_2O) ist ein Treibhausgas mit einer Lebensdauer von ca. 150 Jahren in der Atmosphäre. Es hat gegenüber Kohlendioxid (CO_2) ein ca. 300fach stärkeres Wärmepotential (Myhre et al., 2013). Es entsteht vor allem durch Verbrennung fossiler Energieträger sowie bei der bakteriellen Umsetzung gelöster anorganischer Stickstoffverbindungen (DIN). Als Hauptquelle von N_2O bei mikrobieller Umsetzung von DIN wird dabei der Prozess der Denitrifikation (Reduktion von Nitrat (NO_3^-) zu molekularem Stickstoff (N_2)) angenommen (Galloway et al., 2004). Während im Projekt NITROLIMIT weder die Modell-, noch andere untersuchte Gewässer relevante N_2O -Emissionen aufwiesen, wurde in NITROLIMIT II die Suche auf Gewässer mit besonders hoher Nitratkonzentration erweitert, um limnische Quellen des Treibhausgases in Süßgewässern zu identifizieren.

Material und Methoden



Mithilfe der NITROLIMIT Seen-und-Flussdatenbanken konnten nitratreiche Gewässer in Mecklenburg Vorpommern und Thüringen ausfindig gemacht werden, die als potentielle Quellen für N_2O -Emissionen in Frage kamen (**Tab. 1**). Auswahlkriterium war eine Nitratkonzentration von mindestens 5 mg L^{-1} (bei Seen im Hypolimnion), weiterhin wurde die Auswahl auf möglichst aktuelle Werte (2008-2012) beschränkt, die zum ähnlichen Zeitpunkt im Frühjahr erhoben worden waren. Die Seen befanden sich vorrangig in Naturschutzgebieten, während die Bäche stark urbanem Einfluß (im Raum Erfurt und Gera) unterlagen. Weiterhin wurden im Juni 2015 die N_2O -Emissionen im Blankenfelder Graben, ca. 2 km stromabwärts des Klärwerkes Schönerlinde (Berlin) erfaßt.

Die Seen in Mecklenburg-Vorpommern wurden im Frühjahr 2015 kurz nach Aufbruch der Eisbedeckung beprobt. Zur Messung der Gasemission wurden schwimmfähige Fluxkammern ausgebracht (**Abb. 1**), welche in Zeitreihen zu 3 h (Inter-

Abb. 1: Beprobung der Fluxkammern im Pöllnitzbach.

Tab. 1: Übersicht zu den untersuchten Gewässern. Die Koordinaten der Seen geben nicht die Beprobungsstellen selbst, sondern die Lage des Sees an, da an jeweils verschiedenen Punkten Proben gesammelt wurden.

	Name	Tiefe [m] (x/max.)	Fläche [ha]	Koordinaten [HW/RW]		Name	Koordinaten [HW/RW]
S1	Wanzkaer See	5,6/26	203,2	5920387/4583255	F1	Erlbach	5641220/4503230
S2	Kastorfer See	4,2/16	67,1	5946927/4572103	F2	Pöllnitzbach	5624110/4498220
S3	Ivenacker See	1,1/2	73,3	5953485/4563320	F3	Linderbach	5650070/4436630
S4	Zahrener See	3,2/8	70,3	5932643/4508133	F4	Weißbach	5653268/4423300
S5	Kaluberhofsee	2,4/4	3,1	5945670/4579227	F5	Pröse	5670740/4429785
S6	Neuenkirchener See	2,2/6	58,6	5938641/4432373	F6	Mühlbach	5680425/4418965
S7	Galenbecker See	0,8/2	590	5944634/4615288			

vall 1 h) mit evakuierten 20 ml-Flaschen beprobt wurden. Auf jedem See konnten drei Gruppen von je drei Fluxkammern ausgebracht werden (Kaluberhofsee: zwei Gruppen), welche an deutlich auseinanderliegenden Standorten verblieben. Für Bäche wurde jeweils ein Punkt zur Beprobung gewählt. An allen diesen Punkten wurden physikochemischen Parameter mittels einer Multiparametersonde (YSI 6600 V2-4, ecoTech Umwelt-Meßsysteme GmbH, Bonn) gemessen, sowie Wasser (Epi- und Hypolimnion) für die Laboranalyse von Nitrat- und Gesamtstickstoffkonzentrationen entnommen. Weiterhin wurden dort Sedimentkerne für die Analyse des im Porenwasser gelösten N₂O, sowie des organischer Materials gewonnen (Uwitec, Mondsee, Österreich).

Auf den Bächen in Thüringen konnten aufgrund ihrer geringen Tiefe (<1 m) nur vereinzelt Fluxmessungen durchgeführt werden; auch behinderte die Zusammensetzung des (sehr kies- oder lehmhaltigen) Hyporheal die Sedimentnahme insofern, dass zumeist nur oberflächlich (0-5 cm Tiefe) Proben entnommen werden konnten.

Die Analyse der Proben auf N₂O erfolgte mittels Gaschromatographie (Shimadzu, Kyoto, Japan; Flux-Gasproben und N₂O-Sättigung im Epilimnion: Shimadzu GC2014, Sättigung im Sedimentporenwasser: Shimadzu GC14B).

Ergebnisse und Diskussion

Die Befunde für N₂O-Flux in Seen (mit Vergleichswerten aus der Literatur) sowie Sättigungen des Gases im Wasser der Bäche sind in **Abb. 2** gegenübergestellt. In **Abb. 3a-b** sind die Nitratkonzentrationen aus der Datenbank mit aktuellen Werten sowie Konzentrationen an Gesamtstickstoff (TN) vergleichend abgebildet.

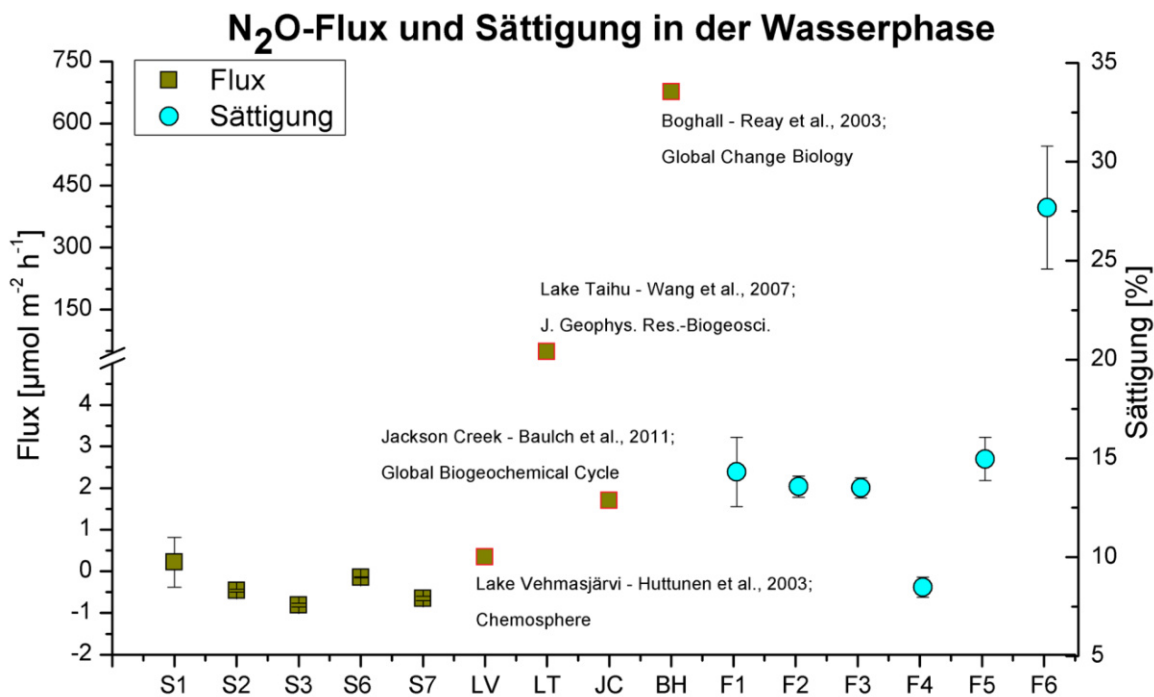


Abb. 2: Linke Ordinatenachse (man beachte den Skalenbruch) mit N₂O-Flux in Seen S_x (und eingetragenen Vergleichswerten aus der Literatur (LV, LT: Seen; JC, BH: Bäche)) sowie Sättigungen des Gases im Wasser der Fließgewässer F_x auf rechter Ordinatenachse.

Die ermittelten Fluxwerte auf den Seen lagen bei -0,8 bis 0,2 µmol m⁻² h⁻¹, wobei sich die meisten Seen aufgrund negativem Flux zur Beprobungszeit als schwache Senken für N₂O zeigten. Im Hypolimnion der Seen wurden überall wesentlich niedrigere Nitratkonzentrationen als in der NITROLIMIT-Datenbank vorliegend gefunden; bis auf eine Ausnahme wurden 5 mg L⁻¹ nicht überschritten. In den Seesedimenten wurde an zwei Standorten Spuren von N₂O im Porenwasser detektiert. Der Ivenacker See mit den höchsten Konzentrationen an N₂O im Porenwasser ist dabei überraschenderweise gleichzeitig die vergleichsweise stärkste Senke für das Treibhausgas von allen hier untersuchten Seen. Ein möglicher Zusammenhang mit anderen Faktoren (z. B. Qualität der organischen Materie im Sediment) konnte bislang noch nicht festgestellt werden.

Die Wasserproben waren zumeist an N₂O untersättigt (<30 %), und wiesen gegenüber den Werten aus den Datenbanken, parallel zu den Befunden von den Seen, ebenfalls allesamt niedrigere Nitratkonzentrationen auf. Im Sedimentporenwasser lagen die N₂O-Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze.

Zusammenfassung

Eine nennenswerte Freisetzung von Lachgas aus aquatischen Systemen in die Atmosphäre konnte bisher nicht ermittelt werden. Die Sättigung an N₂O in den untersuchten Gewässern (Bäche 8-28 %) ist sehr gering. Die Gewässer, einschließlich die mit höheren Nitratgehalten, stellen, fast ausschließlich eine schwache Senke für das Treibhausgas dar. Nach diesen Befunden besitzt N₂O sowohl für den Treibhauseffekt wie auch das N-Budget der Gewässer nur sehr geringe Relevanz.

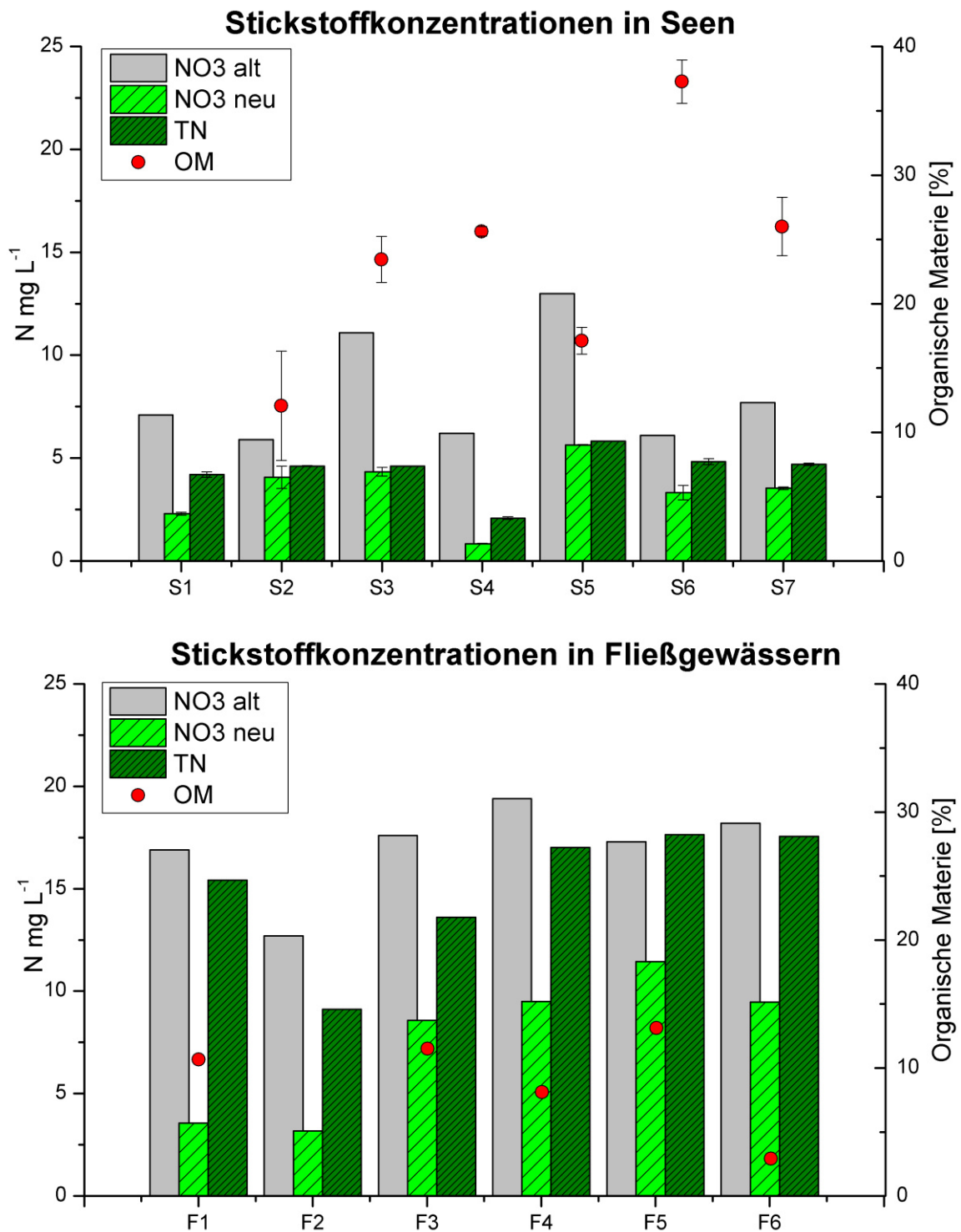


Abb. 3a-b: Nitratkonzentrationen aus der Datenbank (NO3 alt) mit aktuellen Werten (NO3 neu) sowie Konzentrationen an Gesamtstickstoff (TN) vergleichend abgebildet. Die Angabe des Gehaltes organischen Materials (OM) bezieht sich hier auf eine Tiefe von 0-2 cm der Sedimentkerne. Fehlerbalken geben, sowohl bei den Fluxdaten wie bei der Angabe zum OM-Gehalt, die Abweichungen zwischen den Beprobungspunkten auf dem jeweiligen Gewässer an; bei der N₂O-Sättigung beziehen sie sich auf Abweichungen bei Einzelmessungen.

Danksagung

Die Untersuchung wird im Rahmen einer Doktorarbeit am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei innerhalb des vom BMBF geförderten Projektes „NITROLIMIT“ durchgeführt (FKZ 033W015BN). Wir bedanken uns bei der Fischerei Neumann (Heinrichswalde), Philipp Filzwieser für seine fleißige Mitarbeit und den beteiligten Mitarbeitern der Abteilung Experimentelle Limnologie in Neuglobsow.

Literatur

- Galloway, J. N., Dentener, F. J., Capone, D. G., Boyer, E. W., Howarth, R. W., Seitzinger, S. P., Asner, G. P., Cleveland, C. C., Green, P. A., Holland, E. A., Karl, D. M., Michaels, A. F., Porter, J. H., Townsend, A. R. and Vorosmarty, C. J., (2004): Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70: 153-226.
- Myhre G., Shindell D., Breon F. M., Collins W., Fuglestad J., Huang J., Koch D., Lamarque J. F., Lee D., Mendoza B., Nakajima T., Robock A., Stephens G., Takemura T. and H. Zhang (2013): Anthropogenic and Natural Radiative Forcing, In: *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 and New York.

Abschätzung des Stickstoffeintrages durch planktische Cyanobakterien (Nostocales)

Jacqueline Rücker¹, Matthias Knie¹, Maren Voss², Marion Martienssen³, Björn Grüneberg¹, Sebastian Kolzau¹ & Brigitte Nixdorf¹

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus – Senftenberg, FG Gewässerschutz, Forschungsstelle Seestraße 45, 15526 Bad Saarow; j.ruecker@b-tu.de

² Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde, Seestraße 15, 18119 Rostock; maren.voss@io-warnemuende.de

³ Brandenburgische Technische Universität Cottbus – Senftenberg, FG Biotechnologie der Wasseraufbereitung, Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus; abwassertechnik@b-tu.de

Keywords: Stickstofffixierung, Licht, ¹⁵N stabile Isotope, Acetylenreduktion, Stickstoffbilanz, Ammoniumrücklösung

Einleitung

Ein Pfad für den Stickstoffeintrag in Oberflächengewässer ist die Fixierung von molekularem Stickstoff aus der Atmosphäre durch Mikroorganismen, die das Enzym Nitrogenase besitzen. In Seen sind das vor allem Cyanobakterien der Ordnung Nostocales. Die sauerstoffempfindliche Nitrogenase ist bei den Nostocales in spezialisierten, dickwandigen Zellen, den Heterocyten, lokalisiert, die ein anoxisches Milieu für das Enzym sichern (Fay 1992, Staal et al. 2003) und außerdem ein wichtiges taxonomisches Merkmal dieser Gruppe darstellen. Durch ihre Fähigkeit zur Fixierung von atmosphärischem Stickstoff erlangen Nostocales bei Stickstofflimitation einen entscheidenden Konkurrenzvorteil gegenüber Spezies ohne diese Fähigkeit (De Nobel et al. 1998, Dolman et al. 2012). Die N₂-Fixierung ist allerdings ein energetisch sehr aufwendiger Prozess (Staal et al. 2003), sodass die Wachstumsraten von Cyanobakterien bei diazotrophem Wachstum gegenüber dem Wachstum mit Ammonium oder Nitrat als Stickstoffquelle geringer sind.

In der Literatur gehen Angaben über die Größenordnung des Stickstoffeintrags in die Gewässer über diesen Pfad weit auseinander; z.B. geben Howarth et al. (1988) $< 0,3 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ für oligotrophe Seen, $13 - 94 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ für mesotrophe Seen bzw. $200 \text{ mg} - 9,2 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ für eutrophe Seen an. Ursache für diese große Spannbreite sind zum einen Biomasse- und Artzusammensetzung der Nostocales sowie die Limitation dieser Algengruppe durch abiotische Faktoren wie Licht, Temperatur, Phosphor oder andere Elemente, die für die Bildung der Biomasse und die Funktion der Nitrogenase essentiell sind.

Im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes NITROLIMIT (www.nitrolimit.de) sollte für ausgewählte Modellgewässer geklärt werden, in welchem Umfang die Stickstofffixierung durch pelagische Cyanobakterien der Ordnung Nostocales zum gesamten Stickstoffeintrag beitragen kann und, ob die Reduktion von N-Einträgen infolge von Sanierungsmaßnahmen durch die N₂-Fixierung kompensiert werden kann. Ziel der vorliegenden Studie war es, die Steuermechanismen der N₂-Fixierung durch abiotische Faktoren weiter aufzuklären und den Beitrag der Nostocales zum Stickstoffeintrag in zwei eutrophe, polymiktische Flachseen abzuschätzen. Dazu wurde die N₂-Fixierung im Jahresgang mit der Acetylen-Reduktionsmethode bzw. mit stabilen Isotopen (¹⁵N) gemessen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die NITROLIMIT-Modellgewässer repräsentieren dominante Gewässertypen der Region Berlin/Brandenburg. In diesem Beitrag werden die Ergebnisse der Untersuchungen an zwei südöstlich von Berlin gelegenen, eutrophen, polymiktischen Flachseen, dem Langen See (letztes Glied der Storkower Seenkette vor der Mündung in die Dahme) und dem Großen Müggelsee (von der Spree durchflossen) vorgestellt. Wichtige morphometrische und trophische Kenngrößen sind Tabelle 1 zu entnehmen.

Tab. 1: Morphometrische und trophische Parameter der Untersuchungsgewässer; theoretische Auf-

	Langer See	Müggelsee	enthaltszeit (t_a), Gewässertyp nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; Matthes et al. 2002), Vegetationsmittel (April – Oktober) von Gesamtphosphor (TP), Gesamtstickstoff (TN), Chlorophyll a (Chl a) und Phytoplanktonbiomasse, trophischer Zustand und Trophie-Index nach LAWA (1999), Bewertung der Biokomponenten Phytoplankton (PhytoSee-Index (PSI) nach Mischke et al. 2015) für die Jahre 2011 – 2013.
Abkürzung	LAN	MUEG	
Einzugsgebiet (km ²)	395	7000 ¹⁾	
Fläche (km ²)	1,3	7,3 ¹⁾	
max. Tiefe (m)	3,5	8,9	
mittl. Tiefe (m)	2,1	4,9 ¹⁾	
t_a (a)	0,1	0,1– 0,16 ¹⁾	
Mixistyp	polymiktisch	poly-/di.	
WRRL-Typ	11.2	11.1	
TP (µg L ⁻¹)	62 – 68	82 – 122	
TN (mg L ⁻¹)	0,82 – 1,01	0,86 – 1,08	
Chl a (µg L ⁻¹)	58 – 64	28 – 31 ²⁾	
Phyto _{gesamt} (mm ³ L ⁻¹)	9,3 – 12,3	4,1 – 4,2	
Trophie	eutroph	eutroph	
(LAWA-Index)	(3,8)	(3,2 – 3,4)	
PhytoSee-Index	3,6 – 3,7	2,9	
	(unbefriedigend)	(mäßig)	

¹⁾ Angaben aus Köhler et al. (2005)

²⁾ ohne 2012.

Messung der Stickstofffixierung

Jeweils von Juni bis Oktober 2012, 2013 und 2014 wurden 14tägig Mischproben des durchmischten Teils der Wassersäule entnommen. Unterproben davon wurden für die chemischen Analysen sowie die Biomassebestimmung des Phytoplanktons verwendet. Das mittlere Lichtdargebot in der durchmischten Schicht (I_{mix}) wurde aus der Sichttiefe und der mittleren Globalstrahlung in der Woche vor der Probenahme berechnet (Hilt et al. 2010). Zur Messung der N₂-Fixierung wurde das Seewasser für 24 Stunden bei *in situ* Temperatur in einem Pflanzenwachstumsschrank (KBW 400, Binder, Tuttlingen) inkubiert; 2012 bei I_{mix} und 100 µmol Photonen m⁻² d⁻¹, 2013 bei 50 und 100 µmol Photonen m⁻² d⁻¹ und 2014 in einem Gradienten von 6 Lichtstufen (0 bis ca. 450 µmol Photonen m⁻² s⁻¹). Große Zooplankter wurden vor der Inkubation mit einem 200-µm-Netz entfernt. Ausgenommen davon waren die Proben des Müggelsees im Juli und August 2013. Wegen des Vorkommens von *Aphanizomenon-flos-aquae*-Kolonien wurde auf das Sieben verzichtet, um eine Veränderung der Phytoplanktonzusammensetzung zu vermeiden.

Zur Vereinheitlichung wurde die N₂-Fixierung aller drei Untersuchungsjahre für I_{mix} kalkuliert. Das erfolgte für die 2014 in Lichtabhängigkeit gemessene N₂-Fixierung über eine Kurvenanpassung mit einem Modell von Jasby und Platt (1976). Da der Bereich zwischen 50 und 100 µmol Photonen m⁻² d⁻¹ (Inkubationslicht 2013) im linearen Teil der Lichtkurven von 2014 lag, wurde für 2013 die N₂-

Fixierung bei I_{mix} aus linearer Interpolation bzw. Extrapolation zwischen diesen beiden Werten ermittelt. Zur Berechnung der flächenbezogenen N-Einträge wurde beim Müggelsee das Volumen bis zur mittleren Tiefe, beim Langen See das gesamte Seevolumen bis zur maximalen Tiefe berücksichtigt. Die Messung der N_2 -Fixierung erfolgte 2012 mit der Acetylenreduktionsmethode, 2013 und 2014 mit stabilen Isotopen.

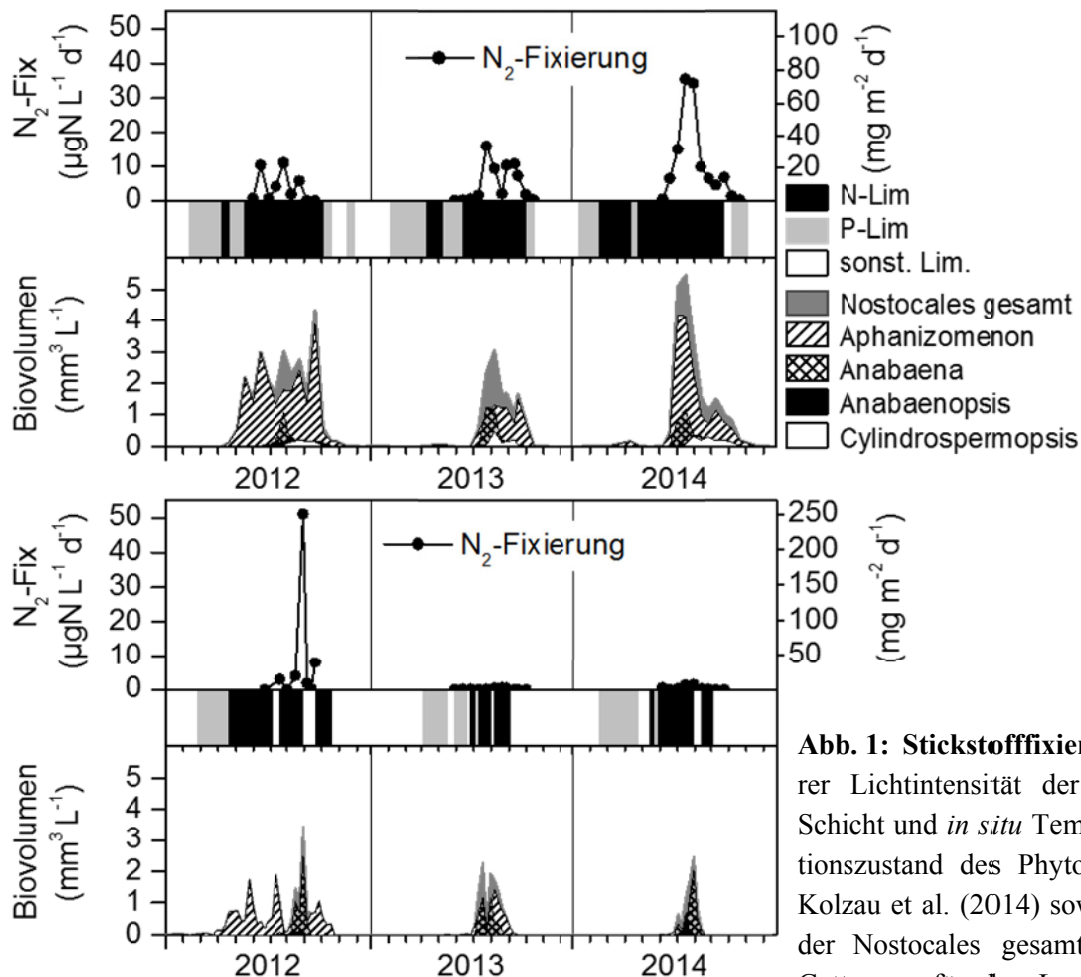


Abb. 1: Stickstofffixierung bei mittlerer Lichtintensität der durchmischten Schicht und *in situ* Temperatur, Limitationszustand des Phytoplanktons nach Kolzau et al. (2014) sowie Biovolumen der Nostocales gesamt und einzelner Gattungen für den Langen See (oben) und den Müggelsee (unten) 2012-2014.

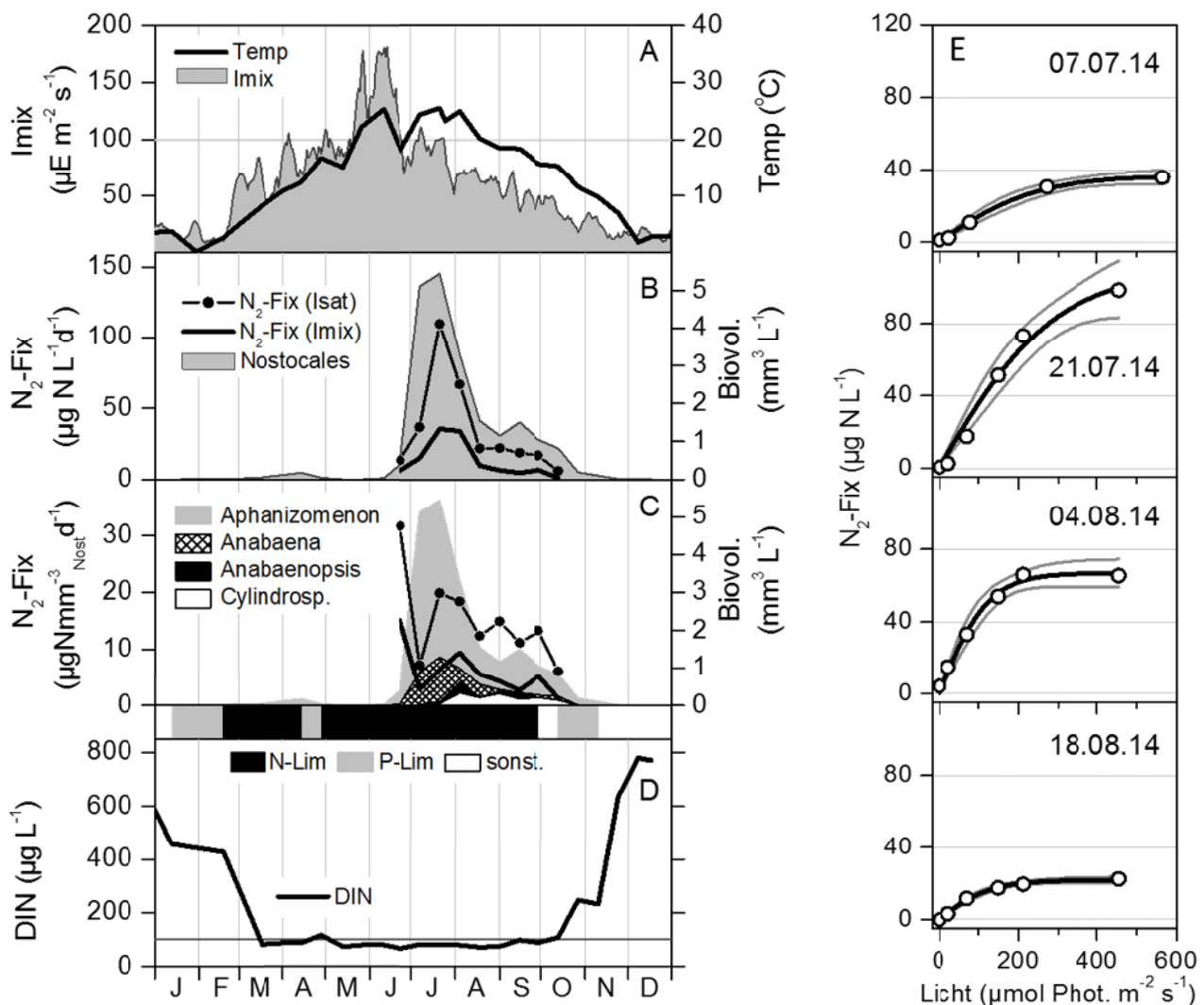
Acetylen-Reduktionsmethode (Acetylen Reduction Assay, ARA)

Zur Bestimmung der N_2 -Fixierung mit der Acetylen-Reduktionsmethode (Capone 1993, Stewart et al. 1968, Hardy et al. 1968) wurden aus einer Wasserprobe jeweils drei Parallelen von 7 mL in gasdichten 20 mL-Glasgefäßen mit 1,5 mL Acetylen versetzt. Anstelle des molekularen Stickstoffs setzt das für den Fixierungsprozess verantwortliche Enzym Nitrogenase das Substrat Acetylen ausschließlich zu Ethylen um. Die Konzentration des Endproduktes Ethylen wurde gaschromatographisch am FG Biotechnologie der Wasseraufbereitung der BTU bestimmt. Bei der Berechnung der N_2 -Fixierungsraten wurde ein Konversionsfaktor von 7 mol Ethylen in 1 mol N_2 verwendet, der durch ein Vergleichsexperiment mit einer *Aphanizomenon-gracile*-Kultur ermittelt wurde (Kolzau, unveröff.).

Stabile Isotope, ^{15}N -Methode

Die Inkubation der Wasserproben erfolgte in 600 ml-PE-Flaschen. Den blasenfrei abgefüllten Proben wurde 1 mL $^{15}\text{N}_2$ -Gas (98 atm%) zugesetzt. Um eine konstante Durchmischung der Proben in den Flaschen zu gewährleisten, den Gradienten der Lichtintensität im Klimaschrank auszugleichen

und die Sedimentation von Algen zu minimieren, wurden die Flaschen mit einer Glaskugel (Durchmesser 2,6 cm) auf schräg gestellten rotierenden Scheiben (ca. 10 U min^{-1}) inkubiert. Am Ende der Inkubation wurden 50 – 100 ml des partikulären Materials auf Glasfaserfilter (MN 85/90) gezogen und für mindestens 24 h bei 60°C getrocknet. Das $^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$ -Verhältnis wurde am IOW, Warnemünde mit einem Elementaranalysator gekoppelten Isotopen-Verhältnis-Massenspektrometer



analysiert und daraus die Fixierungsrate nach Montoya et al. (1996) berechnet.

Abb. 2: Mittleres Lichtdargebot (I_{mix}) und Wassertemperatur in der durchmischten Schicht (A), Biovolumen der Nostocales, Stickstofffixierung bei I_{mix} und bei Lichtsättigung (I_{sat} ; berechnet aus Lichtkurven) pro Liter Seewasser (B) und bezogen auf das Biovolumen der Nostocales (einzelne Gattungen gestapelt; C). Konzentration von anorganisch gelöstem Stickstoff (DIN) sowie Limitationszustand des Phytoplanktons nach Kolzau et al. (2014) im Langen See 2014. Lichtabhängigkeit der N_2 -Fixierung für ausgewählte Termine mit Kurvenanpassung nach Jasby und Platt (1976) (E).

Ergebnisse und Diskussion

In Abbildung 1 sind die Jahresgänge der N_2 -Fixierung für beide Seen dargestellt. Im Langen See erreichte die N_2 -Fixierung in allen Jahren Werte bis $12 \mu\text{g L}^{-1} \text{d}^{-1}$ bzw. $35 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$. Nur im Juli 2014 wurden etwa doppelt so hohe Werte erreicht, was zeitlich mit einem Biomassepeak von *Anabaena*- und *Aphanizomenon*-Arten zusammenfiel. In den Phasen, in denen Nostocales vorkamen und N_2 -Fixierung nachgewiesen werden konnte, war das Phytoplankton nach Kolzau et al. (2014)

stickstofflimitiert. Im Müggelsee wurden nur 2012 ähnlich hohe Werte wie im Langen See gemessen mit einem Spitzenwert von $51 \mu\text{g L}^{-1} \text{d}^{-1}$ bzw. $254 \text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ am 03.09.2012, was zeitlich mit einem *Anabaena*-Peak zusammentraf. Im Müggelsee erreichten die Nostocales nicht so hohe Biovolumina wie im Langen See, und die Phasen der N-Limitation des Phytoplanktons waren kürzer und wurden häufig von Phasen ohne Nährstofflimitation unterbrochen. Das könnte zum einen durch kurzfristige Wechsel von Stagnations- und Durchmischungsphasen mit einer Einmischung von remobilisierten Nährstoffen aus tieferen Wasserschichten, zum anderen durch Nährstoffeinträge über die Spree verursacht worden sein. Steht gelöster anorganischer Stickstoff zur Verfügung, werden die N_2 -Fixierung heruntergefahren und die Nostocales von schneller wachsenden Arten verdrängt.

Über das Jahr betrachtet wurden durch N_2 -fixierende Cyanobakterien 1,1 bis $3,7 \text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ Stickstoff in den Langen See bzw. 0,1 bis $3,2 \text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ in den Müggelsee eingetragen (Tabelle 2). Diese Werte liegen im Bereich für eutrophe Seen nach Howarth et al. (1988).

Tab. 2: Jahresmaxima und jährliche Einträge von Stickstoff durch N_2 -fixierende Cyanobakterien
kalkuliert für das mittlere Lichtdargebot in der durchmischten Schicht aus Messungen bei *in situ* Temperatur für den Langen See und Müggelsee 2012 – 2014.

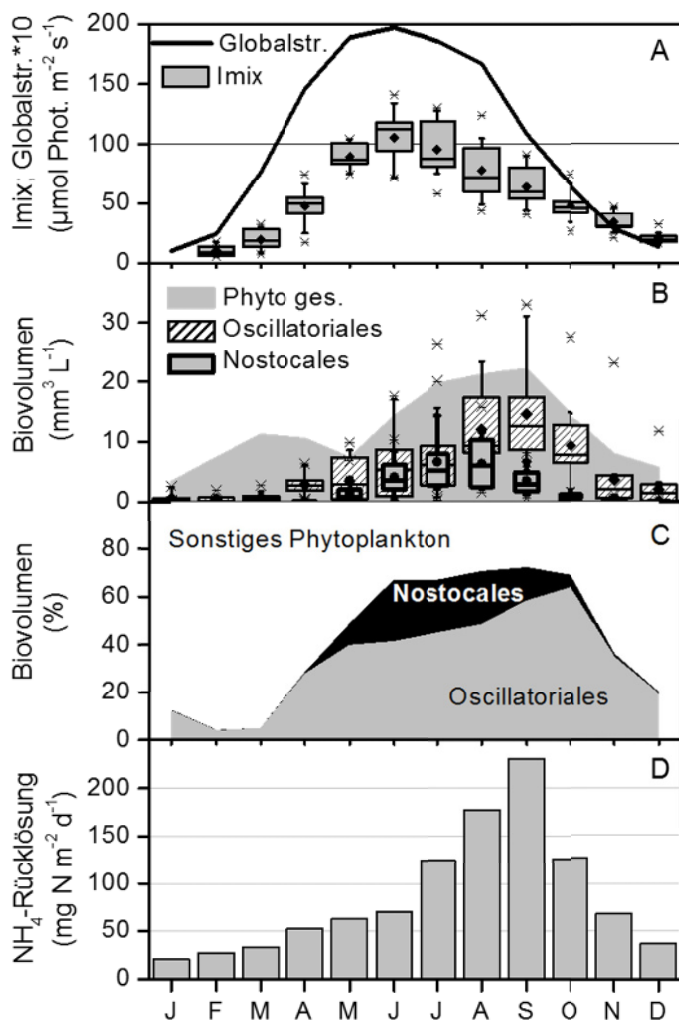
Jahr	Langer See			Müggelsee		
	Maximum $\mu\text{g L}^{-1} \text{d}^{-1}$	Maximum $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	Jährlich $\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$	Maximum $\mu\text{g L}^{-1} \text{d}^{-1}$	Maximum $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	Jährlich $\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$
2012	11,1	24,2	1,1	51,0	215,2	3,2
2013	16,0	34,9	1,6	0,3	1,3	0,1
2014	35,5	77,6	3,7	3,1	13,2	0,4

Die Lichtkurven in Abbildung 2E zeigen die starke Lichtabhängigkeit der N_2 -Fixierung. Die Lichtsättigung wurde erst bei Bestrahlungsstärken von $130 - 300 \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$ erreicht. Diese Werte liegen deutlich höher als I_{mix} im Langen See (Abb. 2A). Folglich war die N_2 -Fixierung 2014 im Langen See lichtlimitiert oder anders ausgedrückt: Bei Lichtsättigung könnte 2 bis 3mal so viel Stickstoff durch die Nostocales fixiert werden.

Die biovolumenspezifische N_2 -Fixierung (Abb. 2C) zeigte ab Juli 2014 einen abfallenden Trend, der eng mit der Wassertemperatur korrelierte ($R^2=0,89$). Im August 2014 kam es zu einem starken Einbruch der Nostocales und einer starken Zunahme der feinfädigen Oscillatoriales. Damit sank auch die N_2 -Fixierung pro Liter Seewasser deutlich ab.

Wie die Analyse der Langzeitdaten für den Zeitraum 2000 – 2014 erbrachte, ist dieser Dominanzwechsel typisch für den Spätsommer im Langen See (Abb. 3B und C). Die Oscillatoriales verursachen eine starke Gewässertrübung in deren Folge I_{mix} sinkt und sich die Bedingungen für die N_2 -Fixierer verschlechtern. Außerdem haben Messungen mit einer Benthosglocke im Langen See (NITROLIMIT 2014) gezeigt, dass die Ammoniumrücklösung aus dem Sediment von ca. $120 \text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ im Juli auf $230 \text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ im September stark ansteigt (Abb. 3D). Von diesem leicht verfügbaren, anorganischen N profitieren insbesondere die schnell wachsenden Oscillatoriales, und die Nostocales verlieren ihren Konkurrenzvorteil durch die N_2 -Fixierung. Sie nutzen aber ebenfalls den gelösten anorganischen Stickstoff und reagieren mit einer Verminderung der biovolumenspezifischen N_2 -Fixierungsrate.

Für den Langen See wurde eine Stickstoffbilanz aufgestellt, in der die wichtigsten Ein- und Ausstragspfade sowie interne Umsatzprozesse auf Monatsbasis quantifiziert wurden (Nixdorf et al.



19 bzw. 6 %.

Abb. 3: Monatsmittelwerte für den Langen See 2000 – 2014 (Boxplots bzw. Mediane): Mittleres Lichtangebot (I_{mix}) in der durchmischten Schicht und Globalstrahlung (A), Biovolumen der Nostocales, Oscillatoriales und des Gesamtphytoplanktons (B) und prozentualer Anteil (C). Ammoniumrücklösung aus dem Sediment (D).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Stickstofffixierung konnte in beiden eutrophen Flachseen nachgewiesen werden. Sie war an das Vorhandensein von pelagischen Cyanobakterien der Ordnung Nostocales (vorherrschende Gattungen: *Aphanizomenon* und *Anabaena*) gebunden. Im Müggelsee gab es sehr große Jahr-zu-Jahr-Unterschiede, die auf eine unterschiedlich starke Ausprägung der Nostocales-Biomasse und der N-Limitation des Phytoplanktons zurückgeführt wurden.

Für den Langen See wurde nachgewiesen, dass die N_2 -Fixierung stets lichtlimitiert war. Im Spätsommer und Herbst nahmen die biovolumenbezogenen N_2 -Fixierungsraten deutlich ab, was durch eine Abnahme der Wassertemperaturen und eine Zunahme der Ammoniumrücklösung aus dem Sediment erklärt werden kann. Obwohl gelöster anorganischer Stickstoff in den Wasserproben von März bis Oktober meist unterhalb der limitierenden Konzentration von $100 \mu\text{g DIN L}^{-1}$ (Kolzau et al. 2014) lag, kann davon ausgegangen werden, dass das Recycling von Stickstoffverbindungen aus

2016). Demnach war der Eintrag von Stickstoff durch die N_2 -Fixierer im Juli und August mit $22 - 25 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ im Monatsmittel (2014 für I_{mix}) etwa halb so groß wie der N-Eintrag über den oberirdischen Zufluss, der auf Grund der geringen Durchflüsse im Sommer im langjährigen Mittel (2000 – 2014) bei $41 - 50 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ lag. Somit betrug der Anteil der N_2 -Fixierung am gesamten N-Eintrag (Summe aus oberirdischem Zufluss, atmosphärischer Deposition auf die Seefläche und N_2 -Fixierung) in diesen Monaten 36 – 29 %. Diese Größe relativiert sich, wenn man die NH_4 -Rücklösung am Sediment (125 bzw. $178 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ im Juli/August; Abb. 3) als N-Quelle hinzurechnet. Dann sinkt der Beitrag der N_2 -Fixierung zum gesamten N-Eintrag in den Sommermonaten auf 13 bzw. 9 %. Auf das Jahr hochgerechnet ist die N_2 -Fixierung mit 5 bzw. 3 % (ohne bzw. mit Berücksichtigung der NH_4 -Rücklösung) in diesem, vom oberirdischen Zufluss dominierten See, nur von geringer Bedeutung. Betrachtet man den Zeitraum von Juni bis Oktober, in dem die Nostocales in größeren Biomassen vorkommen, beträgt ihr Beitrag

der abgestorbenen Biomasse der Frühlingsblüte und allochthon eingetragener organischer Substanz im Spätsommer (NH₄-Rücklösung am Sediment) dazu beiträgt, dass die Nostocales a) ihre Fixierungsleistung senken und gelösten anorganischen Stickstoff nutzen und b) von nicht-stickstofffixierenden Cyanobakterien der Ordnung Oscillatoriales verdrängt werden. Die hohen Biomassen der Oscillatoriales und die Abnahme der Globalstrahlung verschlechtern im Spätsommer zusätzlich die Lichtbedingungen für die Nostocales. Die Bedeutung N₂-Fixierung liegt also darin, dass sie vor allem im Hochsommer, wenn die Einträge über den oberirdischen Zufluss gering sind, zu einer Stabilisierung von hohen Phytoplanktonbiomassen beiträgt. In der Jahresbilanz spielt der Eintrag von Stickstoff durch diesen Prozess nur eine untergeordnete Rolle.

Danksagung

Die vorliegenden Untersuchungen wurden im Rahmen der BMBF-Verbundprojekte NITROLIMIT I (FKZ 033L041A) und NITROLIMIT II (FKZ 033W015AN) durchgeführt. Wir danken Jan Köhler und den KollegInnen des IGB Berlin für die Bereitstellung der Wasserproben und der Daten des Müggelsees. Ingo Henschke (FG Gewässerschutz) danken wir für die zuverlässige Arbeit im Freiland sowie Gudrun Lippert Ute Abel und Sabine Natusch für ihre Arbeit im Labor. Iris Liskow vom IOW gilt unser Dank für die Isotopenmessungen und Katja Becker (FG Gewässerschutz) für die Acetylen-Reduktions-Assays. Die Messungen am GC wurden von Daniel Joehrendt, Roswitha Pech und Erwin Banscher (FG Biotechnologie der Wasseraufbereitung) tatkräftig unterstützt. Annette Tworeck (Limnologiebüro Hoehn, Freiburg) und Helgard Täuscher (IGB Berlin) danken wir für die Analyse der Phytoplanktonproben. Daten zur Globalstrahlung wurden vom Meteorologischen Observatorium des DWD in Lindenberg zur Verfügung gestellt.

Literatur

- Capone, D.G. (1993): Determination of nitrogenase activity in aquatic samples using the acetylene reduction procedure. In: Kemp, P.F., Sherr, B.F., Sherr, E.B., Cole, J.J., eds., Handbook of methods in aquatic microbial ecology. Lewis Publishers, Boca Raton: 621-631.
- De Nobel, W.T., Matthijs, H.C.P., Von Elert, E., Mur, L.R. (1998): Comparison of the light-limited growth of the nitrogen-fixing cyanobacteria *Anabaena* and *Aphanizomenon*. *New Phytologist* 138: 579-587.
- Dolman, A.M., Rücker, J., Pick, F.R., Fastner, J., Rohrlack, T., Mischke, U., Wiedner, C. (2012): Cyanobacteria and Cyanotoxins: The Influence of Nitrogen versus Phosphorus. *PLoS ONE* 7(6): e38757. doi:10.1371/journal.pone.0038757.
- Fay, P. (1992): Oxygen relations of nitrogen fixation in cyanobacteria. *Microbiol. Rev.* 56: 340-373.
- Hardy, R.W.F., Holsten, R.D., Jackson, E.K., Burns, R.C. (1968): The acetylene-ethylene assay for N₂ fixation: laboratory and field evaluation. *Plant Physiol.* 43: 1185-1207.
- Hilt, S., Henschke, I., Rücker, J., Nixdorf, B. (2010): Can submerged macrophytes influence turbidity and trophic state in deep lakes? Suggestions from a case study. *J. Environ. Qual.* 29: 725-733.
- Howarth, R.W., Marino, R., Lane, J., Cole, J. J. (1988): Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 1. Rates and importance. *Limnol. Oceanogr.* 33: 669-687.
- Jasby, A.D., Platt, T. (1976): Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 21 (4): 540-547.
- Kolzau, S., Wiedner, C., Rücker, J., Köhler, J., Köhler, A., Dolman, A.M. (2014): Seasonal patterns of nitrogen and phosphorus limitation in four German lakes and the predictability of limitation status from ambient nutrient concentrations. *PLoS ONE*. 9(4): e96065. doi:10.1371/journal.pone.0096065.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. ISBN 3-88961-225-3, Kulturbuchverlag, Berlin, 74 S.
- Mathes, J., Plambeck, G., Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Deneke, R., Nixdorf, B. (Hrsg.). Aktuelle Reihe BTU Cottbus 5/2002: 15-24.

- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Deneke, R., Nixdorf, B. (2015): Handbuch für die Seenbewertung mittels Plankton – Phyto-See-Index (Teil A) und PhytoLoss-Modul Zooplankton (Teil B). Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser O 8.12, 2015.
- Montoya, J.P., Voss, M., Kahler, P. & Capone, D.G. (1996): A simple, high-precision, high-sensitivity tracer assay for N₂ fixation. *Applied and Environmental Microbiology*, 62: 986-993.
- NITROLIMIT (2014): NITROLIMIT – Stickstofflimitation in Binnengewässern: Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojekts NITROLIMIT I, Mai 2014. BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz (Hrsg.). Bad Saarow. 208 S. <http://www.nitrolimit.de/index.php/downloads.html>
- Nixdorf, B., Grüneberg, B., Rücker, J. (2016): Bilanzierung der saisonalen Stickstoffein- und -austräge sowie deren Umsetzungen in einem eutrophen Flachsee. DGL, Tagungsbericht 2015 (Essen), Hardeggen.
- Staal, M., te Lintel Hekkert, S., Harren, F.J.M., Stal, L.J. (2003): Effects of O₂ on N₂ fixation in heterocystous cyanobacteria from the Baltic Sea. *Aquat. Microb. Ecol.*, 33: 261-270.
- Stewart, W.D.P., Fitzgerald, G.P., Burris, R.H. (1968): Acetylene reduction by nitrogen fixing blue-green algae. *Arch. Microbiol.*, 62: 336–348.

KUPETZ, MARC & PETER CASPER: Lachgas aus heimischen Gewässern – Bedeutung für das Stickstoffbudget und den Treibhauseffekt.

RÜCKER, JACQUELINE; MATTHIAS KNIE; MAREN VOSS; MARION MARTIENSSEN; BJÖRN GRÜNEBERG; SEBASTIAN KOLZAU & BRIGITTE NIXDORF: Abschätzung des Stickstoffeintrages durch planktische Cyanobakterien (Nostocales).

Zweiter Ringversuch benthische Diatomeen 2014/15 in Deutschland - Beitrag zur Qualitätssicherung bei der Umsetzung der EU-WRRL

Anja Schwarz¹, Mirko Dreßler², Kim Krahn¹ & Petra Werner³

¹ TU Braunschweig, Institut für Geosysteme und Bioindikation, 38106 Braunschweig, Langer Kamp 19c, anja.schwarz@tu-braunschweig.de; ² Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Allgemeine & Spezielle Botanik und Botanischer Garten, 18057 Rostock, Wismarsche Str. 8, mirko.dressler@uni-rostock.de; ³ Diatomeen als Bioindikatoren, Grainauer Str. 8, 10777 Berlin, werner@bioindikator-diatomeen.de

Keywords: EU-Wasserrahmenrichtlinie, Qualitätssicherung, Diatomeen, Ringversuch, Seen, Fließgewässer

Einleitung

15 Jahre nach Verabschiedung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) stellt sich nicht nur die Frage nach dem Erreichten, sondern es gilt auch zu beantworten, welche Instrumente uns zur Verfügung stehen, um die Qualität bei ihrer Umsetzung sicherzustellen. Ringversuche können hierfür einen bedeutenden Beitrag leisten, da sie einerseits die Qualität der Bewertung der teilnehmenden Labore prüfen, zusätzlich aber auch eine Validierung des angewendeten Verfahrens oder der Methode ermöglichen.

Nachdem in den Jahren 2011 und 2012 der erste Ringversuch benthische Diatomeen in Deutschland erfolgreich durchgeführt wurde (Dreßler et al. 2014a, b, 2015, Werner et al. *angenommen*), begann mit der Versendung der Präparate im Oktober 2014 der zweite deutsche Ringversuch benthische Diatomeen. Ziel war die Verbesserung der Auswertungsschärfe bei Anwendung des PHYLIB-Verfahrens für Seen und Fließgewässer (Schaumburg et al. 2011 & 2012), die Ermöglichung eines einheitlichen Umgangs mit taxonomischen Problemen sowie die Durchführung einer grundlegenden Qualitätskontrolle von Diatomeen-Zählergebnissen. Der Ringversuch war an selbstständige und staatlich geförderte Labore sowie an Wissenschaftler gerichtet, die Gewässergüteuntersuchungen und Gewässer-Monitoring mittels benthischer Diatomeen durchführen. Als Referenzzähler konnten drei international anerkannte Diatomeenspezialisten gewonnen werden. Im Juli 2015 fand ein zweitägiger Workshop unter Beteiligung von zwei Referenzzählern an der TU Braunschweig statt. Dort wurden die Ergebnisse des Ringversuches vorgestellt, taxonomisch schwierige Diatomeen-Gruppen besprochen, Merkmale zur verbesserten Identifizierung gemeinsam mit den Teilnehmern herausgearbeitet sowie Vorschläge zur Verbesserung des PHYLIB-Bewertungsverfahrens formuliert. Die Ergebnisse des Ringversuchs und des Workshops fließen in einen Abschlussbericht ein, der frei aus dem Internet herunter geladen werden kann (www.planktonforum.eu).

Material und Methoden

Im Oktober 2014 wurden an 40 teilnehmende Labore jeweils zwei Diatomeenpräparate versendet. Diese stammten von einer See- und einer Fließgewässerprobe (Lychensee, Saaler Bach bei Wiepkenhagen) aus dem Norddeutschen Tiefland. Die Diatomeen waren gemäß den deutschen

Handlungsanweisungen (Schaumburg et al. 2011 & 2012) und der DV_Taxaliste 2011 zu zählen und zu bestimmen.

In die Bewertung der Labore flossen die Zählergebnisse der beiden Proben sowie festgestellte Abweichungen bei der Befolgung der Handlungsanweisungen ein. Erstere sind einer Bray-Curtis-Distanzberechnung und einer Detrended Correspondence Analysis (DCA) zur Analyse und graphischen Darstellung der Ähnlichkeiten unterzogen worden. Aus den Bray-Curtis-Distanzmaßen der drei Referenzzählungen wurde für jede Probe der Mittelwert und die Standardabweichung berechnet, sowie ein 95 %-Konfidenzintervall aufgespannt. Waren die Bray-Curtis-Distanzen eines Labors zu allen drei Referenzzählern außerhalb der Standardabweichung und wurde dies auch in der DCA sichtbar, dann galt die Probe als nicht erfolgreich absolviert. Abweichungen von den Handlungsanweisungen wurden an den Parametern „Anzahl gezählter Objekte“, „Nachsuche nach seltenen Taxa in der See-Probe“, „Einbeziehung planktischer Diatomeen in die Zählung“ und „Aktualität der Taxa-Bezeichnungen“ überprüft. Konnten keine Abweichungen von den Handlungsanweisungen anhand dieser Kriterien festgestellt werden, dann erhielten die Labore „ohne Abweichung“ zertifiziert. Eine „Geringe Abweichung“ wurde bescheinigt, wenn ein Parameter während der Zählung einer Probe nicht eingehalten wurde. Wurden zwei und mehr Abweichungen festgestellt, lagen erhebliche Abweichungen“ vor.

Ergebnisse und Diskussion

Die 40 Teilnehmer/innen des Ringversuchs benthischer Diatomeen 2014/15 kamen aus 15 Ländern, 12 davon waren aus Deutschland und zwei sogar aus Peru. Der überwiegende Teil stammte aus dem europäischen Ausland, vor allem aus Italien, den Niederlanden, Spanien und Frankreich. Die Hälfte der teilnehmenden, nationalen und ausländischen Labore, bearbeitet Aufträge zur Wasserqualitätsanalyse mittels Diatomeen. Weitere 37 % waren Institutionen und Behörden, die mit der Bewertung mittels Diatomeen betraut sind. Aus dem Forschungsbereich waren 13 % der Labore vertreten.

In der See-Probe (Lychensee) wurden *Achnantheidium minutissimum* var. *minutissimum* (Kützing) Czarnecki, *Cymbella vulgata* Krammer, *Encyonopsis minuta* Krammer & Reichert und *Epithemia adnata* (Kützing) Brébisson am häufigsten von den Referenzzählern gefunden (Tab. 1).

Tab. 1: Häufige Diatomeen-Taxa in der See-Probe aus dem Lychensee (R42-R44: Zählergebnisse der Referenzzähler, MW: Mittelwert, STABW: Standardabweichung; Zahlenangaben in %)

Taxon	R42	R43	R44	MW	STABW
<i>Achnantheidium minutissimum</i> var. <i>minutissimum</i>	15,4	8,8	11,1	11,8	3,3
<i>Cymbella vulgata</i>	13,0	10,2	8,7	10,6	2,2
<i>Encyonopsis minuta</i>	8,2	11,4	8,3	9,3	1,8
<i>Epithemia adnata</i>	7,4	7,4	9,5	8,1	1,2

Schwer zu bestimmen waren für die teilnehmenden Labore vor allem Taxa innerhalb des *Achnantheidium minutissimum*-Komplexes, *Encyonopsis minuta/subminuta* und besonders *Cymbella vulgata*. *C. vulgata* wurde von den Referenzzählern mit durchschnittlich 10,6 % nachgewiesen (Tab. 1, Abb. 1). Mehr als die Hälfte der Labore fand dieses Taxon nicht. Insgesamt wurden von den Teilnehmenden zehn *Cymbella*-Arten (einschließlich *C. vulgata*) mit einem Anteil >3 % gefunden. Die Referenzzähler fanden zwar auch noch weitere *Cymbella*-Arten in der See-Probe, jedoch

mit Anteilen weit unter 3 %. Dies zeigt deutlich die Probleme bei der Bestimmung von Arten der Gattung *Cymbella* und speziell von *C. vulgata* auf.

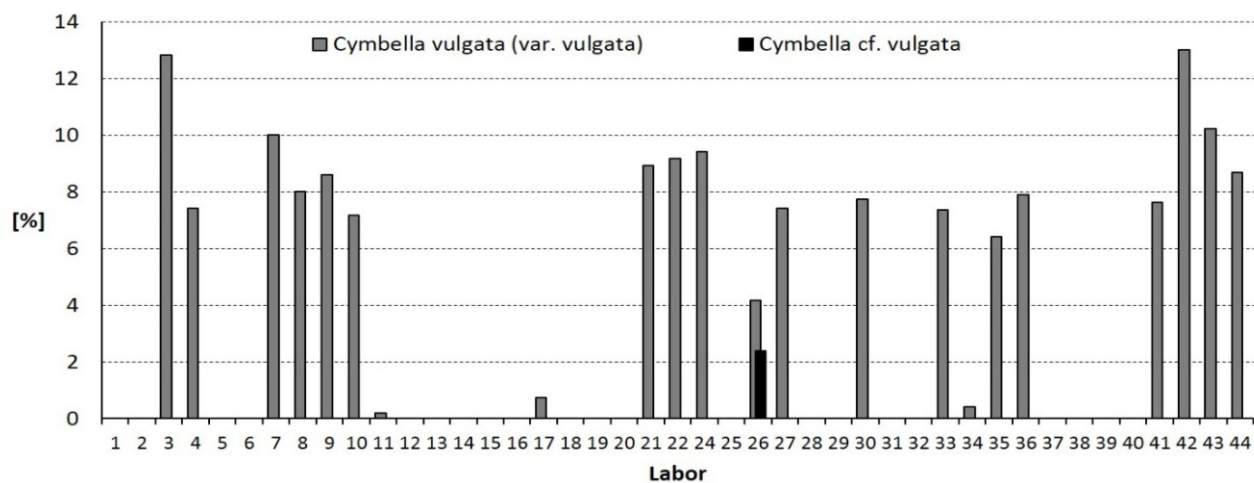


Abb. 1: Relative Anteile von *Cymbella vulgata* und *C. vulgata* var. *vulgata* (beides grau) sowie *C. cf. vulgata* (schwarz) der Labore (1-41) und der Referenzzähler (42-44) in der See-Probe.

Von den 40 Laboren, die am Ringversuch teilgenommen haben, haben 26 die Bestimmung bzw. Zählung der See-Probe erfolgreich abgeschlossen. Bei 14 Laboren lagen die Bray-Curtis-Distanzen zu allen drei Referenzzählern außerhalb der Standardabweichung, was durch die DCA bestätigt wurde. Somit wurde von diesen Laboren die See-Probe nicht erfolgreich absolviert.

In der Fließgewässer-Probe (Saaler Bach bei Wiepkenhagen) wurden *Navicula gregaria* Donkin, *Melosira varians* C. Agardh, *Navicula cryptocephala* Kützing und *Nitzschia paleacea* Grunow am häufigsten von den Referenzzählern nachgewiesen (Tab. 2). Die Bestimmung von *N. gregaria* und *M. varians* war für die Labore größtenteils unproblematisch. *N. paleacea*, von den Referenzzählern durchschnittlich mit einem 4,5 % Anteil ermittelt, wurde von sieben Laboren gar nicht, von einem großen Anteil mit deutlich geringeren oder erhöhten Anteilen bestimmt (Tab. 2, Abb. 2). Verwechslungen konnten vor allem mit Taxa um *Nitzschia palea* (MW der Referenzzähler: 6,6 %), *N. archibaldii* (MW der Referenzzähler: 3,4 %) und *N. gracilis* (MW der Referenzzähler: 2,2 %) festgestellt werden. Die beiden letzteren sind offenbar ebenfalls in der Fließgewässer-Probe vorhanden gewesen. Einige Teilnehmer/innen konnten diese Arten nicht eindeutig voneinander abgrenzen.

Die Fließgewässerprobe wurde von 36 Laboren erfolgreich und vier Laboren nicht erfolgreich absolviert.

Tab. 2: Häufige Diatomeen-Taxa in der Fließgewässer-Probe aus dem Saaler Bach bei Wiepkenhagen (R42-R44: Zählergebnisse der Referenzzähler, MW: Mittelwert, STABW: Standardabweichung; Zahlenangaben in %)

Taxon	R42	R43	R44	MW	STABW
<i>Navicula gregaria</i>	8,8	16,8	15,8	13,6	4,3
<i>Melosira varians</i>	8,5	10,8	12,2	10,5	1,8
<i>Navicula cryptocephala</i>	8,8	8,5	6,8	8,0	1,1
<i>Nitzschia paleacea</i>	6,0	4,3	3,2	4,5	1,4

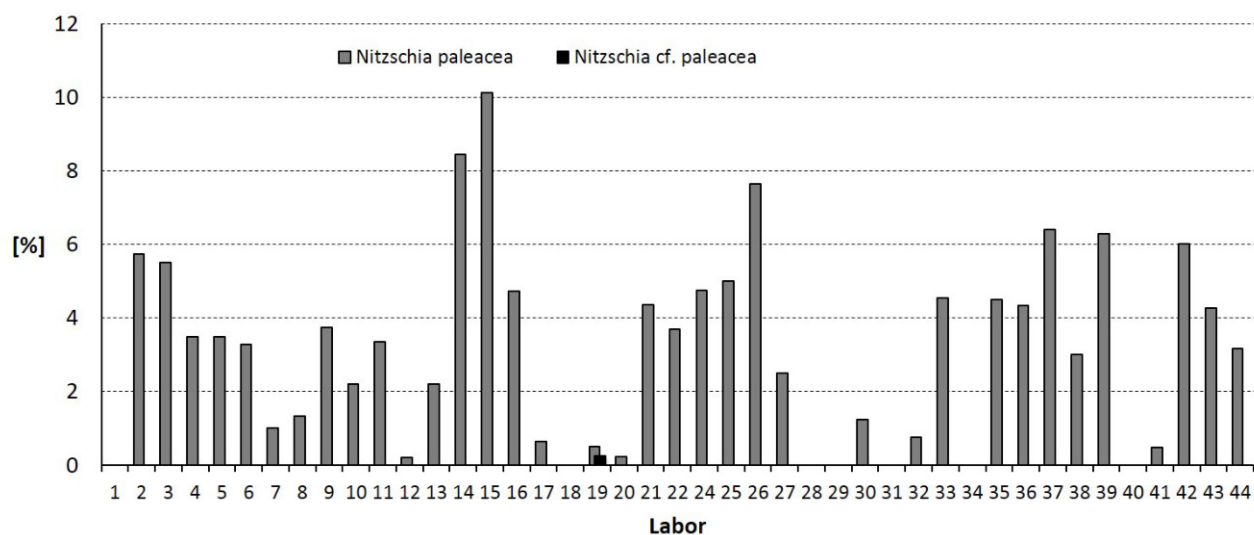


Abb. 2: Relative Anteile von *Nitzschia paleacea* (grau) und *N. cf. paleacea* (schwarz) der Labore (1-41) und der Referenzzähler (42-44) in der Fließgewässer-Probe.

Die Vorgaben in den jeweiligen Handlungsanweisungen (Tab. 3), sind vom Großteil der Teilnehmenden befolgt worden. Von den 40 Laboren wurden 30 „keine Abweichungen“ von den Handlungsanweisungen bescheinigt, bei jeweils fünf Laboren traten „geringe“ bzw. „erhebliche“ Abweichungen auf.

Tab. 3: Anzahl der Labore mit Abweichungen von den Handlungsanweisungen bei der Zählung.

Geprüfte Parameter	See-Probe	Fließgewässer-Probe
„Anzahl zu zählender Objekte nicht erreicht“	1	2
„keine Nachsuche nach seltenen Taxa“	4	nicht gefordert
„Zählung planktischer Diatomeen“	1	6
„Taxa-Bezeichnungen nicht aktuell“	3	2

Die zur Berechnung des Referenzartenquotienten (RAQ) möglichst hohe Zahl von Referenzarten soll mittels der Nachsuche nach abgeschlossener Zählung erhöht werden und dient damit der Absicherung des Teilmoduls „RAQ“ bei der Ermittlung des Diatomeenindex für Seen-Proben (Schaumburg et al. 2011). Die Anzahl der während der Nachsuche zusätzlich ermittelten Diatomeentaxa war bei den einzelnen Laboren recht unterschiedlich und reichte von einem bis zu 21 Taxa. Eine unzureichende Nachsuche kann die gesicherte Bewertung gefährden sowie deren Qualität beeinflussen und sollte unbedingt gründlich, mindestens gemäß Schaumburg et al. (2011) erfolgen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Analyse der Zählergebnisse und die intensive Diskussion auf dem Workshop führten zur Identifizierung von schwer zu bestimmenden Diatomeentaxa, für welche unter Einbeziehung der Workshopergebnisse Lösungsvorschläge für den einheitlichen Umgang erarbeitet werden (Bericht 2016). Die Vorschläge zur Verbesserung des PHYLIB-Verfahrens (Workshop, Bericht), ermöglichen eine Validierung des Bewertungssystems, was zur Qualitätssicherung und grundlegenden Qualitätskontrolle von Diatomeen-Zählergebnissen beiträgt. Dabei ist eine regelmäßige Durchführung solcher Ringversuche unter vergleichbaren Bedingungen auch zukünftig außerordentlich wichtig.

Danksagung

Wir danken den Referenzzählern Dr. Krisztina Buczko (Naturhistorisches Museum Ungarn, Budapest), Prof. Dr. Bart Van De Vijver (Botanischer Garten Meise, Belgien) und Dr. Luc Ector (Public Research Centre „Gabriel Lippmann“, Luxemburg) und allen Laboren für ihre Teilnahme. Andreas Meybohm von der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen danken wir für die administrative Abwicklung des Ringversuches und für die Bereitstellung und Pflege der Internetseite www.planktonforum.eu.

Literatur

- Dreßler, M., Werner, P., Adler, S., Kahlert, M., Verweij, G., Schwarz, A., v. d. Wal, J., Kistenich, S., Hübener, T., Fazzone, A., Galbiati, M. (2014a): First German Benthic Diatom Intercalibration Exercise. University Rostock, Rostock, 203 pp.
http://www.planktonforum.eu/index.php?id=8&no_cache=1&L=1
- Dreßler, M., Werner, P., Adler, S., Kahlert, M., Verweij, G., Schwarz, A., v. d. Wal, J., Kistenich, S., Hübener, T., Fazzone, A., Galbiati, M. (2014b): Erster deutscher Ringversuch benthische Diatomeen 2011/2012. Abschlussbericht / September 2014. Universität Rostock, Rostock, 203 Seiten.
http://www.planktonforum.eu/index.php?id=8&no_cache=1&L=1
- Dreßler, M., Verweij, G., Kistenich, S., Kahlert, M., Werner, P. (2015): Applied use of taxonomy: lessons learned from the first German intercalibration exercise for benthic diatoms. *Acta Botanica Croatica*: 74 ahead of print, doi:10.1515/botcro-2015-0017
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D. und Vogel, A. (2011): Handlungsanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos, Stand August 2011.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Vogel, A. und Gutowski, A. (2012). Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos, Stand Januar 2012.
- Werner, P., Adler, S., Dreßler, M. (*angenommen*): Effects of counting variances on water quality assessments: implications from four benthic diatom samples, each counted by 40 diatomists. *Journal of Applied Phycology*.

Ringversuch benthische Diatomeen 2011/12 - Auswirkungen unterschiedlicher Diatomeen-Zählergebnisse auf die Wasserqualitätsanalyse

Petra Werner¹, Sven Adler² & Mirko Dressler³

¹ Diatomeen als Bioindikatoren, Grainauer Str. 8, 10777 Berlin, werner@bioindikator-diatomeen.de, ² Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Resource Management, Division of Landscape Analysis, Skogsmarksgränd, 901 83 Umeå, Schweden, sven.adler@slu.se, ³ Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Allgemeine und spezielle Botanik, Wismarsche Str. 8, D-18057 Rostock, mirko.dressler@uni-rostock.de

Keywords: Ringversuch, Qualitätssicherung, EU-Wasserrahmenrichtlinie, Bio-Monitoring, Seen, Fließgewässer

Einleitung

Diatomeen als Bioindikatoren sind ein wichtiger Pfeiler für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000). Die Gewässerbewertung anhand von benthischen Diatomeengesellschaften ist insgesamt eine robuste und zuverlässige Methode (z.B. Smol und Stoermer 2010, Prygiel et al. 2002, Kelly 2013).

In der praktischen Anwendung ist es trotzdem essenziell die Variabilität von Diatomeen-Zählergebnissen, die aufgrund verschiedener Bearbeiter entsteht, zu kennen und zu minimieren, um eine Vergleichbarkeit von Zählergebnissen zu gewährleisten (z.B. Almeida et al. 2014; Kahlert et al. 2012; Kahlert et al. *eingereicht*, Kelly and Ector 2012).

Diese Studie untersucht (1) ob sich die Zählergebnisse der 37 Teilnehmer und drei Referenzzähler für die vier Proben des ersten deutschen Ringversuchs benthische Diatomeen 2011/2012 (Dreßler et al. 2014a, b) signifikant unterscheiden und (2) ob sich die Varianz der Zählergebnisse auf die ökologische Bewertung der Wasserqualität, die anhand der deutschen Verfahrensanleitung ermittelt wurde (Schaumburg et al. 2011; Schaumburg et al. 2012), auswirkt.

Material und Methoden

Die Diatomeengesellschaften, die durch 37 Teilnehmer bestimmt wurden, wurden für die folgenden vier Proben des ersten deutschen Ringtests benthische Diatomeen mit den von den drei Referenzählern bestimmten Diatomeengesellschaften verglichen:

- Krossinsee, Norddeutschland, Flachlandsee Probe D 11
- Genfer See, Schweiz, Alpen- bzw. Voralpensee Probe D 1.1
- Klepelshagener Bach, Norddeutschland, Flachland-Fließgewässer Probe D 12
- Drau, Österreich, Alpen- bzw. Voralpen-Fließgewässer Probe D 2

Die Unterschiede der Zählergebnisse wurden anhand von Bray-Curtis Distanzen und einer Detrendet Correspondence Analyse (DCA) festgestellt. Anschließend wurde überprüft, inwiefern sich diese unterschiedlichen Zählergebnisse auf die Bewertung der Probe anhand der ökologischen Zustandsklasse auswirken (Phylib-Software 4.1; Stand 2012, n = 40). Weitere Details zur Methode sind in Dreßler et al. (2014 a, b), Dreßler et al. (2015), Kahlert et al. (*eingereicht*) und Werner et al. (*angenommen*) nachzulesen.

Ergebnisse und Diskussion

Die meisten Zählergebnisse der Teilnehmer (n = 37) entsprachen den Ergebnissen der Referenzzähler in den vier Ringtestproben (Abb. 1; Dreßler et al. 2014a, b; Werner et al. *angenommen*). Im Krossinsee entsprachen 43 % der Teilnehmerergebnissen denen aller drei Referenzzähler, im Klepelshagener Bach waren dies 51 % der Teilnehmerergebnisse und in der Drau 54 % (Abb. 1; Dreßler et al. 2014a, b; Werner et al. *angenommen*). Nur in sechs bis sieben Fällen pro Probe wurden signifikant unterschiedliche Diatomeengemeinschaften zu allen drei Referenzzählern bestimmt (Abb. 1; Dreßler et al. 2014a, b; Werner et al. *angenommen*). Im Genfer See konnten die Ergebnisse nicht zur Bewertung der Teilnehmer herangezogen werden (für Details und eine ausführliche Diskussion siehe Dreßler et al. 2014a, b; Werner et al. *eingereicht*).

Unterschiedliche Zählergebnisse entstanden unter anderem durch Probleme bei der Bestimmung bzw. Differenzierung von (I) *Amphora indistincta* Levkov und *A. pediculus* (Kützing) Grunow, (II) *Cocconeis placentula* var. *euglypta* Ehrenberg von *C. placentula* var. *lineata* (Ehrenberg) Van Heurck, (III) *Navicula cryptotenella* Lange-Bertalot von *N. cryptotenelloides* Lange-Bertalot und (IV) *N. reichardtiana* Lange-Bertalot von *N. caterva* Hohn & Hellermann (ausführlich in Dreßler et al. 2015).

Diese und weitere taxonomische Probleme traten sowohl durch unzureichende Nutzung vorhandener taxonomischer Merkmale auf, als auch durch unzureichende oder mehrdeutige Artbeschreibungen (Dreßler et al. 2015, Dreßler et al. 2014a, b). Deshalb empfehlen wir den angewandten Limnologen die verpflichtende Bestimmungsliteratur zu verwenden, nicht sicher bestimmbare Valven in Routinezählungen zu dokumentieren und regelmäßig an Ringtests teilzunehmen (Dreßler et al. 2015, Dreßler et al. 2014a, b; Kahlert et al. *eingereicht*).

Die aufgezeigten unterschiedlichen Diatomeen-Zählergebnisse können signifikante Auswirkungen auf die Wasserbewertung haben, je nachdem welche Taxa abweichend bestimmt wurden (Abb. 1; Dreßler et al. 2014a, b; eine detaillierte Diskussion finden Sie in Werner et al. *angenommen*).

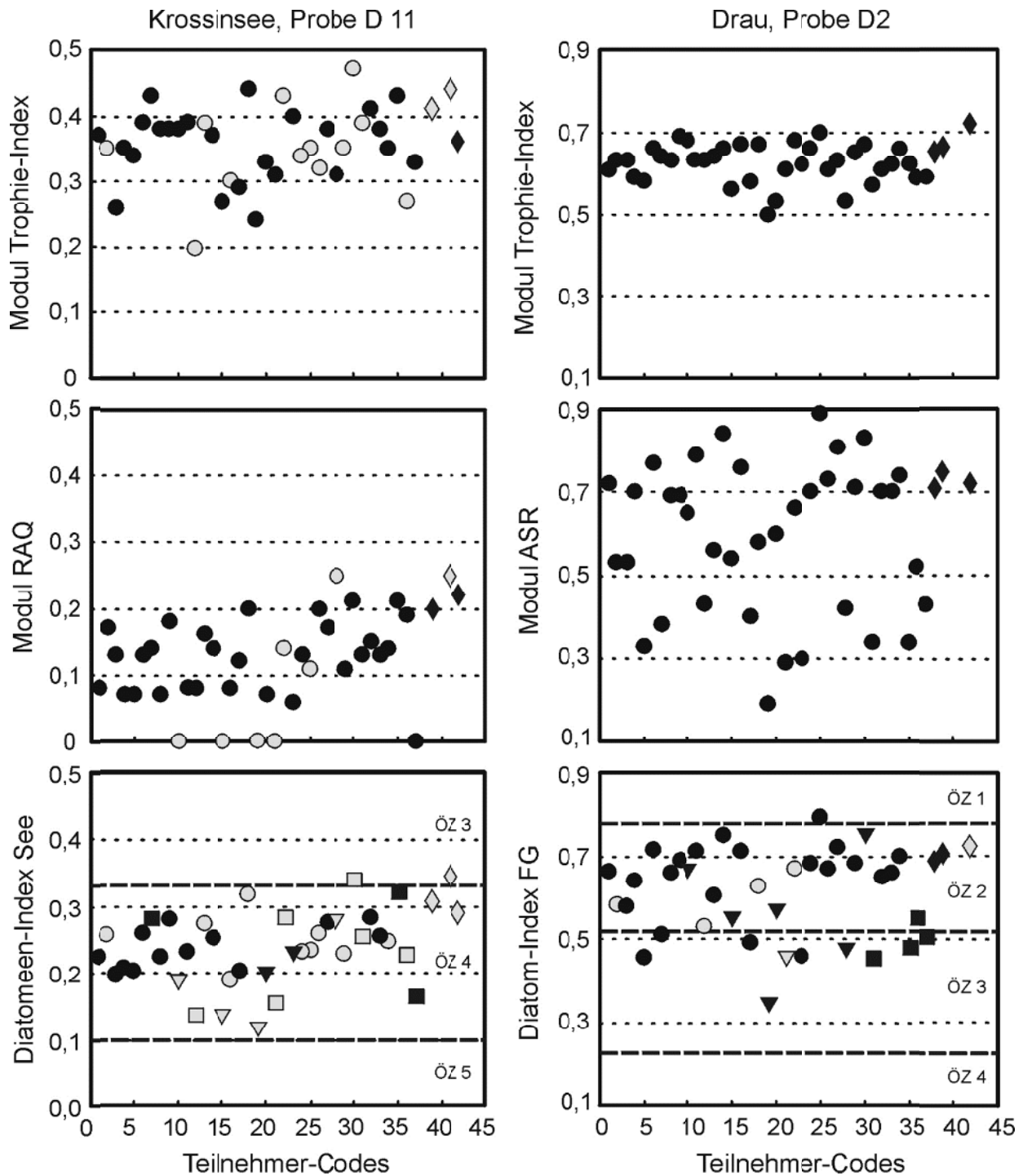


Abb. 1: Modul Trophie-Index, Modul Referenzarten-Quotient (RAQ), Modul Abundanzsumme Referenzarten (ASR) und Diatomeen-Indexe für den Krossinsee (Seeprobe D 11) und die Drau (Fließgewässer (FG)-Probe D 2), die aus den Diatomeen-Zählzeiten der Teilnehmer (Codes 1-37) und Referenzzähler (Rauten) berechnet wurden. Horizontale, fettgedruckte Linien = Indexgrenzen der ökologischen Zustandsklassen (ÖZ) für Seetyp D 11 bzw. FG-Typ D 2. ÖZ 1 = sehr gute, ÖZ 2 = gute, ÖZ 3 = mäßige, ÖZ 4 = unbefriedigende und ÖZ 5 = schlechte ÖZ. Ungesicherte Ergebnisse nach Schaumburg et al. (2011 bzw. 2012) sind grau dargestellt. Die Bray-Curtis-Distanzen einiger Teilnehmer lagen außerhalb der Konfidenzintervalle von zwei (Quadrat) bzw. drei (Dreiecke) Referenzzählern. Geändert nach Werner et al. (angenommen). Für weitere Details siehe Werner et al. (angenommen) und Dreßler et al. (2014 a, b).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Insgesamt zeigt sich, dass der Ringversuch die taxonomische Diskussion fördert, problematische Taxagruppen identifiziert und zur Harmonisierung von taxonomischen Konzepten beiträgt (Dreßler et al. 2015), unter anderem durch einen an den Ringtest gekoppelten Workshop, bei dem aufgezeigte Probleme diskutiert und Lösungsvorschläge erarbeitet wurden. Entsprechend kann die Variabilität von Zählergebnissen, die aufgrund verschiedener Bearbeiter entsteht (Abb. 1; Werner et al. *angenommen*), mit Hilfe eines Ringtests mit Workshop reduziert werden und so die Genauigkeit der Wasserbewertung anhand von Diatomeen noch erhöhen (Werner et al. *angenommen*).

Danksagung

Wir danken allen 37 Teilnehmern des ersten deutschen Ringtests für benthische Diatomeen und vor allem den Referenzzählern Dr. Gabriele Hofmann, Dr. Thomas Hübener und Dr. Peter Pfister für ihre Teilnahme. Andreas Meybohm von der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen danken wir für die administrative Abwicklung des Ringversuches.

Literatur

- Almeida, S. F. P., C. Elias, J. Ferreira, E. Tornes, C. Puccinelli, F. Delmas, G. Doerflinger, G. Urbanic, S. Marcheggiani, J. Rosebery, L. Mancini, Sabater, S. (2014): Water quality assessment of rivers using diatom metrics across Mediterranean Europe: A methods intercalibration exercise. *Science of the Total Environment* 476: 768-776.
- Dreßler, M., Werner, P., Adler, S., M. Kahlert, G. Verweij, A. Schwarz, J. v. d. Wal, S. Kistenich, T. Hübener, A. Fazzone, A. Galbiati, M. (2014a): First German Benthic Diatom Intercalibration Exercise. University Rostock, Rostock, 203 pp.
http://www.planktonforum.eu/index.php?id=8&no_cache=1&L=1
- Dreßler, M., Werner, P., Adler, S., M. Kahlert, G. Verweij, A. Schwarz, J. v. d. Wal, S. Kistenich, T. Hübener, A. Fazzone, A. Galbiati, M. (2014b): Erster deutscher Ringversuch benthische Diatomeen 2011/2012. Abschlussbericht / September 2014. Universität Rostock, Rostock, 203 Seiten.
http://www.planktonforum.eu/index.php?id=8&no_cache=1&L=1
- Dreßler, M., Verweij, G., Kistenich, S., Kahlert, M., Werner, P. (2015): Applied use of taxonomy: lessons learned from the first German intercalibration exercise for benthic diatoms. *Acta Botanica Croatica*: 74 ahead of print, doi:10.1515/botcro-2015-0017
- EU-WRRL: European Union (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. European Commission, Official Journal of the European Community, L327 (2000) 1.
- Kahlert M, Kelly M, Albert RL, Almeida SF, Bešta T, Blanco S, Coste M, Denys L, Ector L, Fránková M, Hlúbíková D, Ivanov P, Kennedy B, Marvan P, Mertens A, Miettinen J, Picinska-Faltynowicz J, Rosebery J, Tornés E, Vilbaste S, Vogel A (2012): Identification versus counting protocols as sources of uncertainty in diatom-based ecological status assessments. *Hydrobiologia* 695:109-124.
- Kahlert, M., S.F.P. Almeida, S. Blanco, É. Ács, M. Dreßler, S.M. Karjalainen, A. Mertens, J. van der Wal, P. Werner, S. Vilbaste (*eingereicht*): Quality assurances of diatom counts in Europe. *Hydrobiologia*.
- Kelly MG, Ector L (2012): Effect of streamlining taxa lists on diatom-based indices: implications for intercalibrating ecological status. *Hydrobiologia* 695:253-263.
- Kelly, M. G. (2013): Building capacity for ecological assessment using diatoms in UK rivers. *Journal of Ecology and Rural Environment* 36, 89–94.
- Prygiel, J., Carpentier, P., Almeida, S., Coste, M., Druart, J.-C., Ector, L., Guillard, D., Honoré, M.-A., Iserentant, R., Ledeganck, P., Lalanne-Cassou, C., Lesniak, C., Mercier, I., Moncaut, P., Nazart, M., Nouchet, N., Peres, F., Peeters, V., Rimet, F., Rumeau, A., Sabater, S., Straub, F., Torrisi, M., Tudesque, L., van de Vijver, B., Vidal, H., Vizinet, J., Zydek, N. (2002): Determination of the

- biological diatom index (IBD NF T 90–354): results of an intercomparison exercise. *Journal of Applied Phycology* 14, 27–39.
- Schaumburg, J.; Schranz, C.; Stelzer, D und Vogel, A. (2011): Bewertung von Seen mit Makrophyten & Phytobenthos gemäß EG-WRRL – Anpassung des Verfahrens für natürliche und künstliche Gewässer sowie Unterstützung der Interkalibrierung. Endbericht August 2011. Auftraggeber: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (Projekt-Nr. O 10.09), Auftragnehmer: Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Schaumburg, J.; Schranz, C.; Stelzer, D, Vogel A. und Gutowski, A. (2012): Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie Teilvorhaben Makrophyten & Phytobenthos Endbericht. Bayerisches Landesamt für Umwelt im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- Smol, J.P., Stoermer, E. F. (2010): *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Werner, P., Adler, S., Dreßler, M. (*angenommen*): Effects of counting variances on water quality assessments: implications from four benthic diatom samples, each counted by 40 diatomists. *Journal of Applied Phycology*.

SONSTIGE THEMEN

BERGER, VIKTORIA; ANDRÉ NIEMANN & CHRISTIAN K. FELD: Slow Sand – Morphologische Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen in sand-geprägten Tieflandbächen.

BÜSCHER, THIES & PETER MARTIN: Kalktuffquellen im Offenland: ein faunistisch „überschätzter“ FFH-Lebensraumtyp?

GRABNER, DANIEL; MILEN NACHEV & BERND SURES: Bedeutung von Parasiten in aquatischen Systemen.

HOPPELER, FELICITAS; BJÖRN ROTTER; NICOLAS KREZDORN & STEFFEN U. PAULS: Gene expression profiling in the aquatic caddisfly larvae *Micropterna lateralis* (Insecta: Trichoptera) in relation to stream drying.

KEPPEL, MICHELLE; KERSTIN CLAUDIA DANGEL; DANIEL GRABNER & BERND SURES: Konkurrenz zwischen invasiven Parasitenarten am Beispiel von Schwimmblasenematoden.

KUBSCH, GEORG & LOTHAR TÄUSCHER: Neufunde von submersen Makrophyten während der Sommerworkshops für Umweltchemie und Umweltanalytik.

LOREY, CORINNA: Elimination von Spurenstoffen und Viren bei der Abwasserreinigung – Auswirkung unterschiedlicher Abwasserreinigungsverfahren auf die MZB-Biozönose im Gewässer

MEIBNER, THOMAS; BERND SURES & CHRISTIAN K. FELD: Abfluss und Abflusssdynamik als ökologisch wirksame Einflussgrößen in Mittelgebirgsbächen.

SALOMON, MARKUS: Stickstoff aus der Landwirtschaft: stößt die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie an ihre Grenzen?

SCHMITZ, WOLFGANG; EVA HÄSER & NORA HÄSER: Und sie reißen doch: Eisenharte Byssusfäden von *Dreissena* – Modellexperimente für die Umweltbildung.

Slow Sand – Morphologische Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen in sand-geprägten Tieflandbächen

Viktoria Berger¹, André Niemann¹, & Christian K. Feld²

¹Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Universität Duisburg-Essen, Email: viktoria.berger@uni-due.de;

²Abteilung Aquatische Ökologie, Universität Duisburg-Essen

Keywords: Renaturierung, Erfolgskontrolle, sandgeprägte Tieflandbäche

Einleitung

Im Zuge der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie werden in Deutschland und Europa verstärkt Fließgewässer ökologisch und morphologisch verbessert. Zurzeit gibt es allerdings immer noch wenig Kenntnis über die Zusammenhänge von Morphodynamik und ökologischer Qualität sowie über die langfristige morphologische Entwicklung vor allem kleiner Gewässer (Haase et al., 2013). Während die Fließgewässer des Mittelgebirges in Nordrhein-Westfalen in der Vergangenheit umfassend ökologisch und morphodynamisch untersucht wurden, liegen vergleichbare Daten zu Tieflandgewässern eher lückenhaft vor.

Um den Wissensstand zu verbessern wurden seit 2013 zwei umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen am Rotbach bei Dinslaken begleitet. Durch Maßnahmen wie Laufverlagerungen und Laufaufweitungen, Schaffung einer Sekundäraue, Sohlanhebung (Bergsenkungsgebiet) und Einbringen von Totholz wurde die Struktur des Gewässers deutlich verbessert. Hierbei bot sich die Gelegenheit, die hydromorphologische Entwicklung eines längeren Gewässerabschnittes ausgehend vom Renaturierungszeitpunkt kontinuierlich zu erheben.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Abschnitte gehören zum Rotbach, einem rechten Nebenfluss des Rheins in Nordrhein-Westfalen mit einer Länge von 22 km und einer Einzugsgebietsgröße von 51,6 km². Der Rotbach ist ein sand-geprägter Tieflandbach (LAWA Typ 14), der in der Vergangenheit durch landwirtschaftliche Nutzungsdrücke begradigt wurde. Ferner traten Bergsenkungen auf, die das natürliche Längsgefälle bis hin zur Bildung von Seen gestört haben. Der Oberlauf des Rotbachs hingegen weist naturnahe Strukturen auf und ist ein hydromorphologisches Referenzgewässer für den LAWA-Fließgewässertyp 14.

Nach Abklingen der Bergsenkungen hat der unterhaltungspflichtige Wasserverband „Lippeverband“ in den Jahren 2012/2013 Teile des Gewässers auf insgesamt über 1,5 km Länge renaturiert. Wichtigste Maßnahmen waren hierbei die Wiederherstellung eines typspezifischen Längsgefälles, die Anbindung an eine Sekundäraue, die Initialisierung eines typischen Kastenprofils mit leicht geschwungenem Verlauf sowie das Einbringen von Totholz. All diese Maßnahmen stellen kein ausmodelliertes Gewässerbett dar sondern sollen vielmehr eine eigendynamische Entwicklung anstoßen.

Für die Erhebungen wurden drei Abschnitte ausgewählt, von denen zwei, ein renaturierter und ein naturnaher, hier vorgestellt werden sollen. Der renaturierte Abschnitt befindet sich bei km 9,00. Hier wurde eine Laufverlängerung von 300 auf 470 m in einer bis zu 40 m breiten Ersatzauze initialisiert. Der naturnahe Abschnitt befindet sich bei km 12,14. An beiden Stellen wurden 100 m lange Abschnitte mit je zehn äquidistanten Transekten versehen und wie im Folgenden beschreiben untersucht.

Erhebungen

Ziel der Erhebungen ist es, die initiale Morphodynamik und eigendynamische Entwicklung sandgeprägter Tieflandbäche zu erfassen. Hierbei spielt insbesondere der zeitliche Verlauf der Anpassung des Gewässers an die neuen hydromorphologischen Gegebenheiten eine entscheidende Rolle. Diese Fragestellung wird vierteljährlich mit zwei Ansätzen parallel untersucht. Zum einen werden mesoskalige Veränderungen wie Laufverlagerungen oder Erosions-/Depositionsprozesse mit Hilfe von georeferenzierten Luftbildern ausgewertet. Zum anderen werden mikroskalige Parameter wie Substratbeschaffenheit, Fließgeschwindigkeiten und Fließtiefen entlang jeweils zehn äquidistanter Transekte an insgesamt 90 Punkten aufgenommen und ausgewertet. Ferner werden auch Querschnittsveränderungen untersucht. Hierbei geht es in erster Linie nicht darum, den Zustand des Gewässerabschnitts zu einem bestimmten Zeitpunkt zu beschreiben, sondern vielmehr darum, die Entwicklungstendenzen aufzuzeigen und die Morphodynamik eines renaturierten Abschnitts denen eines naturnahen Abschnitts gegenüberzustellen.

Ergebnisse



Abbildung 1: Luftbilder des renaturierten Abschnitts aus den Monaten August 2014 (oben) und August 2015 (unten)

Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. zeigt Luftbilder des renaturierten Abschnitts aus den Monaten August 2014 und August 2015. Es wird deutlich, dass erste morphologische Prozesse bereits zur Ausbildung von Längsbänken sowie zu Laufverlagerungen geführt haben. Besonders im Bereich der Insel (Detail A), hat sich der Hauptlauf des Baches vom initiierten Ver-

lauf weg entwickelt und hat diesen Bereich verlanden lassen. Stattdessen hat sich ein neuer Verlauf innerhalb der initiierten Sekundäraue gebildet. Parallel dazu haben sich in diesem Bereich auch Schnellen und Kolke gebildet, was zur Erhöhung der Strukturvielfalt geführt hat. Ein Beispiel für die Ausbildung von Längsbänken wird in Detail B gezeigt; hier hat sich die Fläche der Längsbank um 25 m²/50 % vergrößert. Mit diesen Veränderungen einhergehend lassen sich auch Querschnittsänderungen feststellen (vgl. Abbildung 2).

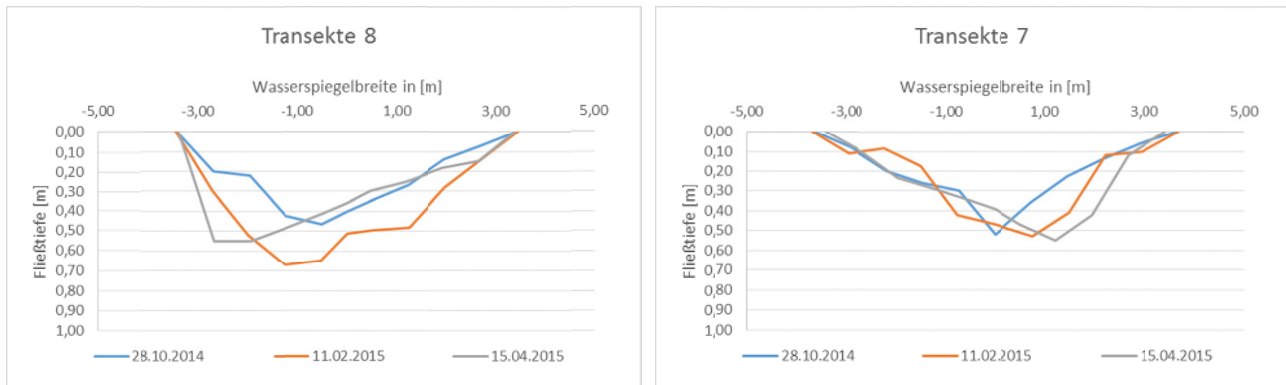


Abbildung 2: Querschnitte 7 und 8 des renaturierten Bereichs

Die Querschnitte der Transekte 7 und 8 des renaturierten Abschnitts zeigen, dass das zunächst gerade initiierte Gewässerbett im Laufe der Zeit Prall- und Gleitufer ausbildet; dies unterstreicht, dass das Gewässer sich eigendynamisch entwickelt. Diese Prozesse lassen sich auch im Windungsgrad feststellen. So hat das Gewässer seit der Fertigstellung der Renaturierung im Jahre 2012 den Windungsgrad von 1,05 (gestreckt) zu 1,1 (stark geschwungen) weiterentwickelt, und wird somit im Rahmen der Bewertung nach Strukturgütekartierung (LANUV, 2012) eine Kategorie besser bewertet.

Auch auf mikroskaliger Ebene lassen sich positive Entwicklungen feststellen. Die gemessenen Fließgeschwindigkeiten und Wasserstände wurden statistisch ausgewertet. Hierbei zeigte insbesondere die Variabilität der Fließtiefen des renaturierten Abschnitts eine vergleichbare (jahres-)zeitliche Entwicklung wie die des naturnahen Abschnitts (vgl. Abbildung 3). Hierbei ist zu beachten, dass der naturnahe Oberlauf ein geringeres Volumen aufweist als der Unterlauf, daher sind die vorherrschenden Fließtiefen deutlich geringer. Die Fließgeschwindigkeiten sind nur bedingt aussagekräftig, da ein starkes Makrophytenvorkommen im renaturierten Abschnitt dessen Fließgeschwindigkeitsverteilung maßgeblich beeinflusst.

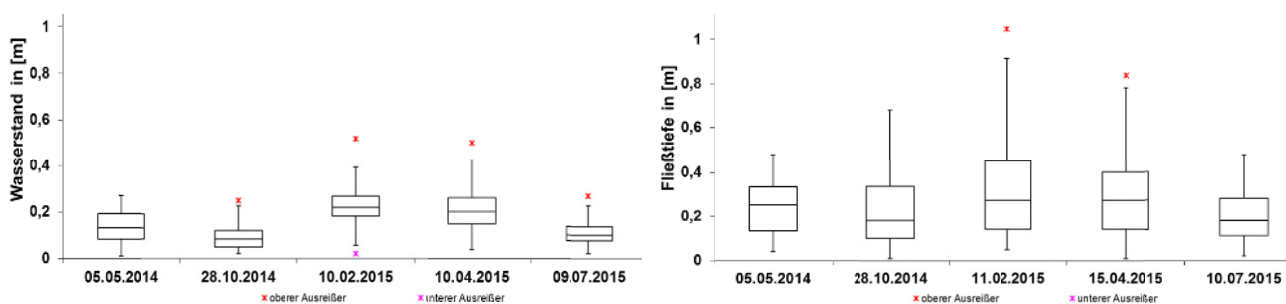


Abbildung 3: Box-Whisker-Plots der Wassertiefen; links: naturnaher Abschnitt, rechts: renaturierter Abschnitt

Die Substratzusammensetzung wurde mit Hilfe eines Substrat-Diversitäts-Index ermittelt:

Dieser berücksichtigt sowohl die Anzahl der vorkommenden mineralischen und organischen Substrate (N_m bzw. N_o) als auch deren Variabilität (CV_m bzw. CV_o).

Tabelle 1: SDI-Werte der betrachteten Abschnitte

	Rotbach naturnah				Rotbach renaturiert			
Datum	28.10.14	10.02.15	10.04.15	09.07.15	28.10.14	11.02.15	15.04.15	10.07.15
SDI_m	5,83	4,61	4,72	4,10	0,00	0,00	0,00	0,00
SDI_o	0,29	0,64	0,67	0,64	0,68	1,69	1,84	1,18
SDI_{ges}	6,12	5,25	5,39	4,74	0,68	1,69	1,84	1,18
	5,38				1,35			

Im Vergleich der mineralischen Substrate zeigt der naturnahe Abschnitt eine höhere Anzahl an Substraten und auch eine höhere Variabilität der Korngrößen als der renaturierte, da hier aktuell nur Sande anzutreffen sind. Es bleibt abzuwarten, ob sich Kiesbänke als wertvolle Sekundärhabitats auch im renaturierten Abschnitt im weiteren Verlauf einstellen werden. Im Vergleich der organischen Substrate zeigt der renaturierte Abschnitt eine höhere Anzahl und Variabilität als der naturnahe, was vor allem durch das Vorhandensein von Makrophyten im renaturierten Abschnitt zu erklären ist. Insgesamt weist der naturnahe Abschnitt einen SDI von im Mittel 5,38 auf, wohingegen der renaturierte Abschnitt nur einen mittleren Wert von 1,35 erzielt (vgl. Tabelle 1). Diese Differenz ergibt sich in erster Linie durch das Vorkommen nur eines mineralischen Substrates im renaturierten Abschnitt. Vergleicht man stattdessen die zeitliche Entwicklung der Indices, so wird deutlich, dass beide Abschnitte im zeitlichen Verlauf eine vergleichbare Entwicklung bzw. Dynamik aufweisen.

Fazit und Ausblick

Bereits nach etwa einem Jahr lässt sich festhalten, dass die eigendynamische Entwicklung des Gewässers zu Anpassungen der Initialgestaltung führt; verschiedene mesoskalige Strukturen wie Kolke, Bänke oder Flachwasserzonen sind entstanden. Ferner sind eine Verlagerung des Gewässerlaufs sowie die Anpassung der Gerinneform festzustellen. Auf mikroskaliger Ebene sind ferner die Zunahme der Varianz der Fließtiefen sowie intensive Sedimentumlagerungsprozesse festzustellen. Aufgrund der hohen Variabilität der Prozesse und Parameter ist davon auszugehen, dass ein dynamisches Gleichgewicht noch nicht erreicht ist.

Hierdurch wird deutlich, dass, obwohl geringere Längsgefälle und Fließgeschwindigkeiten vorherrschen als bei Mittelgebirgsbächen, auch sandgeprägte Tieflandbäche eine erhöhte Dynamik nach Umgestaltungsmaßnahmen aufweisen. Es bleibt abzuwarten, wann diese Adaptionsprozesse abgeklungen sind.

Literatur

- HAASE, P., HERING, D., JÄHNIG, S. C., LORENZ, A. W. & SUNDERMANN, A. 2013. The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia*, 704, 475-488.
- LANUV 2012. Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer. Recklinghausen: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen.

Kalktuffquellen im Offenland: ein faunistisch „überschätzter“ FFH-Lebensraumtyp?

Thies Büscher¹ & Peter Martin²

Christian-Albrechts-Universität, Zoologisches Institut, Arbeitsgruppe Limnologie, Am Botanischen Garten 1-9, 24118 Kiel, Deutschland; ¹Thies.b@web.de, ²pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Keywords: Limnofauna, Quellcharakterisierung, Quellbewertung, Naturschutz

Einleitung

Kalktuffquellen stellen eine besondere Ausprägung des Grenzlebensraumes Quelle dar und sind nach der FFH-Richtlinie in der Europäischen Union prioritär geschützt (NATURA 2000-Code: *7220). In ihnen kommt es durch die lokalen hydrogeochemischen Gegebenheiten zum Ausfall von Calciumcarbonat. Obwohl dieser Quelltyp aus vegetationskundlicher und hydrochemischer Sicht klar charakterisiert ist (vgl. Schönborn 2003), sind solche Quellen in Mitteleuropa insgesamt faunistisch schlecht untersucht. Zur Fauna dieses Quelltypus im Offenland des Östlichen Hügellandes in Schleswig-Holstein gab es bis dato nahezu keine Daten. In der hier ausschnittsweise vorgestellten Bachelorarbeit wurden erstmalig gezielt diese Quellen für Schleswig-Holstein charakterisiert, gezielt auf ihre limnofaunistische Besiedlung hin untersucht und in die bisherigen Befunde zum Thema eingeordnet.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Auswahl der Probestellen

Es wurden insgesamt sechs Quellen untersucht, die im Ostholsteinischen Hügel- und Seenland im FFH-Schutzgebiet „Schwartatal und Curauer Moor“ (Gebietsnummer 2030-328) liegen, welches unter anderem aufgrund der Kalktuffquellen diesen Schutzstatus innehat.

Methoden

Alle Quellen wurden hydrochemisch beprobt. Es erfolgte zudem eine standardisierte Erfassung der Standorte nach einem Quellerfassungsbogen (QEB_SH 2011) sowie daraus abgeleitet eine Strukturbewertung (vgl. Hotzy & Römhild 2008). Vier der Quellen wurden im Eukrenal faunistisch beprobt. Ein Vergleich der gefundenen Ergebnisse erfolgte mit vorausgegangenen Untersuchungen zu Kalktuffquellen (KTQ) im Wald sowie zu Nicht-Kalktuffquellen im Offenland (NKTQ) desselben Naturraumes. Als Basis für faunistische Vergleiche dienten vor allem 13 Quellen aus Hohmann & Martin (2014) für Vergleiche mit NKTQ, 3 Quellen aus Martin & Wischniowsky (2014) für Vergleiche mit KTQ im Wald sowie 5 Wald-KTQ und 20 NKTQ aus Martin & Rückert (2011). Die Quellen des FFH-Gebietes Curauer Moor wurden mit einem Handkescher (Maschenweite 250µm) halbquantitativ beprobt und die Fauna bestimmt. Zur Bewertung der Besiedlung wurde ein regionalisiertes Quellbewertungsverfahren benutzt (Martin & Rückert 2011) und die gefundenen Taxa hinsichtlich ihrem Auftreten in den Roten Listen für Schleswig-Holstein und Deutschland eingestuft. Während die abiotischen Ergebnisse deskriptiv mit Altdaten verglichen wurden, erfolgte die

vergleichende Analyse der faunistischen Befunde mittels der Software PRIMER-E (Clarke & Gorley 2006) durch nichtmetrische Multidimensionale Skalierungen (nMDS). Anschließend wurden mit einer Similarity Percentage-Analyse (SIMPER) diejenigen Taxa ermittelt, die hauptverantwortlich für die ermittelten Unterschiede waren. Zur besseren Einschätzung der Quellgebundenheit neu kategorisierter Organismen, denen in bisherigen faunistischen Arbeiten noch keine Ökologischen Wertezahlen nach Martin & Rückert (2011) zugeteilt wurden, wurde außerdem der weitere Quellabfluss von zwei der Quellen beprobt (Ergebnisse hier nicht dargestellt).

Ergebnisse

Die Bewertungen der Struktur lieferten uneinheitliche, aber teilweise sehr gute Zustände.

Die Auswertung der physikochemischen Messdaten ergab für alle Probestandorte vergleichsweise hohe Calciumcarbonatkonzentrationen, obgleich nicht in allen Quellen gleichermaßen Kalkausfall aufzufinden war. Auch das Auftreten des Quellmooses *Palustriella commutata* (Hedw.) Ochyra war nicht einheitlich mit dem Kalkausfall und erhöhten Carbonatkonzentrationen korreliert. Zudem zeigten sich vereinzelt erhöhte Nährstoffkonzentrationen.

Bei der Beprobung wurden mehr als 3.000 Individuen gefunden, die 177 unterschiedlichen Taxa zugeordnet werden konnten. Aus diesen konnten 73 auf Artniveau bestimmt werden. Diese Arten wurden zur Bewertung der Quellökologie nach Martin & Rückert (2011) ausgewertet und entsprechend ihrer regionalen Stenotopie in Quellen in 3 krenobionte, 15 krenobionte und 45 krenoxene Arten eingeteilt. Da für 25 der Arten keine Einteilungen existierten, wurden diese im Rahmen dieser Arbeit erstmalig festgelegt und Ökologische Wertzahlen festgelegt (vgl. Fischer 1996). Im Gegensatz zu den positiven Befunden der Strukturkartierung ergab die ökologische Bewertung der Quellfauna durchgehend gestörte Besiedlungen.

Die beiden nMDS zeigen deutliche Unterschiede der Besiedlung von KTQ und Nicht-KTQ des Offenlandes und den KTQ des Waldes (vgl. Abb. 1 und 2). Laut der SIMPER-Analyse führen vor allem die Ostracoden in ihrer Artenzusammensetzung und den jeweiligen Abundanzen zu signifikanten Unterschieden in der Quellbesiedlung und tragen wesentlich zu den Besiedlungsunterschieden innerhalb der selbst untersuchten Quellen bei. Diese Gruppe zeigte zudem eine diverse Verteilung auf die einzelnen Probestandorte und wurde durch Arten mit unterschiedlicher Quellgebundenheit vertreten. Im Vergleich der untersuchten, sich im Offenland befindlichen Quellen zu Wald-KTQ (vgl. Abb. 2) zeigt sich eine deutliche Erhöhung der Diversität und der jeweiligen Abundanzen krenoxener Taxa in den KTQ des Offenlandes. Im Vergleich zu Nicht-KTQ im Offenland (vgl. Abb. 1) wiesen die untersuchten Quellen außerdem weniger krenobionte Arten auf. Zusätzlich beobachtete man das Fehlen ganzer oft durch quellgebundene Vertreter gekennzeichnete Gruppen. Beispielsweise wurden von den Trichoptera lediglich einige kaum quellgebundene Arten in diesen Quellen gefunden.

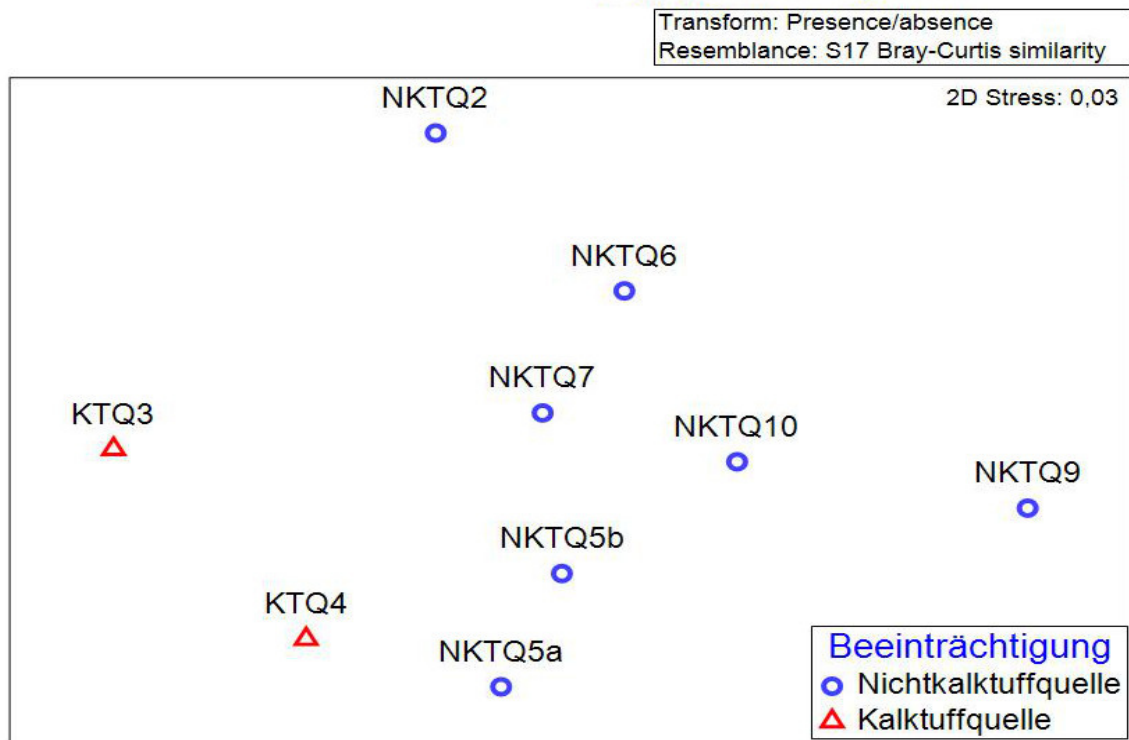


Abb. 1: Multivariater Vergleich der Besiedlung von Kalktuff- und Nichtkalktuffquellen im Offenland. *KTQ* kennzeichnet die Kalktuffquellen dieser Untersuchung, *NKTQ* die Nicht-kalktuffquellen aus Hohmann & Martin (2014).

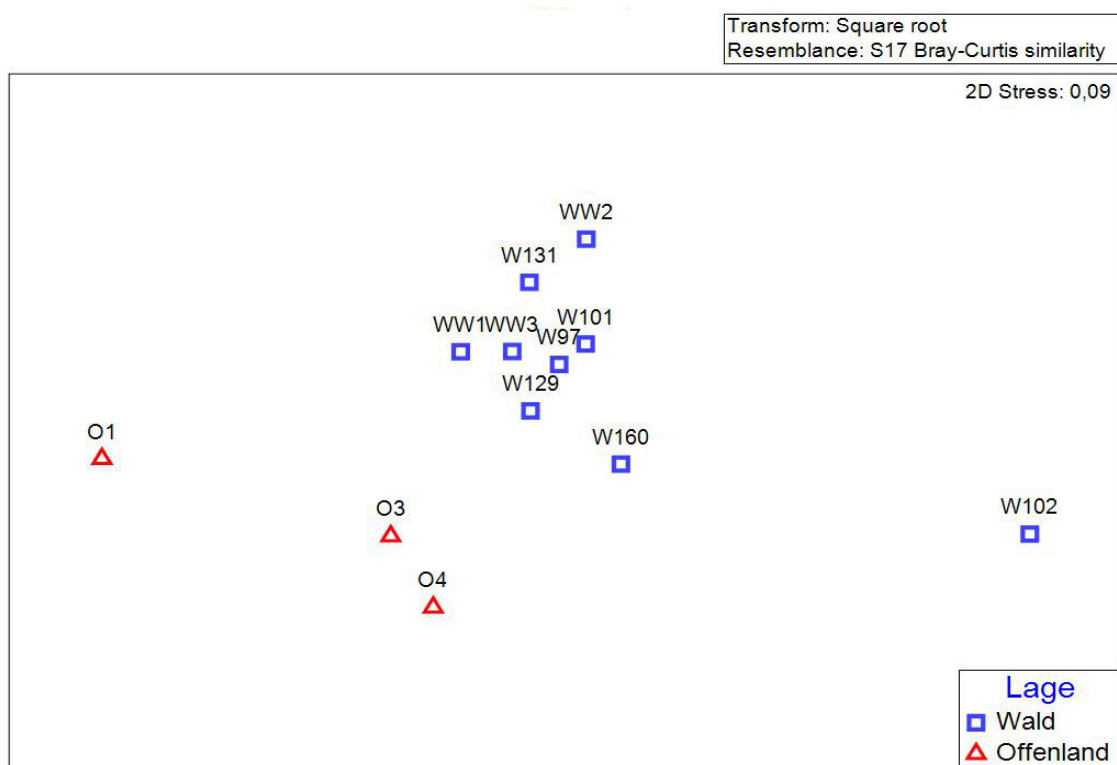


Abb. 2: Multivariater Vergleich von KTQ im Wald und im Offenland. *O* kennzeichnet die Offenland-Kalktuffquellen dieser Arbeit, *W* die Kalktuffquellen im Wald aus Martin & Rückert (2011) und *WW* diejenigen aus Martin & Wischniowsky (2014).

Diskussion

Kalktuffquellen (besser zu bezeichnen als "limestone-precipitating springs (LPS)"; vgl. Martin et al. 2015) sind mancherorts durch ihre Größe beeindruckende und auch ästhetisch schützenswerte Lebensräume. In Schleswig-Holstein sind alle bisher bekannten Quellen dieses Typus oft unscheinbar und durch eher geringe Kalkauflagen charakterisiert. Alle beprobten Quellen dieser Arbeit haben sich als Kalktuffquellen herausgestellt. Die Charakterisierung einer Quelle als Kalktuffquelle ist allerdings weniger trivial als es auf den ersten Blick scheint. Alle fünf untersuchten Quellen werden im Management-Plan der „Stiftung Curauer Moor“ als Kalktuffquellen bezeichnet (MELUR 2013), während andere Fachgutachten lediglich eine einzige Quelle als solche identifizieren (Mierwald 2005, 2013). Häufig wird einzig das Vorkommen des Quellmooses *Palustriella commutata* als Indikator für Kalktuffquellen verwendet, vorwiegend in vegetationskundlichen Arbeiten (z.B. Wohlrab 2005). Der namensgebende Ausfall von Kalk wurde dagegen in allen 5 untersuchten Offenlandquellen gefunden. Offenbar sind die Vorgaben für Biotopcharakterisierungen generell unscharf und/oder regional unterschiedlich interpretiert. Für eine Betrachtung im Offenland lässt sich die Anwesenheit von *P. commutata* als Identifikationsmerkmal offenbar nicht unbedingt verwenden. Die Untersuchung der Carbonat-Konzentrationen im entnommenen Quellwasser zeigt jedoch einen hohen Carbonat-Gehalt in allen Quellen.

Auf die faunistischen Befunde wurde ein Quell-Bewertungsverfahren entsprechend der regionalen Stenotopie der Arten angewendet (Martin & Rückert 2011). Für Arten, die in diesem Verfahren bisher keine Ökologischen Wertezahlen zugewiesen bekamen, wurden in dieser Arbeit, anhand weiterführender Literatur und Vergleichsproben aus dem Hypokrenal, erstmalig Wertezahlen vergeben. Insbesondere die Arten der Ostracoda wurden bisweilen nicht in diesem Verfahren berücksichtigt und wurden hier erstmalig auf ihre regionale Stenotopie hin kategorisiert. Es zeigt sich ein Mangel an quellpräferenten Zeigerarten in allen Quellen. Dagegen war die Fauna der untersuchten Quellen reich an krenoxenen Arten und weist einige Störarten auf, die in degradierten Quellen des Offenlandes vorkommen. Beispielsweise war eine von Hohmann & Martin (2014) festgestellte Indikatorgruppe für anthropogene Degradation, die Ceratopogonidae (Gnitzen), sehr häufig. Insgesamt zeichnet sich der Rückgang quellpräferenter (krenobionter und krenophiler) Arten zugunsten der krenoxenen ab, erstere fehlen jedoch nicht gänzlich.

Die untersuchten KTQ im Offenland weisen einen deutlich geringeren Anteil an krenophilen Arten auf, dafür deutlich mehr krenoxene Arten als die Kalktuffquellen im Wald (vgl. Wischniowsky & Martin 2014). So fehlen die Wassermilben (Hydrachnidia), die einen hohen Anteil quellpräferenter Arten aufweisen (vgl. Martin et al. 2015) nahezu vollständig. Stattdessen wurden viele Arten der Ostracoda gefunden, teilweise in außerordentlich hohen Abundanzen, die hinsichtlich ihrer Ökologie derzeit oft nicht eindeutig einzustufen sind und in den vergangenen Arbeiten meist unberücksichtigt blieben. Die Muschelkrebse erwiesen sich jedoch als aussichtsreich, um die Besiedlung im Offenland zu beurteilen und enthalten wahrscheinlich Arten, die als Zeigerarten interpretiert werden können. Sie erklären bei einem Vergleich der Quellen des Curauer Moores mittels SIMPER-Analyse einen 11,6% der Unterschiede und damit den höchsten Wert der betrachteten Gruppen der Quellbesiedler.

In Waldquellen machen neben den Wassermilben die Köcherfliegenlarven (Trichoptera) einen großen Anteil der krenobionten Organismen aus (vgl. Martin & Rückert 2011). Bis auf wenige Ausnahmen (z.B. *Crunoecia irrorata* (Curtis, 1834)) wurden in unseren Offenlandquellen jedoch keine Arten dieser Gruppen gefunden. Dieses Fehlen trägt teilweise zu der Auftrennung in der nMDS bei. Im Gegensatz dazu wurden Vertreter der Plecoptera-Gattung *Nemoura* mit einer Stetigkeit von 100% in allen untersuchten Kalktuffquellen gefunden.

Die untersuchten KTQ im Offenland lassen sich zwar nicht direkt als artenarm bezeichnen, beinhalten aber kaum quelltypische Organismen. Die erschwerten Bedingungen für die Organismen in diesen Quellen durch den Kalk sowie durch die Eigenschaften von Quellen im Offenland insgesamt führen zwar zu einer Reduzierung von quelltypischen Arten, können aber auch zur Folge haben, dass in diesen Quellen einige wenige, besonders an diese Bedingungen angepasste Arten beinhalten. Beispielsweise die Schmetterlingsmücke *Pericoma calcilega* Feuerborn, 1923 (Diptera-Psychodidae), die bevorzugt in sehr kalkreichen Gewässern vorkommt, gilt nach Zollhöfer (1997) als Zeigerart für derartige Quellen. In den Quellen des Curauer Moores wurden einige Psychodidae des Genus *Pericoma* gefunden. Die konnten allerdings nicht auf Artniveau identifiziert werden.

Obgleich die Quellen im Naturschutzgebiet „Curauer Moor“ bereits seit 2005 unter vermeintlich sorgfältiger Betrachtung durch ein Monitoring Projekt stehen und für sie ein Maßnahmenplan existiert, weisen die beprobten Quellen eine starke Beeinträchtigung durch Viehtritt auf. Solche Trittschäden sowie erhöhter Nährstoffeintrag zählen generell zu den Störungen, die vermieden werden sollten. Die Instandsetzung der teils vorhandenen, aber defekten Zäune und das Umzäunen der übrigen KTQ wären kostengünstige Schutzmaßnahmen, um die Quellbereiche in einem natürlichen Zustand zu erhalten, Trittschäden auszuschließen sowie eine Pufferzone herzustellen, um den Nährstoffeintrag der Umgebung zu mindern.

Schlussfolgerungen

Die gängige Definition von Kalktuffquellen aus der FFH-Richtlinie bzw. des Bundesamtes für Naturschutz haben sich in der jetzigen Untersuchung nicht durchgängig als zutreffend erwiesen bzw. konnten beide Kriterien nicht immer gleichzeitig festgestellt werden. Die Hauptmerkmale von KTQ, das Auftreten der Quellmoosgemeinschaft des Cratoneurion und das Ausfallen von Calciumcarbonat, haben sich nicht in allen Fällen gleichzeitig finden lassen, obwohl die einzelnen Quellen ganz offenbar demselben Grundwasserhorizont entstammen und nahezu identische Carbonatkonzentrationen aufweisen.

Erhöhte Kalkablagerungen bewirken eine Beeinträchtigung der Fauna generell (Dürrenfeldt 1978), besonders aber der Quellspezialisten. Die faunistischen Ergebnisse haben gezeigt, dass KTQ im Offenland im Vergleich zu Nicht-KTQ des Offenlandes und KTQ des Waldes gleich zweifach beeinträchtigt sind. Generell ist die Quellbesiedlung in diesen Quellen geprägt vom Fehlen vieler krenobionter Arten und der erhöhten Abundanz und Artenzahl an Krenoxenen. Bei der strukturellen Beeinträchtigung durch Vieh selbst in FFH-Gebieten handelt es sich v.a. beim Vertritt um einen Hauptgrund für die gestörte limnische Fauna. Aber auch die Gegebenheiten im Offenland an sich (v.a. fehlende Beschattung) schränken die Güte der Fauna ein. Durch das Bewertungsverfahren ist dennoch ein Vergleich der unterschiedlichen KTQ möglich. So lassen sich auch KTQ mit guter bis sehr guter ökologischer Bewertung finden, allerdings vorwiegend im Wald.

Im Vergleich zu Nicht-KTQ im Wald weisen KTQ auch andernorts eine spärlichere Besiedlung auf (vgl. auch Zollhöfer 1997), im Vergleich zu Offenlandquellen mehr quelluntypische Arten. Diese quellfremde Besiedlung kann jedoch auch einzelne Spezialisten enthalten, die sich auf die schwierigen Bedingungen einstellen bzw. diese tolerieren können. Der Schutz der Kalktuffquellen v.a. aus ästhetischen und vegetationskundlichen Gründen greift unserer Meinung nach zu kurz. Aus faunistischer Sicht sollten alle Offenlandquellen grundsätzlich ausgezäunt werden, sowohl Kalktuff- als auch Nicht-Kalktuffquellen. In quellreichen Gebieten wären natürlich auch nur teilweise Auszäunungen statthaft, wenn dadurch andere Schutzziele (z.B. hinsichtlich der Vegetationsentwicklung) erreicht werden können. Überspitzt gesagt zeigt die gestörte Besiedlung der bisher untersuchten

Kalktuffquellen im Tiefland, dass mit diesem Quelltyp die falschen, weil besiedlungsgestörten Repräsentanten des Lebensraumes Quellen besonders geschützt werden. Quellen allgemein sollte im Naturschutz mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden, sie haben generell ein hohes Potential für Renaturierungsmaßnahmen.

Danksagung

Der vorliegende Bericht basiert auf einer Bachelorarbeit. Für die Unterstützung bei der Anfertigung dieser Arbeit danken wir Prof. Dr. Heinz Brendelberger, Dr. Burkhard Scharf, Hr. Wolf-Dieter Klitzing & der Arbeitsgruppe Limnologie der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, sowie dem Verein „Ad Fontes! – Quellschutz in Schleswig-Holstein e.V.“ für die finanzielle Unterstützung.

Literatur

- Clarke, KR, Gorley, RN (2006): PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, 192pp.
- Dürrenfeldt, A. (1978): Untersuchungen zur Besiedlungsbiologie von Kalktuff – faunistische, ökologische und elektronenmikroskopische Befunde. Arch. Hydrobiol./Suppl. 54 (1), 1-75.
- Fischer, J. (1996): Bewertungsverfahren zur Quellfauna. Crunoecia 5, 227–240.
- Hohmann, I. & Martin, P. (2014): Untersuchungen zur Besiedlung anthropogen beeinträchtigter Quellen in Schleswig-Holstein. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2013 (Potsdam), Hardeggen, 67-71.
- Hotzy, R. & Römhild, P. (2008): Aktionsprogramm Quellen in Bayern – Teil 2: Quellerfassung und –bewertung, Augsburg, 72 S.
- Martin, P., Gerecke, R. & Cantonati, M. (2015): Quellen. In: Brendelberger, H., Martin, P., Brunke, M. & Hahn H. J. (Hrsg.) (2015): Grundwassergeprägte Lebensräume - Eine Übersicht über Grundwasser, Quellen, das hyporheische Interstitial und weitere Habitate. - Limnologie aktuell, Band 14, 49-132.
- Martin, P. & Rückert, M. (2011): Die Quellfauna Schleswig-Holsteins und ihre regionale Stenotopie. Faun.-Ökol.Mitt. 9 (5-6), 171-224.
- Martin, P. & Wischniowsky, L. (2014): Kalktuffquellen: FFH-Lebensraum ohne Charakterarten in der Limnofauna?. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2013 (Potsdam), Hardeggen, 72-76.
- Mierwald, U. (2005): Monitoring der Quellen im Curauer Moor. Im Auftrag des Fachdienstes Naturschutz, 32 S.
- Mierwald, U. (2013): Monitoring der Quellen im Curauer Moor – Ergebnisbericht der Wiederholungsaufnahme 2013. Im Auftrag des Fachdienstes Naturschutz, 21 S.
- Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (MELUR) (2013): Managementplan für das Fauna-Flora-Habitat-Gebiet DE-2030-328 „Schwartatal und Curauer Moor“ Teilgebiet Curauer Moor. 22 S.
- Quellerfassungsbogen für Schleswig-Holstein (QEB_SH) (2011): Erfassungsbogen und Erläuterungen (Stand 14.07.2011). Kiel: Eigenverlag. 2 + 6.
- Schönborn, W. (2003): Lehrbuch der Limnologie. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart, 588 S.
- Wohlrab, K. (2005): Vegetationskundliche Untersuchungen an Kalkquellen Schleswig-Holsteins. Diplomarbeit Universität Kiel, 89 S.
- Zollhöfer, J.M. (1997): Quellen – die unbekannten Biotope im Schweizer Jura und Mittelland: erfassen, bewerten, schützen. Flück-Wirth Verlag, Teufen. 153 S.

Bedeutung von Parasiten in aquatischen Systemen

Daniel Grabner, Milen Nachev & Bernd Sures

Universität Duisburg-Essen, Aquatische Ökologie und Zentrum für Wasser und Umweltforschung, Universitätsstraße 5, 45141 Essen; daniel.grabner@uni-due.de; milen.nachev@uni-due.de; bernd.sures@uni-due.de

Keywords: Parasitologie, aquatische Ökologie, Einfluss von Parasiten

Einleitung

Parasiten stellen mit einem Anteil von mindestens ca. 40% der Tierarten einen wesentlichen Teil der Biodiversität (Dobson et al. 2008; Poulin 2014). Dabei findet sich bei näherer Untersuchung regelmäßig ein hoher Anteil kryptischer Arten (z.B. Soldánová et al. 2010, Georgieva et al. 2013, Selbach et al. 2014, 2015), was zeigt, dass die Parasitendiversität noch eher unterschätzt ist. In der ökologischen Forschung werden Parasiten jedoch häufig vernachlässigt, obwohl mehrere Untersuchungen gerade in aquatischen Systemen bereits auf die ökologische Bedeutung von Parasiten auf verschiedenen Ebenen hinweisen (Marcogliese 2005, Hudson et al. 2006, Kuris et al. 2008, Sures 2008, Lafferty & Kuris 2009a, Vidal-Martínez et al. 2010).

Hier möchten wir anhand einiger Beispiele konkret auf die Rolle von aquatischen Parasiten für die Funktion von Ökosystemprozessen eingehen. Unser Ziel ist es, ein Bewusstsein für die Notwendigkeit der Untersuchung des Einflusses von Parasiten auf verschiedenen ökologischen Ebenen zu schaffen.

Parasiten als Indikatoren für Diversität

Einige Parasiten besitzen komplexe Lebenszyklen, die mehrere Wirtsarten für die Entwicklung der verschiedenen parasitären Stadien benötigen. Das Einbeziehen von parasitischen Interaktionen in Nahrungsnetze erhöht demnach sowohl die Anzahl, als auch die Länge der Verknüpfungen zwischen den vorkommenden Arten (Hudson et al. 2006). Das Vorhandensein einer Parasitenart lässt somit Rückschlüsse auf das Vorkommen unterschiedlicher freilebender Arten zu. Zum Beispiel nutzen Trematoden der Gattung *Trichobilharzia* Wasserschnecken als Zwischen- und Wasservögel als Endwirte (Soldánová et al. 2013). Andere Trematodenarten benötigen noch einen weiteren Zwischenwirt in ihrem Lebenszyklus (Soldánová et al. 2010). Somit ist die Existenz dieser Parasiten an zwei oder drei weitere Tierarten gekoppelt. Daher können Parasiten als Indikatoren für die Zusammensetzung von Nahrungsnetzen dienen (Marcogliese 2005, Hudson et al. 2006, Lafferty et al. 2006). Dies ist vor allem dann von praktischer Bedeutung, wenn sich Parasiten leichter beproben lassen als ihre Wirte (z.B. Eier in Kotproben) oder wenn bestimmte leicht und in großer Zahl zugängliche Wirte (z.B. Schnecken, Amphipoden, Insektenlarven) über ihre Parasiten Rückschlüsse auf das Vorhandensein z.B. bestimmter Vögel oder anderer Wirbeltiere zulassen, selbst wenn sich letztere nur zeitweise in einem Habitat aufhalten.

Auswirkungen von Parasiten auf Ökosysteme

Parasiten beeinflussen ihre Wirte auf unterschiedliche Weise. Zum einen entziehen sie dem Wirtsorganismus Ressourcen und verringern damit dessen Fitness. Besonders virulente Parasiten wirken sich direkt auf das Überleben der Wirte aus und können für langfristige Populationsschwankungen verantwortlich sein (Kohler & Hoiland 2001). Auch die Veränderung des Geschlechterverhältnisses, wie dies z.T. bei vertikal übertragenen Mikrosporidien auftritt, hat einen Einfluss auf die weitere Entwicklung der Wirtspopulationen (Dunn et al. 2001). Im Extremfall können Parasiten auch die Wirtsfitness auf null setzen, indem sie die Gonaden der Wirte schädigen und diese dadurch kastrieren. Solch eine parasitäre Kastration tritt häufig bei Trematoden im Schneckenwirt auf (Lafferty & Kuris 2009b). Manche Parasiten verändern zudem das Verhalten ihrer Wirte, um die Transmissionswahrscheinlichkeit auf einen geeigneten Endwirt zu erhöhen. Zum Beispiel weisen mit Acanthocephalenlarven infizierte Amphipoden ein Verhalten auf, welches sie anfälliger für Prädation durch die jeweiligen Endwirte macht (Lefèvre et al. 2009). Parasiten, bzw. deren Transmissionsstadien können außerdem als Nahrungsquelle für freilebende Organismen dienen. Z.B. werden Zerkarien von Trematoden in hohem Maße als Beute von verschiedenen Kleinkrebsen genutzt (Johnson et al. 2010).

Nicht zuletzt verändern nicht heimische Tierarten die bisherigen Parasit-Wirt-Beziehungen, indem sie neue Parasiten einschleppen oder für heimische Parasiten als zusätzliche Wirte in Frage kommen. Dies wurde bei aquatischen Systemen unter anderem bei verschiedenen invasiven Amphipodenarten beobachtet, die sehr häufig mit Mikrosporidien befallen sind (Grabner et al. 2015). Ähnliche Beispiele finden sich auch für humanpathogene Parasiten, deren Abundanz durch einwandernde Wirte erhöht wird (Grabner et al. 2014a).

Parasiten und Stoffflüsse

Neue Untersuchungen zeigten, dass die Biomasse mancher Parasitengruppen in aquatischen Systemen größer sein kann als die freilebender Gruppen (Kuris et al. 2008, Johnson et al. 2010). Zudem beeinflussen Parasiten aufgrund ihrer wichtigen Rolle in den Nahrungsnetzen auch die trophischen Interaktionen zwischen Organismen. Bisher werden Parasiten aus ökologischer Sicht häufig als Prädatoren betrachtet, die ihre Nahrung von ihren Wirtsorganismen beziehen. Untersuchungen verschiedener Wirt-Parasit-Interaktionen lieferten aber zum Teil kontroverse Ergebnisse bezüglich der trophischen Beziehungen zwischen den Parasiten und ihren Wirten und zeigten, dass viele Abweichungen von der klassisch anerkannten Räuber-Beute Beziehung vorhanden sind.

Die Verhältnisse der stabilen Isotope von Stickstoff ($^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$) und Kohlenstoff ($^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$) können Antwort auf die Frage geben, auf welcher trophischen Ebene Parasiten einzuordnen sind und welchen Einfluss sie auf Energie- und Stoffflüsse haben. Es bekannt, dass die Konsumenten an schweren Isotopen von Stickstoff und Kohlenstoff gegenüber ihrer Nahrung/Beute angereicht sind. Dabei liegen die Unterschiede für ^{15}N im Mittel bei 3,4 ‰ und für ^{13}C bei etwa 1‰. Somit können die Isotopensignaturen als Maß für die trophischen Interaktionen zwischen Organismen dienen (Minagawa & Wada, 1984). Metaanalysen der Daten zu verschiedenen Wirten-Parasit-Systemen deuten darauf hin, dass die taxonomische Zugehörigkeit bzw. Biologie, die Lokalisation im Wirt sowie das Entwicklungsstadium der Parasiten entscheidend für die trophischen Interaktionen sind. So wurde festgestellt, dass parasitische Taxa, die ihren Verdauungstrakt im Laufe der Evolution verloren haben und Nährstoffe über das Tegument aufnehmen, fast immer geringere Gehalte des schwereren Stickstoffisotops aufweisen. Der Unterschied entspricht etwa einer trophischen Stufe

oder mehr. Der überwiegende Teil der ausschließlich parasitisch lebenden Taxa Acanthocephala, Trematoda und Cestoda befanden sich auf einer niedrigeren trophischen Stufe als ihre Wirte. Diese Tendenz ist also entgegengesetzt der meist erwarteten klassischen Beute-Prädator-Interaktion (Ikken et al. 2001, Pinnegar et al. 2001, Deudero et al. 2002, Dubois et al. 2009, Behrmann-Godel & Yohannes, 2013). Andere parasitische Taxa wie parasitische Insekten, Fische, manche Crustaceen und Arachniden, die sich aktiv von Wirtsgewebe und Körperflüssigkeiten ernähren, lieferten klaren Prädatorensignaturen und waren dementsprechend auf einer höheren trophischen Stufe als ihre Wirte einzuordnen. Hinsichtlich der Nährstoffaufnahmemechanismen, die auch die trophische Position der Parasiten bestimmen, könnte vermutet werden, dass Parasiten, welche Stoffwechselprodukte des Wirtes aufnehmen, eine geringere Pathogenität aufweisen als solche, die sich aktiv von Wirtsgewebe und Körperflüssigkeiten ernähren.

Parasiten und Schadstoffe

Für das Monitoring von Schadstoffen wird in aquatischen Habitaten ein breites Spektrum an freilebende Organismen, sogenannte Akkumulationsindikatoren, eingesetzt (Gunkel 1994, Zhou et al. 2008). Für den Nachweis und die Quantifizierung verschiedener Schadstoffbelastungen müssen diese allochthone Substanzen stark anreichern können. Zusätzlich liefern Akkumulationsindikatoren auch wichtige Information über die biologische Verfügbarkeit von Substanzen.

In den letzteren Jahrzehnten wurden verschiedene Parasiten hinsichtlich ihrer Fähigkeit zur Metallakkumulation untersucht und es konnte gezeigt werden, dass diese die Anreicherungsraten der meisten freilebenden Organismen übersteigen. Von allen bis jetzt untersuchten parasitischen Taxa, weisen Vertreter des Stamms Acanthocephala das höchste Akkumulationspotential auf. Die Metallanreicherung bei adulten Acanthocephalen kann einige tausend Male höher sein als in den Geweben ihres Endwirtes (z.B. Sures 2003, Sures & Siddal 2003, Nachev et al. 2010; Nachev & Sures, 2016). Auch im Vergleich zu etablierten, freilebenden Bioindikatoren wie der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) ist die Biokonzentration z.B. von Cd und Pb in Acanthocephalen um ein Vielfaches höher (Sures et al. 1997, 1999). Auf Grund des enormen Akkumulationspotenzials können Parasiten wie die Acanthocephalen die die Akkumulation von Schadstoffen in Wirtsorganismen beeinflussen, und haben dadurch möglicherweise einen positiven Einfluss auf die Wirtsfitness.

Neben der Akkumulation können Parasiten auch die Reaktion ihrer Wirte auf Schadstoffbelastungen modulieren. Parasitierte Individuen weisen dabei oft eine unerwartete Reaktion auf verschiedene Stressoren im Vergleich zu nicht parasitierten auf. Somit können unter Berücksichtigung der Parasitierung die Effekte von Umwelteinflüssen besser vorhergesagt oder erklärt werden (z.B. Sures & Radszuweit 2007, Frank et al. 2013, Grabner et al. 2014b, Chen et al. 2015).

Zusammenfassung

Diese Beispiele machen deutlich, dass Parasiten in aquatischen Systemen in vielerlei Hinsicht eine bedeutende Rolle spielen. Schon allein ihre Diversität und ihre überraschend hohe Biomasse sprechen dagegen, Parasiten in der ökologischen Forschung nicht zu berücksichtigen. Daher ist es für die limnologische Forschung wichtig und wünschenswert parasitologische Zusammenhänge verstärkt im Blick zu haben, da sich oftmals erst dadurch verschiedene ökologische Prozesse erklären lassen.

Literatur

- Behrmann-Godel, J., Yohannes, E. (2013): Multiple isotope analyses of the pike tapeworm *Triaenophorus nadulosus* reveal peculiarities in consumer-diet discrimination patterns. *Journal of Helminthology* 89: 238-243.
- Chen, H.-Y., Grabner, D.S., Nachev, M., Shih, H.-H., Sures, B. (2015): Effects of the acanthocephalan *Polymorphus minutus* and the microsporidian *Dictyocoela duebenum* on energy reserves and stress response of cadmium exposed *Gammarus fossarum*. *PeerJ* 3:e1353.
- Deudero, S., Pinnegar, J.K., Polunin, N.V.C. (2002): Insights into fish host-parasite trophic relationships revealed by stable isotope analysis. *Diseases of Aquatic Organisms* 52: 77-86.
- Dobson, A., Lafferty, D.K., Kuris, A.M., Hechinger, R.F., Jetz W. (2008): Homage to Linnaeus: How many parasites? How many hosts? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105 (Suppl. 1): 11482-11489.
- Dubois, S. Y., Savoye, N., Sauriau, P.G., Billy, I., Martinez, P., de Montaudouin X. (2009): Digenean trematodes–marine mollusc relationships: a stable isotope study. *Diseases of Aquatic Organisms* 84: 65-77.
- Dunn, A.M., Terry, R.S., Smith, J.E. (2001): Transovarial transmission in the microsporidia. *Advances in Parasitology* 48:57–100
- Frank, S.N., Godehardt, S., Nachev, M., Trubiroha, A., Kloas, W., Sures, B. (2013): Influence of the cestode *Ligula intestinalis* and the acanthocephalan *Polymorphus minutus* on levels of heat shock proteins (HSP70) and metallothioneins in their fish and crustacean intermediate hosts. *Environmental Pollution* 180: 173–9.
- Georgieva, S., Selbach, C., Faltýnková, A., Soldánová, M., Sures, B., Skírnisson, K., Kostadinova, A. (2013): New cryptic species of the “revolutum” group of *Echinostoma* (Digenea: Echinostomatidae) revealed by molecular and morphological data. *Parasites and Vectors* 6:64.
- Grabner, D., Mohamed, F., Nachev, M., Méabed, E., Sabry, A.H., Sures, B. (2014a): Invasion biology meets parasitology: A case study of parasite spill-back with Egyptian *Fasciola gigantica* in the invasive snail *Pseudosuccinea columella*. *PLoS One* 9, e88537.
- Grabner, D.S., Schertzinger, G., Sures, B. (2014b): Effect of multiple microsporidian infections and temperature stress on the heat shock protein 70 (hsp70) response of the amphipod *Gammarus pulex*. *Parasites and Vectors* 7:170.
- Grabner, D.S., Weigand, A.M., Leese, F., Winking, C., Hering, D., Tollrian, R., Sures, B. (2015): Invaders, natives and their enemies: distribution patterns of amphipods and their microsporidian parasites in the Ruhr Metropolis, Germany. *Parasites and Vectors* 8:419.
- Gunkel, G. (1994): Bioindikation in Aquatischen Ökosystemen. Spektrum Akademischer Verlag Stuttgart, Deutschland.
- Hudson, P.J., Dobson, A.P., Lafferty, K.D. (2006): Is a healthy ecosystem one that is rich in parasites? *Trends in Ecology and Evolution* 21: 381–5.
- Ikken, K., Brey, T., Wand, U., Voigt, J. and Junghans, P. (2001): Food web structure of the benthic community at the Procupine Abyssal Plain (NE Atlantic): a stable isotope analysis. *Progress in Oceanography* 50: 383-405.
- Johnson, P.T.J., Dobson, A., Lafferty, K.D., Marcogliese, D.J., Memmott, J., Orlofske, S.A., Poulin, R., Thieltges, D.W. (2010): When parasites become prey: Ecological and epidemiological significance of eating parasites. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 362–371
- Kohler, S.L., Hoiland, W.K. (2001): Population regulation in an aquatic insect: the role of disease. *Ecology* 82: 2294–2305
- Kuris, A.M., Hechinger, R.F., Shaw, J.C., Whitney, K.L., Aguirre-Macedo, L., Boch, C.A., Dobson, A.P., Dunham, E.J., Fredensborg, B.L., Huspeni, T.C., Lorda, J., Mababa, L., Mancini, F.T., Mora, A.B., Pickering, M., Talhouk, N.L., Torchin, M.E., Lafferty, K.D. (2008): Ecosystem energetic implications of parasite and free-living biomass in three estuaries. *Nature* 454: 515–8.
- Lafferty, K.D., Dobson, A.P., Kuris, A.M. (2006): Parasites dominate food web links. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103: 11211–6.
- Lafferty, K.D., Kuris, A.M. (2009a): Parasites reduce food web robustness because they are sensitive to secondary extinction as illustrated by an invasive estuarine snail. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological* 364: 1659–63.
- Lafferty, K.D., Kuris, A.M. (2009b): Parasitic castration: the evolution and ecology of body snatchers. *Trends in Parasitology* 25: 564–72.
- Lefèvre, T., Adamo, S.A., Biron, D.G., Missé, D., Hughes, D., Thomas, F. (2009): Invasion of the body snatchers: the diversity and evolution of manipulative strategies in host-parasite interactions. *Advances in Parasitology* 68: 45–83.

- Marcogliese, D.J. (2005): Parasites of the superorganism: are they indicators of ecosystem health? *International Journal for Parasitology* 35: 705–16.
- Minagawa, M., Wada, E. (1984): Stepwise enrichment of ^{15}N along the food chains: further evidence and the relation between ^{15}N and animal age. *Geochemica et Cosmochimica Acta* 48: 1135–1140.
- Nachev, M., Sures, B. (2016): Environmental Parasitology: parasites as accumulation bioindicators in the marine environment. *Journal of Sea Research*, in press.
- Nachev, M., Zimmermann, S., Rigaud, T., Sures, B. (2010): Is metal accumulation in *Pomphorhynchus laevis* dependent on parasite sex or infrapopulation size? *Parasitology* 137: 1239–1248.
- Pinnegar, J.K., Campbell, N., Polunin, N.V.C. (2001): Unusual stable isotope fractionation patterns observed for fish-parasite trophic relationship. *Journal of Fish Biology* 59: 494–503.
- Poulin, R. (2014) Parasite biodiversity revisited: frontiers and constraints. *International Journal for Parasitology* 44, 581–589.
- Selbach, C., Soldánová, M., Georgieva, S., Kostadinova, A., Kalbe, M., Sures, B. (2014): Morphological and molecular data for larval stages of four species of *Petasiger* 1909 (Digenea: Echinostomatidae) with an updated key to the known cercariae from the Palaearctic. *Systematic Parasitology*, 89, 153–166.
- Selbach, C., Soldánová, M., Georgieva, S., Kostadinova, A., Sures, B. (2015): Integrative taxonomic approach to the cryptic diversity of *Diplostomum* spp. in lymnaeid snails from Europe with a focus on the '*Diplostomum mergi*' species complex. *Parasites and Vectors* 8:300.
- Sures, B., Radszuweit, H. (2007): Pollution-induced heat shock protein expression in the amphipod *Gammarus roeseli* is affected by larvae of *Polymorphus minutus* (Acanthocephala). *Journal of Helminthology* 81: 191–7.
- Soldánová, M., Selbach, C., Sures, B., Kostadinova, A., Pérez-Del-Olmo, A. (2010): Larval trematode communities in *Radix auricularia* and *Lymnaea stagnalis* in a reservoir system of the Ruhr River. *Parasites and Vectors* 3:56.
- Soldánová, M., Selbach, C., Kalbe, M., Kostadinova, A., Sures, B. (2013): Swimmer's itch: etiology, impact, and risk factors in Europe. *Trends in Parasitology* 29(2) : 65–74.
- Sures, B. (2003): Accumulation of heavy metals by intestinal helminths in fish: an overview and perspective. *Parasitology* 126 (Suppl.): S53–S60.
- Sures, B. (2008): Host-parasite interactions in polluted environments. *Journal of Fish Biology* 73: 2133–2142.
- Sures, B., Siddall, R. (2003): *Pomphorhynchus laevis* (Palaeacanthocephala) in the intestine of chub (*Leuciscus cephalus*) as an indicator of metal pollution. *International Journal for Parasitology* 33: 65–70.
- Sures, B., Taraschewski, H., Rydlo, M. (1997): Intestinal fish parasites as heavy metal bioindicators: a comparison between *Acanthocephalus lucii* (Palaeacanthocephala) and the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 59: 14–21.
- Sures, B., Steiner, W., Rydlo, M., Taraschewski, H. (1999): Concentrations of 17 elements in the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), in different tissues of perch (*Perca fluviatilis*), and in perch intestinal parasites (*Acanthocephalus lucii*) from the subalpine lake Mondsee (Austria). *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 2574–2579.
- Vidal-Martínez, V.M., Pech, D., Sures, B., Purucker, S.T., Poulin, R. (2010): Can parasites really reveal environmental impact? *Trends in Parasitology* 26: 44–51.
- Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, J., Jiang, G., (2008): Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta* 606: 135–150.

Gene expression profiling in the aquatic caddisfly larvae *Micropterna lateralis* (Insecta: Trichoptera) in relation to stream drying

Felicitas Hoppeler¹, Björn Rotter², Nicolas Krezdorn², and Steffen U. Pauls¹

¹Senckenberg Biodiversity and Climate Research Centre (BiK-F), Senckenberganlage 25, D-60325 Frankfurt am Main, Germany, Felicitas.Hoppeler@senckenberg.de, Steffen.Pauls@senckenberg.de, ²GenXPro GmbH, Frankfurter Innovationszentrum (FIZ), Altenhöferallee 3, D-60438 Frankfurt am Main, Germany, rotter@genxpro.de, nicokrez@genxpro.de

Keywords: Intermittent streams, Massive analysis of cDNA ends, desiccation tolerance

Summary

Aquatic ecosystems can be either permanently wet or dry up seasonally or intermittently. Insect species inhabiting temporally dry streams have evolved behavioural, morphological and life history traits to ensure persistence under drought. The limnephilid caddisfly *Micropterna lateralis* has a life cycle which is tailored to the temporal dynamics of periodically dry streams: adults usually hatch before drought commences and enter an ovarian diapause to overcome the waterless period. Their aquatic larvae are, however, able to survive stream drying, but the mechanisms driving this survival ability have not been studied to date. We performed common garden experiments to simulate drought conditions, using samples from a *M. lateralis* population taken from an intermittent stream in the Hessian region. The experiment simulated three main states: wet, moist and dry. In a first test of our system we compared gene expression profiles of three individuals under each of these states using Illumina-based Massive Analysis of cDNA Ends (MACE).

Our first results show large differences in gene expression between the three studied phases with many genes exhibiting gradual up- or down-regulation across them. Under drought stress, up-regulation was primarily found in genes controlling production and mobilization of desiccation protectants, mainly sugars, whereas down-regulated genes were related to cuticle organisation and lipid metabolism.

An extended summary of the talk is available in the Proceedings of the 14th International Symposium on Trichoptera in Zoosymposia.

Konkurrenz zwischen invasiven Parasitenarten am Beispiel von Schwimmbblasennematoden

Michelle Keppel¹, Kerstin Claudia Dangel¹, Daniel Grabner¹, Bernd Sures^{1,2}

¹Aquatische Ökologie, Fakultät für Biologie, Universität Duisburg-Essen, Universitätsstr. 5, 45141 Essen

²Department of Zoology, University of Johannesburg, PO Box 524, Auckland Park 2006, Johannesburg, South Africa

michelle.keppel@uni-due.de; kerstin.dangel@uni-due.de; daniel.grabner@uni-due.de; bernd.sures@uni-due.de

Keywords: *Anguillicola crassus*, *Anguillicola novaezelandiae*, Invasionserfolg, Infektionsexperimente, Lebenszyklus, Europäischer Aal

Einleitung

Im Zuge der Globalisierung hat sich nicht nur der internationale Handel mit Gütern verstärkt, sondern auch mit lebenden Tieren, die somit bewusst oder auch unbeabsichtigt in neue Habitate eingebracht werden. Die auf diesem Wege eingeführten Neozoen werden als invasive Arten bezeichnet, wenn sie in der Lage sind, stabile Populationen in dem neuen Habitat aufzubauen und weiteres Ausbreitungspotential aufweisen (Kolar & Lodge 2001). Solche invasiven Spezies können sowohl einen großen Einfluss auf die Artenzusammensetzung, als auch auf komplexe ökologische Zusammenhänge in dem neuen Habitat haben (McGeoch et al. 2010; Hatcher & Dunn 2011). Dies gilt insbesondere für die Zusammenhänge zwischen Wirten und Parasiten. Während freilebende Organismen sich an die neuen Umweltbedingungen anpassen müssen, sind nicht-einheimische Parasitenarten darauf angewiesen, geeignete neue Zwischen- und/oder Endwirte zu finden. Demnach scheint es von großem Vorteil für parasitische Arten zu sein, einen möglichst einfachen Lebenszyklus mit einer geringen Wirtsspezifität aufzuweisen.

Trotz seines obligat mehrwirtigen Lebenszyklus‘ zählt der Schwimmbblasennematode *Anguillicola crassus* zu den weltweit erfolgreichsten invasiven Parasitenarten. Dieser ursprünglich aus Asien stammende blutsaugende Parasit verbreitete sich seit seiner Einführung nach Deutschland durch Lebendtransporte von Aalen in den frühen 1980er Jahren rasant über mehrere Kontinente, so dass er sich in fünf neuen Aalwirtsarten etablieren konnte (Neumann 1985; Johnson et al. 1995; Moravec 2006; Sasal et al. 2008).

Im italienischen Bracciano-See kam es zu einer Konkurrenzsituation zwischen *A. crassus* und der im Kurzflossen-Aal in Australien und Neuseeland vorkommenden nahe verwandten Parasitenart *A. novaezelandiae*, die auch durch den Lebendaaltransport nach Europa eingeschleppt wurde und zunächst ab Mitte der 1970er Jahre im Bracciano-See eine stabile Population ausbilden konnte. Nach Einführung von *A. crassus* wurde diese zuvor etablierte Population vollständig verdrängt (Paggi et al. 1982; Moravec et al. 1994; Münderle 2005), woraus sich die Forschungsfrage ergibt, welche Faktoren ausschlaggebend für die erfolgreichere Invasion von *A. crassus* sind. Dazu wurde der Lebenszyklus von *A. novaezelandiae* sowohl in Wildfängen als auch unter Laborbedingungen untersucht und in Zusammenhang mit Studien zu *A. crassus* gesetzt.

Material und Methoden

Wildfänge

Für die vorliegende Studie wurden Wildfänge des Kurzflossen-Aals von der Nord- und Südinsel Neuseelands auf die Zusammensetzung der Infrapopulation von *A. novaezelandiae* hin untersucht. Zu diesem Zweck wurden alle in Schwimmblasenwand und -lumen vorhandenen Larval- und Adultstadien extrahiert und gezählt.

Experimentelle Infektionen

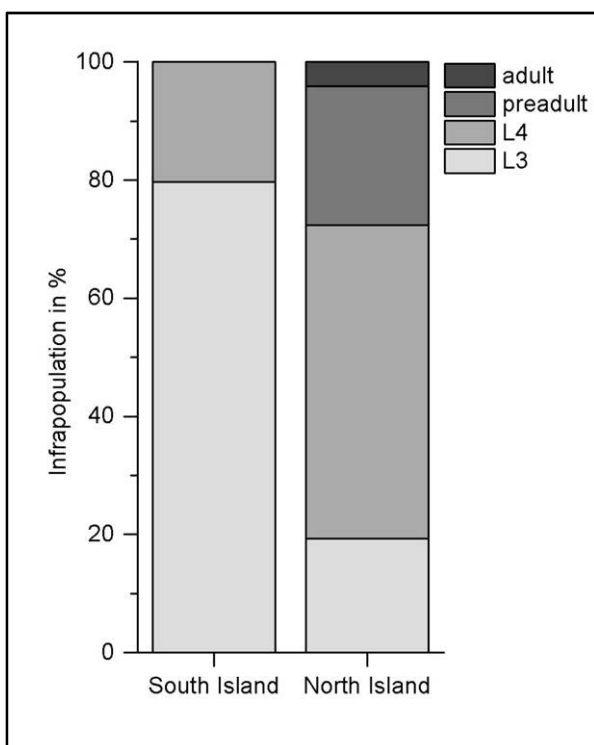
Experimentelle Infektionen wurden mit Europäischen Aalen und L3-Stadien (3. Larvalstadium) von *A. novaezelandiae* und *A. crassus* aus bereits im Labor etablierten Lebenszyklen durchgeführt (siehe Dangel et al. 2013). Die jeweilige Infrapopulation wurde für *A. novaezelandiae* nach 30, 60, 90 und 120, für *A. crassus* nach 120 Tagen nach Infektion mit 20 Larven analysiert. Um dichteabhängige Regulationseffekte zu untersuchen, wurde eine weitere Gruppe von Aalen mit 40 Larven infiziert.

Hybridisierungsversuche

Ein weiterer Versuchsaal wurde mit jeweils 10 Individuen beider *Anguillicola*-Arten infiziert, um eine mögliche Hybridisierung zu überprüfen. Dazu wurden die Nematoden nach 222 Tagen aus der Schwimmblase entnommen und die Arten anhand molekularer Marker identifiziert. Eier mit L2-Larven wurden aus den Uteri der weiblichen Nematoden extrahiert und anhand von Mikrosatelliten-Analyse wurde die genetische Herkunft bzw. die jeweilige Art der Larven bestimmt (Grabner et al. 2012).

Ergebnisse

Wildfänge



Die Infrapopulation von *A. novaezelandiae* aus Wildfängen des Kurzflossen-Aals ist in Abb. 1 dargestellt.

Die Proben von der Südinsel setzten sich ausschließlich aus L3- (79,7 %) und L4-Stadien (21,3 %) zusammen. Die Infrapopulation in Aalen von der Nordinsel wies Parasiten aller Entwicklungsstadien auf, mit dem größten Anteil an L4-Stadien (53,1 %). Nur 4,1 % entfielen auf Adultstadien.

Abb. 1: Infrapopulationen der Entwicklungsstadien von *A. novaezelandiae* aus Wildaalproben der Süd- und Nordinsel Neuseelands. Quelle: Dangel & Sures 2013

Experimentelle Infektionen

Die Ergebnisse aus den experimentellen Infektionen von Europäischen Aalen mit 20 und 40 verabreichten L3-Larven von *A. novaezelandiae* sowie einer Gruppe von Aalen, die mit 20 Larven von *A. crassus* infiziert wurden, sind in Abb. 2 zusammengefasst. Die Entwicklung von *A. novaezelandiae* zeigte einen deutlich synchroneren Verlauf im Vergleich zu *A. crassus*. Nach 120 Tagen nach Infektion konnten bei *A. novaezelandiae* keine Larvalstadien mehr nachgewiesen werden, wohingegen bei *A. crassus* über 16 % der extrahierten Parasiten noch im Larvalstadium waren. Eine Dichteabhängigkeit bei Infektionen mit 40 Larven der Art *A. novaezelandiae* konnte nicht nachgewiesen werden.

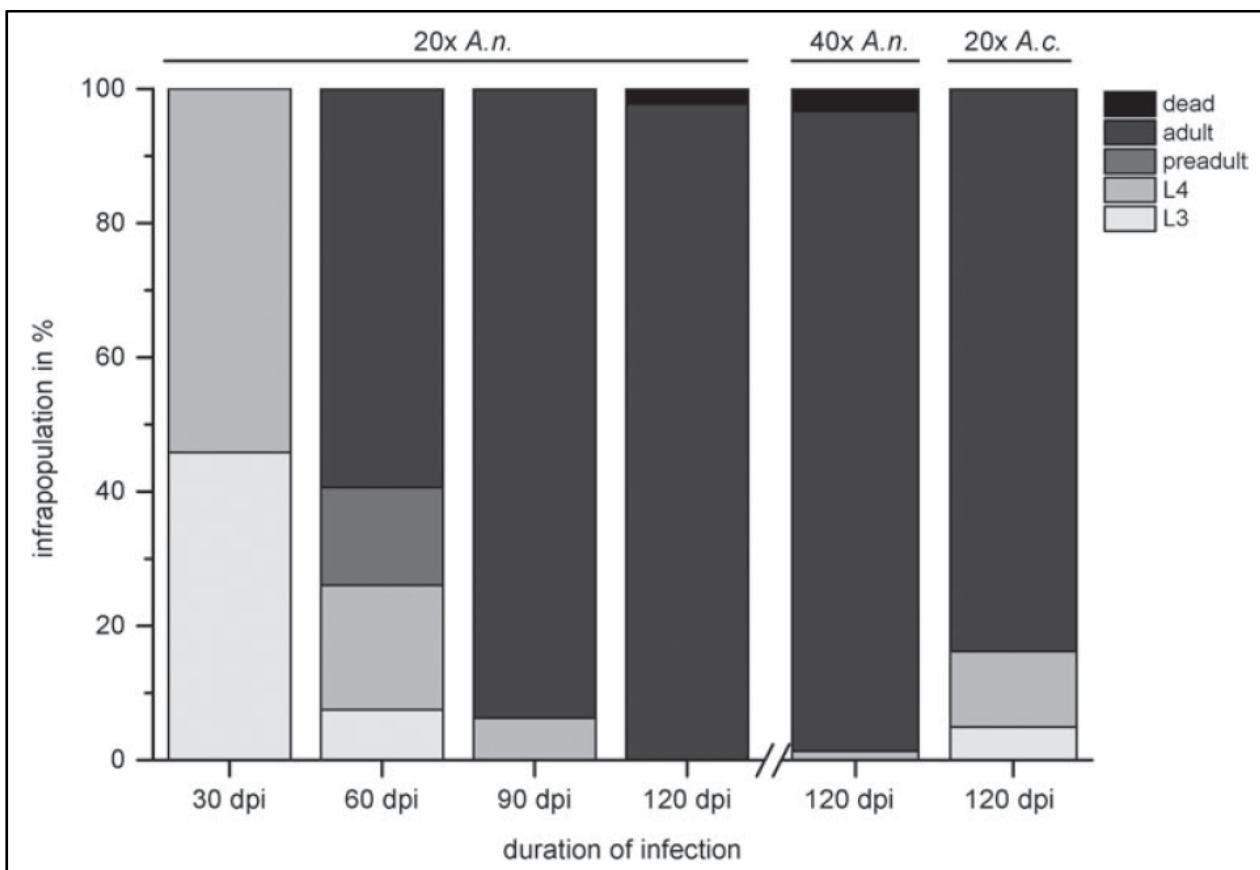


Abb. 2: Intrapopulationen von *A. novaezelandiae* und *A. crassus* in experimentell infizierten Europäischen Aalen nach 30, 60, 90 und 120 Tagen. *A.n.* = *A. novaezelandiae*; *A.c.* = *A. crassus*; dpi = days post infection (Infektionszeitraum). Quelle: Dangel et al. 2013

Hybridisierungsversuche

Aus dem Infektionsexperiment mit beiden *Anguillicola*-Arten gingen nach 222 Tagen insgesamt 13 adulte Nematoden hervor, 5 weibliche, von denen ein Individuum bereits tot war, und 8 männliche. Für beide Arten konnten jeweils 2 Weibchen und 4 Männchen molekular identifiziert und zugeordnet werden. Die Mikrosatelliten-Analyse von Eiern aus einem *A. novaezelandiae* Weibchen zeigte, dass eine Hybridisierung von männlichen *A. crassus* Individuen mit Weibchen der Art *A. novaezelandiae* möglich ist.

Diskussion

Um eventuelle Zusammenhänge zwischen Lebenszyklus und Invasionserfolg zu beleuchten, wurden zunächst Individuen von *A. novaezelandiae* aus Wildfängen des Kurzflossen-Aals von der Nord- und Südinsel Neuseelands zur Untersuchung herangezogen. Da sich die Infrapopulationen größtenteils aus Larvalstadien zusammensetzten, könnte bei dieser Art ein saisonales Infektionsmuster vorliegen. Nur zwei Aale von der Nordinsel wiesen adulte Nematoden auf, wobei einer davon mit nur einem einzigen Adultus infiziert war, und in dem anderen Aal wurden Adulti gefunden, die eine weitaus größere Körperlänge zeigten als in vorangegangenen Studien. Die geringe Anzahl an adulten Nematoden sowie die ungewöhnlichen Größenverhältnisse könnten darauf hinweisen, dass die vorgefundenen Adulti in den untersuchten Aalen überwintert haben könnten und die restlichen Aale mit den Larvalstadien erst kurz vor der Probenahme infiziert worden sind. Aufgrund der Tatsache, dass die Aale der Nordinsel einen größeren Anteil an L4-Stadien und bereits einen Teil an Präadulti aufwiesen, könnte man davon ausgehen, dass die von der Nordinsel stammenden Parasiten wegen der ca. 2 °C höher liegenden Wassertemperatur im Vergleich zur Südinsel (vgl. NIWA 2012) einen Entwicklungsvorsprung haben.

Die Ergebnisse zu den experimentellen Infektionen mit *A. novaezelandiae* lieferten konkrete Hinweise auf eine synchrone Entwicklung im Europäischen Aal, die nach 120 Tagen vollständig abgeschlossen ist und die als Konsequenz zur Saisonalität im heimischen Habitat interpretiert werden könnte. Im Vergleich dazu zeigte die Entwicklung von *A. crassus* einen deutlich asynchroneren Verlauf, da nach 120 Tagen Infektionszeitraum sowohl noch L3- als auch L4-Stadien auftraten. Diese Asynchronität könnte für einen Infektionsvorteil für *A. crassus* sprechen, besonders im Hinblick auf die Konkurrenzsituation im Bracciano-See. Da sich die Individuen nacheinander zu unterschiedlichen Zeitpunkten zu Adulti entwickeln und sich demnach auch zu unterschiedlichen Zeiten fortpflanzen, ist ein längerer Zeitraum der Eiproduktion gewährleistet, so dass bei einem gemeinsamen Vorkommen in einem Habitat *A. novaezelandiae* durch den kürzeren Zeitraum der Eiauscheidung im Nachteil wäre.

Die Hybrisierungsversuche ergaben, dass sich beide *Anguillicola*-Arten parallel in einem experimentell infizierten Aal entwickeln können und dass eine Hybridisierung zwischen Männchen der Art *A. crassus* und Weibchen der Art *A. novaezelandiae* stattfinden kann. Weitere Doppelinfektionsversuche könnten Aufschluss darüber geben, ob die Hybridgeneration fortpflanzungsfähig ist und ob die durch experimentelle Infektionen erzielten Ergebnisse auf Freilandbedingungen übertragbar sind.

Insgesamt betrachtet zeigen die vorliegenden Ergebnisse, dass der Lebenszyklus von *A. novaezelandiae* auf Endwirtsebene Unterschiede zu *A. crassus* aufweist, die ausschlaggebend für eine erfolgreichere Invasion von neuen Wirtsarten sein könnten und demnach auch die Nachteile erklären könnten, die zu einer Verdrängung von *A. novaezelandiae* im Bracciano-See beigetragen haben.

Danksagung

Die durchgeführten Studien wurden gefördert durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) mit der Projektnummer SU217/12-1.

Literatur

Dangel, K.C., Keppel, M., Sures, B. (2013): Can differences in life cycle explain differences in invasiveness? - A study on *Anguillicola novaezelandiae* in the European eel. *Parasitology* 140: 1831-1836.

- Dangel, K.C., Sures, B. (2013): Natural *Anguillicola novaezelandiae* infection - is there seasonality in New Zealand? *Parasitology Research* 112: 1623–30.
- Grabner, D.S., Dangel, K.C., Sures, B. (2012): Merging species? Evidence for hybridization between the eel parasites *Anguillicola crassus* and *A. novaezelandiae* (Nematoda, Anguillicolidea). *Parasites & Vectors* 5: 244.
- Hatcher, M.J., Dunn, A.M. (2011): *Parasites in ecological communities: from interaction to ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Johnson, S.K., Fries, L.T., Williams, J., Huffmann, D.G. (1995): Presence of the parasitic swim bladder nematode, *Anguillicola crassus*, in Texas aquaculture. *World Aquaculture Workshops* 26: 35–36.
- Kolar, C.S., Lodge, D.M. (2001): Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 199–204.
- McGeoch, M.A., Butchart, S.H.M., Spear, D., Marais, E., Kleynhans, E.J., Symes, A., Chanson, J., Hoffmann, M. (2010): Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions* 16: 95–108.
- Moravec, F. (2006): *Dracunculoid and Anguillicoloid Nematodes Parasitic in Vertebrates*, 1. Aufl., Academia, Prag.
- Moravec, F., Di Cave, D., Orecchia, P., Paggi, L. (1994): Present occurrence of *Anguillicola novaezelandiae* (Nematoda, Dracunculoidea) in Europe and its development in the intermediate host. *Folia Parasitologica* 41: 203–208.
- Münderle, M. (2005): Ökologische, morphometrische und genetische Untersuchungen an Populationen des invasiven Schwimmblasen-Nematoden *Anguillicola crassus* aus Europa und Taiwan. Fakultät für Chemie und Biowissenschaften der Universität Karlsruhe (TH).
- Neumann, W. (1985): Schwimmblasenparasit *Anguillicola* bei Aalen. *Fischer und Teichwirt* 11: 322.
- NIWA (National Institute of Water and Atmospheric Research) (2012): The National Climate Database. <http://cliflo.niwa.co.nz/>. Stand: 26.04.2012.
- Paggi, L., Orecchia, P., Minervini, R., Mattiucci, S. (1982): Appearance of *Anguillicola australiensis* Johnston and Mawson, 1940 (Dracunculoidea: Anguillicolidae) in *Anguilla anguilla* of Lake Bracciano. *Parassitologia* 24: 139–144.
- Sasal, P., Taraschewski, H., Valade, P., Grondin, H., Wielgoss, S., Moravec, F. (2008): Parasite communities in eels of the Island of Reunion (Indian Ocean): A lesson in parasite introduction. *Parasitology Research* 102: 1343–1350.

Neufunde von submersen Makrophyten während der Sommerworkshops für Umweltchemie und Umweltanalytik

Georg Kubsch¹ & Lothar Täuscher²

¹ Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für Chemie, Brook-Taylor-Str.2, 12489 Berlin, email: georg.kubsch@chemie.hu-berlin.de

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

Keywords: Umweltbildung, Feldberger Haussee, Makrophyten, Neufunde, Langzeit-Monitoring

Abstract:

New records of submerged macrophytes at the summer workshops for environmental and analytical chemistry

Informations about new records in the Lake Feldberger Haussee (Mecklenburg-Western Pomerania) of the submerged macrophyte *Najas marina* L. var. *intermedia* (Wolfgang ex Gorski) Rendle or subsp. *intermedia* (Wolfgang ex Gorski) Casper (variety or subspecies of holly-leaved water nymph or spiny naiad) in 2009 (leg. G. Kubsch, det. L. Täuscher) and of the green macroalga *Aegagropila linnaei* Kützing (lake balls) in 2015 (leg. G. Kubsch, det. L. Täuscher) are given. These records are important for the biodiversity in this lake and for the bioindication of the water quality. They are red data list taxa in North-East-Germany.

Einleitung

Seit 1995 finden die Sommerworkshops für Umweltanalytik und Umweltchemie statt, in denen sich die Teilnehmer/Innen in einer der schönsten Landschaften Norddeutschlands, der Feldberger Seenlandschaft in Mecklenburg-Vorpommern, mit der Untersuchung geschichteter Süßwasserseen beschäftigen (Kauschka et al. 2000, Kubsch 2009, Kubsch & Täuscher 2014, Kubsch et al. 2015, Täuscher 2012). Diese Lehrveranstaltung wird 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. Während der Beprobungen im Feldberger Haussee konnten unter Leitung von Georg Kubsch auch Makrophyten-Neufunde gesammelt werden (leg. = legit), die von Lothar Täuscher bestimmt wurden (det. = determinavit). Über diese interessanten Neufunde des Mittleren Nixkrautes (*Najas marina* var. *intermedia* = *Najas marina* subsp. *intermedia*) und der Seeball-Grünalge (*Aegagropila linnaei*) soll im Folgenden berichtet werden.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Feldberger Seenlandschaft (Mecklenburg-Vorpommern) bietet ideale Bedingungen für die Sommerworkshops zur Gewässerökologie. 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 Sommerworkshops wurde auch der Feldberger Haussee langjährig untersucht (dimiktischer Hartwasser- und Zungenbeckensee, 84,2 m ü. NN, Wasserfläche: 136 ha, durchschnittlichen Tiefe: 6,3 m, maximalen Tiefe: 12,0 m, Einzugsgebiet: 400 ha). 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 (s. Akyürek et al. 2015, Kubsch & Täuscher 2014, Kubsch et al. 2015).

Neben den physikalisch-chemischen Wasseruntersuchungen wird langjährig ein biologisch-ökologisches Gewässermonitoring durchgeführt. 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. Dabei werden die submersen Makrophyten vom Boot aus mit einer Krautharke gesammelt, um ihre Bedeutung zur Bioindikation der Gewässergüte und ihre historischen Nutzungen (Gründünger, Kalken der Äcker mit „Post“ oder „Stiers“ = Armleuchteralgen, Viehfutter in Notzeiten, Bezeichnung von Gewässern nach dem Vorkommen von Wasserpflanzen) den Kursteilnehmer/Innen exemplarisch vorstellen zu können (s. Täuscher 2008a).

Die Besiedlung des Feldberger Haussees mit planktischen Mikroalgen, die seit 100 Jahren erfasst wurden, ist zusammenfassend von Täuscher (2014) dokumentiert worden. Dabei ist dieses Gewässer der „locus classicus“ für die planktischen Grünalgen (Chlorophyta: Trebouxiophyceae) *Chlorella pulchelloides* C. Bock, Krienitz et Pröschold und *Neocystis mucosa* Krienitz, C. Bock, Nozaki et M. Wolf.

Neufunde submerser Makrophyten während der Sommerworkshops

Mittleres Nixkraut

Von Kubsch & Täuscher (2014) wurden die Wasserpflanzen-Funde der Langzeit-Untersuchungen im Feldberger Haussees zusammenfassend dargestellt (nach Ergebnisberichte 1995-2012, Täuscher 2009a und zitierte Literatur).

Dabei wurde das Mittlere Nixkraut (*Najas marina* L. var. *intermedia* [Wolfgang ex Gorski] Rendle = *Najas marina* L. subsp. *intermedia* [Wolfgang ex Gorski] Casper) im Jahr 2009 erstmalig in diesem See gefunden (leg. G. Kubsch 11. und 18.09.2009, det. L. Täuscher). In den Folgejahren bis 2015 konnten große Bestände dieser Wasserpflanze von Georg Kubsch beobachtet werden. Nach Voigtländer & Henker (2005) ist das Mittlere Nixkraut (*Najas marina* subsp. *intermedia*) in Mecklenburg-Vorpommern stark gefährdet (Rote Liste-Kategorie 2).

Wichtige Angaben zur Systematik und zur Aut- und Synökologie von *Najas marina* s. l. wurden von Doll (2000) und Täuscher (2003) zusammen gestellt und diskutiert. Zur Abgrenzung der *Najas*-Taxa gibt Doll (2000) die in Tabelle 1 aufgelisteten Merkmale an.

Zur Ökologie der neuen Varietät ist nach Doll (2000) folgendes bekannt: „Auch hinsichtlich der ökologischen und soziologischen Verhältnisse steht die var. *linearifolia* zwischen den ssp. *marina* und ssp. *intermedia* (= var. *intermedia*, d. Verf.): Einmal geht sie bis in den mesotrophen Bereich und andererseits tritt sie in stärker eutrophierten Gewässern auf.“ Weitere Beobachtungen an *Najas marina* s.l., zu autökologischen Charakteristika und zur Verbreitung in Nordostdeutschland sind in Kabus & Mietz (2006) und Leske et al. (2005: sehr umfangreiche Zusammenstellung der Funde z.

B. von Peter Bolbrinker, Reinhard Doll, Lebrecht Jeschke, Heinz-Dieter Krausch, Hans-Jürgen Spieß, Matthias Teppke) zu finden.

Tabelle 1: Charakteristik der *Najas marina* s. l. – Sippen (modifiziert nach Doll 2000)

Sippen	<i>Najas marina</i> L. subsp. <i>marina</i>	<i>Najas marina</i> L. var. <i>intermedia</i> (Wolfgang ex Gorski) Rendle = subsp. <i>intermedia</i> (Wolfgang ex Gorski) Casper	<i>Najas marina</i> L. var. <i>linearifolia</i> Doll nom. prov.	<i>Najas marina</i> L. subsp. <i>marina</i> Synonym: var. <i>brevifolia</i> Rendle
Merkmale				
Blattlänge in cm	2-4	2-4	2-4	1-2
Blattbreite in mm	2-3	0,1-0,9	1,5-2,0	0,5-1,3
Bestachelung	blattrandständig, auf dem Rücken 1-2 Stacheln	fast spiralig	blattrandständig, auf dem Rücken 1-3 Stacheln	fast spiralig bis blattrandständig, auf dem Rücken 2-4 Stacheln
Stachellänge	kürzer als Blattbreite	länger als Blattbreite	etwa so lang wie Blattbreite	länger als Blattbreite
Samenlänge in mm	4,5-7,0	3-5	4-6	4-5
Blattscheiden mit:	0-1 Stacheln	1-4 Stacheln	0-2 Stacheln	2-4 Stacheln
Habitus	gestreckt, bis 60 cm hoch	gestreckt, bis 60 cm hoch	gestreckt, bis 60 cm hoch	gestaucht, bis 30 cm hoch

Das Mittlere Nixkraut bildet das Najadetum intermediae (W. Koch 1926) Lang 1973. Diese Wasserpflanzen-Gesellschaft ist nach Pott (1995) für oligo- bis mesotrophe, sommer-warme Klarwasserseen charakteristisch und wurde auch von Doll (1992) aus dem Krüselinsee beschrieben. Von Rüegg et al. (2015) gibt es aktuelle Angaben zur Ausbreitung des Großen Nixkrautes (*Najas marina*) in Deutschland. Dabei ist nach ihren Untersuchungen festzustellen, dass sich die Unterarten *intermedia* und *marina* morphologisch oft sehr ähnlich sind. Genetisch scheinen sie aber unterschiedlich zu sein. Die bioindikativen Eigenschaften der beiden Taxa sind kritisch zu sehen.

Seeball-Grünalge

Auch die Seeball-Grünalge (*Aegagropila linnaei* Kützing) ist ein Neufund während der Sommerworkshops für den Feldberger Haussee (leg. G. Kubsch 11.09.2015, det. L. Täuscher). Diese makroskopisch erkennbare Grünalge (Chlorophyta, Ulvophyceae, Cladophorales, Pithophoraceae) ist nach Boedeker (2010) die einzige Art der Gattung mit mehr als 90 Synonymen (die wichtigsten sind: *Cladophora aegagropila* (L.) Rabenhorst, *Cladophora sauteri* (Nees) Kützing). Sie ist durch unterschiedliche Tiefen- und Flachwasser-Wachstumsformen in Abhängigkeit vom Trophiegrad des Gewässers charakterisiert (festsitzende Fäden, frei schwebende Matten, Seebälle oder Seeknodel: bis zu 15 cm große Kugeln mit dem Einschluss von Mikroalgen, Makrophyten- und/oder Muschelschalenresten), die die Seeballteppich-Gesellschaft (*Aegagropiletum linnaei* Pankow 1965 corr. Täuscher 2008 = *Cladophoretum aegagropilae* [Jöns 1934] Pankow et Bolbrinker 1984) bilden (Boedeker 2010, Täuscher 1998, 2008b). Diese ist selten in mesotrophen (*Chara*-Seen) bis eutrophen (*Potamogeton*-Seen) Klarwasserseen zu finden. Täuscher (2009, 2010) schätzt für die Seeball-Grünalge (*Aegagropila linnaei*) ein, dass diese seltene Art im Land Brandenburg (s. z. B. Bolbrinker 2000, Kabus 2009 in Täuscher 2010) sehr stark gefährdet ist (Rote Liste-Kategorie 1), was auch für Mecklenburg-Vorpommern zutreffend sein dürfte. Außer den Angaben von Hoyer (1982),

Jeschke (1959), Pankow (1965, 1985) und Pankow & Bolbrinker (1984) gibt es nur wenige aktuelle Funde in diesem Bundesland (s. z. B. Kabus 2008, Kabus & Mietz 2006).

Auf weitere interessante Grünalgen aus der Familie Pithophoraceae sollte geachtet werden, denn die thermophilen *Pithophora*-Arten (nach Boedeker 2010 sind mehr als 35 [sub]tropische Arten einschließlich einer Vielzahl von Varietäten beschrieben worden) können als neophytische Algen bei der Erwärmung unserer Gewässer auftreten. Pankow & Täuscher (1980) berichten über zwei Arten mit der Angabe von Synonymen (*Pithophora oedogonia* [Montagne] Kützing, *Pithophora roettleri* [Roth] Wittrock) aus Gewächshäusern des Botanischen Gartens der Universität Rostock.

Langzeit-Untersuchungen und Bioindikation

Der Feldberger Haussee wird seit Anfang der achtziger Jahre des vergangenen Jahrhunderts intensiv untersucht, um durch Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen eine Verbesserung der Wasserqualität zu bewirken (s. Kubsch & Täuscher 2014 und zit. Lit.), weil der ursprüngliche eutrophe Klarwassersee durch Einleitung von Abwässern stark geschädigt wurde (s. Täuscher 2014). Die Makrophyten-Neufunde während der Sommerworkshops für Umweltchemie und Umweltanalytik indizieren im Feldberger Haussee eine Reduzierung der Nährstoffbelastung in diesem Gewässer. Durch Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen wurde eine Verminderung der Nährstoffbelastung bewirkt (s. Ergebnisberichte 1995-2015, Kasprzak et al. 2015).

Danksagung

Der langjährige wissenschaftliche Leiter der AG BONITO e.V. Dipl.-Biol. Wolfgang M. Richter teilte uns viele wichtige Erfahrungen der Beobachtungen über 6 Jahrzehnte in „seinen“ Feldberger Seen mit. Viele Dank dafür.

Literatur

- Akyürek, Y., I. Fabian, W. Frenzel, G. Kauschka, G. Kubsch & L. Täuscher (2015): 19. 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.: 76 S.
<http://www.linscheidlab.de/projects/LinscheidLab/static/custom/file/Skript2015.pdf>
- Boedeker, C. (2010): Phylogenetic, taxonomic and biogeographical studies in the Pithophoraceae (Cladophorales, Chlorophyta). - Diss. Universität Leiden, 224 S.
- Bolbrinker, P. (2000): Kurzinformation zu einem Neufund der seeballbildende Fadenalge *Cladophora aegagropila* (L.) Rbh. (= *Aegagropila sauteri* (Nees) Kützing). - Ver. Bot. Ver. Berlin Brandenburg **133**: 571-572.
- Doll, R. (1992): Die Vegetation des Krüselinsees bei Feldberg in Mecklenburg. - Feddes Repertorium **103**: 585-595.
- Doll, R. (2000): Bemerkenswerte Pflanzenarten und ihre Vergesellschaftungen in Mecklenburg-Vorpommern. - Botanischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern **34**: 97-105.
- Ergebnisberichte (1995-2015): Berichte vom Feldberger Sommerworkshop für Umweltanalytik und Umweltchemie am Krüselinsee und vom Schülersommerkurs „Umweltanalytik und Umweltchemie“ in Berlin. - 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
- Hoyer, E. (1982): Gibt es noch „Seebälle“, *Aegagropila sauteri* (Nees) Kützing in Mecklenburg? - Naturschutzarbeit in Mecklenburg **25**: 94-96.
- Jeschke, L. (1959): Pflanzengesellschaften einiger Seen bei Feldberg in Mecklenburg. - Feddes Repertorium, Beiheft **138**: 161-214.

- Kabus, T. (2008): Makrophyten-Untersuchung und Phytobenthosprobenahme in Mecklenburg-Vorpommern im Jahr 2008, Los 2: Westliches Mecklenburg-Vorpommern. - Bericht im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern, Abt. 3 – Seenreferat, Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Seddin: 57 S.
- Kabus, T. & O. Mietz (2006): Die Besiedlung ausgewählter Großseen in West-Mecklenburg mit Makrophyten und eine Bewertung ihres ökologischen Zustandes - Mitteilungen der naturforschenden Gesellschaft in Mecklenburg 6: 8-19.
<http://www.naturforschung.info/NGM%202006%20PDF/NGM0604%201%20Kabus%20Text.pdf>
- Kasprzak, P. (Projektleiter), P. Casper, T. Gonsiorczyk & H.-P. Grossart (2015): Untersuchungen zur Nachhaltigkeit der Sanierung und Restaurierung des Feldberger Haussees sowie zur Entwicklung seines ökologischen Zustandes. - Ergebnisbericht im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte Neubrandenburg, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Stechlin-Neuglobsow: 17 S.
- 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.**
- Kubsch, G. & L. Täuscher (2014): Sommerkurse für Umweltanalytik und Umweltchemie. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2013 (Potsdam-Berlin): 137-142.
- Kubsch, G., L. Täuscher & W. M. Richter (2015): Praktikum und Sommerkurse für Umweltanalytik und Umweltchemie. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2014 (Magdeburg): 173-177.
- Leske, S., C. Berg, T. Kabus & L. Täuscher (2004): Bibliographie „Submerse Makrophyten in Seen Mecklenburg-Vorpommern“. - Botanischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern 40: 79-104.
http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/bibliographie_seen_2005.pdf
- Pankow, H. (1965): *Aegagropila sauteri* (Nees) Kützing in Mecklenburg (Norddeutschland). - Nova Hedwigia 9: 177-184.
- Pankow, H. (1985): Verschollene, gefährdete und interessante Großalgen im nördlichen Gebiet der DDR. - Botanischer Rundbrief für den Bezirk Neubrandenburg 16: 65-72.
- Pankow, H. & P. Bolbrinker (1984): Über die Verbreitung und Soziologie von *Cladophora aegagropila* (L.) Rbh. (= *Aegagropila sauteri* (Nees ex Kütz.) Kütz.) in den Nordbezirken der DDR. - Gleditschia 12: 279-283.
- Pankow, H. & L. Täuscher, L. (1980): Über eine *Pithophora*-Art aus den Gewächshäusern des Botanischen Gartens in Rostock. - Nova Hedwigia 33: 465-474.
- Pott, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - Stuttgart (Hohenheim).
- Rüegg, S., U. Raeder & C. Bräuschler (2015): Ausbreitung des Großen Nixkrautes (*Najas marina*) in Deutschland – ein Erfolg für die WRRL? - Vortrag & Abstract: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsband, Jahrestagung 2015 (Universität Duisburg-Essen): 63.
http://www.dgl2015.de/files/download/DGL2015_Tagungsband.pdf
- Täuscher, L. (1998): Mikroalgenengesellschaften der Gewässer Nordostdeutschlands und ihre Nutzung zur Bioindikation. - Feddes Repertorium 109: 617-638.
- Täuscher, L. (2003): Fragen zur Taxonomie, Nomenklatur, Ökomorphologie, Aut- und Synökologie des *Najas marina* subspec. *intermedia/brevifolia*-Komplexes: wer hat dazu Beobachtungen gemacht und kann helfen? - In: Hilt, S.: Flachseen-Forschung in Deutschland (ehemaliger DGL-Arbeitskreis): Literatur: 1-2.
- Täuscher, L. (2008a): Besonderheiten zum Makrophyten-Vorkommen, die Nutzung von Wasserpflanzen und Bezeichnung von Gewässern nach ihrem Vorkommen. - In: Kubsch, G., W. M. Richter, L. Täuscher: Bericht vom 13. Feldberger Sommerworkshop für Umweltanalytik und Umweltchemie am Krüselinsee und vom 13. Schülersommerkurs „Umweltanalytik und Umweltchemie“ in Berlin. - Humboldt-Universität zu Berlin / Technische Universität Berlin / Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH Seddiner See / BONITO e.V.: 23-25.
- Täuscher, L. (2008b): Phytobenthos ohne Diatomeen als biologische Komponente zur Bestimmung des ökologischen Zustandes von nordostdeutschen Seen – ein Literaturbericht und Diskussionsbeitrag. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2007 (Münster): 115-120.

- Täuscher, L. (2009a): 10 Jahre biologisch-ökologische Gewässeruntersuchungen im mesotrophen Krüselinsee und im eutrophen Feldberger Haussee im Feldberger Seengebiet (Mecklenburg-Vorpommern, Deutschland). - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 22: 65-72.
<http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/RMB.htm#22>
- Täuscher, L. (2009b): Historische und aktuelle Untersuchungen der Algen-Besiedlung im Land Brandenburg (Deutschland) - ein bibliographischer Überblick als Grundlage für Checklisten und Rote Listen der Algen (incl. Anhang: Bibliographie der Historischen und aktuellen Untersuchungen der Algen-Besiedlung im Land Brandenburg [Deutschland]). - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 22: 87-123.
<http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/RMB.htm#22>
- Täuscher, L. (2010): Prodromus einer Roten Liste der Cyanobakterien/Blualgen, Rot-, Gelbgrün-, Braun- und Grünalgen des Landes Brandenburg – Ergebnisse eines bibliographischen Überblicks zur Algen-Besiedlung. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2009 (Oldenburg): 511-515.
- 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. (2014): Der Beitrag von Privatdozent Dr. rer. nat. habil. Lothar Krienitz zu 100 Jahren Langzeit-Untersuchungen der Besiedlung mit planktischen Mikroalgen im Feldberger Haussee (Mecklenburg-Vorpommern). - Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 53: 107-122.
http://www.algaebase.org/search/bibliography/detail/?biblio_id=V6247a03449cd5107
- Voigtländer, U. & H. Henker (2005): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Mecklenburg-Vorpommerns, 5. Fassung. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern (ed.). - Schwerin.
http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/rote_liste_pflanzenfinal.pdf

Elimination von Spurenstoffen und Viren bei der Abwasserreinigung – Auswirkung unterschiedlicher Abwasserreinigungsverfahren auf die MZB-Biozönose im Gewässer

Lorey, Corinna

Leibniz Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH), Welfengarten 1, 30167 Hannover, lorey@isah.ini-hannover.de

Keywords: Spurenstoffelimination, Carbamazepin, Virenelimination, Abwasserverregnung, 4. Reinigungsstufe, MZB-Biozönose

Einleitung

Hinsichtlich der Qualität unserer Fließgewässer, die häufig als „Vorfluter“ dienen und das gereinigte Abwasser von Kläranlagen aufnehmen, forscht die Siedlungswasserwirtschaft seit vielen Jahren an der Optimierung von Abwasserreinigungsverfahren. Eine vierte Reinigungsstufe ist in der Diskussion und vielerorts bereits in die Anlagen implementiert. Durch die Weiterentwicklung der Umweltqualitätsnormen (UQN) für Prioritäre Stoffe und für Flussgebietspezifische Schadstoffe ist mit einer weiteren Verschärfung der Anforderungen zu rechnen.

Restkonzentrationen ausgesuchter Spurenstoffe im gereinigten Abwasser wurden nach konventioneller Reinigung in großen Kläranlagen, nach Abwasserverregnung, nach Abwasserbehandlung in einer Membranbelebungsanlage und nach Passage eines Aktivkohlefilters gemessen und verglichen. Zusätzlich wurde die Elimination von Viren bei unterschiedlicher Abwasserbehandlung untersucht. Aus diesen Vergleichen lässt sich das Potenzial der unterschiedlichen Verfahren abschätzen und bewerten.

Zusätzlich wurden in zwei Fließgewässern (Leine und Oker) MZB-Untersuchungen oberhalb sowie im Einflussbereich der untersuchten Kläranlagen durchgeführt, um die Auswirkungen der Abwasserverregnung im Vergleich zur Einleitung der Abwässer einer konventionellen Kläranlage zu vergleichen.

Material und Methoden

Bei den untersuchten Spurenstoffen handelte es sich um Hormone, Pharmaka und Röntgenkontrastmittel sowie um Industriechemikalien. Die Analytik der Spurenstoffe wurde vergeben. Die Elimination von Spurenstoffen nach der Verregnung von gereinigtem Abwasser und Perkolation durch 40 cm, 80 cm und 120 cm anstehenden Ackerboden wurde mit Lysimeterfeldversuchen auf den Beregnungsflächen der Kläranlage Braunschweig-Steinweg ermittelt, zusätzlich wurde das Grundwasser unter diesen Flächen untersucht. Spurenstoffe wurden außerdem in den Zuläufen (Zul) und Abläufen (NK) der Kläranlagen Hannover-Herrenhausen (H-Hhs), Braunschweig-Steinweg (BS) und Wolfsburg (WOB Winter- und Sommerbetrieb) gemessen. Ein halbtechnischer Membranbelebungsreaktor (MBR), dem zeitweilig ein Aktivkohlefilter (GAK) nachgeschaltet war, wurde über 2 ½ Jahre bei verschiedenen Schlammal-

tern ($t_{TS}=25$ Tage in Phase I und $t_{TS}=50$ Tage in Phase II) mit Polymer-Hohlfaser- und mit Keramik-Plattenmodulen unter Verwendung des mechanisch gereinigten Zulaufs der Kläranlage Hannover-Herrenhausen betrieben, in einer Schlussphase (Phase III) wurde Abwasser der Kläranlage Fuhrberg eingesetzt.

Die Elimination von Viren wurde auf der Kläranlage Hannover-Herrenhausen gemessen. Der MBR wurde mit Coliphagen beaufschlagt, die Phagenkonzentration im Ablauf wurde im Zeitverlauf ermittelt.

Die MZB-Untersuchungen wurden in der Leine im Oberlauf sowie oberhalb und unterhalb der Kläranlage Hannover-Herrenhausen und in der Oker oberhalb und unterhalb der Kläranlage Braunschweig-Steinweg durchgeführt.

Ergebnisse

Es konnte bei der Abwasserverregnung gezeigt werden, dass die untersuchten Industriechemikalien (PCB, PAK, BPA, 4-NP, DEHP, TBT, u.a.) und die Estrogene dank ihrer hohen Adsorptionsneigung nach der Bodenpassage in der Regel nicht mehr oberhalb der Bestimmungsgrenze (BG) nachgewiesen werden konnten.

Bei den Pharmaka erwiesen sich vor allem die Substanzen Carbamazepin (Antiepileptikum), Sulfamethoxazol (Antibiotikum) und Diclofenac (Entzündungshemmer, Schmerzmittel) als problematisch. Diese Substanzen waren im Lysimeterabwasser und im Grundwasser unter den Beregnungsflächen, in den Kläranlagenabläufen und im Ablauf des MBR noch regelmäßig nachweisbar. Bei Diclofenac wirkte sich das höhere Schlammalter mit einer besseren Eliminationsrate positiv aus. Sulfamethoxazol wurde im direkten Vergleich im MBR besser eliminiert als in der Kläranlage Hannover-Herrenhausen. Carbamazepin zeigte im Ablauf signifikant höhere Mediankonzentrationen als im Zulauf der untersuchten Klär- bzw. Versuchsanlagen. Die Konzentration an Ibuprofen wurde mit allen untersuchten Verfahrensvarianten auf Werte <BG gesenkt. (vgl. Abb. 1 und Abb. 2)

Die untersuchten Röntgenkontrastmittel, vor allem Amidotrizoesäure und Iopamidol, konnten als wasserlösliche, kaum abbaubare Substanzen sowohl im Grundwasser unter den Verregnungsflächen als auch in den Abläufen der Kläranlagen und des MBR in höheren Konzentrationen nachgewiesen werden. Einzig die Aktivkohlefilter konnten – in Abhängigkeit der ausgesuchten granulierten Aktivkohlepräparate – die Röntgenkontrastmittel längere Zeit zurückhalten, dabei kam es zum vollständigen Rückhalt auf Werte < BG für 2 bzw. für mehr als 4 Monate.

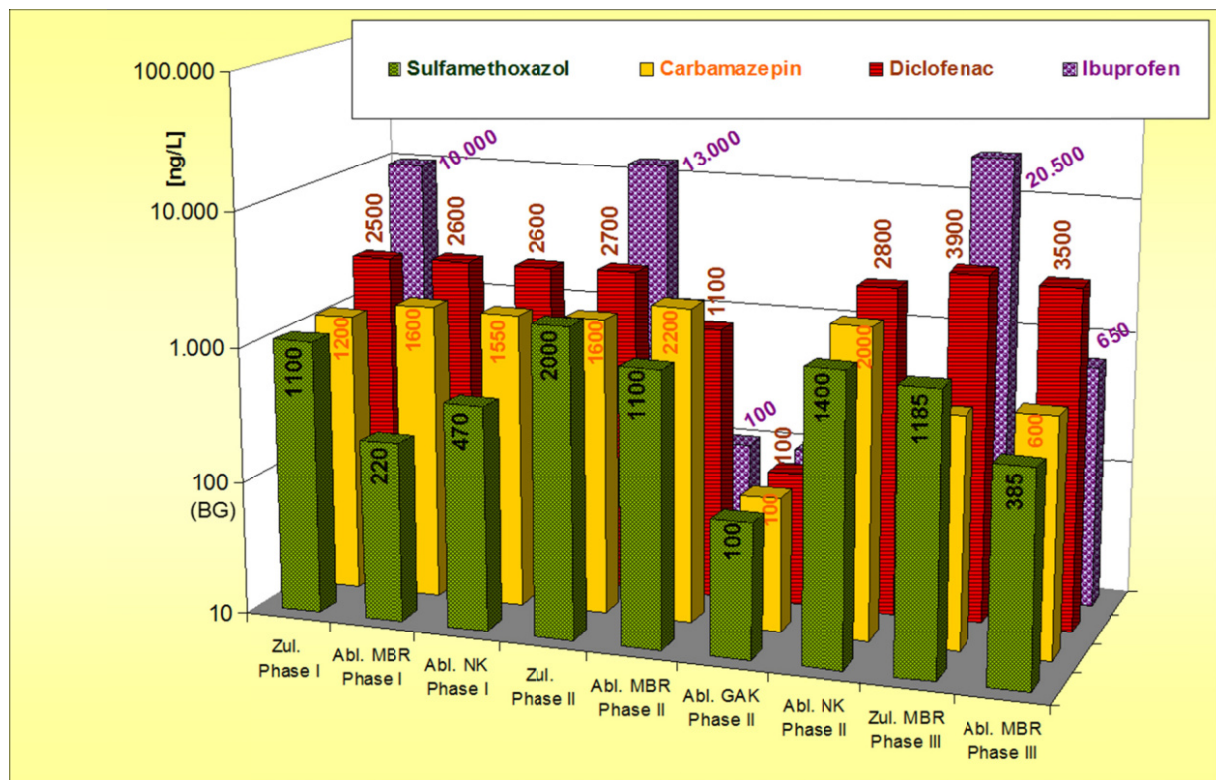


Abb. 1: Mediankonzentrationen der gemessenen Pharmaka im Zu- und Ablauf der KA Hannover-Herrenhausen, des MBR und des Aktivkohlefilters (GAK)

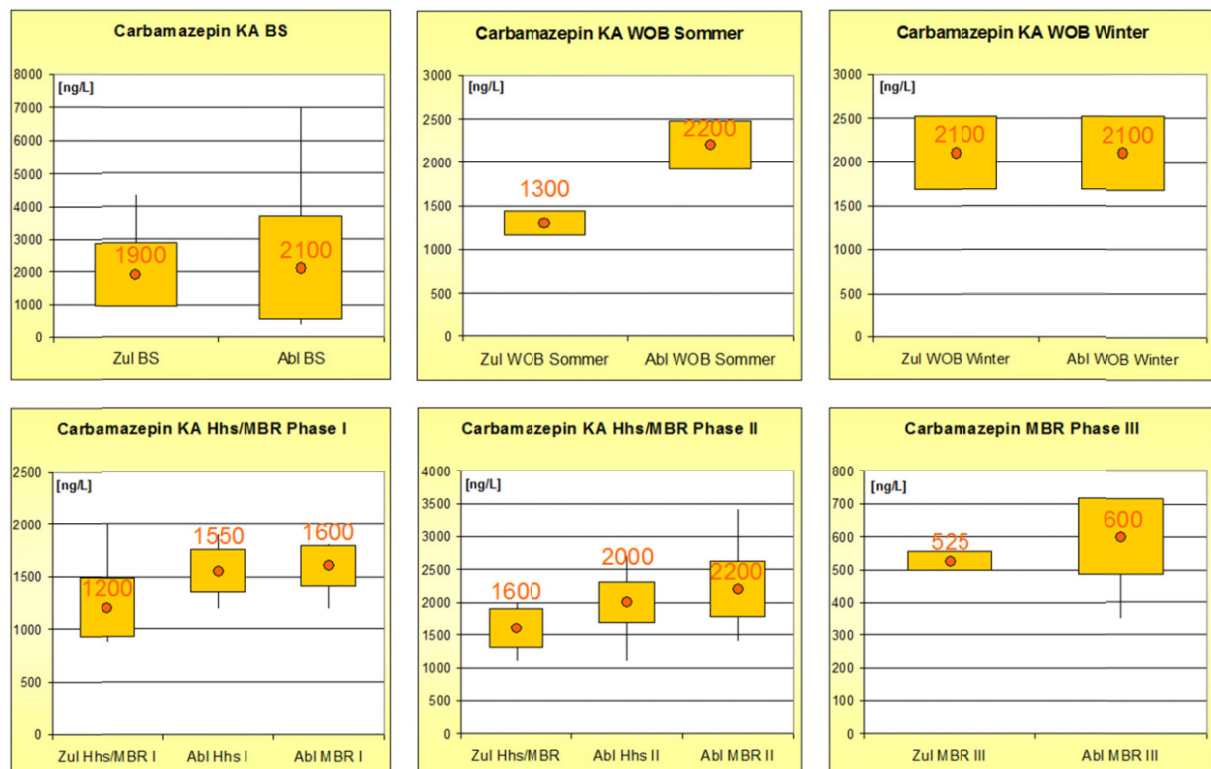


Abb. 2: Box-Whisker Diagramme zur Konzentration an Carbamazepin in den Zu- und Abläufen verschiedener Klär- und Versuchsanlagen (n=93; 2-seit. Signifikanz=0,000) unter Angabe der Mediane, der Standardabweichung s, der Minima und der Maxima

Die Elimination von Viren erfolgte erwartungsgemäß in Abhängigkeit zu ihrer Umweltrestistenz und ihrer Größe. So wurde das UV-resistente Rota-Virus während der Passage durch die Kläranlage Hannover-Herrenhausen kaum eliminiert, während alle untersuchten Viren mit einer Größe > 30 nm im MBR sicher zurückgehalten werden konnten. Nur die Coliphagen und das Hepatitis-A Virus (HAV) konnten im Ablauf der Membrananlage noch nachgewiesen werden (vgl. Abb. 3). Die Elimination der Coliphagen wurde durch das höhere Schlammalter von 50 Tagen in Phase II nochmals von 3,21 Log-Stufen auf 3,35 log-Stufen gesteigert. (vgl. LOREY, ROSENWINKEL (2010))

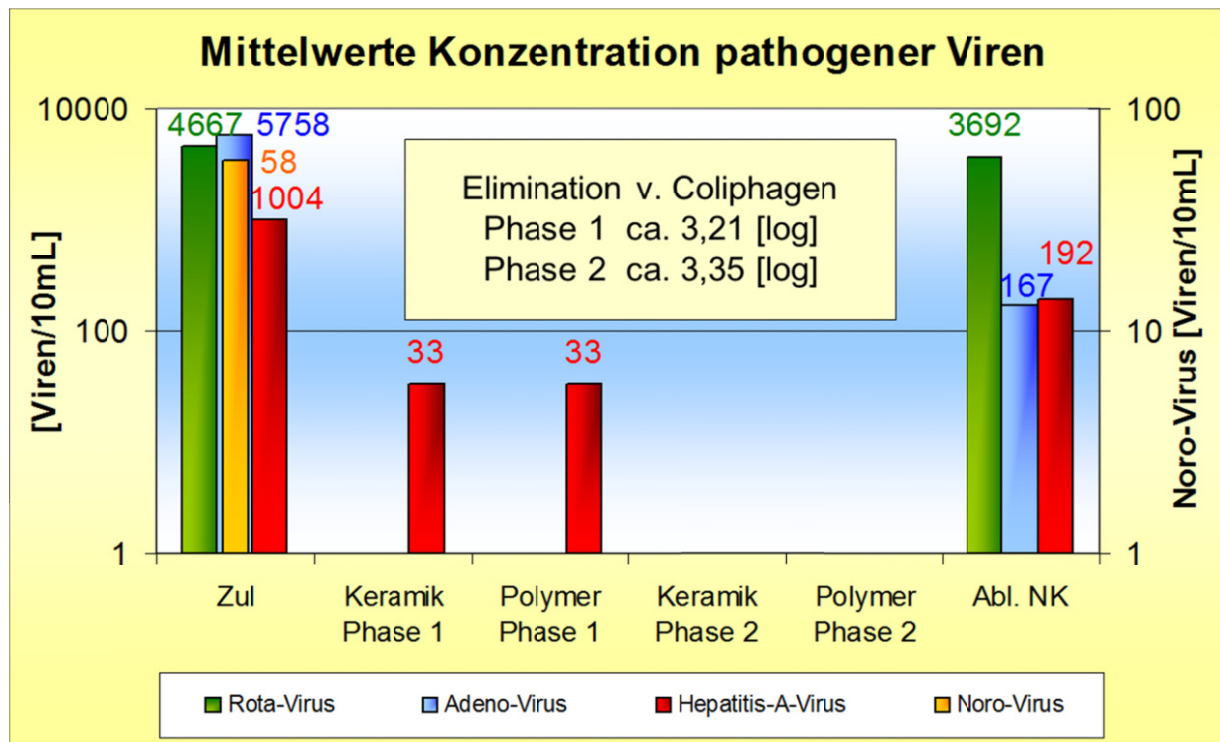


Abb. 3: Elimination von Viren und Coliphagen in der Kläranlage Hannover-Herrenhausen und im MBR (Lorey, Rosenwinkel (2010))

Bei den Fließgewässeruntersuchungen zeigte sich in der Leine ein größerer Unterschied in der Spurenstoffkonzentration zwischen den Untersuchungspunkten oberhalb und unterhalb der Kläranlage als in der Oker. Die gemessene Konzentration von Carbamazepin lag in der Oker um den Faktor 2 höher als in der Leine, auch das Röntgenkontrastmittel Iopamidol kam dort in deutlich größerer Konzentration von Diclofenac und Sulfamethoxazol entsprachen in der Oker etwa dem Wert in der Leine oberhalb der Kläranlage (vgl. Abb. 4).

Auf die MZB-Biozönose hatten die gemessenen Spurenstoffe einen nur geringen Einfluss, in der Leine machten sich die strukturellen Defizite durch einen höheren Anteil an Neozoen und einen geringeren Anteil an EPT, an EPTCBO und an geschützten Arten bemerkbar (vgl. Tab. 1).

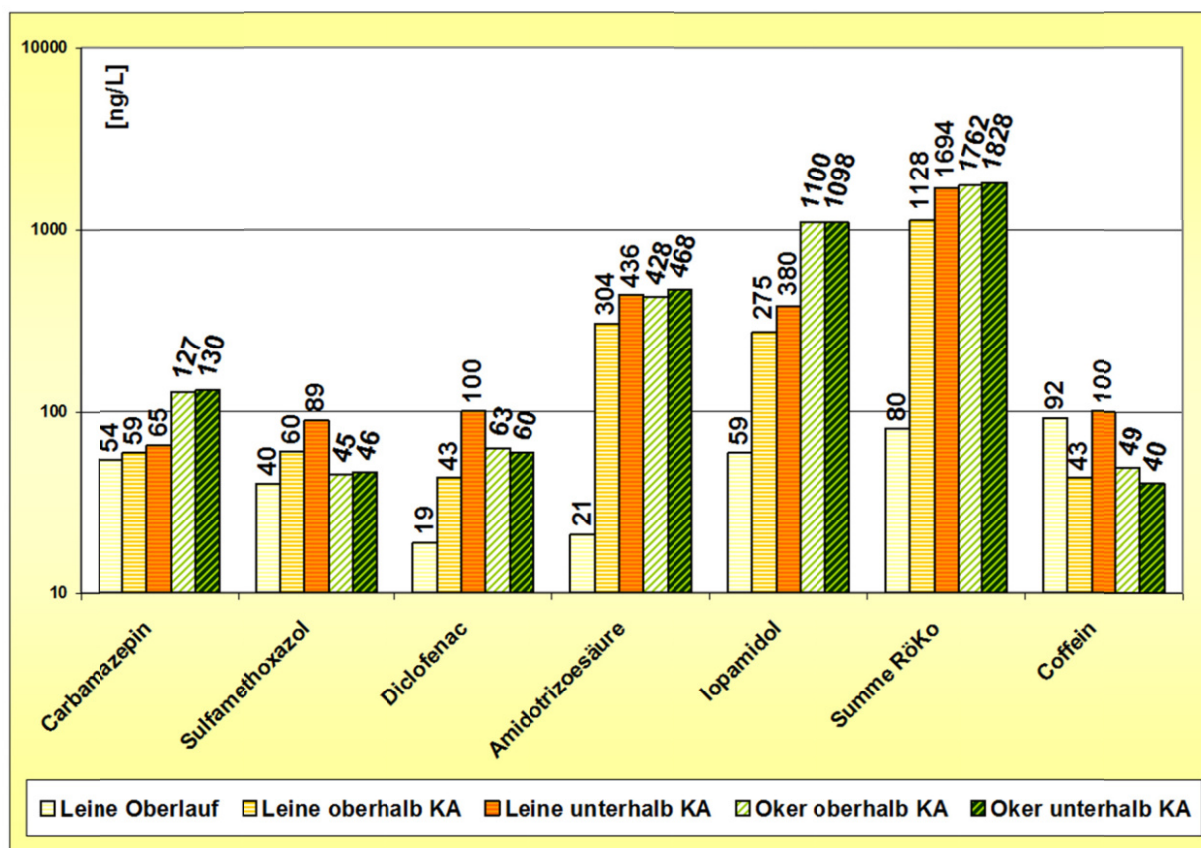


Abb. 4: Mittelwerte ausgesuchter Spurenstoffe in der Leine und in der Oker

Standort	Leine Oberlauf	Leine oh KA	Leine uh KA	Oker oh KA	Oker uh KA
Zahl der Untersuchungen	1	3	2	4	4
Summe der Taxa	43	29	17	68	78
EPT	16	6	5	24	32
EPTCBO	22	13	10	38	48
Neozoen	0	6	2	0	0
FFH / RL / BArtSchV	0	3	2	7	6

Tab. 1: Taxazahlen (MZB) in der Leine und in der Oker

Zusammenfassung und Ausblick

Bei der Verregnung gereinigten Abwassers kommt es zu einer sehr guten Elimination von Hormonen und von Industriechemikalien. Bei einigen Pharmaka lassen sich noch Restkonzentrationen im Grundwasser unter den Beregnungsflächen nachweisen, Röntgenkontrastmittel werden kaum eliminiert. Auf die Gewässerbiozönose (MZB) hatten die etwas höheren Konzentrationen jedoch keine negativen Auswirkungen. Die Umweltqualitätsnormen gemäß der gesetzlichen Grundlagen (OGewV 2011) wurden eingehalten.

In Kläranlagen wirkt sich ein höheres Schlammalter positiv auf die Elimination einiger Spurenstoffe aus (z B. Diclofenac, 17- α Ethinylestradiol). Röntgenkontrastmittel werden jedoch auch in Kläranlagen kaum eliminiert.

Membrananlagen können Stoffe mit hoher Adsorptionsneigung durch ihren sehr guten Feststoffrückhalt sicher entfernen. Kritische, gut wasserlösliche Spurenstoffe können nur durch eine 4. Reinigungsstufe sicher entfernt werden. Hierbei ist zu bedenken, dass viele Spurenstoffe (z. B. Carbamazepin, Diclofenac) über sehr viele Transformationsprodukte (TP) verfügen, deren ökotoxikologische Wirkungen oft nur wenig bekannt sind. Daher ist dem Verfahren der Aktivkohleadsorption der Vorzug gegenüber anderen Verfahren zu geben, weil hier die Transformationsprodukte im gleichen Maß zurückgehalten werden wie die Ausgangssubstanzen.

Zusammenfassend ist die Verregnung des gereinigten Abwassers auch unter dem Aspekt des Gewässerschutzes ein geeignetes Verfahren zur Bewässerung arider / semiarider Standorte. Adsorptionsverfahren sollten auf Kläranlagen gegebenenfalls durch eine 4. Reinigungsstufe ertüchtigt werden. Vor dem Hintergrund neuer Spurenstoffe bzw. Transformationsprodukte sollte die Trinkwasseraufbereitung verfahrenstechnisch überdacht werden.

Literatur

- LOREY, Corinna (2015): Elimination von Spurenstoffen bei der Abwasserreinigung. In: Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, Heft 153, Hannover.
- LOREY, Corinna; ROSENWINKEL, Karl-Heinz (2010): Elimination of Micropollutants and Viruses with Ceramic-/Polymeric Membran Bioreactors and Activated Carbon. In: IWA MRWR 2010, IWA Regional Conference and Exhibition on Membrane Technology and Water Reuse, October 18th - 22th, Istanbul, Turkey.
- OGewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung OGewV) vom 20. Juli 2011, (BGBl. I S 1429).

Abfluss und Abflussdynamik als ökologisch wirksame Einflussgrößen in Mittelgebirgsbächen

Thomas Meißner¹, Bernd Sures & Christian K. Feld

Aquatische Ökologie, Fakultät für Biologie, Universität Duisburg-Essen, Universitätsstraße 5, 45141 Essen,

¹thomas.meissner@uni-due.de

Keywords: Abflussindizes, ökologischer Abfluss, Talsperreneinfluss, Dynamik

Einleitung

Neben der absoluten Abflussmenge gehört die Abflussdynamik mit zu den entscheidenden Faktoren für eine ökologisch relevante Charakterisierung von Fließgewässern. Beide Größen bestimmen das Abflussregime, das für viele Organismengruppen der Fließgewässer (z. B. Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten) untersucht und dokumentiert ist. Bei genauerer Betrachtung jedoch fällt auf, dass insbesondere die Abflussdynamik in vielen Fällen nur unzureichend betrachtet wird. Während die Berechnung von Kenngrößen zur Charakterisierung der Auftretswahrscheinlichkeit von Hochwässern (z. B. HQ5, HQ10, HQ100) weit verbreitet ist, werden Kenngrößen zur Beschreibung der Abflussdynamik vergleichsweise selten berechnet und mit der Gewässerökologie in Zusammenhang gebracht. Die vorliegende Arbeit unterscheidet das Abflussregime (Abfluss und Abflussdynamik) in fünf Kategorien (Olden & Poff 2003): Magnitude, Frequenz (Niedrig-/Hochwasserereignisse), Dauer (Niedrig-/Hochwasserereignisse), Änderungsrate und der Periodik von Abflussregimen. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es dieses Abflussregime in quantifizierbare Parameter zu überführen und so eine Vergleichbarkeit von verschiedenen Fließgewässerabschnitten (Schwerpunkt Talsperreneinfluss) zu ermöglichen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Datengrundlage der Arbeit umfasst insgesamt 84 Pegelstationen aus dem nordrheinwestfälischen Mittelgebirge (Abb. 1). Folgende LAWA-typen (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008) wurden verwendet: Typ 5 (n=50), Typ 7(n=1), Typ 9 (n=27), Typ 9,1 (n=3) und Typ 9,2 (n=3). Der Zeitraum der analysierten Daten umfasst zehn Jahre (01.11.2002 - 31.10.2013) welche nach Tagesmittelwerten aufbereitet wurden. Als maximal tolerierbarer Datenausfall wurden zwei Monate festgelegt.

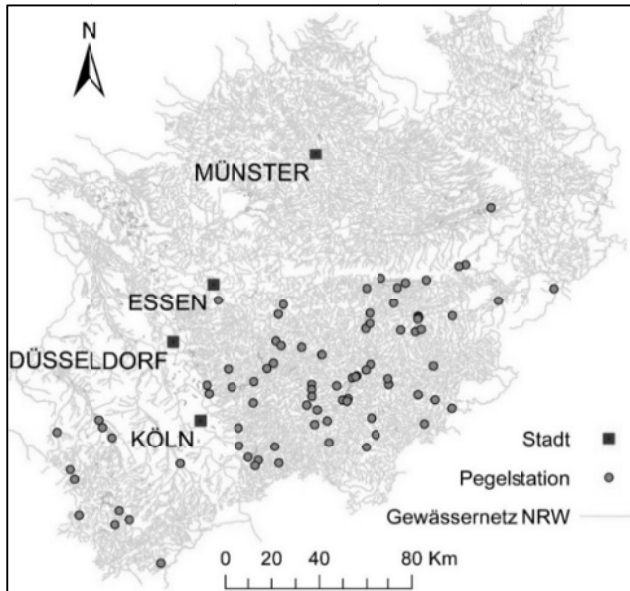


Abb. 1: Lage der 84 Pegelstationen im nordrhein-westfälischen Mittelgebirge

Statistik

Abflüsse unterhalb des 1. Quantils der Datenreihe eines Pegels wurden als Niedrigwasserereignisse definiert, solche über dem 3. Quantil als Hochwasserereignisse. Über die Berechnung von Variationskoeffizienten wurde eine Standardisierung (Vergleichbarkeit) und Quantifizierung der Abflussdynamik erreicht.

Die statistische Analyse der Daten erfolgte mit der Programmiersprache R (Version 3.0.3). hierzu wurden die Daten der 84 Pegelstationen eingelesen und mit Hilfe von Funktionen die folgenden Indizes berechnet:

Magnitude: Variationskoeffizient der Tagesmittelwerte

Frequenz: Variationskoeffizient der Dauer von Niedrig- und Hochwasserereignisse im jährlichen Vergleich betrachtet

Dauer: Mittelwert der Dauer (Anzahl Tage) aufgeteilt in Niedrig- und Hochwasserereignisse

Änderungsrate: Variationskoeffizient aller beobachteten Abflussänderungen (ΔQ) zwischen zwei betrachteten Tagen

Periodik: Konstanz (Colwell 1974); die Konstanz nimmt bei sich wiederholenden Abflussmustern einen hohen Wert an und entgegengesetzt bei einer zufälligen Verteilung der Daten einen Wert nahe Null.

Ergebnisse

Mit $r = 0,63$ (= 39.7% Übereinstimmung) ist die Korrelation (nach Spearman) zwischen der Niedrigwasser- und Hochwasser-Dauer am höchsten. Eine Redundanz innerhalb der Indizes wird daraufhin ausgeschlossen.

Nachdem die Redundanz innerhalb der Indizes ausgeschlossen werden konnte, sind verschiedene Vergleiche auf ihre Signifikanz (nach Wilcoxon) getestet worden (Tab. 1). Im Vergleich stehen:

hydrologischer Winter / hydrologischer Sommer, Bach (Typ 5, 7) / Fluss (Typ 9, 9.1, 9.2), Ablauf von Talsperren (n= 13)/ Zulauf von Talsperren (n= 13) und der letzte Vergleich noch einmal aufgeteilt in Sommer- und Winterdaten.

Tab. 1: Signifikanztest (Wilcoxon) der Abflussindizes unterschiedlicher Vergleiche.

Vergleich	Winter/ Sommer	Bach/Fluss	Ab-/Zulauf (Talsperre)	Ab-/Zulauf (Sommer)	Ab-/Zulauf (Winter)
Magnitude	0,001	0,001	0,001	0,001	n.s.
N.Frequenz	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	0,001
H.Frequenz	0,001	n.s.	0,001	n.s.	0,009
N.Dauer	0,017	0,004	n.s.	n.s.	n.s.
H.Dauer	0,001	n.s.	0,031	0,019	n.s.
Änderungsrate	0,001	0,016	n.s.	0,05	n.s.
Periodik	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Deutlich und konsistent unterscheiden sich die Indizes vor allem beim saisonalen Vergleich (Winter/Sommer). Abgesehen von der Periodik zeigen zudem alle getesteten Indizes signifikante Unterschiede in Abhängigkeit von der Gewässergröße und/oder Lage der Messstation relativ zur Talsperre auf. Je nach Vergleich (Tab. 1) reagieren die Indizes unterschiedlich, so dass die Verwendung mehrerer Indizes nahe liegt, um alle Vergleiche auch statistisch greifbar zu machen.

Neben der einzelnen Betrachtung der Indizes wurden diese zusätzlich in ihrem Zusammenwirken betrachtet und mittels einer Principal Components Analysis (PCA) visualisiert (Abb. 2). Der Vergleich von Talsperrenzu- und -abflüssen zeigt eine deutliche Trennung innerhalb der Sommermonate. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass Abflussindizes in ihrem Zusammenwirken einzelne Fließgewässerabschnitte eindeutig charakterisieren. Die Trennung ist jedoch saisonal unterschiedlich und in den Wintermonaten nicht festzustellen. Grund hierfür ist vermutlich die spezielle Betriebsweise der Talsperren: ein Großteil der untersuchten Talsperren liegt im Einzugsgebiet der Ruhr und dient in den Sommermonaten zur Auffüllung der Ruhr als Trinkwasserquelle für das Ruhrgebiet. Eben dies wird auch bei der Betrachtung der PCA deutlich. Vor allem Hochwasserdauer und Hochwasserfrequenz sind hier ausschlaggebende Indizes für die Ordination der Pegeldaten der Talsperrenabflüsse. Eine hohe Dynamik (Magnitude), eine höhere Variabilität in den Abflussänderungen (Änderungsrate) sowie eine stärker ausgeprägte Periodik charakterisieren dagegen die Pegeldaten oberhalb der Stauanlagen und indizieren eine natürlichere Abflussdynamik. Im Umkehrschluss fehlt es bei der Wasserabgabe von Talsperren gerade an der Dynamik in den Kategorien Magnitude und Änderungsrate.

Bei der Betrachtung einzelner Talsperren fallen die Verse- und Biggetalsperre besonders auf (Abb. 2). Die Biggetalsperre weist infolge der Energiegewinnung im Ablauf tagesperiodisch stark wechselnde Abflüsse auf, die etwa 7 km unterhalb über die Stauanlage Ahausen wieder abgepuffert werden.

Die Versetalsperre fällt vor allem durch ihre höhere Niedrigwasserfrequenz aus dem Rahmen. Sie wurde zudem im Rahmen einer Masterarbeit auf Feinsedimentanteile auf der Gewässersohle untersucht und weist im Vergleich zu den anderen Talsperren eine starke Akkumulationen von Feinmate-

rial auf (siehe hierzu auch den Beitrag: „Wasser fließt, Sand bleibt: Talsperren als Feinsedimentsenke“ von Markus Schütt).

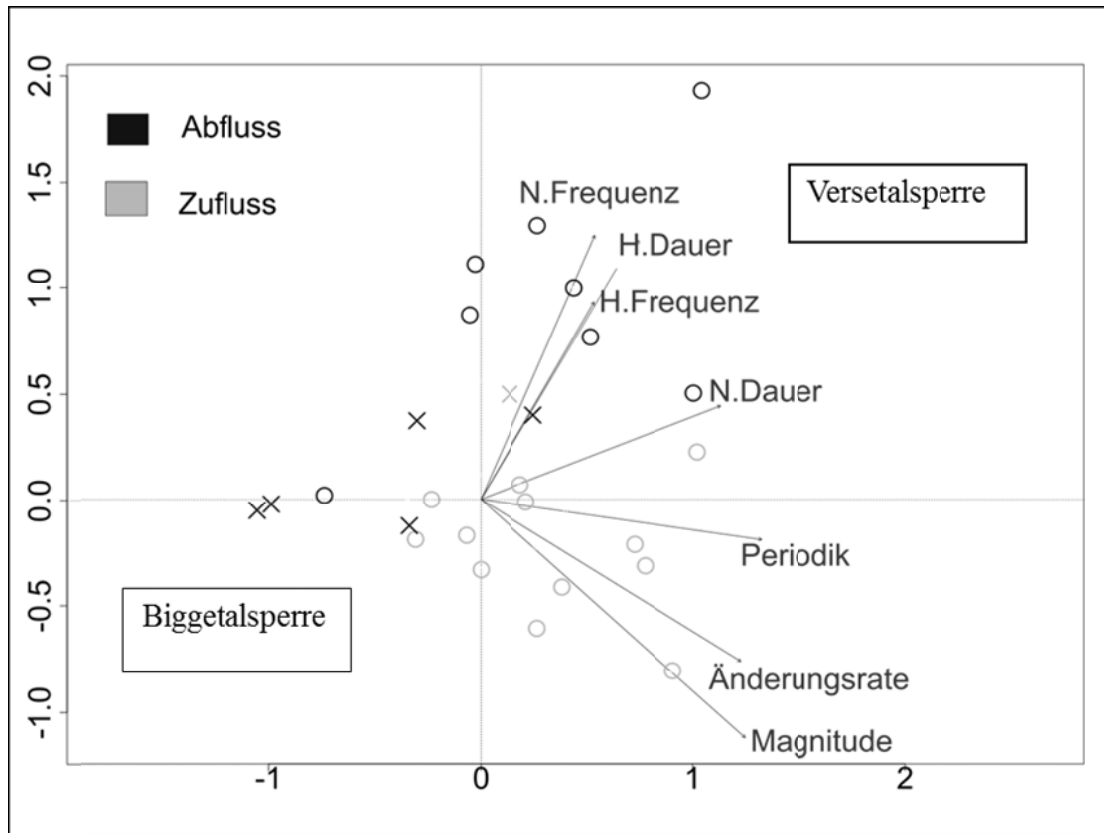


Abb. 2: Principal Components Analysis der Talsperrenzu- und -abflüsse, verglichen sind die Sommermonate 2003 bis 2013 (PC1: 29,81%, PC2: 54,70%)

Anknüpfende Analysen werden zeigen ob und wenn ja auf welchen Ebenen diese Veränderungen der Abflussdynamik Einfluss auf Biozönosen nehmen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

1. Abflussindizes bieten die Möglichkeit die Abflussdynamik zu erfassen
2. Je nach Fragestellung und Betrachtung greifen verschiedene Index-Kategorien
3. Abflussindizes ermöglichen die Charakterisierung und Klassifizierung von Fließgewässerabschnitten
4. Pegelstationen unterhalb von Talsperren werden durch niedrige Dynamik in Kategorien Änderungsrate und Magnitude charakterisiert

Danksagung

Danke vor allem an das LANUV, dem Ruhrverband, dem Aggerverband und dem Wupperverband für die schnelle und unkomplizierte Bereitstellung der Daten. Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Doktorarbeit des Projektes „ENERWA“ (Energetische Optimierung des wasserwirt-

schaftlichen Gesamtsystems). Das Vorhaben wird vom BMBF unter dem Förderkennzeichen 02WER1318A im Rahmen der Fördermaßnahme „Zukunftsfähige Technologien und Konzepte für eine energieeffiziente und ressourcenschonende Wasserwirtschaft (ERWAS)“ gefördert.

Literatur

- Colwell, R. K. (1974): Predictability, Constancy, and Contingency of Periodic Phenomena. In: Ecology 55 (5), S. 1148. DOI: 10.2307/1940366.
- Pottgiesser, T & Sommerhäuser M. (2008): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen. Steckbriefe und Anhang
- Olden, J. D.; Poff, N. L. (2003): Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. In: River Res. Applic. 19 (2), S. 101-121. DOI: 10.1002/rra.700.

Stickstoff aus der Landwirtschaft: stößt die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie an ihre Grenzen?

Markus Salomon

Sachverständigenrat für Umweltfragen, Luisenstr. 46, 10117 Berlin, e-mail: markus.salomon@umweltrat.de

Keywords: Stickstoff, Nitrat, Wasserrahmenrichtlinie, Düngeverordnung, Agrarumweltmaßnahmen, Grundwasserschutz

Einleitung

In Deutschland verfehlen 90 % der Oberflächengewässer (Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer) und 37 % der Grundwasserkörper den guten Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie (Stand 2010). Hierfür sind neben morphologischen Veränderungen auch die hohen Nährstoff- bzw. Stickstoffeinträge in die Gewässer verantwortlich. Dies ist ein Grund, warum sich der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) in einem Sondergutachten mit dem Thema Stickstoff beschäftigt hat (SRU 2015). Nach seiner Einschätzung gehört der Eintrag von reaktiven Stickstoffverbindungen in die Umwelt zu den großen Umweltherausforderungen unserer Zeit.

Stickstoff gelangt insbesondere in Form von Nitrat in die Oberflächengewässer und das Grundwasser. Hauptverursacher der Belastung ist die Landwirtschaft, insbesondere eine nicht nachhaltige Düngung. So stammen etwa 80 % der Stickstoffeinträge in die deutschen Oberflächengewässer aus dieser Quelle (BMU und UBA 2013). Konsequenzen sind unter anderem, dass 27 % der oberflächennahen Grundwasserkörper aufgrund zu hoher Nitratwerte den guten chemischen Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG verfehlen und die Stickstoffeinträge über die Flüsse maßgeblich zur Eutrophierung von Nord- und Ostsee beitragen. Von der Überdüngung sind in besonderem Maße der südliche Teil der Nordsee und fast die gesamte Ostsee betroffen (HELCOM 2014, OSPAR Commission 2010). Dies zeigt sich zum Beispiel anhand der sauerstofffreien Zonen in den tiefen Wasserschichten der zentralen Ostsee, in denen kein höheres Leben mehr möglich ist. Bei den Binnenoberflächengewässern spielen für die Eutrophierung die Phosphateinträge eine größere Rolle als die Stickstoffeinträge, da Phosphat häufiger der limitierende Nährstoff ist. Ausgenommen sind aber zum Beispiel einige flache Seen in Norddeutschland. Außerdem nimmt der Aufwand in einigen Regionen Deutschlands zu, bei der Trinkwassergewinnung den Nitratgrenzwert von 50 mg/l einzuhalten (UBA 2015).

Aus den genannten Gründen ist es dringend erforderlich, die bestehenden Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffbelastungen der Gewässer zu evaluieren und gegebenenfalls weitere Maßnahmen zu ergreifen.

Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie

Mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie erhält die Lösung der Stickstoffbelastungen der Gewässer eine zusätzliche Dringlichkeit. Wie bereits erwähnt, stammen die Stickstoff- bzw. Nitratreinträge in die Wasserkörper zu einem großen Anteil aus der Landwirtschaft. Deshalb sind insbesondere in diesem Bereich Maßnahmen erforderlich, was die Managementpläne für die deutschen

Flusseinzugsgebiete zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu einem hohen Anteil auch bereits vorsehen. Dies trifft zum Beispiel für etwa 60 % der Flusswasserkörper und 68 % der Grundwasserkörper zu (Tab.1). Etwa ein Drittel der Maßnahmen, die die Oberflächengewässer betreffen, waren Ende Oktober 2012 abgeschlossen. Bei den Grundwasserkörpern war der Großteil der Maßnahmen noch in der Umsetzung oder Planung (SRU 2015, Völker et al. 2014).

Tab. 1: Wasserkörper, für die landwirtschaftliche Maßnahmen vorgesehen sind

Gewässerkategorie	Prozentualer Anteil betroffener Wasserkörper
Flüsse	60,4
Seen	45,6
Übergangsgewässer	20
Küstengewässer	2,7
Grundwasser	68
Quelle: SRU 2015	

Es bestehen bereits jetzt erhebliche Zweifel, ob die vorgesehenen Maßnahmen ausreichen werden, um die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen. Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zur Minderung der landwirtschaftlichen Nährstoffeinträge setzt insbesondere auf zwei Elemente: den Vollzug der Düngeverordnung (s. hierzu Kap. 3) sowie Agrarumweltmaßnahmen und gewässerschutzfachliche Beratung.

Agrarumweltmaßnahmen gehen über die Umsetzung der guten fachlichen Praxis und Cross Compliance hinaus und beruhen auf dem Prinzip der Freiwilligkeit (Möckel et al. 2014). Typische Agrarumweltmaßnahmen, die auch der Minderung der Nährstoffeinträge dienen, sind zum Beispiel der Zwischenfruchtanbau, die umweltfreundliche Ausbringung von Wirtschaftsdünger mit Hilfe von Schleppschlauch und Gülleinjektor oder eine extensive Grünlandbewirtschaftung. Für diese Maßnahmen erhalten die Landwirte Ausgleichszahlungen, um mögliche ökonomische Einbußen zu kompensieren. Bei der Auswahl von Agrarumweltmaßnahmen spielt die Akzeptanz durch die Landwirte und die Minderungswirkung eine wichtige Rolle. Allerdings hat es sich gezeigt, dass die Attraktivität für die Landwirte an Agrarumweltmaßnahmen teilzunehmen insbesondere in Problemgebieten und bei hochproduktiven Betrieben unbefriedigend ist (s. zum Beispiel Stock 2011). Beispielsweise wurden in Niedersachsen im Jahr 2011 nur 3,6 % der bereitgestellten Mittel für Agrarumweltmaßnahmen in den Zielkulissen der Wasserrahmenrichtlinie abgeschöpft (Fohrmann und Liesenfeld 2012). Für die mangelnde Akzeptanz sind auch konkurrierender Anreize, zum Beispiel die indirekte Förderung des Anbaus von Biomasse zur Stromerzeugung, verantwortlich, die im erheblichen Zielkonflikt zum Gewässerschutz steht. Unter anderem weil in Biogasanlagen Gärreste anfallen, die bisher weitestgehend unbegrenzt auf die Felder ausgebracht werden können und somit die Stickstofffrachten in die Gewässer erheblich erhöhen.

Agrarumweltmaßnahmen werden insbesondere über Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) bzw. Fördermittel aus der Bund-Länder-Gemeinschaftsaufgabe zur Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes (GAK) finanziert. Mit der letzten Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) wurden die Mittel für den ELER (2. Säule) gekürzt. Darüber hinaus macht die Bundesregierung nur im begrenzten Maße von der Möglichkeit Gebrauch, Mittel aus der ersten in die zweite Säule umzuschichten. Diese Entwick-

lung ist angesichts der Herausforderung, die Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft zu mindern, höchst unbefriedigend.

Das Ziel der landwirtschaftlichen Beratung für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ist es, die Belange des Gewässerschutzes noch stärker in die betrieblichen Abläufe und Verfahren einzubinden, die Akzeptanz zur Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen zu erhöhen und gewässerschonende Produktions- und Bewirtschaftungsformen dauerhaft zu etablieren. Oftmals wird die Beratung in Kombination mit Agrarumweltmaßnahmen angeboten. Im Trinkwasserschutz wurden gute Erfahrungen mit kooperativen Ansätzen gemacht. Ziel dieser Kooperationen ist es, gemeinsam mit den Landwirten Strategien und Vereinbarungen für die Restriktionen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung in Trinkwasserschutzgebieten zu erarbeiten. Dabei zeigte es sich aber, dass außerhalb von Trinkwasserschutzgebieten die Bereitschaft zur Gewässerschutzberatung nur gering ist (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2011).

Die Umsetzung der Nitratrichtlinie

Die Nitratrichtlinie wird in Deutschland im Wesentlichen durch die Düngeverordnung (DüV) umgesetzt. Diese regelt die gute fachliche Praxis der Düngung in der Landwirtschaft und dient der Verminderung von stofflichen Risiken durch die Anwendung von Düngemitteln (§ 1 DüV). Zu den wichtigsten Maßnahmen, die in der DüV festgelegt sind, gehören Ausbringungsobergrenzen, Vorgaben zur Nährstoffbilanzierung, die Begrenzung der Bilanzüberschüsse, Vorgaben und Sperrfristen für die Düngerausbringung und Mindestabstände zu den Gewässern.

Gemäß der DüV sind die Landwirte dazu verpflichtet, jährlich einen Nährstoffvergleich nach Flächenbilanz oder aggregierter Schlagbilanz zu erstellen. Das Bilanzsaldo darf im Dreijahresdurchschnitt 60 kg pro Hektar nicht überschreiten. Diese Bilanzierungsmethoden werden schon länger kritisiert, da sie große Ungenauigkeiten und Manipulationsmöglichkeiten aufweisen. Dagegen gilt die Hoftorbilanz, die primär auf Buchhaltungsdaten zurückgreift, als erheblich verlässlicher und besser kontrollierbar (WBA et al. 2013).

Die Düngeverordnung wird derzeit novelliert. Dies insbesondere auch, weil die Europäische Kommission Deutschland im Rahmen eines Vertragsverletzungsverfahrens wegen Nichterfüllung der Nitratrichtlinie aufgefordert hat, stärker gegen die Nitratbelastung im Grundwasser und in den Oberflächengewässern vorzugehen (Europäische Kommission 2014). Ende Dezember 2014 wurde der Referentenentwurf für eine novellierte DüV veröffentlicht (BMEL 2014). Dieser Entwurf enthält bereits vielversprechende Verbesserungen, beispielsweise die Einführung der Hoftorbilanz, die Ausweitung der Sperrfristen, die Einführung emissionsarmer Ausbringungstechnik, die Einbeziehung von Gärresten in die Ausbringungsobergrenze von 170 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr, die Absenkung des zulässigen Stickstoffüberschusses auf 50 kg pro ha pro Jahr und die Ausweitung der Gewässerrandstreifen. Auch bei der Sanktionierung von Verstößen sieht der Referentenentwurf Verbesserungen vor.

Allerdings weist der Referentenentwurf auch Schwächen auf. Emissionsarme Ausbringungstechnik soll erst im Jahr 2020 auf Ackerland und 2025 auf Grünland verpflichtend werden. Die Mindestabstände zu den Oberflächengewässern sind mit 4 und 5 Metern, je nach Hanglage, mäßig ambitioniert. Darüber hinaus soll im Rahmen der Novellierung der DüV für Biogasanlagen eine Ausnahme von der Ausbringungsobergrenze gelten (Derogation). Die Hoftorbilanz wird erst ab 2018 und nur für Betriebe mit hohem Viehbesatz eingeführt (Salomon und Kuhn 2015).

Schlussfolgerungen

Die sehr deutlichen Verfehlungen der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie, der begrenzte Umsetzungsstand der Maßnahmen und die weiterhin zu hohen Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft zeigen sehr deutlich, dass eine Lösung der Stickstoffproblematik im Gewässerschutz in Deutschland in der nahen Zukunft unwahrscheinlich ist. Auch die langen Transferzeiten, die Stickstoffverbindungen benötigen, um von den Böden in die Gewässer zu gelangen, sprechen gegen eine schnelle Entlastung. Deshalb ist es dringend erforderlich, weitergehende Maßnahmen zu ergreifen. Dabei kommt der anspruchsvollen Weiterentwicklung der Düngegesetzgebung in Deutschland ein hoher Stellenwert zu. Der dafür vorgelegte Entwurf zur Düngeverordnung enthält durchaus vielversprechende Ansätze. Diese sind in den Details aber oftmals wenig ambitioniert oder werden durch Ausnahmen abgeschwächt. Eine weitere Abschwächung des Entwurfes im Verhandlungsprozess wäre für den Gewässerschutz äußerst problematisch. Eine anspruchsvolle Novelle der Düngeverordnung wird aber nur dann wirksam, wenn auch ein adäquater Vollzug gelingt.

In den Maßnahmenprogrammen der Bundesländer zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie stehen derzeit bei den ergänzenden Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffeinträge Agrarumweltmaßnahmen und landwirtschaftliche Beratung im Vordergrund. Somit setzen die Bundesländer sehr stark auf Freiwilligkeit, die durch entsprechende finanzielle Anreize gestützt wird. Insbesondere angesichts dessen, dass die Finanzierungsgrundlage offensichtlich zu schwach und die Flächenkonkurrenz – auch aufgrund der Förderung des Anbaus von Energiepflanzen – zu groß ist, bestehen Zweifel, dass dieser Ansatz zum Erfolg führt. Außerdem wird der starke Fokus auf freiwillige Maßnahmen bei der Minderung der Nährstoffeinträge nicht dem Verursacherprinzip der Wasserrahmenrichtlinie gerecht. Aus den genannten Gründen empfiehlt der SRU den Bundesländern, in stärkerem Maße als bisher obligatorische Maßnahmen zu ergreifen. Möglichkeiten hierfür sind zum Beispiel wasserrechtliche Instrumente wie die Ausweisung von Wasserschutzgebieten oder die Festlegung von Gewässerrandstreifen. In ähnlicher Weise sollte auch überlegt werden, wie die Landwirte insbesondere in Hot Spot-Gebieten stärker als bisher zur Beratung verpflichtet werden können.

Der SRU sieht darüber hinaus Bedarf, bestehende Synergien zwischen landwirtschaftliche Maßnahmen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und Aktivitäten beispielsweise zum Hochwasserschutz oder zum Meeresschutz stärker zu nutzen und Zielkonflikte, wie den mit der Förderung der Stromerzeugung aus Anbaubiomasse, frühzeitig zu thematisieren (SRU 2015). Deshalb empfiehlt der SRU der Bundesregierung, in Kooperation mit den Bundesländern eine integrierte Stickstoffstrategie zu erarbeiten. Diese dient insbesondere einer besseren Integration, kann aber auch die Wahrnehmung dieses Umweltproblems verbessern.

Literatur

- BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2014): Verordnungsentwurf des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft – Verordnung zur Neuordnung der guten fachlichen Praxis beim Düngen. Stand 18.12.2014. Berlin.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), UBA (Umweltbundesamt) (2013): Wasserwirtschaft in Deutschland – Teil 2: Gewässergüte. Bonn.
- Europäische Kommission (2014): Vertragsverletzungsverfahren im Juli: wichtigste Beschlüsse - MEMO/14/470. Brüssel: Europäische Kommission.
- Fohrmann, R., Liesenfeld, J. (2012): Evaluation der Gewässerschutzberatung zur Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie - Abschlussbericht im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Mühlheim an der Ruhr, Duisburg: IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser

- Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH, RISP GmbH Rhein-Ruhr-Institut für Sozialforschung und Politikberatung.
- HELCOM (Helsinki-Kommission) (2014): Eutrophication status of the Baltic Sea 2007–2011. A concise thematic assessment. Helsinki: HELCOM. Baltic Sea Environment Proceedings 143.
- Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2011): Umsetzung des Beratungskonzeptes Wasserrahmenrichtlinie - Jahresbericht 2010. Bonn: Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen.
- Möckel, S., Köck, W., Rutz, C., Schramek, J. (2014): Rechtliche und andere Instrumente für vermehrten Umweltschutz in der Landwirtschaft. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. UBA-Texte 42/2014.
- OSPAR Commission (2010): Quality Status Report 2010. London: OSPAR Commission.
- Salomon, M., Kuhn, T. (2015): Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft - ein überwindbares Hindernis bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie? Wasser und Abfall 17 (6), S. 39-44.
- Stock, M. (2011): MEPL II – eine Zwischenbilanz. Landinfo 2011 (2), S. 23-25.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2015): Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Sondergutachten. Berlin: Erich Schmidt.
http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/02_Sondergutachten/2012_2016/2015_01_SG_Stickstoff_HD.html?nn=395728.
- UBA (2015): Bericht des Bundesministeriums für Gesundheit und des Umweltbundesamtes an die Verbraucherinnen und Verbraucher über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasser) in Deutschland. Berichtszeitraum 2011-2013. Berlin.
- Völker, J., Dietrich, D., Richter, S., Borchardt, D. (2014): Analyse und Bewertung der Instrumente zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sowie Verknüpfung zu den institutionellen Rahmenbedingungen – Wasserfachliche Aspekte. Endbericht für ein Forschungsvorhaben im Auftrag des SRU. Hrsg. SRU. Materialien zur Umweltforschung 46. Berlin.
- Wissenschaftliche Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und Düngefragen (WBD) beim BMELV und Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (2013): Kurzstellungnahmen – Novellierung der Düngeverordnung: Nährstoffüberschüsse wirksam begrenzen. Bonn, Berlin.

Und sie reißen doch: Eisenharte Byssusfäden von *Dreissena* – Modellexperimente für die Umweltbildung

Wolfgang Schmitz, Eva Häser & Nora Häser

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Chemie, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe

wolfgang.schmitz@ph-karlsruhe.de, haesereva@stud.ph-karlsruhe.de, haesernora@stud.ph-karlsruhe.de

Keywords: Byssusfäden, Reißfestigkeit, Eisen(III)-L-DOPA-Komplexe, Polydopamin-Alginat-Eisen-Komplexe, Modellexperimente, Umweltbildung

Einleitung und Problemstellung

Die Quaggamuschel (*Dreissena rostriformis*) ist in den letzten Jahren massiv in unsere Gewässer eingedrungen und führt zu erheblichen ökologischen und ökonomischen Schäden. Problematisch ist, dass die Quaggamuschel alles besetzt, was sie unter ihre „Füße“ bekommt und davon auch nur schwer wieder zu lösen ist. Besonders Schleusen, Filteranlagen und Schiffsrümpfe werden von ihr besiedelt, was besonders der Wirtschaft schadet. Denn die Entfernung der Quaggamuschel ist aufwändig, mit hohen Kosten und einem großen Unterhaltungsaufwand verbunden. Ein weiterer Nachteil ist die Verdrängung heimischer Muschelarten, so dass die Artenvielfalt dadurch reduziert wird.

Die Haftung der Quaggamuschel an den Oberflächen erfolgt durch die von den Muscheln produzierten stabilen und dehnbaren Fasern (A. Hagenau 2011), die sich den von starken Strömungen oder der Brandung ausgelösten immensen Kräften widersetzen und standhalten können. Diese Byssusfäden sind durch eine harte, aus einem Biopolymer gebildete Oberhaut extrem strapazierbar, so dass sie auch bei großer Dehnung nicht reißt. Für die Stabilität der Byssusfäden sind die aus der Aminosäure L-Dihydroxyphenylalanin (L-DOPA) und aus Eisen(III)-Ionen gebildeten Eisen(III)-L-DOPA-Komplexe verantwortlich (H. Lee et al. 2006, N. Holten-Andersen et al. 2009, M. Harrington 2010¹). Diese führen zu diversen Vernetzungen von Strukturproteinen und geben den Fäden die Eigenschaften von selbstheilenden Sollbruchstellen (M. Harrington 2010²).

Vor diesem Hintergrund sollten möglichst einfache und anschauliche Experimente für den Bildungssektor (z.B. Umweltbildung, fachübergreifender Chemieunterricht, Hochschuldidaktik) entwickelt werden, die die Reißfestigkeit von Byssusfäden mit möglichst einfachen Mitteln anschaulich und überzeugend darstellen. Dabei soll die Chemie möglichst einfach dargestellt werden, welche die Eigenschaften von in der Mikrostruktur zarten Muschelseide mit den Eigenschaften von Drahtseilen kombiniert.

Darüber hinaus sollte versucht werden, künstliche Byssusfäden aus Eisen(III)-L-DOPA-Komplexhaltigen organischen Polymeren zu synthetisieren. Erfolg versprechend erschien in diesem Zusammenhang, basierend auf den Arbeiten von Fut Yang (2011), Fäden aus Polydopamin-Alginat-Eisen-Hydrogelen herzustellen und auch von diesen die Reißfestigkeit zu untersuchen. Die konzipierten Modellexperimente sollen im Folgenden vorgestellt werden.

Modellexperiment 1:

Kraftmessung des Byssusfadens: Wie stabil sind Byssusfäden der Quaggamuschel?

Mit der einen Hand hält man den Byssusfaden auf der einen Seite fest. An der anderen Seite des Byssusfadens werden zwei Magnete (z.B. Magnetverschluss einer Halskette) befestigt und mithilfe eines Drahtes mit dem Kraftmesser verbunden (s. Abbildung 1). Dabei ist zu beachten, dass der Faden nicht innerhalb des Magneten reißt, da ein Riss an der Druckstelle des Magneten das Ergebnis verfälschen würde.

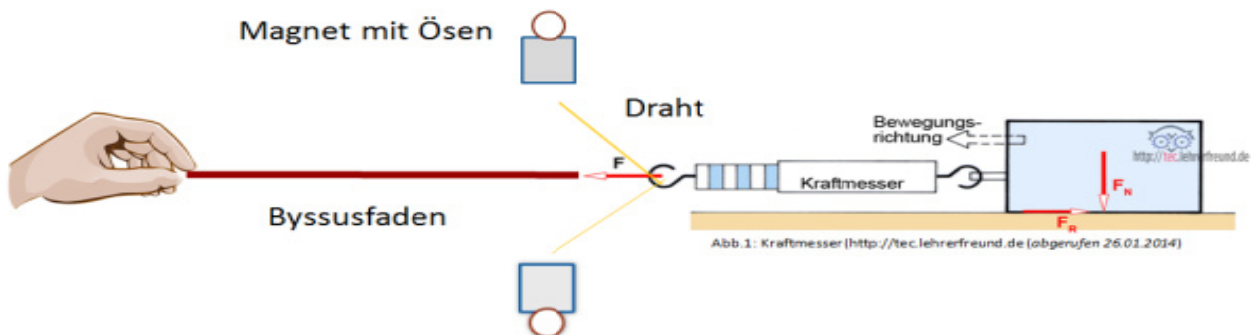


Abb. 1: Versuchsaufbau zu Modellexperiment 1 (Kraftmessung eines Byssusfadens)

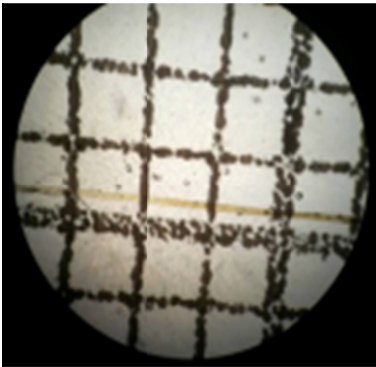
Ergebnisse und Auswertung von Modellexperiment 1:

Die Ergebnisse der Kraftmessungen an einem Byssusfaden bzw. an einem Bündel Byssusfäden einer Quaggamuschel sowie die Ermittlung der Zugspannung ist den folgenden Grafiken zu entnehmen (Abb. 2 bis 4):

einzelner Byssusfaden	Kraft [N]
Messung 1	0,35 N
Messung 2	0,40 N
Messung 3	0,48 N
10 Byssusfäden im Komplex	4,50 N

Abb. 2: Ergebnisse der Kraftmessungen von Modellexperiment 1

Um die Zugspannung des Byssusfadens berechnen zu können, ist der Durchmesser der Byssusfäden unter dem Mikroskop abzuschätzen (s. Abbildung 3).



40-fache Vergrößerung,
 $h \approx 60 \mu\text{m}$, $b = 50 \mu\text{m}$

Abb. 3: Abschätzung des Durchmessers von Byssusfäden unter dem Mikroskop

Dabei ergibt sich für die Byssusfäden die in Abb. 4 dargestellte Zugspannung.

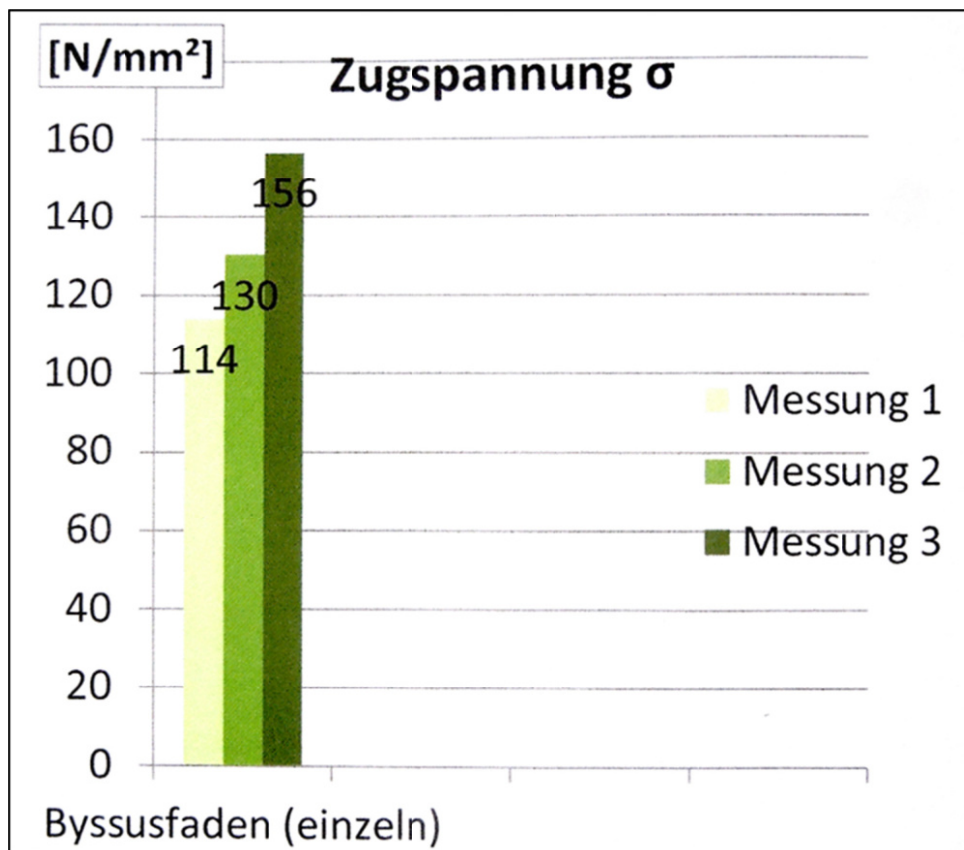


Abb. 4: Berechnete Zugspannung der untersuchten Byssusfäden

Modellexperiment 2:

„Byssusfäden“ aus dem Chemielabor?...!

Versuchsdurchführung:

Die Herstellung der synthetischen Fäden erfolgt durch Vermischen einer Lösung von 3 g Natriumalginat in 100 mL Wasser mit 2 (V1) bzw. 3 (V2) Spatelspitzen Dopamin und 3 Tropfen einer Eisen(III)-chlorid-Lösung ($w=10\%$). Nach mindestens 15 Minuten wird die homogene Lösung mit einer Spritze (ohne Kanüle, diese würde sich zusetzen) in eine kalte Calciumchlorid-Lösung der Konzentration $c(\text{CaCl}_2 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}) = 0,2 \text{ mol/L}$ gespritzt, wobei sofort ein Polydopamin-Alginat-Eisen-Hydrogel fadenförmig ausfällt (s. Abbildung 5). Die Hydrogel-Fäden werden dann mit einer Pinzette aus der Lösung geholt und eine Woche auf Papier getrocknet. Entsprechend Modellexperiment 1 erfolgen die Kraftmessungen der auf diese Weise synthetisch hergestellten Byssusfäden (s. Abbildung 7).

Beobachtung:

Nach dem Vermischen von Dopamin, Eisen(III)chlorid-Lösung und Alginat-Lösung in Wasser bildet sich ein braun- bis braunschwarzes Hydrogel, das in die Calciumchlorid-Lösung gespritzt, zähe Fäden bildet (s. Abbildung 5). Diese Hydrogel-Fäden bilden nach dem Trocknen eine dunkelbraune, teils glänzende fadenförmige harte, hornige Masse.

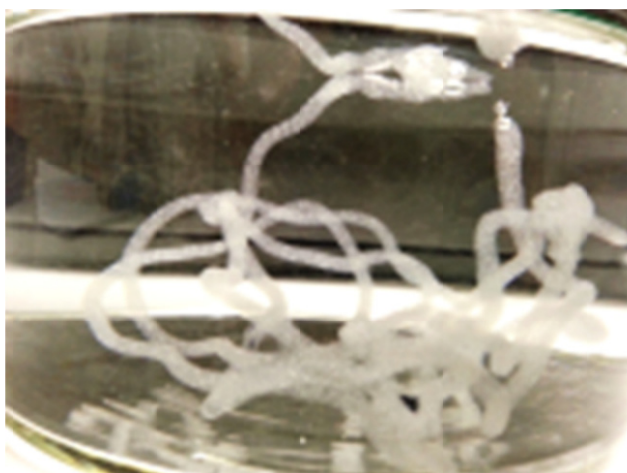
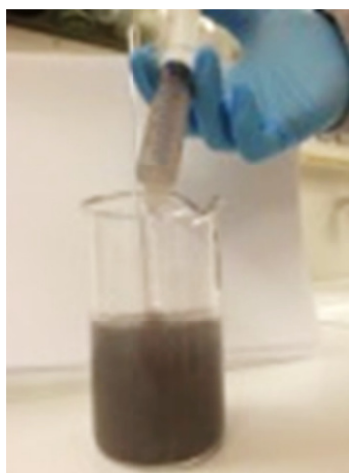


Abb. 5: Polydopamin-Alginat-Eisen-Hydrogel (links), gebildete Fäden aus Polydopamin-Alginat-Eisen-Hydrogel in der Calciumchlorid-Lösung (rechts)

Auswertung:

Die synthetisierten Hydrogel-Fäden bestehen aus jeweils oktaedrisch koordinierten Polydopamin-Eisen(III)-Komplexen, die ihrerseits an die Carboxylat-Gruppen des Natriumsalzes der Alginsäure (ein Polysaccharid der Zusammensetzung $(\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6)_n$ mit $M = \text{ca. } 200000 \text{ g/mol}$) gebunden sind. Die komplexe Struktur dieses Hydrogels ist in Abbildung 6 dargestellt.

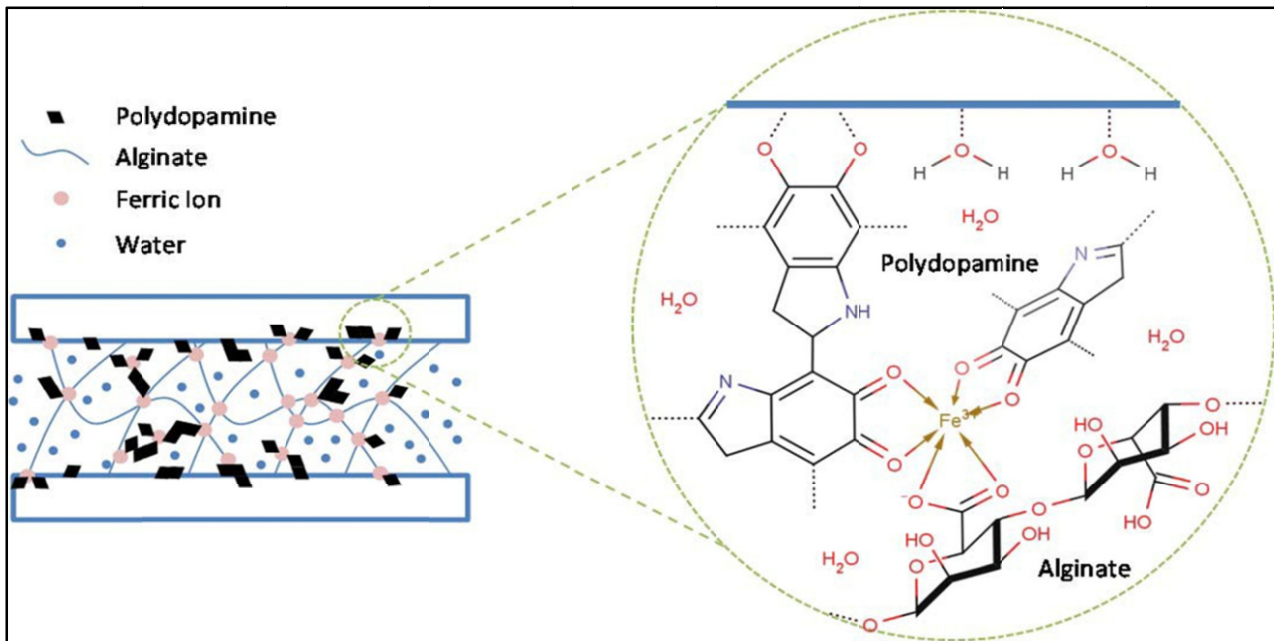


Abb. 6: Struktur der Polydopamin-Eisen(III)-Komplexe mit Alginat (aus: F. YANG 2011)

Ergebnisse der Kraftmessung:

Die analog Modellexperiment 1 durchgeführten Kraftmessungen an den nach dem Trocknen festen, hornigen Fäden, die aus dem Polydopamin-Alginat-Eisen(III)-Hydrogel gewonnen wurden, ergibt die folgenden Ergebnisse (s. Abbildung 7).

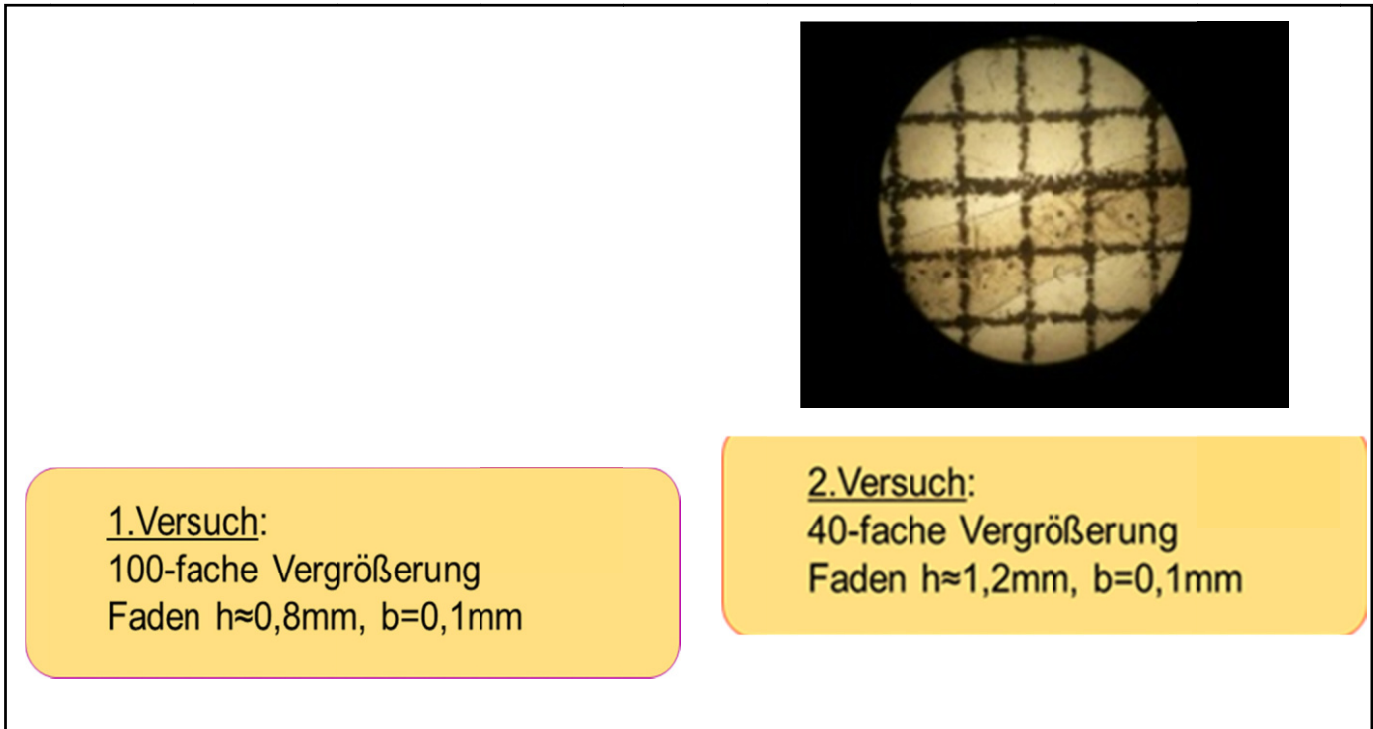
Faden aus Polydopamin-Alginat-Eisen- Hydrogel	Kraft [N]
V1.1 (2 Spatelspitzen DOPA)	8,5 N
V1.2 (2 Spatelspitzen DOPA)	7,0 N
V2.1 (3 Spatelspitzen DOPA)	7,8 N
V2.2 (3 Spatelspitzen DOPA)	13,0 N

Abb. 7: Ergebnisse der Kraftmessungen der synthetisch hergestellten Byssusfäden aus Polydopamin-Eisen(III)-Alginat-Hydrogel.

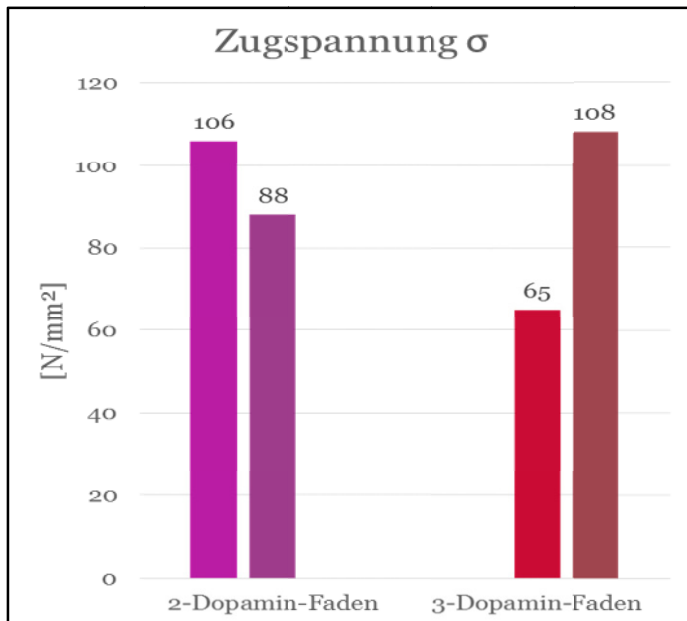
Nach der Abschätzung des Durchmessers der synthetisch hergestellten Byssusfäden analog Modellexperiment 1 unter dem Mikroskop (s. Abbildung 8) wird die Zugspannung ebenfalls analog Modellexperiment 1 berechnet (s. Abbildung 9). Im Vergleich zu den natürlichen Byssusfäden der Quagga-Muschel, die aus einem Protein-haltigen Biopolymer aufgebaut sind, das an Polydopamin-Eisen(III)-Komplexe gebunden ist, ist die Zugspannung der synthetisch hergestellten Byssusfäden

zum Teil deutlich niedriger, aber trotzdem bemerkenswert. Dies lässt sich erklären durch die andere Struktur des synthetischen Fadens. Hier bindet der Polydopamin-Eisen(III)-Komplex an ein polymeres Saccharid, Alginat, dem Natriumsalz der Alginsäure.

Abb. 8: Abschätzung des Durchmessers der synthetisch hergestellten Byssusfäden unter dem Mikro-



skop



Polydopamin-Alginat-Eisen-Hydrogel-Fäden

Abb. 9: Zugspannung der synthetisch hergestellten Polydopamin-Alginat-Eisen(III)-Hydrogel-Fäden

Zusammenfassung und Ausblick

Die vorgestellten Modellexperimente zur Reißfestigkeit von Byssusfäden bzw. den exemplarisch synthetisch entwickelten Fäden aus Polydopamin-Alginat-Eisen-Hydrogel sollen mit möglichst einfachen Mitteln die Chemie anschaulich darstellen, welche die Eigenschaften von in der Mikrostruktur zarten Muschelseide mit den Eigenschaften von Drahtseilen kombiniert. Entscheidend ist hierbei die Bildung von Eisen-L-Dopamin-Komplexen, die zu diversen Vernetzungen von Strukturproteinen führt, welche den Fäden die Eigenschaften von selbstheilenden Sollbruchstellen verleihen.

Mit Hilfe dieser Modellexperimente sollen dem Bildungssektor insbesondere auch aktuelle Entwicklungen aus der interdisziplinären Forschung in den Umweltwissenschaften für die Aus-, Fort- und Weiterbildung zur Verfügung gestellt werden.

Die besonderen chemischen Eigenschaften der Byssusfäden sind derzeit hochaktuell in der Materialforschung. In diesem Zusammenhang sind die Entwicklungen und Erforschungen von auf der Chemie der Byssusseide basierenden synthetischen Polymere in folgenden Bereichen zu nennen:

- Medizintechnik (Wundverschluss, chirurgische Kleber, Ersatzgewebe, Dentaltechnik)
- Beschichtung von Oberflächen (insbes. Antifouling, Bekämpfung der Quagga-Muschel)
- Entwicklung von Unterrichtsmaterialien aus dem Bereich „Chemie-Technik-Umwelt/Lebenswelt“ für einen modernen, aktuellen und interdisziplinären Chemieunterricht bzw. der Umweltbildung.

Literatur

- Hagenau, A. (2011): Analyse der Struktur-Funktionsbeziehungen natürlicher Muschelbyssusfäden der Miesmuschel *Mytilus galloprovincialis*, Dissertation, Technische Universität München.
- Harrington, M. (2010¹): Iron-clad fibers: a metal-based biological strategy for hard flexible coatings. Science 10.1126/science.1181044.
- Harrington, M. (2010²): <http://www.spektrum.de/news/eisenverstaerkte-muschelseide/1024084>.
- Holten-Andersen, N., Harrington, M.J., Birkedal, H., Lee, B. P., Messersmith, P. B., Lee, K.Y.C. und Waite, J. H. (2011): pH-induced metal-ligand cross-links inspired by mussel yield self-healing polymer networks with near-covalent elastic moduli, PNAS 108(7), S. 2651-2655.
- Khalil, F. (2013): Synthese biomimetischer Triscatechole für die stabile chemische Immobilisierung auf Metalloberflächen, Dissertation, Universität Hamburg.
- Lee, H., Scheerer, N.F., Messersmith, P.B. (2006): PNAS 103, 12999.
- Yang, F. (2011): Self-polymerized Dopamine Thin Films as Bioadhesive, Master Thesis, University of Waterloo, ON, Canada.