

DGL

Deutsche Gesellschaft
für Limnologie e. V.

(German Limnological Society)

Ergebnisse der Jahrestagung 2017

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

Brandenburgische Technische Universität
Cottbus - Senftenberg

Cottbus, 25. - 29. Sept. 2017

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:
vertreten durch das Präsidium der DGL;
Lange Str. 9, 37181 Hardegsen.
Ergebnisse der Jahrestagung in Cottbus 2017
Eigenverlag der DGL, Hardegsen 2018

Redaktion und Layout:
Geschäftsstelle der DGL, Dr. J. Bäthe, Dr. E. Coring

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

ISBN-Nr. 978-3-9818302-2-4

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,--

PLENARVORTRÄGE 18

Mennobart **van Eerden**

Towards an integrated approach of lake management: experiences in The Netherlands in a European context 19

Wyatt F. **Cross**

Predicting stream ecosystem responses to warming: the value of multiple lenses..... 20

Klaus **Birkhofer**

Biodiversity and ecosystem services at the interface between aquatic and terrestrial ecosystems 21

DGL NACHWUCHSPREIS 2017..... 22

Vasco **Elbrecht**, Edith Vamos, Kristian Meissner, Jukka Aroviita & Florian Leese

Stärken und Schwächen DNA-basierter Gewässerbewertung 23

Jenny **Fabian**, Sanja Zlatanovic, Michael Mutz, Katrin Premke

Fungal-bacterial dynamics and their contribution to terrigenous carbon turnover in relation to organic matter quality..... 28

Andrea **Fuchs**, Emilie Lyautey, Bernard Montuelle & Peter Casper

Temperatureffekte auf den Methanzyklus in Seesedimenten 45

Marlene **Pätzig**

Seeuferverbau verändert die Struktur und die Sekundärproduktion der litoralen Makroinvertebraten..... 50

VORTRÄGE 55

Miklós **Bálint**, Orsolya Márton, Marlene Schatz, Rolf-Alexander Düring, Hans-Peter Grossart

Reactions of biodiversity to land-use change recorded with environmental DNA 56

Liza-Marie **Beckers**, W. Busch, P. Inostroza, M. Krauss, M. Muschket, T. Schulze, M. Schmitt-Jansen, W. Brack

Unraveling spatial and temporal chemical stress in small rivers – Case Study: Holtemme River (Saxony-Anhalt) 57

Henrike **Beesk**, Lothar Paul, Kristin Zoschke

Toxische Cyanobakterien in der Trinkwassertalsperre Saidenbach? Ergebnisse von Enclosureversuchen 58

Thomas U. **Berendonk**, Veiko Voolaid, Stefanie Hess

Anthropogene Stressoren und Antibiotika-resistente Bakterien in der aquatischen Umwelt..... 66

Tine **Berg**, Jürgen Neumann, Norbert Große, Michael Kruspe, Rainer Kruspe, Frank Herbst

Die rotbraune Spree - Auswirkungen von Eisen und Sulfat auf die Biozönosen des Makrozoobenthos in Braunkohlefolgelandschaften..... 67

Ulrike **Blaschke**, Oliver Miler, Stefan Lorenz

Bewertung des ökologischen Zustands anhand Makrozoobenthos auf Gesamtsee-Ebene gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie 68

Mario **Brauns**, Liza-Marie Beckers, Wibke Busch, Norbert Kamjunke, Matthias Liess, Helge Norf, Mechthild Schmitt-Jansen, Ulrike Strachauer, Markus Weitere

Fließgewässer unter multiplem Stress: Die Bedeutung von Modellgewässern am Beispiel der Holtemme..... 69

Jan **Brückmann**

Die Belastung der Fließgewässer durch Mikroschadstoffe – Beeinträchtigung und Regeneration der Makrozoobenthosfauna an einem Beispiel ***70***

Holger **Brux**

Die Vegetationstypen der Marschengräben ***75***

Simon **Büscher**, Hans Pellmann, Mario Engelmann, Ellen Kiel

GIS-basierte Verbreitungsanalyse von Eubranchipus grubii (Dybowski, 1860) und Lepidurus apus (Linnaeus, 1758) in Deutschland (Crustacea: Anostraca, Notostraca) ***76***

Thies **Büscher**, Peter Martin

Muschelkrebse (Crustacea, Ostracoda) aus Quellen Schleswig-Holsteins und ihr Potential zur Typologie und Bewertung ihres Lebensraums ***84***

Rainer **Deneke**, Gerhard Maier

Zooplankton-Indizes im Gewässerschutz: Probleme und Perspektiven ***85***

Holger **Dienemann**, Steffen Wiehart, Kerstin Jenemann

Ausgewählte chemisch-biologische Ergebnisse des sauren Braunkohlen-Tagebausees Halbendorf (Lausitz) .. ***86***

Sami **Domisch**, Martin Friedrichs, Thomas Hein, Florian Pletterbauer, Sonja C. Jähnig, Simone D. Langhans

Optimising the use of species distribution models in conservation planning ***92***

Nadine **Dräger**, Ulrike Kienel, Birgit Plessen, Brian Brademann, Sylvia Pinkerneil, Martin Theuerkauf, Sabine Wul, Rik Tjallingii, Achim Brauer

Geschichte der Warvenbildung und -erhaltung der letzten 6000 Jahre im Tiefen See (NO Deutschland) ***93***

Jörg **Drewenskus**, Karsten Hannig

Erfolgskontrolle zur Renaturierung der Ruhraue bei Wickede (Kreis Soest, Nordrhein-Westfalen) am Beispiel der Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) ***94***

Arlena **Dumeier**, Ellen Kiel

Wiederansiedlung von Makroinvertebraten mit Hilfe natürlicher Substratexponate (NSE) ***95***

Tim Sebastian **Epe**, Philipp Ross

Präventivmaßnahmen zur Kontrolle des Nährstoffhaushalts in einem mesotrophen See ***102***

Stephan **Fisch**, Thomas Koch

Wassermanagement im Braunkohlenbergbau der Lausitz ***106***

Helmut W. **Fischer**, Manuel Pérez Mayo, Daniela Pittauer

Sediment Chronology using Pb-210 and Cs-137 – Possibilities and Limitations ***107***

Marie **Fischer**, Barbara Scholz-Böttcher, Ellen Kiel

Mikroplastik in Fließgewässern: Laborversuche und Nachweismethode zur Aufnahme durch Larven der Simuliidae (Diptera) ***108***

Julia **Foerster**, Martin Halle, Andreas Müller

Analyse der Relevanz der Einzelbewertungen der Biologischen Qualitätskomponenten für die ökologische Zustandsbewertung der Fließwasserkörper ***109***

Marieke A. **Frassl**, Weiping Hu, Knut Klingbeil, Peter Holtermann, Bertram Boehrer, Karsten Rinke

Räumliche und zeitliche Variabilität der Temperaturschichtung im flachen See Chaohu, China 110

Martin **Friedrichs**, Vanessa Bremerich, Virgilio Hermoso, Simone D. Langhans

Evaluation of habitat protection under the European Natura 2000 conservation scheme..... 111

Friederike **Gabel**

Wieviel Plastik (ver-) tragen unsere Gewässer? – Mikroplastik in Gewässern NRWs 112

Egbert **Gassert**, Remo Ender, Rossen Nenov, Dieter Leßmann

Analyse der Vegetationsentwicklung am Beispiel eines Teichs in der Bergbaufolgelandschaft..... 113

Frenze **Geiger**, Thomas Kalettka, Marlene Pätzig

Vergleich von drei indirekten Methoden zur Biomasseschätzung von Makrophyten in Söllen (kleine Standgewässer)..... 117

René **Gergs**, Bastian Bayer, Katharina Loersch, Carola Winkelmann, Jochen Zubrod, Ralf B. Schäfer

Effekte von Fungizid- und Herbizid-Mischungen auf aquatische Makroinvertebraten in einem Mikrokosmosexperiment..... 121

Andreas **Gericke** & Marisa Matranga

Klimatrends in Brandenburg: Starkregen & Niederschlagserosivität..... 122

Madlen **Gerke**, Carola Winkelmann, Christoph Roth, Daniela Mewes, Manfred Fetthauer, Jörg Schneider & Dirk Hübner

Können herbivore Fische Eutrophierungseffekte im hyporheischen Interstitial verringern? - ein Freiland-Mesokosmosversuch 128

Michael **Götten**, Madlen Gerke, Tobias Ebelhäuser, Manfred Fetthauer, Jörg Schneider Carola Winkelmann & Dirk Hübner

Reduzieren Nasen und Döbel den Feinsedimenteintrag in das hyporheische Interstitial? 129

Daniel **Graeber**, Jes J. Rasmussen, Tinna M. Jensen, Annette Baattrup-Pedersen

Aquatic hyphomycetes as modulators and benthic macroinvertebrates as boosters of leaf litter decomposition in stream flumes under agricultural multiple stress..... 134

Stephanie **Graumnitz**, Anna Dahlhaus & Marcus Rybicki

Besser geht immer - Optimierung der BenthoTorch zur Quantifizierung und Qualifizierung benthischer Algen 135

Silke Van den Wyngaert, Keilor Rojas, Maiko Kagami & Hans-Peter **Grossart**

Diversity and ecology of aquatic (parasitic) fungi..... 140

Björn **Grüneberg**, Matthias Knie, Dieter Leßmann

Resuspensionsverhalten von Eisenhydroxidschlämmen..... 144

Felix **Grunicke**, Thomas Petzoldt, Thomas Berendonk, Susanne Worischka

Auf der Suche nach gutem Futter – Bewegungsmuster von Ecdyonurus sp. bei Belastungen mit Feinsediment und Phosphor..... 153

Ulrike **Haase**, Susanne Worischka, Thomas U. Berendonk

Der gute ökologische Zustand im Spiegel von funktionaler und taxonomischer Diversität..... 154

Arne **Hägerbäumer**, Hendrik Füser, Walter Traunspurger

Aufnahme und Verbleib von Mikroplastikpartikeln in benthischen Organismen am Beispiel von Nematoden 155

Hans Jürgen **Hahn**, Thomas Zumbroich

Kolmationserscheinungen in Gewässern und Erfassungsmethoden 156

Martin **Halle**, Andreas Müller, Julia Foerster

Einflüsse von Kupfer und Zink auf die Makrozoobenthosfauna nordrhein-westfälischer Fließgewässer 157

Melanie **Hartwich**, Hans-Heinrich Schuster

Einzugsgebietsmonitoring am Dümmer – extremer Flachsee vs. extreme Landwirtschaft 158

Patrick **Heidbüchel**, Andreas Hussner

Ausbreitungspotential aquatischer Makrophyten durch Pflanzenfragmente 159

Alexander **Herrmann**, Andreas Stephan, Michaela Keller & Andreas Martens

Zusammenbruch der Makrozoobenthos-Diversität eines Kleingewässers nach der Invasion durch den Kalikokrebs Orconectes immunis: eine Fallstudie 160

Ina **Hildebrandt**, Adrian Horn, Björn Grüneberg

Erste Erfahrungen bei der Anwendung von Phosphor-Retentionsmodellen für die Trophieprognose von Tagebauseen 167

Eberhard **Hoehn**, Claus-Dieter Dürselen, Juliane Kasten, Annette Tworeck, Roland Höfer, Lydia Oschwald, Ursula Riedmüller

Anwendung der neuen Verfahrensmethode (DIN EN 16695) zur Abschätzung des Phytoplankton-Biovolumens in der Praxis und Auswirkungen auf das Bewertungsverfahren PhytoSee – ein Erfahrungsbericht 168

Andrea **Hofmann** & Uta Raeder

Depth-distribution of benthic diatoms in two adjacent subalpine lakes (Lakes Soiernseen, Karwendel): invaluable support for mountain lake assessment and paleolimnological studies 177

Hilmar **Hofmann**

Auswirkungen der Uferstruktur auf die Hydro- und Morphodynamik und Biozönose 178

Hilmar **Hofmann**, Pushpa Dissanayake

Remobilisierung und Transport von Partikeln in der Flachwasserzone des Bodensees 179

Thomas **Hübener**, Mirko Dreßler

Zur Notwendigkeit neuer Diatomeen-Eichdatensätze für die Paläo-Indikation 180

Dirk **Hübner**, Theresa Graf, Jan Neuser, Tobias Reßing, Manfred Fetthauer, Jörg Schneider, Madlen Gerke, Carola Winkelmann

Zeitliche und räumliche Muster der Fraßaktivität der Nase (Chondrostoma nasus) 181

Gerd **Hübner**, Daniel Schwandt & Volker Kirchesch

Transport von Salzen und Schwermetallen beim Niedrigwasser der Elbe im Jahr 2015 182

Michael **Hupfer**, Paul Seymer, Thomas Gonsiorczyk, Peter Kasprzak

Einfluss der Eutrophierungsentwicklung und von Managementmaßnahmen auf die Sedimentstratigraphie des Feldberger Haussees (Mecklenburg-Vorpommern) 190

Pedro A. **Inostroza**, Iván Vera-Escalona, Anna-Jorina Wicht, Martin Krauss, Werner Brack, Helge Norf

Anthropogenic Stressors Shape Genetic Structure: Insights from a Model Freshwater Population along a Land Use Gradient ***191***

Hannah **Jachertz**, Daniel Hering & Kathrin Januschke

Laufkäfer als Indikatoren zur biozönotischen Bewertung von Auenabschnittstypen ***192***

Kathrin **Jäschke**, Annekatrin Wagner, Thomas U. Berendonk, Lothar Paul

Einfluss von Klimawandel und Bewirtschaftung auf die physikalischen Verhältnisse in Trinkwassertalsperren im Herbst und dessen Auswirkung auf die Gewässergüte ***198***

Kathrin **Januschke**, Hannah Jachertz, Daniel Hering

Biozönotische Auenzustandsbewertung – Wegweiser für ein bundesweites System ***199***

Timm **Kabus**

Besiedlung von kalkarmen Weichwasserseen durch Makrophyten und deren Gefährdung. Ergebnisse aus dem brandenburgischen Jungmoränenland ***200***

Karan **Kakouei**, Jens Kiesel, Sami Domisch, Katherine S. Irving, Jochem Kail, Sonja C. Jähnig

Potential vulnerability of stream benthic invertebrates to projected climate-change induced hydrological alteration ***201***

René **Kallies**, Antonis Chatzinotas

Die Veränderung der bakteriellen und viralen Gemeinschaften entlang eines Flussgradienten am Beispiel der Holtemme ***202***

Norbert **Kamjunke**, Wolf von Tümpling, Norbert Hertkorn, Mourad Harir, Philippe Schmitt-Kopplin, Helge Norf, Markus Weitere, Peter Herzsprung

Ein neuer Ansatz zur Bewertung der Transformation von gelöstem organischem Material (DOM) mittels hochauflösender Massenspektrometrie und ihrer Beziehung zu bakterieller Aktivität ***203***

Nathalie **Karle**, Thomas Wolf

Gewässermonitoring aus der Ferne: Wie gut ist die Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes in Seen mit Satellitendaten? ***204***

Peter **Kasprzak**, Hans-Peter Grossart, Thomas Gonsiorczyk, Michael Hupfer, Rainer Koschel, Thomas Petzoldt, Gerlinde Wauer

Sanierung und Restaurierung des Feldberger Haussees (Mecklenburg-Vorpommern): Was lange währt wird endlich gut? ***205***

Friederike **Kastner**, Rainer Buchwald

Krebsscherengräben der der Hunte-Weser-Niederung als Lebensraum für die FFH Libellenarten Grüne Mosaikjungfer (Aeshna viridis) – Ökologie und Artenschutzmaßnahmen ***206***

Catharina **Keim**, Benjamin Gilfedder

Neue Methoden um Grundwasserzustrom in tiefen Seen zu lokalisieren: Am Beispiel des Bodensees ***207***

Björn K. **Klatt**, Rebecca I.A. Stewart, Nicoletta Faraone, William Sidemo-Holm, Lars-Anders Hansson, Pablo Urrutia-Cordero

The challenge of the aquatic-terrestrial boundary ***208***

Andreas **Kleeberg**, Remo Ender & Dieter Leßmann

Schwefel-Retention in einem künstlichen Experimentalgewässer in der Bergbaufolgelandschaft (Hühnerwasserteich, Brandenburg) ***209***

Bastian **Knocks**, Luise Richter, Matthias Schneider, Thomas U. Berendonk & Susanne Worischka

Erstellung von artspezifischen Fuzzy-Rules für die Habitateignungs-Modellierung kleinerer Fließgewässer mit CASiMiR-Fish 2D ***214***

Jan **Köhler**, Brigitte Nixdorf

Langzeitentwicklung der Primärproduktion des Phytoplanktons in einem Flachsee: Einfluss von verringerter Nährstoffkonzentration und steigender Temperatur ***218***

Meike **Koester**, Jochen Becker, Chantal Knopp & Carola Winkelmann

Untersuchung subletaler Auswirkungen komplexer Mikroschadstoffgemische mittels physiologischer Indikatoren ***219***

Hans-Peter **Kozerski**

Quantifizierung der Partikel-Sedimentation mit verschiedenen Methoden im bewegten Wasser, u.a. im Leipziger Braunkohlenrevier mit Hilfe von Tellerfallen ***226***

Uwe Krauter

Fluchtdistanzen von Wasservögeln und Rohrsängern in Folge von anthropogenen Störungen am Storkower See und Scharmützelsee ***240***

Lothar **Kroll**, Roman Hugo

Die Fischregionen des nördlichen Oberrheins vor TULLA ***250***

Sarah **Kruber** & Christian Hildmann

Entwicklung von Schilfbeständen in Tagebauseen der Lausitz in Abhängigkeit von der Morphometrie und Hydrochemie ***251***

Mathias **Kuemmerlen**, Diana van Dijk, Rosi Siber, Nele Schuwirth, Peter Reichert

Räumliche Kriterien zur ökologischen Beurteilung von Flussnetzwerken und deren Anwendung im Fließgewässermanagement ***260***

Georg **Lamberty**, Thomas Zumbroich

Bewertungsrobustheit der Gewässerstrukturkartierung nach dem Deutschen Vor-Ort-Verfahren ***261***

Andreas **Laug**; Anja Schwarz, Stefan Lauterbach, Steffen Mischke & Antje Schwalb

Mittel- bis spätholozäne Ökosystemveränderungen im Hochgebirgssee Son Kol (Tian Shan) rekonstruiert mithilfe von Chironomidenlarven-Mikrofossilien ***262***

Sebastian **Lenz**, Uta Raeder

Biogene Entkalkung: Die Grünalge Phacotus lenticularis und ihr Beitrag zur Karbonatfällung in Seen mit unterschiedlicher Trophie ***268***

Gudrun **Lippert**, Markus Jessen & Hans-Peter Köhler

Vergleich von Homogenisierungsmethoden zur Probenvorbereitung für die TN- und TP-Bestimmung von Gewässerproben ***269***

Gunnar **Lischeid**, Thomas Kalettka, Matthias Holländer, Jörg Steidl, Christoph Merz, Ralf Dannowski, Tobias Hohenbrink, Christian Lehr, Gabriela Onandia, Florian Reverey, Marlene Pätzig

Natural ponds in an agricultural landscape: External drivers, internal processes, and the role of the terrestrial-aquatic interface 276

Detlev **Lohse**, Christian Moldaenke

Ungebundenes Phycocyanin als Indikator für Zelllyse und Freisetzung von Geschmacks-, Geruchsstoffen und Cyanotoxinen 277

Armin **Lorenz**, Daniel Hering & Michael Nohl

Test eines Bewertungssystem zur Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen – bzw. wieso bleibt der Erfolg aus? 278

Patrick **Lorenz**, Gabriele Trommer, Anna Hofmeister, Herwig Stibor

Ammonium exposure of Daphnia (Daphnia hyalina) induces similar life history shifts as fish kairomones ... 283

Stefan **Lorenz**, Peter Horney, Burkhard Golla, Matthias Stähler

Vulnerabilität stehender Kleingewässer gegenüber Pflanzenschutzmittel-Einträgen 284

Bartosz **Lysakowski**, Udo Bröring & Klaus Birkhofer

Einfluss von Großtierkadavern auf aquatische Ökosysteme 286

Gerhard **Maier**, Rainer Deneke, Hans-Heinrich Schuster

Biomanipulation durch den Kormoran: Das Beispiel Dümmer 287

Michael **Marten**

Fließgewässer-Versauerung in Baden-Württemberg, für Makrozoobenthos noch ein Thema? 288

Andreas **Martens**, Robin Wegner, Alexander Herrmann, Adam Schnabler & Karsten Grabow

Der Kalikokrebs am Oberrhein: Suche nach Ausbreitungsmustern und aktuellen Verbreitungsgrenzen 299

Marisa **Matranga** & Andreas Gericke

Klimawandel & Wetteranomalien: Bewertung von Agrar-Umwelt-Maßnahmen 300

Karin **Meinikmann**, Gunnar Nützmann, Michael Hupfer, Jörg Lewandowski

Grundwasserzustrom als Eutrophierungsquelle 308

Stefan **Mirbach**, Ulrich Lang

Modellierung der Ausbreitung von Grundwasser anhand von Radon-222-Isotopen im Bodensee 309

Ute **Mischke** et al.

Aktualisierung der Taxaliste Phytoplankton für die WRRL-Bewertungsverfahren 310

Santiago **Moreira**, Martin Schultze, Bertram Boehrer

Dichteberechnungen in limnischen Gewässern anwenderfreundlich gemacht 316

Karoline **Morling**, Peter Herzsprung, Norbert Kamjunke

Produktion, Abbau und Qualitätsänderungen von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) in Vorsperren von Trinkwassertalsperren 317

Andreas **Müller**, Martin Halle, Julia Foerster

Ableitung und Verwendung eines "Habitatindex" der Gewässerstruktur 318

Melanie **Müller**, Joachim Pander, Josef Knott, Jürgen Geist

Untersuchung von Fischbeständen - ein Methodenvergleich 319

Ruth **Müller**, J. Albrand, C. Shinn, M. Moreira-Santos, R. Ribeiro

Impact of biological, temporal and ecoregional variation on fungicide phytoextraction efficiency 320

Brigitte **Nixdorf**, Björn Grüneberg, Jacqueline Rücker

Persistence of high cyanobacterial biomass due to producer driven nutrient release and recycling in a shallow eutrophic lake 321

Brigitte **Nixdorf**, Jacqueline Rücker

Die Grünalge Autumnella lusatica sp. nov. im Tagebausee Halbendorfer Badesee – erste Ergebnisse aus Produktionsuntersuchungen im Herbst 2017 322

Milian **Noack**, Andreas Lechner & Petra Podraza

Vergleich von hydromorphologischen Verhältnissen an Sorpe und Röhr und deren Bedeutung für die Habitatbedingungen von aquatischen Organismen 330

Helge **Norf**, Steffen Geisthardt, Hanna Sebert, Norbert Kamjunke, Markus Weitere

Spatial competition between photoautotrophic and heterotrophic protists within biofilms: Insight from fluvial mesocosm experiments 336

Marina **Nowak**, Klaudia Witte

Die Auswirkungen von Querbauwerken auf das Makrozoobenthos eines grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbaches 337

Silke **Oldorff** et al.

Submerse Makrophyten und Zustandsbewertung von ausgewählten Gewässern im östlichen Land Brandenburg mit Anmerkungen zu biologischen Invasionen – Ergebnisse einer Exkursion des DGL-Arbeitskreises Tauchen in der Limnologie 342

Gabriela **Onandia**, Thomas Kalettka, Andreas Kleeberg, Gunnar Lischeid, George Arhonditsis

Towards an understanding of kettle hole biogeochemical functioning: a modelling approach 354

Anna **Oprei**, Sanja Zlatanovic, Michael Mutz

Grazing and drying intensity modulate drought resistance and recovery of shallow hyporheic respiration .. 355

Claus **Orendt**, Jörg Schönfelder, Dirk Langner

12 Jahre Fließgewässermonitoring in Brandenburg: Mehrwert aus faunistischer und ökologischer Sicht am Beispiel der Eintagsfliegen 356

Wolfgang **Ostendorp**

Auswirkungen von Seeufermauern am Bodensee: Untersuchungen, Wirkungskomplexe und 27 szenario-basierte Expertenurteile 357

Jens **Päzolt**, Klaus van de Weyer, Norbert Kirchhoff

Online-Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten nach dem NRW-Verfahren (Makrophytenbasiertes Bewertungssystem, MaBS) 366

Joachim **Pander**, Jürgen Geist

Effekte der Restaurierung von Fischhabitaten in Fließgewässern 367

Marlene **Pätzig**, Thomas Kalettka, Tomasz Joniak, Natalia Kuczyńska-Kippen

Differenzierung von Söllen in der Jungmoränenlandschaft Ostdeutschlands und Westpolens..... 368

Maike **Piepho**, Karsten Borggräfe

Das Blaue Metropolnetz 369

Luca **Pisacreta**, Karsten Grabow & Martin Remmele

Lichtorgel in der Box – eine Methode zur Demonstration des abiotischen Faktors Licht..... 370

Mike **Plaschke**, Katja Gräbedünkel, Dieter Leßmann

Vergleich der biologischen Aktivität in drei unterschiedlich stark durch Eisen belasteten Fließgewässern ... 377

Bastian **Polst**, Christine Anlanger, Kaan Koca, Andreas Lorke, Ute Risse-Buhl, Markus Weitere, Mechthild Schmitt-Jansen

Herbicide sensitivity of stream biofilms grown at contrasting hydrodynamic conditions - a mesocosm study 382

Andrzej **Pukacz**, Mariusz Pełechaty, Hendrik Schubert

The environmental factors defining charophyte lakes: a comparative study from the Polish-German bordering regions. 383

Lisa **Reineke**, Holger Brux, Rolf Niedringhaus, Ellen Kiel

Biozönotische Charakterisierung von Marschengräben mit Laichkraut-Beständen – Eine exemplarische Studie 384

Martin **Reiss**, Stefan Zaenker & Peter Chifflard

Spring habitats in tomorrow's wilderness – An Assessment Program in the National Park Kellerwald-Edersee (Germany)..... 385

Luise **Richter**, Bastian Knocks, Sarah-Christin Mietz, Matthias Schneider, Thomas U. Berendonk, Susanne Worischka

Suchst du noch oder wohnst du schon? – Eine Prognose zur Auswirkung struktureller Änderungen am Mortelbach (Waldheim) mit dem Habitateignungsmodell CASiMiR-Fish 2D..... 390

Maria **Riese**, Ute Kuhlicke, Thomas R. Neu, Reinhard Bierl, Katrin Wendt-Potthoff

Mikrobielle Besiedlung konventioneller und biologisch abbaubarer Polymere in einer eutrophen Talsperre (Hassel-Vorsperre, Harz)..... 391

Daniel **Rolke**, Birgit Jaenicke, Udo Rothe

Landwirtschaftliche Entwässerungsgräben in Brandenburg: Biodiversitäts-Hotspots für aquatische Coleoptera?..... 392

Tobias **Romankiewicz**, Hartmut Arndt

Individuelle Eigenschaften von Organismen und ihre Auswirkung auf die Populationsdynamik..... 393

Karl-Otto **Rothhaupt**, Christian Fiek, Ioanna Salvarina

Einfluß anthropogener Ufermodifikationen auf die Makrozoobenthos-Biozönose des Bodensees 394

Louisa **Rothmeier** & Andreas Martens

Die Invasion beginnt im Hafen -Neubesiedlung des Oberrheins durch die Donauform von Theodoxus fluviatilis 395

Jacqueline **Rücker**

Does nutrient competition by submerged macrophytes influence the biomass of phytoplankton? 397

Nora **Rütz**, Jürgen Marxsen

Hälterung von Grundwasser-Metazoen in einem Laborsystem als Grundlage für experimentelle Untersuchungen 398

Wilfried **Scharf**

Ein urban geprägtes Mittelgebirgsgewässer auf dem Weg zum guten ökologischen Zustand? 399

Thomas **Schiller**, Felix Eisenhauer, Sascha Krenek, Michael Lange, Jana Schneider, Annekatrin Wagner, Thomas Berendonk

Erfolgskontrolle der Auswilderung nachgezüchteter Flussperlmuscheln (Margaritifera margaritifera) - Möglichkeiten und Grenzen eines systematischen Monitorings 400

Ursula Schmedtje

Zustand der Gewässer Europas – Auswertung auf der Grundlage der 2. Bewirtschaftungspläne nach WRRL 401

Sabine **Schmidt-Halewicz**

Ist eine „worst case"- Aussage bei der Bewertung gemäß WRRL im Fließgewässer zutreffender oder die Bewertung der Qualitätskomponenten selbst? 402

Mechthild **Schmitt-Jansen**, Stefanie Schubert, Tobias Schulze, Martin Krauss, Werner Brack, Helge Norf, Floriane Larras

Evidencing the effects of site-specific chemical mixtures on biofilm communities at multiple impacted sites 407

Wolfgang **Schmitz**

Haihaut - Gleitgel - TBT: Zur Problematik von Antifouling-Verbindungen im Wasser – Modellexperimente für die Umweltbildung 408

Nina **Schneider** & Andreas Lechner

Fließgewässer als potenzielle Eintragspfade für Plastikabfälle ins Meer – Eine Analyse des Abfallaufkommens an deutschen Flüssen am Beispiel der Hase in Osnabrück 409

Gregor **Scholtysik**

Impact of environmental and climatic changes on trophy and redox conditions in lakes of the southern lowlands of the Baltic Sea region during the late Holocene: a multi-proxy approach 420

Gerhard **Schoolmann**

Nichts für das "Krabben"brötchen – Beobachtungen an Atyaephyra desmarestii und Neocaridina davidi ... 421

Martin **Schultze**, Cherie McCullough

Flusswasserdurchleitung als Managementoption für Tagebauseen - Möglichkeiten, Grenzen, Beispiele 422

Hans-Heinrich **Schuster**, Melanie Hartwich

Der Dümmer – Ein Flachsee außer Rand und Band 423

Nicole **Schwartz** & Franz Schöll

Blinde Passagiere auf Binnenschiffen 424

Michael **Seidel**

Empfehlungen für den naturnahen Einsatz von Holz in Bächen und kleinen Flüssen des Norddeutschen Tieflands 434

Claudia **Seiler**, Ellen van Velzen, Thomas R. Neu, Ursula Gaedke, Thomas U. Berendonk, Markus Weitere

Predator-prey-dynamics in coupled plankton-biofilm systems: The importance of trait variability 439

Benny **Selle**, Klaus-Holger Knorr & Gunnar Lischeid

Mobilisierung von gelöstem organischem Kohlenstoff aus bewaldeten Einzugsgebieten – neue Erkenntnisse vom Lehstenbach im Fichtelgebirge 440

Tobias **Siemensmeyer**, Cornelia Spengler, Hans Jürgen Hahn, Klaus Schwenk

GroundCare – Gutes Wasser aus gutem Grund 444

Heide **Stein**, Holger Schindler, Hans Jürgen Hahn

Quantitative Kolmationsmessungen und ökologische Untersuchungen von Fließgewässersedimenten 445

Martina **Stengert** & Martin Halle

Ersatzstrukturen für Gewässerorganismen in der Fleetstadt Hamburgs 452

Martina **Stengert**, Martin Halle

Möglichkeiten der Auswertung von Wirbellosengemeinschaften mit CausaLim 462

Franziska **Stressmann**, Dominik Schneider, Daniela Zühlke, Rolf Daniel, Katharina Riedel, Katrin Premke

Distribution and effects of antibiotics in municipal wastewater treatment systems and surface waters 468

Christiane **Thurmann**, Thomas Zumbroich

Labor- und Feldversuche an porösen Medien zur Interpretation von Kolmameter - Messungen 469

Oliver **Totsche**, Beate Lucke

Bewältigung der wassermengen- und wassergütebezogenen Herausforderungen im Lausitzer Braunkohlerevier durch die LMBV 470

Lorenz **Tschampel**, Stefan Ossyssek, Uta Raeder

Untersuchung von Diatomeen-Gesellschaften in Bergseen der nördlichen Kalkalpen anhand verschiedener Parameter zur Abschätzung der Auswirkungen des Klimawandels 471

Lisa **Tunder**, Arlena Dumeier & Ellen Kiel

Vergleichende Studie zur Wiederansiedlung gewässertypspezifischer Fauna in sandgeprägten Tieflandbächen mit unterschiedlichen Eckwerten 472

Melanie **Ulm**, Brigitte Nixdorf, Jessica Ramm, Jacqueline Rücker, Dieter Leßmann

Mixotrophie-Potenzial der Grünalge Autumnella lusatica sp. nov. in sauren Tagebauseen – Ergebnisse aus Wachstumsversuchen 482

Sabine **Ulrich**, Kerstin Röske

Siegeszug der Grünalge Autumnella lusatica sp. nov. (Trebouxiophyceae) im Halbendorfer See 489

Andrea **van den Boom** & Wilfried Scharf

Auswirkungen einer Gewässerstruktur-Maßnahme auf Makrozoobenthos und Fischfauna eines Mittelgebirgsflusses (Dhünn) Ergebnisse eines 10-jährigen Monitorings (2003-2013) 490

Klaus **van de Weyer**

Auswirkungen hydromorphologischer Veränderungen von Seeufern (Bodensee) auf submerse Makrophyten 495

Susanne **van den Berg-Stein**, Hans Jürgen Hahn

StygoTracing-EZG – Anwendung populationsgenetischer Methoden zur Bewertung von hydrologischen Einzugsgebieten 496

Silke **Van den Wyngaert**, Keilor Rochas, Maiko Kagami, Hans-Peter Grossart

Diversity and Ecology of aquatic fungi 497

Kerstin **Vasters**, Rüdiger Mauersberger, Silke Oldorff, Heike Wiedenhöft, Sabine Hilt, Andreas Hussner

Characeen-Rückgang in nordostdeutschen Seen: mögliche Ursachen und Maßnahmenentwicklung zur Re-etablierung der Characeen-Bestände 498

Finn **Viehberg**, Janna Just, Jonathan Dean, Asfawossen Asrat, Martin Claussen, Sven-Oliver Franz, Nicole Klasen, Thomas Kleinen, Henry Lamb, Melanie J. Leng, Patrick Ludwig, Antoni E. Milodowski, Janet Rethemeyer, Frank Schäbitz, Bernd Wagner

Paläolimnologische Untersuchungen im Chew Bahir Seebecken (Äthiopien) entschlüsseln die Umweltgeschichte der vergangenen 115.000 Jahren 499

Finn **Viehberg**, Aniela Dümecke, Wim Hoek

Vergleichende quantitative Umweltrekonstruktion biologischer Proxies 500

Hinnerk **Voermanek**

Schilfpolder - Ein künstliches Feuchtgebiet zur Sanierung des Flachsees Dümmers 501

Jeanette **Völker**

Multiple Belastungen in Fließgewässern: Eine Analyse zur Situation in Deutschland 502

Stefanie **von Fumetti**, Lucas Blattner

Langzeitmonitoring von Quell-Lebensgemeinschaften: der Schweizer Nationalpark als Modellregion 503

Alexander T. L. **Vosshage**, Thomas R. Neu, Friederike Gabel

Biofilme auf Plastik haben eine niedrige Nahrungsqualität für den Weidegänger Radix balthica (Gastropoda) 504

Annekatrin **Wagner**, Michael Lange, Thomas Schiller, Jana Schneider, Thomas Berendonk

Auf der Suche nach geeigneten Kriterien zur Identifizierung von Auswilderungshabitaten für juvenile Flussperlmuscheln (Margaritifera margaritifera) 505

Michael **Weber**, Karsten Rinke, Bertram Boehrer

Optimierung der Unterwasserabgabe einer Trinkwassertalsperre zur Sicherung der Rohwasserqualität und Verbesserung des ökologischen Zustands des Unterlaufs 506

Markus **Weitere**, Bernd Klauer, Mechthild Schmitt-Jansen, Jeanette Völker, C. Wolff, Mario Brauns

Stressoren und Ökosystemfunktionen – Chancen für die angewandte Gewässerforschung 508

Ute **Wiegel**, Jacqueline Neidig & Andreas Martens

Froschlaich ist innen eckig - Selbstorganisation und Formbildung 509

Christine **Wolf**, Bernd Klauer, Jeanette Völker, Mario Brauns

Wie viel ist streng genug? Ein Vorschlag zur Bestimmung des „bestmöglichen ökologischen Zustands" für einen multipel-gestressten Mittelgebirgsbach ***513***

Ines **Wolpmann**, Ellen Kiel

Einfluss des Oberflächenangebotes der Krebsschere (Stratiotes aloides L.) auf das Vorkommen von Makroinvertebraten (Landkreis Oldenburg) ***514***

Said **Yasseri**

Sedimentuntersuchungen im Dümmer - Zusammensetzung und Nährstoffrücklösepotential ***515***

Markus **Zeckey**, Wolfgang Schmitz, Karsten Grabow & Andreas Martens

Einfluss von Mikroplastik auf Wirbellose des Süßwassers ***516***

Sanja **Zlatanović**, Jenny Fabian, Katrin Premke, Michael Mutz

What drives structural and functional resistance and resilience of sediment microbial community to supra-seasonal drought-shading and sediment structure as controlling factors? ***528***

Thomas **Zumbroich**, Hans Jürgen Hahn

Das Kolmameter® – erste Erfahrungen mit einem neuartigen Messgerät zur Bestimmung des Kolmationsgrades des Kieslückensystems ***529***

Thomas **Zumbroich**, Christiane Thurmann & Hans Jürgen Hahn

Labor- und Feldversuche an porösen Medien zur Interpretation von Kolmametermessungen ***530***

Irene **Zweimüller**

Die Schwarzmundgrundel, die Dreikantmuschel und die Neue Donau: neues Habitat, neue Bewohner, alte Probleme ***536***

AKTIONSTHEKE „WASSER- UND BILDUNG" ***537***

Karsten **Grabow**, Andreas Martens

100 Süßwassertiere – das Poster ***538***

Karsten **Grabow**, Klaus Leipelt, Stefano Marci, Andreas Martens

Regionalisierte Bestimmungshilfen von Gewässertieren ***539***

Luca **Pisacreta**, Karsten Grabow, Martin Remmele

Lichtorgel in der Box – Eine Methode zur Demonstration des abiotischen Faktors Licht auf Süßwassertiere ***540***

Ute **Wiegel**, Andreas Martens

Froschlaich ist innen eckig! Selbstorganisation und Formbildung ***541***

Ute **Wiegel**, Karsten Grabow, Ralph Hansmann, Andreas Martens

Die Krebsschere – eine getunte Kombizange? ***542***

POSTER ***543***

Simon **Baier**, Nicolás Corti, Thomas Schneider

Fernerkundungsgestütztes Monitoring von Schilfbeständen mit einer Kombination aus Hyperspektral- und Photogrammetriedaten ***544***

Lucas **Blattner**, Stefanie von Fumetti

Phylogeographie der krenobionten Köcherfliege Crunoecia irrorata (Curtis, 1834) (Trichoptera: Lepidostomatidae) ***545***

Jan **Brückmann**

Die Belastung der Fließgewässer durch Mikroschadstoffe - Beeinträchtigung und Regeneration der Makrozoobenthosfauna an einem Beispiel ***546***

Sandra **Costa-Böddeker**, Martin Wessels, Thomas Wolf, Benjamin Gilfedder, Antje Schwalb

Investigating ostracods as potential groundwater flow indicators: a study case from Lake Constance, Germany ***547***

Remo **Ender**, Andreas Kleeberg

Sulfatretention in einem neu angelegten Teich in der Bergbaufolgelandschaft ***548***

Tim Sebastian **Epe**

Präventivmaßnahmen zur Kontrolle des Nährstoffhaushalts in einem mesotrophen See ***549***

Nicolas **Furler**, Stefanie von Fumetti

Auswirkung unterschiedlich gereinigter Abwässer auf das Frassverhalten von Gammarus fossarum (Koch, 1836) (Crustacea: Amphipoda) ***550***

Egbert **Gassert**, Rossen Nenov, Remo Ender

Analyse der Vegetationsentwicklung am Beispiel eines Teiches in der Bergbaufolgelandschaft ***551***

Almut **Gerhardt**, N. Leubner, C. Grimm, A. Petri

Acute toxicity and recovery of a Cu-pulse: G. fossarum vs. N. casparyi and P. slavus ***552***

Almut **Gerhardt**, J. Ritzel, M. Urban

Toxicity of BPA: Are groundwater crustaceans N. casparyi and P. slavus more sensitive than G. fossarum? ***553***

Benjamin **Gilfedder**, Franziska Pöschke, Andrea Spirkaneder

Kartierung und Quantifizierung Grundwasserzufluss zum Steißlinger See und Folgen für die Wasserchemie ***554***

Katja **Gräbedünkel**, Mike Plaschke, Dieter Leßmann

Vergleich der biologischen Aktivität in drei unterschiedlich stark durch Eisen belasteten Fließgewässern ... ***555***

Stephanie **Graumnitz**, Marcus Rybicki, Anna Dahlhaus

Besser geht immer - Optimierung der BenthoTorch zur Quanti- und Qualifizierung benthischer Algen ***556***

Arne **Hägerbäumer**, Walter Traunspurger

Direkte und indirekte Effekte von Mikroplastikpartikeln auf Nematoden ***557***

Wolfram **Hammer**, Lars Panzer, Maike Piepho

Lebendige Alster ***558***

Alexander **Herrmann**, Andreas Stephan, Michaela Keller, Andreas Martens

Zusammenbruch der Makrozoobenthos-Diversität eines Kleingewässers nach der Invasion durch den Kalikokrebs Orconectes immunis: eine Fallstudie ***559***

Gerd **Hübner**, Daniel Schwandt

Transport von Salzen und Schwermetallen beim Niedrigwasser der Elbe 2015 ..... ***560***

Knut **Kaiser**, Silke Oldorff, Carsten Breitbach, Christoph Kappler, Martin Theuerkauf, Tobias Scharnweber, Manuela Schult, Mathias Küster, Christof Engelhardt, Ingo Heinrich, Michael Hupfer, Grit Schwalbe, Tom Kirschey, Oliver Bens

A submerged pine forest from the early Holocene in the Mecklenburg Lake District, NE Germany 561

Bastian **Knocks**, Luise Richter, Matthias Schneider, Thomas U. Berendonk, Susanne Worischka

Erstellung von fischartenspezifischen Fuzzy-Rules für die Habitateignungs-Modellierung mit CASiMiR-fish-2D in Fließgewässern..... 562

Sarah **Kruber**, Christian Hildmann

Entwicklung von Schilfbeständen in Tagebauseen der Lausitz in Abhängigkeit von der Morphometrie und Hydrochemie..... 563

Wolfgang **Küfner**, Andrea Hofmann, Uta Raeder

Bergseen im Klimawandel – Verschiebung der Primärproduzenten in Bergseen als Indikator des Klimawandels 564

Kim **Ladermann**, Nils Lippmann, Monika Hammers-Wirtz, Silke Classen, Andre Gergs

Temperaturabhängigkeit von chemischen Effekten vorhergesagt durch Messung physiologischer Raten.... 565

Andreas **Laug**, Anja Schwarz, Stefan Lauterbach, Steffen Mischke, Antje Schwalb

Chironomidenlarven als Anzeiger mittel- bis spätholozäner Ökosystemveränderungen im Hochgebirgssee Son Kol (Tian Shan)..... 566

Nikola **Lenzewski**, Kai Jensen

Einfluss von Fraß- und Wühltätigkeiten von Wasservögeln und Fischen auf die Isoetiden Lobelia dortmanna L. und Isoetes lacustris L..... 567

Anne **Linkert**, Jörg Gelbrecht, Andreas Lechner

Entwicklung und Anwendung eines sequentiellen Extraktions-verfahrens zur Erfassung von Schwefelfraktionen in organischen Substraten aquatischer Systeme..... 568

Gudrun **Lippert**, Markus Jessen, Hans-Peter Köhler

Vergleich von Homogenisierungsmethoden zur Probenvorbereitung für die TN- und TP-Bestimmung von Gewässerproben 569

Stefan **Lips**, F. Larras, Mechthild Schmitt-Jansen

Linking biofilm functions across scales and measures for a better understanding of responses to chemical and non-chemical stressors 570

Jens **Mählmann**, Marco Sallat

Methodenentwicklung zur Abschätzung der Freisetzung faserbürtigen Mikroplastiks aus Textilien 571

Maria **Niedan**, Björn Grüneberg, Ingo Henschke

Bergbaubedingte Eisenbelastungen von Gewässersedimenten im Bereich des südlichen Spreewalds..... 572

Milian **Noack**, Andreas Lechner, Petra Podraza

Vergleich von hydrogeomorphologischen Verhältnissen an Sorpe und Röhr und deren Bedeutung für die Habitatbedingungen von aquatischen Organismen..... 573

Anna **Noffke**, Vera Winde, Franziska Pöschke, Thomas Pflugbeil, Thomas Wolf

Identifizierung von Grundwasserzutritten in Seen (lacustrine groundwater discharge – LGD) am Beispiel des Steißlinger Sees..... 574

Stefan **Ossyssek**, Uta Raeder

Limnologische Untersuchungen an Bergseen der nördlichen Kalkalpen und Entwicklung von Diatomeentransferfunktionen zur Rekonstruktion der Auswirkungen von Klimaveränderungen 575

Małgorzata **Oszkinis**-Golon, Andrzej Pukacz

The aquatic macrophyte flora vs. water chemistry of the post-mining reservoirs in Muskau Arc (Poland). .. 576

Thomas **Petzoldt**

Fitness von Populationen mit „growthrates“ 577

Ute **Risse-Buhl**, Christine Anlanger, Antonis Chatzinotas, Christian Noss, Andreas Lorke, Markus Weitere

Hydrodynamic diversity vs. diversity of epilithic stream biofilms at increasing spatial scales 578

Udo **Rothe**, Daniel Rolke, Jobst Pfaender

Fischartengemeinschaften von Meliorationsgräben im Havelland 579

Louisa **Rothmeier**, Andreas Martens

Die Invasion beginnt im Hafen -Neubesiedlung des Oberrheins durch die Donauform von Theodoxus fluviatilis 580

Katherine **Salazar**, Jessica Ramm, Brigitte Nixdorf

Potential for mixotrophy of the green alga Autumnella lusatica sp. nov. in acidic mining lakes 581

Felix **Sauer**, Ellen Kiel

Wo leben und rasten welche Stechmücken? 582

Jannik **Schilling**; Dr. Jacqueline Rücker

Fließstrecken in Fluss-Seen-Systemen - Phytoplanktonentwicklung und –transport im Storkower Kanal 583

Sabine **Schmidt-Halewicz**

Ist eine „worst case“-Aussage bei der Bewertung gemäß WRRL im Fließgewässer zutreffender oder die Bewertung Lebensgemeinschaften selbst? 584

Marcel **Schmiedeskamp**, Leandra Praetzel, Klaus-Holger Knorr

Räumlich-zeitliche Variabilität von CO_{2aq} und CO_2-Flüssen in kleinen temperaten Flachseen 585

Sandra **Schneider**, Anne Hartmann, Karin Kuhn, Michael Göttfert, Kerstin Röske

Investigation of cyanobacteria and their toxin-encoding genes in water reservoirs of different trophic states 586

Silvia **Schultes**, Catharina Keim, Benjamin Gilfedder

Kartierung und Quantifizierung des Grundwasserzustroms am südlichen Ufer des Ammersees und dessen Auswirkung auf die Wasserqualität 587

Nicole **Schwartz**, Franz Schöll

Blinde Passagiere auf Binnenschiffen? 588

Christina **Spaltmann**, Christina Hellmann, Andreas Lechner

Entwicklung einer Untersuchungs- und Handlungsstrategie zur Bodenuntersuchung in der Lippeaue unter Berücksichtigung der auenspezifischen Einflussfaktoren und räumlichen Verteilung der Bodenbelastung .. 589

Melanie **Ulm**, Jessica Ramm, Brigitte Nixdorf, Dieter Leßmann

Wachstumsexperimente zum Mixotrophie-Potenzial der Grünalge Autumnella lusatica sp. nov. in sauren Tagebauseen ***590***

Andrea **van den Boom**, Wilfried Scharf

Auswirkungen eines naturnahen Rückbaus auf Habitate, Makrozoobenthos und Fischfauna eines Mittelgebirgsflusses (Dhünn) – Monitoring-Ergebnisse über 10 Jahre ***591***

Manuel **Weißer**, Hilmar Hofmann, Frank Peeters

Vertikalmigration von Chaoborus flavicans und der Einfluss von gelöstem Sauerstoff ***592***

Johannes **Werner**, Tobias Romankiewicz, Hartmut Arndt

Versuche zur direkten Abundanzbestimmung von Protisten im Durchfluss ***593***

Vera **Winde**, Anna Noffke, Thomas Pflugbeil, Franziska Pöschke, Thomas Wolf

Identifizierung von Grundwasserzutritten (lacustrine groundwater discharge – LGD) im Gebiet Mehrerau (Bregenz) des Bodensees ***594***

Thomas **Wolf**, Nathalie Karle

Gewässermonitoring aus dem Weltall: Bestimmung der Chlorophyll-konzentration in kleinen Seen mit Satellitendaten ***595***

PLENARVORTRÄGE

Towards an integrated approach of lake management: experiences in The Netherlands in a European context

Mennobart van Eerden

Rijkswaterstaat, Ministry of Infrastructure and Environment, The Netherlands

The delta of the river Rhine forms one of the major transitional zones in Europe from riverine to estuarine habitats. Due to land reclamation works and reconstruction of the hydrological regimes of many rivers and lakes, conditions in The Netherlands have changed dramatically over the past 1000 years. The Zuiderzee Project (since 1924 after a flood in 1916) and Delta Works (since 1958 after a flood in 1953) created new lake systems that provided safety but also imposed various problems to be solved. Originating from a brackish sea arm the Lake IJsselmeer system comprises some 1800 km^2 of freshwater, constituting one of the largest shallow lake systems in Europe nowadays. However, this estuarine origin causes several constraints. From soil conditions, suspended matter and effects of declining nutrient loads to drinking water intake, fisheries management and maintaining targets from both N2000 and GES-Water Framework Directive, the management of these large lakes has become far more complicated than it was forty years ago. Other use functions and increasing demands like leisure activities, transport over water and construction of wind farms further constrain the natural functioning of the system and call for an integrated spatial planning. The rising sea level further urges action in strengthening the dikes as demanded by the high safety standards. Restoring connectivity for fish migration is a guiding principle which aims to improve the present situation. Nature restoration, where new wetland habitat, relevant to the scale of the lake is added in order to restore the state of the land-water transition, has proven an important tool in this respect. These newly created wetlands improve both the biodiversity and carrying capacity of the lake. Applying the right habitat scale and using the lake based processes have proven a successful management direction. The lowered organic and mineral nutrient input stresses the need to keep the carrying capacity of these downstream wetlands upright. Examples are presented of how this process of integrated lake system management has been organized, partly using other European lake systems as areas of natural reference.

Predicting stream ecosystem responses to warming: the value of multiple lenses

Wyatt F. Cross

Associate Professor of Ecology, Montana State University, USA

Freshwater ecosystems are warming in response to elevated greenhouse gas concentrations globally. Over the next century, we can expect significant changes to freshwater biological diversity, ecosystem processes, and the provision of ecosystem goods and services to which we have become accustomed. Currently, much scientific effort is being placed on predicting responses to climate warming, often in the context of new conceptual or quantitative frameworks (e.g., metabolic ecology) that show great promise for achieving a high level of generality and predictive capability. Too often, however, these frameworks are applied without knowledge or consideration of important details such as regional species pools, natural history information, or temporal context. In this talk, I will present results from an ongoing collaborative study of stream community and ecosystem responses to temperature in a natural geothermal laboratory in Iceland. I will show that regional prediction will likely require a host of complementary approaches, in addition to considerable local ecological knowledge. In essence, we will need to look through multiple - and sometimes competing - 'lenses' to successfully predict how our focal freshwater ecosystems might respond to warming.

Relevant Recent Publications:

O'Gorman, E.J.O., J.P. Benstead, W.F. Cross, N. Friberg, J.M. Hood, P. Johnson, B.D. Sigurdsson, and G. Woodward. 2014. Climate change and geothermal ecosystems: natural laboratories, sentinel systems and future refugia. Global Change Biology 20:3291-3299.

Cross W.F., J.M. Hood, J.P. Benstead, A.D. Huryn, and D. Nelson. 2015. Interactions between temperature and nutrients across levels of ecological organization. Global Change Biology 21:1025-1040.

Nelson, D., J.P. Benstead, A.D. Huryn, W.F. Cross, J.M. Hood, P.W. Johnson, J.R. Junker, G.M. Gislason, and J.S. Olafsson. 2017. Body-size shifts drive temperature invariance of secondary production in a whole-stream warming experiement. Ecology 98; 1797-1806.

Biodiversity and ecosystem services at the interface between aquatic and terrestrial ecosystems

Klaus Birkhofer

Department of Ecology, BTU Cottbus-Senftenberg, P.O. Box 101344, 03013 Cottbus; klaus.birkhofer@b-tu.de

Anthropogenic disturbances affect the diversity of organisms in terrestrial and aquatic ecosystems with potential consequences for the provision of ecosystem services. The extent to which disturbances affect the spillover of organisms between aquatic and terrestrial ecosystems and associated services is less well understood. These limitations are most evident when considering large scale man-made changes to landscapes and their effects on rare or service-providing organisms. The composition of surrounding landscapes for example affects the diversity of semi-aquatic organisms with a high conservation value in freshwater streams. Agricultural ponds are embedded in landscapes of varying complexity, which affects the emergence of predators and their prey and ultimately may alter biological control services of agricultural pests in the surrounding arable fields. The emergence of prey from freshwater ecosystems further directly alters the functional role of terrestrial predators and thereby modifies food-web structures. In the future, it will be important to consider these and other complex interactions at the interface between aquatic and terrestrial ecosystems across taxonomic groups and different ecosystem functions (multidiversity and –functionality). Such approaches will help us to improve measures for biodiversity and ecosystem service conservation in landscapes that feature a network of aquatic and terrestrial habitats. Freshwaters in changing landscape: “The joint study of small and large scale effects on diversity and ecosystem services at the interface between aquatic and terrestrial ecosystems offers an opportunity to bring together experts from different research fields.”

Relevant Recent Publications:

Larsen, S., Muehlbauer, J. D., & Marti, E. (2016). Resource subsidies between stream and terrestrial ecosystems under global change. Global change biology, 22(7), 2489-2504.

Schindler, D. E., & Smits, A. P. (2017). Subsidies of aquatic resources in terrestrial ecosystems. Ecosystems, 20(1), 78-93

Soininen, J., Bartels, P., Heino, J., Luoto, M., & Hillebrand, H. (2015). Toward more integrated ecosystem research in aquatic and terrestrial environments. BioScience, 65(2), 174-182.

Soliveres, S. et al. (2016). Biodiversity at multiple trophic levels is needed for ecosystem multifunctionality. Nature, 536(7617), 456-459.

DGL NACHWUCHSPREIS 2017

Stärken und Schwächen DNA-basierter Gewässerbewertung

Vasco Elbrecht[1,2], Edith Vamos[1], Kristian Meissner[3], Jukka Aroviita[4] & Florian Leese[1]

[1]Aquatische Ökosystemforschung, Universität Duisburg-Essen, Deutschland, [2]Centre for Biodiversity Genomics, University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada (elbrecht@uoguelph.ca), [3]Finnish Environment Institute, SYKE, Jyväskylä, Finland, [4]Finnish Environment Institute, SYKE, Oulu, Finland

Keywords: Gewässerbewertung, DNA-Metabarcoding, Makrozoobenthos, Hochdurchsatz-Sequenzierung, Methoden-Validierung

Ein Video vom Plenar-Vortrag ist auf YouTube verfügbar: youtube.com/watch?v=yf2_DPv-FrC0

Einleitung

Makrozoobenthos wird seit Jahrzehnten genutzt, um den ökologischen Zustand von Gewässern zu erfassen und anschließend gegebenenfalls durch gezielte Maßnahmen die Gewässerökosysteme zu verbessern. Die morphologische Bestimmung von Invertebraten spielt dabei eine entscheidende Rolle, ist etabliert und Qualitätssicherungsinstrumente in Deutschland so wie einigen anderen Ländern sind implementiert. Allerdings gibt es bei mehreren Taxa mit der Bestimmung von larvalen Stadien Schwierigkeiten, weshalb diese häufig nur bis zu einem höheren taxonomischen Niveau (in der Regel Familie oder Gattung) erfolgen kann. Hier eröffnen die DNA-basierten Methoden neue Möglichkeiten, mit welcher morphologische Bestimmungen ergänzt werden können (z.B. bei den Chironomiden-Larven, Sweeney *et al.* 2011). Wie bei einem Produkt im Supermarkt kann dabei ein Bereich der DNA von jeder Art gelesen und mit einer Referenz-Datenbank abgeglichen werden. Dadurch können auch schwierig zu bestimmende Larven identifiziert werden, wenn verlässliche Referenz-Sequenzen von z.B. adulten Tieren in der Datenbank vorhanden sind.

Auch wenn mit dieser auch als „DNA Metabarcoding“ bezeichneten Methode ganze Monitoring-Proben auf ein mal identifiziert werden können, so kommt diese neue Methode nicht ohne Schwächen (Abbildung 1). So können nicht alle Arten genetisch gleich gut detektiert werden (sog. „primer bias“), oder mache werden sogar überhaupt nicht detektiert, obwohl sie morphologisch klar zu erkennen sind (Piñol *et al.* 2014; Elbrecht & Leese 2015). Zusätzlich können kleine und seltene Taxa schnell übersehen werden, da sie auch nur wenig DNA enthalten und entsprechend von der DNA der großen und abundanten Arten in der Probe regelrecht 'überschwemmt' werden können (Elbrecht *et al.* 2017a). Die Probleme mit den Primern, d.h. den Sonden für die Polymerase-Kettenreaktion, als auch der variablen Biomasse vieler Arten machen es bislang unmöglich mit Metabarcoding Taxon-Abundanzen zu ermitteln. Auch Referenz-Datenbanken, wenn auch oft weitgehend komplett, können noch Lücken und Fehler auf-

weisen, um nur einige der Probleme zu nennen. Dennoch kann der Einsatz von DNA Metabarcoding auch Vorteile haben, z.B. aufgrund der für manche Arten erhöhten taxonomischen Auflösung und der großen Vergleichbarkeit.

Nach vielen Validierungen und Optimierungen von sowohl labortechnischen als auch bioinformatischen Metabarcoding-Elementen gilt es in dieser Studie ein mögliches Metabarcoding-Protokoll praxisnah zu testen. Dazu wurden vier neue Primer-Sets entwickeln, welche die Fehler bei der DNA-basierten Art Erkennung nicht eliminieren aber deutlich verringern (Elbrecht & Leese 2017). Dies wurde in dieser Studie in Zusammenarbeit mit dem Finnischen Umweltinstitut (SYKE) anhand von 18 Monitoring Proben getestet, welche einen direkten Vergleich der DNA und Morphologie basierten Bestimmung zulässt.

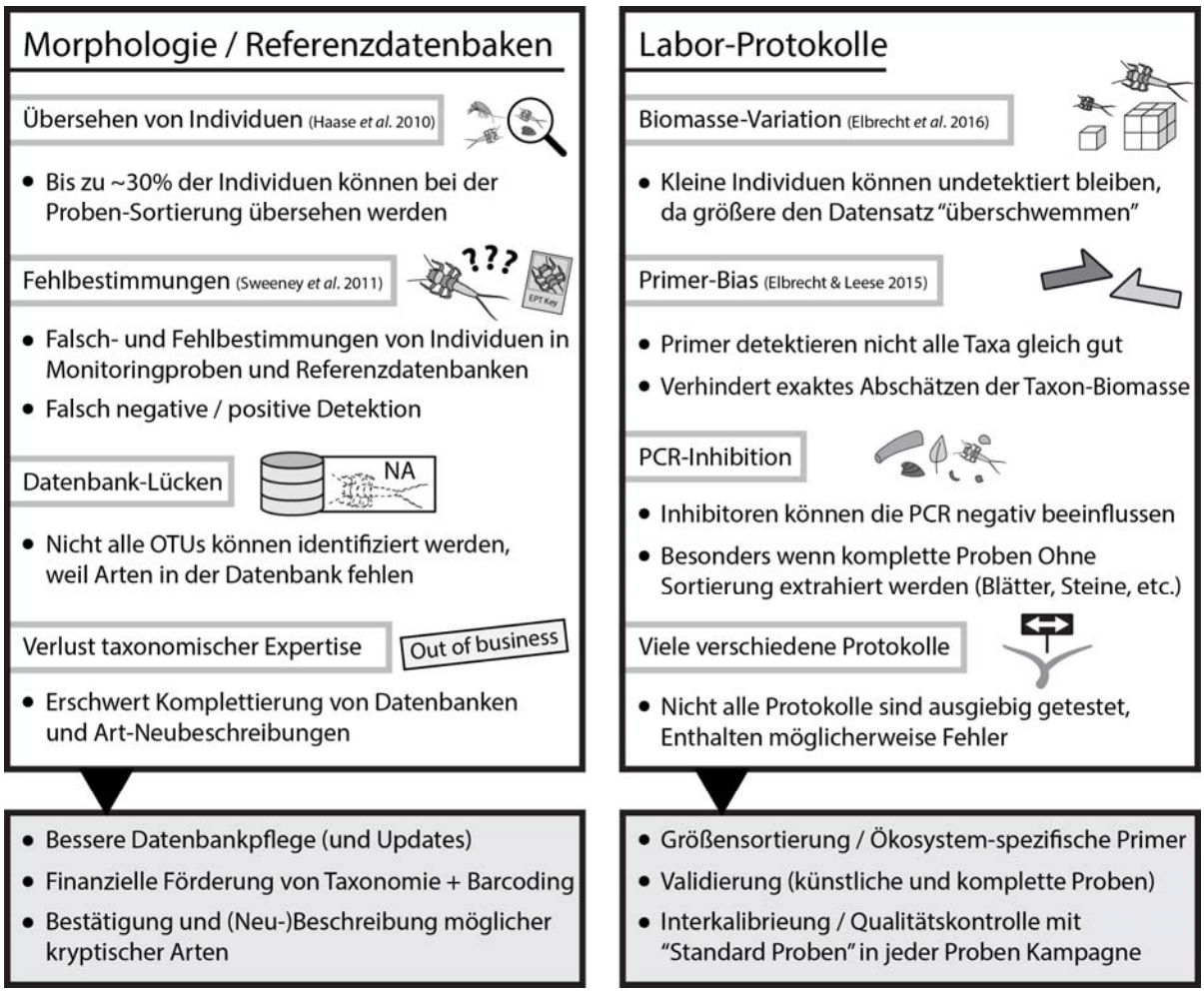


Abb. 1: Technische Herausforderungen der DNA-basierten Erfassung von Makroinvertebraten für die Gewässerbewertung.

Material und Methoden

Stärken und Schwächen von DNA-Metabarcoding wurden anhand von Makrozoobenthos Proben aus 18 Finnischen Flüssen untersucht. Alle Proben wurden im Rahmen des Gewässermonitorings genommen und von Finnischen Taxon-Experten bestimmt. Für das DNA-Metabarcoding wurde jede der Proben anschließend getrocknet, fein zermörsert und die DNA extrahiert. Mit vier verschiedenen Primer-Kombinationen wurde ein spezifischer Genabschnitt kopiert und

auf einem Hoch-Durchsatz-Sequenzierer sequenziert. Nach bioinformatischer Auswertung der Millionen von generierten Sequenzen und Abgleich mit der BOLD Referenz-Datenbank (Ratnasingham & Hebert 2007), konnten die Morphologie und DNA-Metabarcoding-basierten Taxa-Listen miteinander verglichen werden.

Ergebnisse

Über DNA-Metabarcoding konnte im Vergleich zu den morphologischen Bestimmungen in allen Proben mehr Arten detektiert werden (durchschnittlich >50% mehr, Abbildung 2). Auch die taxonomische Auflösung war mit der DNA-basierten Methode höher, d.h. über 70% der Taxa konnten auf Artlevel bestimmt werden. Dennoch wurden auch ca. 30% der morphologisch identifizierten Arten nicht mit DNA-Metabarcoding erfasst (Abbildung 3). Zusätzlich konnte DNA-Metabarcoding keine verlässlichen Abundanz oder Biomasse-Daten generieren und blieb entsprechend beschränkt auf vorhanden/nicht-vorhanden Daten. Dennoch, sind zumindest die Ergebnisse der Gewässerbewertung sehr ähnlich, wenn Morphologie oder DNA-Metabarcoding basierte Taxalisten für die Berechnung der Finnischen Indices verwendet werden (lineare Regression, $p < 0.001$).

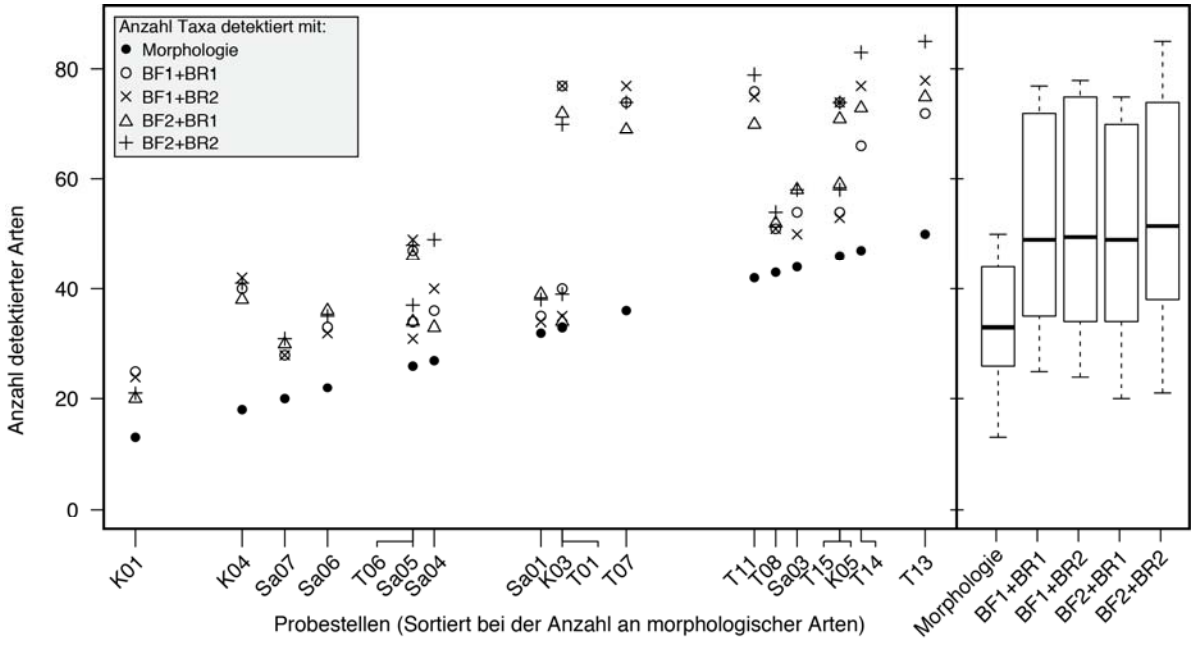


Abb. 2: Anzahl der detektierten Arten in 18 Finnischen Probestellen anhand morphologischer Bestimmung und DNA-Metabarcoding. Die Boxplots (rechts) vergleichen die über beide Methoden detektierten Arten, im Falle des DNA-Metabarcodings anhand vier verschiedener Primer-Kombinationen (BF/BR).

Diskussion

Auch wenn die Referenzdatenbanken bislang noch nicht vollständig sind konnten über DNA-Metabarcoding mehr Taxa identifiziert werden als mit morphologischen Methoden. Dies lag daran, dass zahlreiche der Larven morphologisch nur schwer auseinander zu halten sind (Sweeney *et al.* 2011). Auch die Gewässerbewertungs-Ergebnisse mit beiden Methoden sind

sehr ähnlich. Dennoch hat Metabarcoding aktuell noch Nachteile. Einige Taxa, die morphologisch klar identifiziert werden konnten, werden mit der DNA-basierten Methode nicht erkannt. Dies liegt zum Teil an Unterschieden in den Primer-Bindestellen bei manchen Taxa. Diese verhindern auch die genaue Abschätzung von Artabundanzen oder Biomasse. Die Anzahl von Individuen je Art ist jedoch ein wichtiger Aspekt, welcher laut Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) erhoben werden muss. Studien aus dem marinen Bereich (Aylagas *et al.* 2014) und auch erste Tests mit Makrozoobenthos Monitoring-Daten zeigen jedoch, dass Abundanzen nicht zwingend für ein verlässliches Bewertungsergebnis erforderlich sind. Während DNA-Metabarcoding also das jetzige Gewässerbewertungssystem sinnvoll unterstützen können, indem die morphologische Taxon-Bestimmung durch DNA basierte Methoden deutlich genauer und standardisierter wird, so wird es noch einige Jahre dauern bis die neue Methode mit der traditionellen Methode interkalibriert ist, Faktoren wie der Primer-Bias eliminiert sind und somit das Verfahren in der Routinebewertung für Makrozoobenthos eingesetzt werden kann.

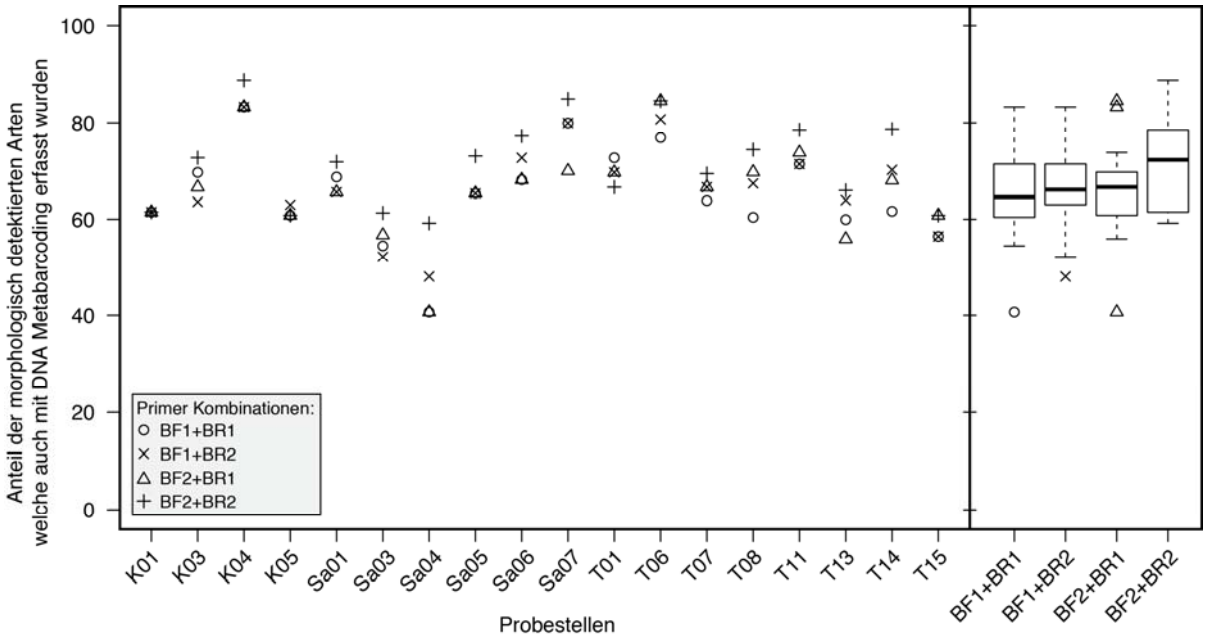


Abb. 3: Anzahl der detektierten Arten mit morphologischer Bestimmung und DNA-Metabarcoding. Die Boxplots vergleichen den Anteil der erfassten Arten in allen 18 Probestellen mit verschiedenen Primer-Kombinationen (BF/BR).

Dennoch ist das Potenzial DNA-basierter Methoden in Zukunft für das Monitoring klar erkennbar. Die Labormethoden funktionieren prinzipiell sehr verlässlich, technische Replikate belegen, dass die Abweichungen zwischen Proben sehr gering sind. Insbesondere müssen bestehende Referenzdatenbanken weiter ausgebaut werden. Hier ist die langfristige Zusammenarbeit klassischer und molekularer Taxonomen wichtig. Auch bieten die zahlreichen neu-entdeckten Arten Möglichkeiten für Taxonomen und Ökologen diese Arten zu beschreiben und deren Biologie zu charakterisieren. Nur dann können Sie sinnvoll in das Bewertungssystem eingebunden werden. Auch für andere Disziplinen können die Daten, welche mit DNA-basiertem Monitoring erhoben werden, relevant sein, z.B. durch sehr präzise Artverbreitungs-Karten oder Informationen über die genetische Diversität und somit das mögliche Ausbreitungs- und Wiederbesiedlungs-Potenzial der verschiedenen Taxa (Hughes *et al.* 2009; Elbrecht *et al.* 2017b).

Wir hoffen zudem, dass die höhere taxonomische Auflösung auch die Genauigkeit der Gewässerbewertungen weiter verbessern kann, was ein noch besseres Management unserer Ökosysteme ermöglichen würde.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

DNA-Metabarcoding funktioniert und kann die bestehende Morphologie basierte Gewässerbewertung sinnvoll ergänzen. Allerdings muss die DNA-basierte Methode weiter optimiert und bedacht in das bestehende Bewertungssytem integriert werden. Die ersten Schritte dazu werden derzeit im EU Projekt DNAqua.Net mit Teilnehmern aus 47 Ländern angegangen (Leese *et al.* 2016). Wir hoffen auf eine produktive Kooperation der Universitäten, Behörden, Planungsbüros und Gewässermanagern in diesem sowie weiteren Projekten, um einen sinnvollen Einsatz DNA-basierter Methoden für die Gewässerbewertung zu entwickeln.

Danksagung

F.L. und V.E. wurden von der Kurt Eberhard Bode-Stiftung finanziert. V.E., F.L. und K.M. wurden außerdem unterstützt von der COST Action DNAqua.Net (CA15219). K.M. wurde unterstützt von der Academy of Finland Projekt DETECT (289104).

Literatur

Aylagas, E., Borja, A. & Rodríguez-Ezpeleta, N. (2014). Environmental status assessment using DNA metabarcoding: towards a genetics based Marine Biotic Index (gAMBI). (S. Consuegra, Ed.). *PloS one*, **9**, e90529.

Elbrecht, V. & Leese, F. (2015). Can DNA-Based Ecosystem Assessments Quantify Species Abundance? Testing Primer Bias and Biomass—Sequence Relationships with an Innovative Metabarcoding Protocol (M. Hajibabaei, Ed.). *PloS one*, **10**, e0130324–16.

Elbrecht, V. & Leese, F. (2017). Validation and development of freshwater invertebrate metabarcoding COI primers for Environmental Impact Assessment. *Frontiers in Freshwater Science*.

Elbrecht, V., Peinert, B. & Leese, F. (2017a). Sorting things out: Assessing effects of unequal specimen biomass on DNA metabarcoding. *Ecology and Evolution*, **7**, 6918–6926.

Elbrecht, V., Vamos, E.E., Steinke, D. & Leese, F. (2017b). Assessing intraspecific genetic diversity from community DNA metabarcoding data. *PeeJ Preprints*, 1–8.

Hughes, J.M., Schmidt, D.J. & FINN, D.S. (2009). Genes in Streams: Using DNA to Understand the Movement of Freshwater Fauna and Their Riverine Habitat. *BioScience*, **59**, 573–583.

Leese, F., Altermatt, F., Bouchez, A. & Ekrem, T. (2016). DNAqua-Net: Developing new genetic tools for bioassessment and monitoring of aquatic ecosystems in Europe. *Research Ideas and Outcomes*.

Piñol, J., Mir, G., Gomez-Polo, P. & Agustí, N. (2014). Universal and blocking primer mismatches limit the use of high-throughput DNA sequencing for the quantitative metabarcoding of arthropods. *Molecular ecology resources*, **15**, 1–12.

Ratnasingham, S. & Hebert, P. (2007). BOLD: The Barcode of Life Data System (http://www. barcodinglife. org). *Molecular Ecology Notes*, **7**, 355–364.

Sweeney, B.W., Battle, J.M., Jackson, J.K. & Dapkey, T. (2011). Can DNA barcodes of stream macroinvertebrates improve descriptions of community structure and water quality? *Journal of the North American Benthological Society*, **30**, 195–216.

Copy of manuscript: **Fabian, J., Zlatanovic, S., Mutz, M., and Premke, K. (2017). Fungal-bacterial dynamics and their contribution to terrigenous carbon turnover in relation to organic matter quality. *ISME J.* 11. doi:10.1038/ismej.2016.131**
Supplementary Information accompanies this paper on The ISME Journal website (http://www.nature.com/ismej)

Fungal-bacterial dynamics and their contribution to terrigenous carbon turnover in relation to organic matter quality

Jenny Fabian[1], Sanja Zlatanovic[2], Michael Mutz[2], Katrin Premke[1]

[1] Department Chemical Analytics and Biogeochemistry, Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), 12587 Berlin, Germany, [2]Department of Freshwater Conservation, BTU-Cottbus Senftenberg, 15526, Bad Saarow, Germany

Keywords: PLFA, CO_2, stable isotopes, aquatic environments, carbon quality

Introduction

Freshwater ecosystems receive and process large amounts of terrigenous C (Cole et al., 2007), often in the form of leaf litter (Fisher and Likens, 1973; Tank et al., 2010). Herein, microbial heterotrophs greatly contribute to terrestrial-aquatic C cycling (Battin et al., 2008, Ward et al., 2013). The terrigenous subsidy is either assimilated into biomass, providing energy and nutrients for higher trophic levels of the food web (Attermeyer et al., 2013; Marcarelli et al., 2011), or mineralized to CO2, contributing substantially to global biogeochemical fluxes (Bardgett et al., 2008; Rousk and Bengtson, 2014; Battin et al., 2016).

Notably, the particulate forms of terrigenous C have a highly complex aromatic chemical structure and large C to nutrient stoichiometry (McGroddy et al., 2004; Lau et al., 2008); they are therefore considered quite refractory toward microbial decomposition (Kleber et al., 2011; Attermeyer et al., 2014). Yet, modern research implies that environmental factors, rather than the chemical structure, control the microbial decomposition of terrigenous particulate organic matter (POM). Microbial communities respond rapidly to changes in their environment in two ways, either through variation in the species composition and/or metabolic activity (Comte and del Giorgio, 2011), both of which shape their performance in terrigenous POM cycling. Therefore, identifying drivers for the microbial turnover of terrigenous POM at the community level is fundamental to understand the role of aquatic decomposers in terrestrial-aquatic C cycling (Rousk and Bengtson, 2014).

Bacterial and fungal heterotrophs dominate microbial decomposer communities (Hieber and Gessner, 2002). However, these groups are phylogenetically distant and differ in their metabolic requirements and cellular capabilities (Mille-Lindblom and Tranvik, 2003). The typical filamentous structure of most fungi facilitates their penetration into particulate substrates, whereas bacteria are suspended in or attached to substrates (Baldy et al., 1995). Fungal decomposers also have a lower metabolic nutrient demand (reviewed in Danger et al., 2016) and wider enzymatic capabilities than bacteria, which allow them to mineralize low-quality substrates like particulate leaf litter (Güsewell and Gessner, 2009). However, bacteria are characterized by shorter turnover and higher metabolic activities

(Bardgett et al., 1999; Attermeyer et al., 2013). Consequently, fungi and bacteria occupy different functional niches in POM decomposition: fungi act as primary degraders of particulate, predominately terrigenous C and bacteria act as rapid recyclers of simply structured nutrient-rich OM compounds (Gessner et al., 2007; Krauss et al., 2011).

The relative abundance of fungi and bacteria varies among different POM pools (Findlay et al., 2002), which can have profound effects on ecosystem functioning (Rinnan and Bååth, 2009; Strickland et al., 2009) with regard to their functional niche in the mineralization of terrigenous OM (De Graaff et al., 2010). However, studies simultaneously evaluating the different ecological roles of both fungi and bacteria are scarce, especially in the relation to environmental factors (Schneider et al., 2012), and such investigation is mainly limited to soil studies (Rousk and Bååth, 2007). Moreover, the contribution of fungi and bacteria to OM degradation is not solely a function of their abundance, but of their metabolic activity that varies with changes in POM quality (Meidute et al., 2008; Brandstätter et al., 2013).

The availability of leaf litter for microbial degradation increases in the presence of algae-derived OM (Danger et al., 2013; Ward et al., 2016) denoting that energy rich OM aid in the microorganisms' metabolic capabilities to degrade more complex, low-quality carbon (Kuehn et al., 2014). Yet, whether this newly available substrate is assimilated or mineralized seems to be determined by the phosphate (P) availability (Rier et al., 2014). Hence, this study is aimed at deliberately exploring how POM pools of substrates of different qualities, such as algae and leaf litter, determine the relative contributions of fungal and bacterial groups to POM degradation. We hypothesized that i) the quality of POM pools determines the microbial performance in POM decomposition, ii) algal POM stimulates the metabolic activity of fungi and bacteria towards leaf litter POM decomposition rather than their abundance, and iii) the contribution of bacteria to terrigenous C turnover varies with the C:P stoichiometry of algal substrates.

Using a stable-isotope approach, we incubated natural streambed sediments with different POM pools. These pools were generated through the combination of high-quality (algal POM) and low-quality terrigenous (litter POM) substrates that were 13C-labelled to directly trace their microbial mineralization through continuous measurements of 13CO2: total CO2 production. We further combined microbial respiration measurements with the analysis of aquatic phospholipid-derived fatty acid biomarkers (PLFA) to link microbial activities to microbial community dynamics for fungi and bacteria. The combination of PLFA biomarker analysis with stable-isotope analysis further provides information on the acquisition of different substrates distinct in their isotopic signature. Thus, we were able to directly determine group-specific changes in substrate utilization (Neufeld et al., 2007) in relation to the substrate composition of the applied POM pools.

Consequently, the results from this study provide important implications for our understanding of terrigenous C transformation in aquatic ecosystems and thus contribute to a better understanding of the role of microbial decomposers in terrestrial-aquatic C cycling.

Material and methods

Experimental procedures

Microbial sediment communities were incubated for 46 days under stable climate conditions (in the dark at 20°C) together with POM pools that differed in their quality composition (Figure 1a). Therefore, natural sandy sediments were incubated in gastight sealed cylinders (acrylic glass, d=11.5 cm, h=20 cm) with artificial water (AW, modified after Lehman 1980, containing 20 mg $CaCl2\ l^{-1}$, 15 mg $MgSO4 \cdot 7H2O\ l^{-1}$, 20 mg $NaHCO_3\ l^{-1}$ and 20 µl l^{-1} SL10 solution of trace elements mixed in bi-

distilled water, without PO_4^{-3} or NO_3^{-2} addition and autoclaved) that recirculated through the sediment in the downward direction at a pore water velocity of about $0.9x10^{-4}$ m s-1 (after Angermann et al., 2012). AW was allowed to enter the chamber through a side port in the chamber wall, about 2 cm above the water level, to ensure fast equilibration of CO_2 between water and the headspace needed for respiration analysis and to prevent anoxic conditions (Figure 1b). We chose AW as the percolation medium to avoid uncontrolled introduction of microbial communities and organic carbon substrates or other nutrients.

We sampled the sediments from a ripple region (upper 2 cm) of a lowland stream (Rheinsberger Rhin, 52°34'25"N 14°6'12"E, Brandenburg, Germany) characterized by regular sediment movement as well as intensive vertical water exchange and thereby intrusion of oxygen. The sampling area is surrounded by mixed forests and characterized by low nutrient loading and low OM sandy sediments. After sampling, we sieved the sediment with stream water through 90- and 1000-µm meshes to remove the silt and clay as well as the coarse POM fraction. We let the resulting sediment slurries acclimate from in situ (2°C) to experimental conditions in a stepwise (1-1.5°C d^{-1}), 2-week-long procedure while allowing percolation by AW. After acclimation, we mixed the organic substrates into the sediment according to our treatments and subsequently filled the resulting slurries into the incubation cylinders (4 replicates each). The slurry approach was essential to ensure equal starting conditions for all treatments with respect to the composition of the microbial community and POM treatments and is commonly used in studies interrelating environmental effects on microbial performance (e.g. (Marotta et al., 2014; Dyksma et al., 2016).

The different sediment POM pools were generated through the combination of three ^{13}C-labelled POM substrates that differed in quality with respect to chemical structure and nutrient content. These were: pre-leached beech litter (1-2 mg Beech*gDW^{-1}, $\delta^{13}C$=4500 ‰) as a proxy for low-quality, stream POC of terrestrial origin, characterized by a highly complex aromatic structure and low nutrient content (C:N:P=187:2:1); two algal substrates (6-12 µg Algae*gDW^{-1}) as proxy for high-quality, stream POC of aquatic origin. Both algal substrates differed in their P content and are referred to as Algae HighCP*gDW^{-1} (C:N:P=80:10:1, δ13C=503 ‰) and Algae LowCP*gDW^{-1} (C:N:P=36:5:1, $\delta^{13}C$=488 ‰) throughout the manuscript. Compared to the beech litter, the two algal substrates are characterised by a less complex molecular structure and higher nutrient content that is assumed to be easily available for microbial decomposition. A detailed description of the applied OM substrates, including their preparation, has been provided in the Supplementary Methods. We amended the sediment with these three substrates in 5 different ways, resulting in 5 treatments that differed in their substrate composition of the sediment POM (Figure 1a): sediment with algae HighCP; sediment with algae LowCP; sediment with beech litter; sediment with beech litter and algae HighCP; and sediment with beech litter and algae LowCP. In addition to our treatments, we incubated 4 chambers with non-amended sediment (control) and applied the same handling to the entire preparation and incubation process.

We monitored microbial C respiration by sampling the headspace CO_2 ($emCO_2$) every 6 hours throughout the incubation. In addition, we sampled the water and sediment at the beginning (day 0) and the end (day 46) to obtain information on differences in the composition of the microbial decomposers, their metabolic activity (respiration and substrate specific assimilation), and nutrient consumption. During sampling, we collected the sediment in sterile falcon tubes using a laboratory spoon and the water in an Erlenmeyer flask through a port in the chambers' sidewall. For the start sample (day 0), we collected the sediment and water about 6 hours after amendment with OM substrates and filling into incubation chambers to allow settling of the initially suspended sediment particles before the sampling.

Community composition of the microbial decomposers

Information on the composition of microbial decomposers was obtained through phospholipid fatty acid (PLFA) analysis from sampled sediments at days 0 and 46. PLFA are present in the membranes of all living cells and rapidly degrade to neutral lipids upon cell death (reviewed in Willers et al., 2015), hence offer sensitive and reproducible measurements for characterizing microbial communities (e.g. Boschker and Middelburg, 2002; Weise et al., 2016). We extracted total lipids from 15 g of freeze-dried sediment using a well-established modified method described by Frostegard et al. (1991) and Steger et al. (2011). A detailed description on the extraction and analysis of PLFA from the sediments is given in the Supplementary Methods. The concentration of each identified microbial PLFA was corrected to the total concentration of microbial PLFA to compensate for variations resulting from PLFA extraction. We identified 14 PLFA that occur in the membranes of bacteria (i15:0, a15:0, i17:0), fungi (18:2ω6), and both microbial groups (14:0, 15:0, 16:1ω9c/7c, 16:1ω9t, 17:0, cy17:0, 18:0, 18:1ω9c, 18:1ω9t/7c, 18:3ω6/3, cy19:0). Certain PLFA were assigned to separate fungi (c18:2ω6) from heterotrophic bacteria (i15:0) based on previous research (Boschker and Middelburg, 2002; De Carvalho and Caramujo, 2014) to disentangle their metabolic activity with respect to C assimilation from the introduced substrates.

Microbial C mineralization

Microbial C mineralization (C min), and thereby microbial activity, was measured as gaseous CO_2 emitted ($emCO_2$) during a 6 hour incubation period (equation 1). Total C mineralization was calculated from the sum of water total inorganic carbon (ΔTIC_{Water}) and $emCO_2$ produced during 46 days (d) of incubation, expressed as a percentage of sediment total organic carbon (TOC), according to equations 2 and 3.

$$\text{C min} = \frac{\text{emCO}_2}{\text{h}} = \frac{[CO_2]^{t=6\,h}_{headspace} - [CO_2]^{t=0\,h}_{headspace}}{\Delta\text{t}} \quad (1)$$

$$\Delta\, TIC = TIC^{t=day\ 46}_{water} - TIC^{t=day\ 0}_{water} \quad (2)$$

$$\text{Total C min} = \frac{\left(\sum_{d=0}^{46} \frac{emCO_2}{24\,h}(d) + \Delta\, TIC\right)}{sediment\ TOC} \times 100 \quad (3)$$

The concentration and isotopy of $emCO_2$ was measured every 6 h using an Off-Axis Integrated-Cavity Output Spectroscope (Off-Axis ICOS CCIA, Los Gatos Research, CA, USA) connected to the chambers' headspace through tubes. The superscripts 't=6 h' and 't=0 h' represent the end and start of the incubation period. Every 12–24 h, we calibrated the instrument against an internal standard gas (70% N_2, 30% O_2 and 0.15% CO_2, Airliquide, Germany) and against the international standard Vienna Pee Dee Belemnite values to correct for isotope drifting, yielding a precision of 2‰ for $\delta^{13}C$ and 1 ppm for CO_2 concentration. The detailed description of headspace CO2 analysis is provided in the Supplementary Methods. TIC was analysed immediately after sampling according to DIN EN 1484 (DEV, H3) on a multi N/C 3100 Analyzer (Jena Analytics, Germany).

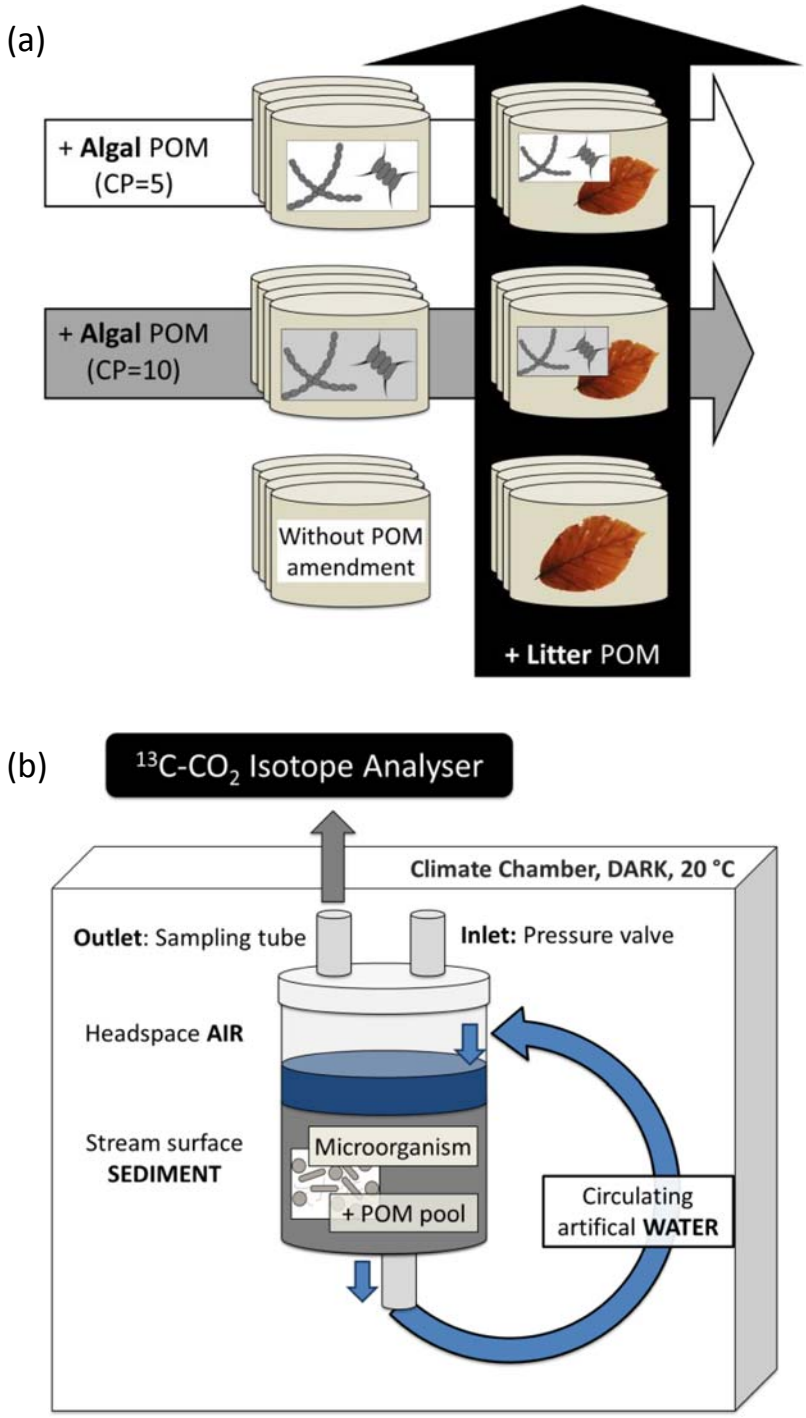


Figure 1 (a) Treatments applied on the sampled sediments with respect to organic C modifications. Beech litter, algae (High C:P), and algae (Low C:P) were added as single substrate modifications (ALGAE or BEECH modification) or a mixture of these was used for the mixed modifications (MIXED modifications: Algae + Beech). (b) Experimental set-up of incubation chambers with a focus on the flow path for artificial water.

Food source elucidation of the respired (emCO2) and microbial fixed carbon (PLFA)

For single OM modifications, we applied a two-source mixing model approach proposed by Cheng (1996) on $emCO_2$ to separate the sediment OM-derived CO_2 emission (C_{SED}) and algae-derived CO_2 emission (C_A) using equations 4 and 5:

$$C_{SED} = emCO_2 \times \frac{(\delta^{13}emCO_2 - \delta^{13}C_A)}{(\delta^{13}C_{SED} - \delta^{13}C_A)} \quad (4)$$

$$C_A = emCO_2 - C_{SED} \quad (5)$$

For mixed OM modifications (beech and algae together), we applied a two-source mixing model approach (equations 6 and 7) to separate for sediment+algae OM-derived CO_2 respiration (C_{SED+A}) and beech litter-derived CO_2 respiration (C_{BEECH}). In this approach, we treated the sediment and algal C as one C source and beech litter C as the second possible C source.

$$C_{SED} = \frac{(\delta^{13}emCO_2 - \delta^{13}C_{BEECH})}{(\delta^{13}C_{SED+A} - \delta^{13}C_{BEECH})} \quad (6)$$

$$C_{BEECH} = emCO_2 - C_{SED+A} \quad (7)$$

We obtained C_T and δC_T from Keeling plot analyses of emCO2 (Pataki, 2003). $\delta^{13}C_A$, $\delta^{13}C_{SED+A}$, and $\delta^{13}C_{BEECH}$ were assumed to be equal to $\delta^{13}C$ of the POM, based on the report by Mary (1992), where fractionation during microbial degradation processes was shown to be negligible.

We used the same mixing model approach on specific PLFA biomarkers to separate for sediment OM and substrate derived C assimilated into the different biomarkers. We obtained CT and δT from the specific PLFA biomarkers after correcting δT using a fractionation factor of 5‰, which is an average according to Boschker and Middelburg (2002). Fractionation factors may vary slightly between 1-3 ‰ for different PLFA biomarkers and according to environmental conditions; however, these variations are negligible because of the high enrichment achieved with our tracer approach.

Nutrient analysis

Prior to analysis, we freeze-dried and grinded the sediments sampled at days 0 and 46. For TP analysis, we applied the ammonium molybdate spectrometric method (DIN EN ISO 6878 2004). OC and TN determinations were performed according to DIN EN 1484 1997 using an Elementar Vario EL cube, Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, Germany.

Dissolved nutrients were analyzed from water sampled at day 0 and 46 after filtration through a 0.45 µm cellulose acetate filter (Sartorius Stedim Biotech GmbH, Goettingen, Germany). Soluble reactive phosphorus (SRP) was determined photometrically on a UV/VIS-Photometer CARY 1E (VARIAN,Darmstadt, Germany) according to DIN EN ISO 11732 modified after Murphy and Riley (1962). Dissolved inorganic nitrogen (DIN, sum of NO_3^{2-} and NH_4^+) was analyzed according to DIN EN 1189 on a CFA-Photometer Skalar SAN (Skalar Analytical B.V., Breda, The Netherlands) and dissolved organic carbon (DOC) according to DIN EN 1484 on a multi N/C 3100 Analyzer (Jena Analytics, Jena, Germany).

Statistical analysis

To evaluate and visualize changes in the composition of microbial communities according to our treatments, we performed a non-metric dimensional scaling (NMDS, three dimensions) ordination and nonparametric MANOVA (i.e. PERMANOVA) on computed pairwise Bray-Curtis dissimilari-

ties on proportional data of all the identified microbial PLFA (after Hall et al., 2010). We also performed principal component analysis (PCA) to identify important fatty acids that showed different results between our POM treatments at day 46. PCA was performed on a correlation matrix generated from proportional lipid data and the ratio of bacterial to fungal PLFA biomarker (i15:0 to 18:2ω6) from sampling day 46. We further applied non-parametric Kruskal-Wallis rank sum tests with subsequent post hoc Dunn´s tests with Bonferroni correction to test for treatment effects (n=3 to 4) with regard to the consumption of nutrients, assimilation of beech C into microbial PLFA, and changes in fungal (c18:2ω6) and bacterial (i15:0) group-specific PLFA biomarkers. We determined the significances of differences between treatments for cumulative respiration of beech-derived C throughout the final incubation period ($30 \leq t \leq 46$) by computing a linear mixed-effects model (LME). The fixed structure was set as the interaction for treatment + control (6 levels) and sampling time (11 levels), and for the random structure, we allowed different intercepts for each replicate. Each LME was followed by a model validation to check the residuals for normal distribution and homogeneity of variances. Statistical significance of the interaction was tested using a likelihood-ratio test by comparing the model with and without the interaction. When the interaction was significant, we analysed each sampling time individually. The LMEs were followed by the conservative Turkey's post-hoc test to test significant differences between treatments. Further, we performed single linear regression (SLR) analysis to relate C turnover to the ratio of group-specific biomarkers. All statistical analyses were performed in the statistic software R using packages dunn.test MASS, multcomp, nmle, vegan and psych at a significance level of $P \leq 0.05$ (R Development-Core-Team, 2010).

Results

Sediment POM modifications resulted in 5 POM pools (treatments) that differ in their composition of labile and refractory substrates (Figure 1a) and nutrient content (Table 1).

Composition of microbial decomposers in relation to POM pools

NMDS ordination based on Bray-Curtis dissimilarity on proportional PLFA data (Figure 2a) showed a significant shift in the composition of all the identified PLFA after our treatment (PERMANOVA, Pseudo-F=2.901, P=0.003). Therein, the PLFA composition significantly differed between POM pools at the end of the incubation period (day 46) and was related to both the presence of algae as well as beech litter substrates within POM pools (PERMANOVA, Pseudo-F=4.237, P=0.003). Additionally, PCA on proportional PLFA data (Figure 2b) indicated that variation in the ratio of the abundance of fungi (18:2ω6) to heterotrophic bacteria (i15:0) explains 42.4 % of the observed interrelation between POM pools and PLFA composition. Thus, the abundance of fungal PLFA (Supplementary Figure S1b) increased in the presence of beech litter (Kruskal-Wallis, $\chi2(5)=15.663$, P=0.01) which was most pronounced for sediments incubated without algae (Beech, Dunn's test, P=0.01) and was independent of algal C:P stoichiometry in sediments amended with algae (Beech + Algae, Dunn's test, P=1). Further, PCA revealed that another 22.5% of the variation in PLFA data relates to the abundance of bacterial specific PLFA i15:0 but was not related to our POM modifications (Supplementary Figure S1a, Kruskal-Wallis on i15:0, $\chi2(5)=8.666$, P=0.12).

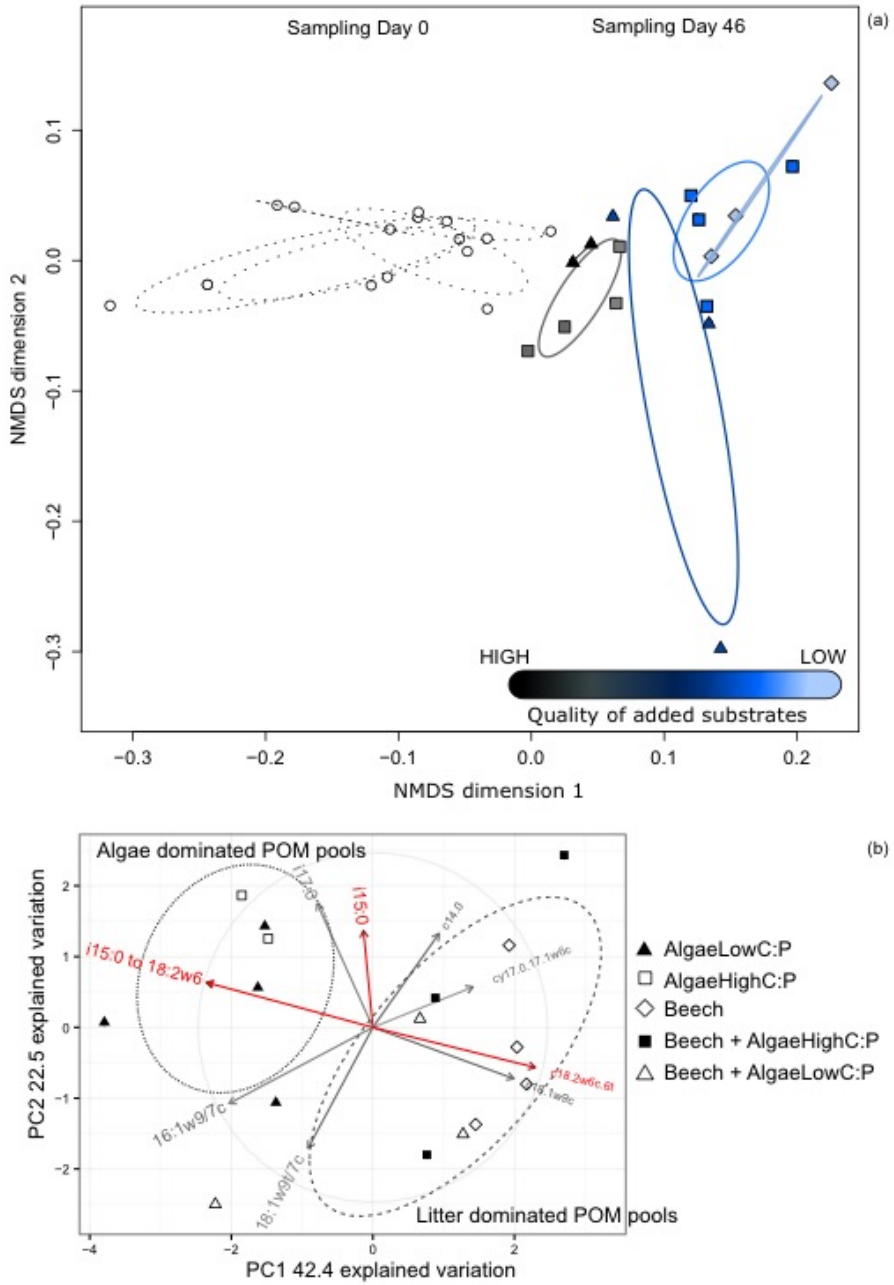


Figure 2 a) Non-metric multidimensional scaling ordination based on Bray-Curtis dissimilarity on PLFA data, Kruskal's stress=0.02. Open dots (dashed ellipses) and coloured squares or triangles (dashed ellipses) separate sediment samples taken 6 hours and 46 days after organic matter modifications, respectively. Colours separate the samples according to the modification: black=algae (lowCP); grey=algae (highCP); dark blue=algae (low CP) with beech litter; blue=algae (highCP) with beech litter; light blue=beech litter. Ellipses represent 95% intervals around centroids for each treatment. b) Principal component analysis of fatty acid profiles of sediments sampled at day 46 reveal a main shift in PLFA biomarkers for heterotrophic bacteria (i15:0) versus fungi (c18:2ω6) based on OM pool quality.

Mineralization of C substrates in relation to POM pools

Figure 3 and Supplementary Figure S2 show the resulting changes in C mineralization after our POM modifications. Cumulative C mineralization was significantly related to the composition of POM

pools (Supplementary Figure S2a, Kruskal-Wallis, $\chi^2_{(3)}$=11.514, P=0.01). Throughout the final incubation period (day 30 to day 46), C mineralization patterns in sediments amended with algal substrates (Figure S2a) were significantly related to algal nutrient stoichiometry (Dunn's test, P<0.01). Further, C mineralization was significantly related to algae C:P stoichiometry in sediments amended with beech litter (Kruskal-Wallis, $\chi^2_{(2)}$=7, P=0.03). Significantly higher mineralization rates were observed for POM pools of beech litter and P-enriched algae (LowCP, Dunn's test, P=0.018).

Stable-isotope analysis of the respired CO_2 provides information on OM substrates metabolized by the microbial community. Unfortunately, we lost the isotope data for the first 29 days of incubation due to technical problems. However, the available data indicate a general increase in the mineralization of beech litter POM and a decrease in the mineralization of algal POM throughout the incubation period (data not shown).

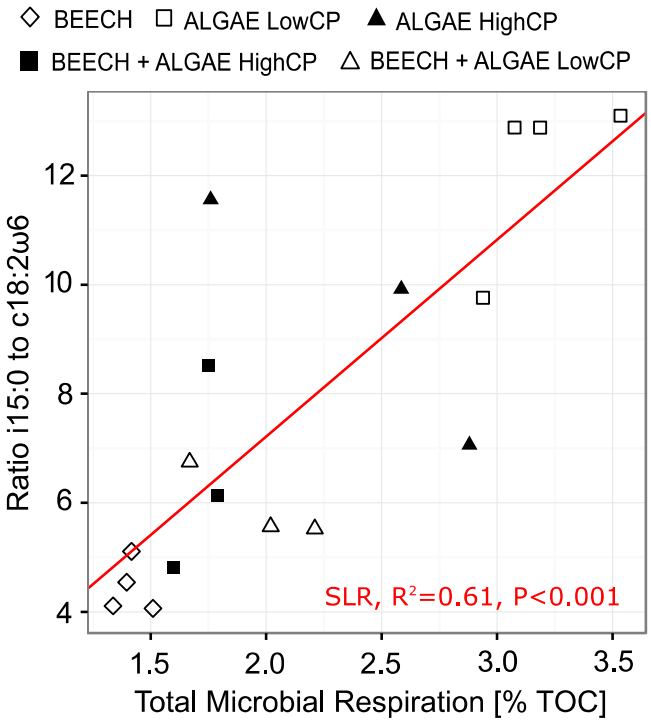


Figure 3 Community dynamics versus microbial respiration. Fungal (c18:2ω6) –bacterial (i15:0) dynamics relate to changes in C mineralization, where higher turnover rates were observed in the sediments with OM pools of higher quality.

Figure 4 gives an overview of the effect of algal POM on the mineralization of beech litter. Thus, 2-end member mixing model analysis of gaseous CO_2 revealed a significant relation between POM pools and the proportion of beech-derived C in mineralized C (Figure 4b, Kruskal-Wallis, $\chi^2_{(2)}$=7.86, P=0.01). Even so, the stimulative effect of algae OM on total C mineralization resulted in a higher amount of beech C respired throughout incubation (Figure 4a, LME, LowCP: P=0.026, High CP: P=0.058), which was unrelated to algal nutrient stoichiometry.

The observed differences in C mineralization were significantly related to fungal-bacterial ratios (Figure 3; SLR, R^2=0.61, P<0.001), i.e. higher C mineralization, as measured for sediments with a higher ratio of bacterial to fungal PLFA, which was the case when algal POM, in particular that of high nutrient content, was added.

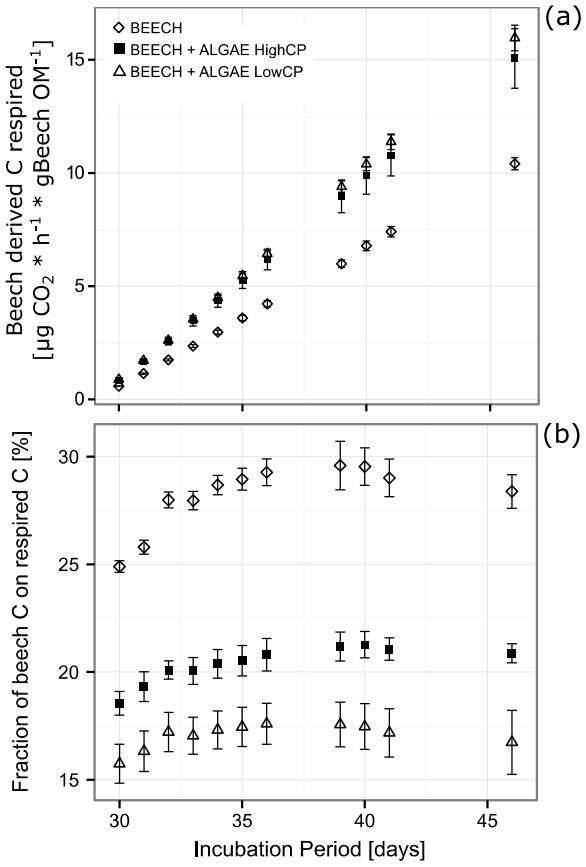


Figure 4 Effect of algal OM on a) overall and b) fractional beech C turnover. Addition of algal OM high in NP stimulated overall microbial respiration of beech-derived C but decreased the fractional utilisation of beech C. Data is shown for the incubation period from day 30 to day 46. Data is presented as the mean of replicates (n=3- 4) with standard deviation.

Effect of algal POM on the assimilation of beech litter by fungi and bacteria

^{13}C isotope analysis of phospholipids provides information on the substrates metabolized by fungi and bacteria in relation to our POM treatments. Figure 5 provides an overview of the ^{13}C isotope enrichment ($\delta^{13}C$) in all the identified PLFA at day 46, which was for all treatments up to 10-fold higher in fungal- (c18:2ω6) then in bacterial- and unspecific PLFA biomarkers. Incubation of sediments with POM pools of beech and beech + algae HighCP resulted in similar ^{13}C isotope enrichment in PLFA.

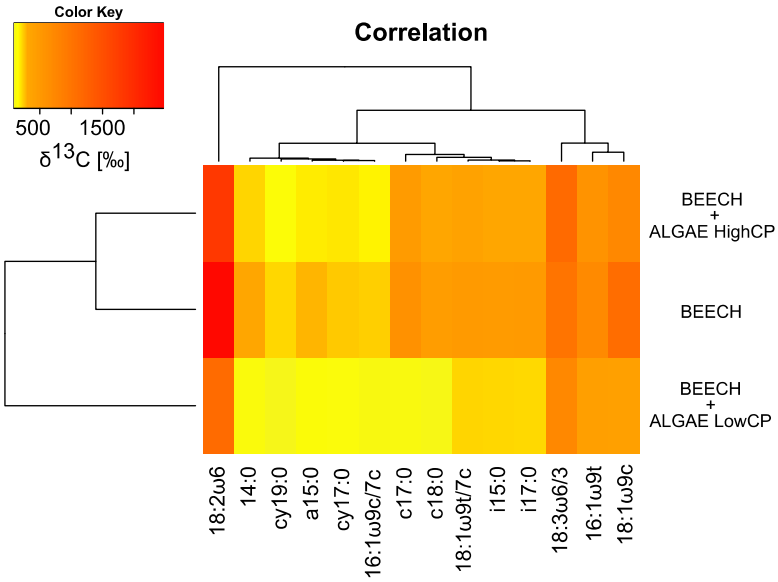


Figure 5 Overview of $\delta^{13}C$ enrichment in microbial PLFA for all OM modifications including beech OM. Similar stable isotope enrichment among PLFA is observed for OM modifications with only beech OM and in mixture with high C:P algae OM. Data is presented as mean of replicates (n=3- 4).

Total amount of beech C assimilated into PLFA specific for heterotrophic bacteria (i15:0) was related to the composition of POM pools (Figure 6, Kruskal-Wallis, $\chi^2_{(2)}$=5.6, P=0.06), more precisely stimulated in presence of High C:P algae (Dunn's test, P=0.04). In contrast, the amount of beech C assimilated into fungal PLFA was independent of algal presence (Kruskal-Wallis, $\chi^2_{(2)}$=3.84, P=0.15).

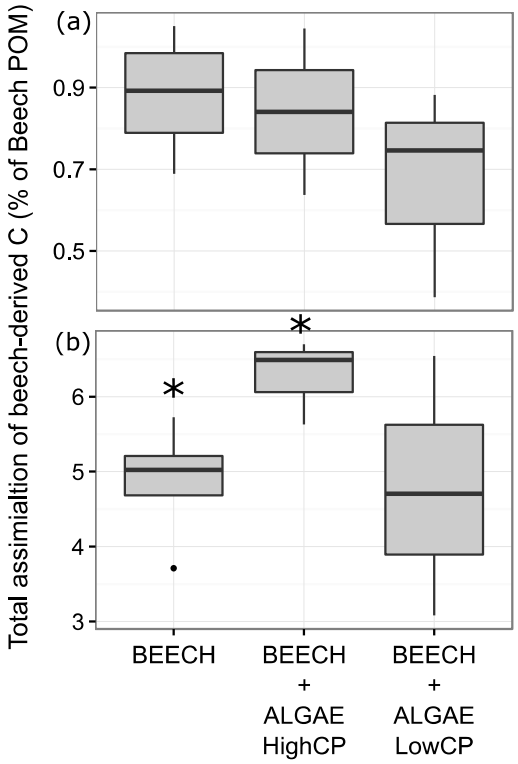


Figure 6 Amount of beech-derived C fixed into microbial PLFA after 46 days of incubation for (a) fungal PLFA (18:2w6) and (b) bacterial PLFA (sum of all bacterial PLFA) given in % of beech used. The presence of high CP algae enabled a 1.5-2% assimilation of beech C into bacterial PLFA but not into fungal PLFA. Asterisk boxes indicate significant differences between the marked treatments.

Consumption of dissolved inorganic and organic nutrients

The consumption of SRP (Kruskal-Wallis, $\chi^2_{(5)}$=1.274, P=0.94), DIN (Kruskal-Wallis, $\chi^2_{(5)}$=9.016, P=0.11) and DOC (Kruskal-Wallis, $\chi^2_{(5)}$=7.179, P=0.21) was similar between all the treatments, except for lower consumption of DIN in the sediments modified using High C:P algae. DIN was limiting at the end of incubation. For data, see Supplementary Table S1.

Discussion

As expected, algae OM greatly stimulate microbial decomposition of terrigenous POM in aquatic ecosystems (Danger et al., 2013, Ward et al., 2016). Nevertheless, this study showed that microbial fungal and bacterial decomposers respond differently to substrate variations in POM pools and thus contributes to a better understanding of the role of microbial decomposers in terrestrial-aquatic C cycling.

Pronounced contrasts in substrate quality drive fungal-bacterial occurrence within the degrader communities

With regard to their distinct quality, algal and leaf litter are considered to differ in their availability to microbial decomposers (e.g. Marcarelli *et al.*, 2011; Attermeyer *et al.*, 2014). This is reflected by the measured differences in the C-respiration rates observed for sediments amended with algae or beech litter (Figure 3 and S2a).

Thus, the interrelation between POM quality and bacterial to fungal occurrence observed in this study agree with the reported distinct metabolic capabilities of these organisms to break down substrates of different qualities (Rinnan and Bååth, 2009). Beech litter within POM pools favoured the occurrence of fungi (Figure 3 and S1b), confirming that they dominate microbial communities when growing on refractory, nutrient-poor OM (Hieber and Gessner, 2002). However, amendments with algal OM favoured the dominance of bacteria over fungi, denoting their competitive colonization and turnover of these high-quality substrates (e.g. Bardgett *et al.*, 1999; Fontaine *et al.*, 2003). Additionally, the lower abundance of fungal lipids in sediments amended with algal POM (Figure S1b) indicates bacterial antagonism against fungi (Wargo et al., 2016 and references therein), which was shown to be stimulated in the presence of high-quality OM (Mille-Lindblom *et al.*, 2006) such as our applied algal substrates.

Bacterial to fungal ratios did not differ between the algal P treatments (Figure 3), but NMDS on proportional data (Figure 2) indicate a different composition of bacterial and fungal PLFA between the two algal C:P treatments. This mismatch between the results of the two analyses indicates that the quantity of labile and refractory substrates within POM pools determines the ratio between fungi and bacteria, whereas other environmental factors such as the C:P ratio of the labile substrate might primarily affect the species composition within each group.

Contribution of aquatic fungi and bacteria to terrigenous C turnover varies between POM pools

In accordance with previous findings (e.g. Danger et al., 2013), algae POM stimulated the decomposition of beech litter (Figure 4a). However, our results support, that the contribution fungi and bacteria to beech decomposition is likely not affected by algal POM in the same manner.

The more pronounced ^{13}C enrichment in the fungal compared to that in bacterial specific phospholipid (Figure 5) implies that fungi primary degrade beech litter, yet, fungal abundance was reduced in presence of algal OM. In result, a stimulated decomposition of beech litter by algal OM (Figure 4a) related

to a more pronounced dominance of bacteria within the degrader communities (Figure 3) and thus resulted in an increased contribution of bacteria to beech C processing.

Bacterial abundance varied only slightly with our POM modification, implying that the additional C substrate was primarily expended for energy required for respiration, which is also supported by the observed less pronounced effect of algal POM on the assimilation of beech C into microbial lipids (Figure 6). Additionally, algal POM did not increase the use of beech C in preference over other C substrates by microbial decomposers (Figure 4b), thus confirming that high-quality POM stimulated the contribution of bacteria to leaf breakdown through an increase in their metabolic activity rather than through affecting their abundance or substrate preference.

Nutrient availability modifies the metabolic performance of bacteria in terrigenous C turnover

The availability of N and P nutrients frequently controls ecological processes (Elser *et al.*, 2007)such as litter decomposition (Gulis and Suberkropp, 2003; Rier *et al.*, 2014). In the present study, N and P were almost exclusively provided in particulate form through algal and/or beech litter substrates, whereas the pool of external inorganic N and P remained to be small to limiting (Supplementary Results, Table S1). Additionally, the C to nutrient stoichiometry of our applied leaf litter by far exceeds the nutrient demands of fungi and bacteria in contrast to the applied algal substrates (reviewed in Danger et al., 2016). Thus, we assumed that the additional N and P provided with the algal substrates determine whether the beech-derived C is assimilated into microbial biomass or mineralized to CO_2.

In this respect, mineralization of beech litter was stimulated in presence of nutrient rich, algal POM (Figure 4a), yet independent of algal C:P stoichiometry, implying that the quantity of algal POM primarily relates to the extent to which these labile C compounds stimulate the decomposition of refractory C substrates. With regard to the assimilation of beech C into biomass (Figure 6), we also did not observe a significant response to our algal treatments for fungal lipids, but a slight response for bacterial lipids was observed, confirming that both groups of organisms may acquire different amounts (Güsewell and Gessner, 2009) and pools of nutrients during litter decomposition. That is, fungi may fulfil their energy and nutrient demand directly from the decomposition of litter (Suberkropp and Chauvet, 1995; Gadd *et al.*, 2006). In contrast, our results indicate that the bacterial assimilation of low-nutrient, refractory C relies on additional nutrient pools, in particular with respect to P (Figure 6). This is further supported by the stronger variation in ^{13}C in bacterial than fungal specific PLFA with our POM treatment indicating that bacteria respond more sensitive to our algae treatments then fungi (Figure 5). As previously noted, the composition of POM pools with different algal C:P substrates resulted in distinct compositions of microbial decomposers (NMDS, Figure 2). Thus, the higher amount of beech C assimilated into bacterial PLFA in the presence of high C:P algae may have resulted from a shift in the microbial community composition towards species that have a lower P demand and are more competitive in the assimilation of litter compounds.

Conclusion

This study greatly improves our understanding of the effect of labile high-quality substrates on the fate of terrigenous OM in aquatic environments. We showed that the abundance of fungi and bacteria within degrader communities and their performance in metabolizing terrigenous OM are not intimately linked to each other, but largely depend on the composition of POM pools with respect to substrate quality. Clearly, the quantity of labile and refractory substrates determined the dominance of fungi and bacteria within the degrader communities and thereby the turnover of terrigenous C. However, the presence of specific environmental parameters such as P availability may also determine whether terrigenous substrates are assimilated and thereby transported into other trophic levels.

Our results suggest that aquatic fungi contribute to terrigenous C turnover by providing these C substrates for the microbial loop, whereas aquatic bacteria determine the amount of terrigenous C to be potentially recycled into the terrestrial environment through its emission into the atmosphere in the form of CO_2. However, given the large variety of POM pools in aquatic ecosystems and the few studies that exist on particulate C turnover, our results highlight the need for more sophisticated research to fully understand the contribution of fungi and bacteria to aquatic turnover of terrigenous C in relation to environmental conditions. Further, this study points out that the effects on both metabolic processes, assimilation and mineralization, have to be considered to fully understand these relations. Thus, the combinations of microbial and biogeochemical analyses with stable isotopes facilitated a more detailed observation of the underlying processes, and we highly recommend their application in further research.

Table 1 Overview of sediment nutrient content at the start of incubation (t<6 hours) given in total amount and nutrient stoichiometry.

Treatment	TN [mg*gDW^{-1}]	TC [mg/gDW^{-1}]	TP [µg/gDW^{-1}]	C:N	C:P	N:P
Beech	0.1 (0.0)	0.6 (0.1)	109.4 (22.1)	10.5	14.9	1.4
Beech + Algae HighCP	0.1 (0.0)	0.6 (0.1)	110.9 (20.4)	7.5	13.5	1.8
Beech+ Algae LowCP	0.1 (0.0)	0.6 (0.0)	153.4 (41.2)	9.3	10.8	1.2
Algae HighCP	0.1 (0.0)	0.5 (0.0)	65.1 (21.5)	7.9	21.4	2.7
Algae LowCP	0.1 (0.0)	0.5 (0.0)	95.5 (17)	7.9	14.6	1.9
Control	0.1 (0.0)	0.6 (0.1)	67.0 (19.0)	8.2	21.6	2.6

Data is presented as mean of replicates (n=3) with standard deviation given in brackets. DW= sediment dry weight, T=total, N=nitrogen, P=phosphorus, C=carbon.

Acknowledgement

We thank Angela Krueger for her help during extraction of phospholipid fatty acids and the technicians from the department of Chemical analytics and biogeochemistry (IGB) for their support in chemical analyses. Moreover, we would like to thank Amanda Cheng for laboratory assistance and Pascal Bodmer for help with the statistical analysis. We thank T. Mehner and the participants of the workshop 'Scientific Writing' at the Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries for helpful discussions on an earlier version of the manuscript. In particular, we thank Hans-Peter Grossart for his fruitful comments on the final stage of the manuscript and Editage Cactus Communications for English proof reading. The study was conducted within the DFG-project (MU 1464/51 and PR 710/5-1), which was financially supported by the German Research Foundation (DFG, Bonn).

References

Angermann L, Krause S, Lewandowski J. (2012). Application of heat pulse injections for investigating shallow hyporheic flow in a lowland river. *Water Resour Res* **48**.

Attermeyer K, Hornick T, Kayler ZE, Bahr A, Zwirnmann E, Grossart HP, *et al.* (2014). Enhanced bacterial decomposition with increasing addition of autochthonous to allochthonous carbon without any effect on bacterial community composition. *Biogeosciences* **11**: 1479–1489.

Attermeyer K, Premke K, Hornick T, Hilt S, Grossart HP. (2013). Ecosystem-level studies of terrestrial carbon reveal contrasting bacterial metabolism in different aquatic habitats. *Ecology* **94**: 2754–2766.

Baldy V, Gessner MO, Chauvet E. (1995). Bacteria, Fungi and the Breakdown of Leaf Litter in a Large River. *Oikos* **74**: 93–102.

Bardgett RD, Freeman C, Ostle NJ. (2008). Microbial contributions to climate change through carbon cycle feedbacks. *ISME J* **2**: 805–814.

Bardgett RD, Kandeler E, Tscherko D, Hobbs PJ, Bezemer TM, Jones TH, *et al.* (1999). Below-ground microbial community development in a high temperature world. *Oikos* **85**: 193–203.

Battin TJ, Besemer K, Bengtsson MM, Romani AM, Packmann AI. (2016). The ecology and biogeochemistry of stream biofilms. *Nat Rev Microbiol* **14**: 251–263.

Boschker HTS, Middelburg JJ. (2002). Stable isotopes and biomarkers in microbial ecology. *Fems Micriobiology Ecol* **40**: 85–95.

Brandstätter C, Keiblinger K, Wanek W, Zechmeister-Boltenstern S. (2013). A closeup study of early beech litter decomposition: Potential drivers and microbial interactions on a changing substrate. *Plant Soil* **371**: 139–154.

De Carvalho CCCR, Caramujo MJ. (2014). Fatty acids as a tool to understand microbial diversity and their role in food webs of mediterranean temporary ponds. *Molecules* **19**: 5570–5598.

Cheng W. (1996). Measurement of rhizosphere respiration and organic matter decomposition using natural 13C. *Plant Soil* **183**: 263–268.

Cole JJ, Prairie YT, Caraco NF, McDowell WH, Tranvik LJ, Striegl RG, *et al.* (2007). Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* **10**: 171–184.

Comte J, del Giorgio PA. (2011). Composition influences the pathway but not the outcome of the metabolic response of bacterioplankton to resource shifts. *PLoS One* **6**.

Danger M, Cornut J, Chauvet E, Chavez P, Elger A, Lecerf A. (2013). Benthic algae stimulate leaf litter decomposition in detritus-based headwater streams: A case of aquatic priming effect? *Ecology* **94**: 1604–1613.

Dyksma S, Bischof K, Fuchs BM, Hoffmann K, Meier D, Meyerdierks A, *et al.* (2016). Ubiquitous Gammaproteobacteria dominate dark carbon fixation in coastal sediments. *ISME J*: 1–15 .

Elser JJ, Bracken MES, Cleland EE, Gruner DS, Harpole WS, Hillebrand H, *et al.* (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecol Lett* **10**: 1135–1142.

Findlay S, Tank J, Dye S, Valett HM, Mulholland PJ, McDowell WH, *et al.* (2002). A cross-system comparison of bacterial and fungal biomass in detritus pools of headwater streams. *Microb Ecol* **43**: 55–66.

Fisher SG, Likens GE. (1973). Energy Flow in Bear Brook, New Hampshire: An Integrative Approach to Stream Ecosystem Metabolism. *Ecol Monogr* **43**: pp. 421–439.

Fontaine S, Mariotti A, Abbadie L. (2003). The priming effect of organic matter: A question of microbial competition? *Soil Biol Biochem* **35**: 837–843.

Frostegard A, Tunlid A, Baath E. (1991). Microbial biomass measured as total lipid phosphate in soils of different organic content. *J Microbiol Methods* **14**: 151–163.

Gessner MO, Gulis V, Kuehn K a, Chauvet E, Suberkropp K. (2007). 17 Fungal Decomposers of Plant Litter in Aquatic Ecosystems. *Environ Microb Relationships* 301–324.

De Graaff MA, Classen AT, Castro HF, Schadt CW. (2010). Labile soil carbon inputs mediate the soil microbial community composition and plant residue decomposition rates. *New* Phytol 188: 1055–1064.

Gadd, GM. (2006). Fungi in biogeochemical cycles (Vol. 24). Cambridge University Press: Cambridge, pp 404–435.

Gulis V, Suberkropp K. (2003). Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. *Freshw Biol* **48**: 123–134.

Güsewell S, Gessner MO. (2009). N:P ratios influence litter decomposition and colonization by fungi and bacteria in microcosms. *Funct Ecol* **23**: 211–219.

Hall EK, Singer GA, Kainz MJ, Lennon JT. (2010). Evidence for a temperature acclimation mechanism in bacteria: an empirical test of a membrane-mediated trade-off. *Funct Ecol* **24**: 898–908.

Hieber M, Gessner MO. (2002). Contribution of stream detrivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* **83**: 1026–1038.
Kleber M, Nico PS, Plante A, Filley T, Kramer M, Swanston C, *et al.* (2011). Old and stable soil organic matter is not necessarily chemically recalcitrant: Implications for modeling concepts and temperature sensitivity. *Glob Chang Biol* **17**: 1097–1107.
Krauss G-J, Solé M, Krauss G, Schlosser D, Wesenberg D, Bärlocher F. (2011). Fungi in freshwaters: Ecology, physiology and biochemical potential. *FEMS Microbiol Rev* **35**: 620–651.
Kuehn KA, Francoeur SN, Findlay RH, Neely RK. (2014). Priming in the microbial landscape: Periphytic algal stimulation of litter-associated microbial decomposers. *Ecology* **95**: 749–762.
Lau DCP, Leung KMY, Dudgeon D. (2008). Experimental dietary manipulations for determining the relative importance of allochthonous and autochthonous food resources in tropical streams. *Freshw Biol* **53**: 139–147.
Marcarelli AM, Baxter CV, Mineau MM, Hall RO. (2011). Quantity and quality: Unifying food web and ecosystem perspectives on the role of resource subsidies in freshwaters. *Ecology* **92:** 1215–1225.
Mary B, Fresneau C, Morel JL, Mariotti A. (1993). C and N cycling during decomposition of root mucilage, roots and glucose in soil. *Soil Biol Biochem* **25:** 1005–1014.
Marotta H, Pinho L, Gudasz C. (2014). Greenhouse gas production in low-latitude lake sediments responds strongly to warming. *Nat Clim Chang* **4**: 11–14.
McGroddy ME, Daufresne T, Hedin OL. (2004). Scaling of C : N : P Stoichiometry in Forests Worldwide : Implications of Terrestrial Redfield- Type Ratios. *Ecology* **85**: 2390–2401.
Meidute S, Demoling F, Bååth E. (2008). Antagonistic and synergistic effects of fungal and bacterial growth in soil after adding different carbon and nitrogen sources. *Soil Biol Biochem* **40**: 2334–2343.
Mille-Lindblom C, Fischer H, Tranvik LJ. (2006). Antagonism between bacteria and fungi: Substrate competition and a possible tradeoff between fungal growth and tolerance towards bacteria. *Oikos* **113**: 233–242.
Mille-Lindblom C, Tranvik LJ. (2003). Antagonism between Bacteria and Fungi on Decomposing Aquatic Plant Litter. *Microb Ecol* **45**: 173–182.
Murphy J, Riley JP. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal Chim Acta* **27**: 31–36.
Neufeld JD, Wagner M, Murrell JC. (2007). Who eats what, where and when? Isotope-labelling experiments are coming of age. *ISME J* **1**: 103–110.
Pataki DE. (2003). The application and interpretation of Keeling plots in terrestrial carbon cycle research. *Global Biogeochem Cycles* **17**, 1022.
Rier ST, Shirvinski JM, Kinek KC. (2014). In situ light and phosphorus manipulations reveal potential role of biofilm algae in enhancing enzyme-mediated decomposition of organic matter in streams. *Freshw Biol* **59**: 1039–1051.
Rinnan R, Bååth E. (2009). Differential utilization of carbon substrates by bacteria and fungi in tundra soil. *Appl Environ Microbiol* **75**: 3611–3620.
Rousk J, Bååth E. (2007). Fungal and bacterial growth in soil with plant materials of different C/N ratios. *FEMS Microbiol Ecol* **62**: 258–267.
Rousk J, Bengtson P. (2014). Microbial regulation of global biogeochemical cycles. *Frontiers in Microbiology* **79**: 4031-4040.
Schneider T, Keiblinger KM, Schmid E, Sterflinger-Gleixner K, Ellersdorfer G, Roschitzki B, *et al.* (2012). Who is who in litter decomposition? Metaproteomics reveals major microbial players and their biogeochemical functions. *ISME J* **6**: 1749–1762.
Steger K, Premke K, Gudasz C, Sundh I, Tranvik LJ. (2011). Microbial biomass and community composition in boreal lake sediments. *Limnol Oceanogr* **56**: 725–733.
Strickland MS, Lauber C, Fierer N, Bradford MA. (2009). Testing the functional significance of microbial community composition. *Ecology* **90**: 441–451.
Suberkropp K, Chauvet E. (1995). Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: Influences of water chemistry. *Ecology* **76**: 1433–1445.
Tank J, Rosi-Marshall E, Griffiths NA., Entrekin SA, Stephen ML. (2010). A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *J North Am Benthol Soc* **29**: 118–146.
Team R. (2010). R Development Core Team 2010. *R A Lang Environ Stat Comput*. http://www.mendeley.com/research/r-language-environment-statistical-computing-96/\npapers2://publication/uuid/A1207DAB-22D3-4A04-82FB-D4DD5AD57C28.
Ward ND, Bianchi TS, Sawakuchi HO, Gagne-Maynard W, Cunha AC, Brito DC *et al.*, (2016). The reactivity of plant-derived organic matter and the potential importance of priming effects along the lower Amazon River, *J. Geophys. Res. Biogeosci.* **121**, doi:10.1002/2016JG003342.

Weise L, Ulrich A, Moreano M, Gessler A, Kayler ZE, Steger K. et al. (2016). Water level changes affect carbon turnover and microbial community composition in lake sediments. FEMS *microbiology ecology* **92**; e-pub ahead of print 21 February 2016, doi: 10.1093/femsec/fiw035.
Willers C, Jansen van Rensburg P., Claassens S. (2015). Phospholipid fatty acid profiling of microbial communities - a review of interpretations and recent applications. *J Appl Microbiol* **119:** 1207-1218.

Temperatureffekte auf den Methanzyklus in Seesedimenten

Andrea Fuchs[1], Emilie Lyautey[2], Bernard Montuelle[3] & Peter Casper[1]

[1]Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin

[2]Université de Savoie, Belledonnes 213, 73376 Le Bourget-du-Lac (Frankreich)

[3]UMR CARRTEL - INRA, 75 avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains (Frankreich)

fuchs@igb-berlin.de, elyautey@univ.savoie.fr, bernard.montuelle@inra.thonon.fr, pc@igb-berlin.de

Keywords: Temperatur, Methankreislauf, Sedimente

Einleitung

Anfang des 20. Jh.s stellte der schwedische Forscher Svante Arrhenius (1859-1927) fest, dass sich bei zahlreichen chemischen Reaktionen die Reaktionsrate pro 10°C Temperaturanstieg verdoppelt. Basierend auf dieser Erkenntnis hat die globale Erwärmung immense Bedeutung für eine Vielzahl von biologischen Prozessen gewonnen, insbesondere für die Produktion und Emission des Treibhausgases Methan. Die Methankonzentration in der Atmosphäre hat sich seit Mitte des 18. Jh.s mehr als verdoppelt (IPCC 2013), obwohl die Lufttemperatur um weniger als 2°C angestiegen ist. Diese Differenz ist dadurch zu erklären, dass auch der Anteil der anthropogen-bedingten Methan-emission seit Beginn der industriellen Revolution massiv angestiegen ist.

Der Anteil der globalen Methanemissionsraten, der durch Süßwasser beigetragen wird, wird auf 2-10% geschätzt (IPCC 2013), wovon der größte Anteil aus Seen stammt. Im Ökosystem See wird Methan unter anaeroben Bedingungen als finaler Prozess im mikrobiellen Abbau organischen Materials gebildet, und findet daher häufig in tiefer gelegenen Sedimentschichten statt. Das gebildete Methan kann über verschiedene Wege, z.B. Diffusion und Gasblasenfreisetzung, aus dem Sediment ins Wasser und in die Atmosphäre entweichen, wird jedoch durch methanotrophe Bakterien zu einem Großteil vorher oxidiert (Reeburgh 2007).

Sowohl die Bildung von Methan aus organischen Abbauprodukten als auch die Oxidation von Methan sind chemische Reaktionen, die von Temperaturerhöhungen beeinflusst und gesteigert werden. Es gibt bisher allerdings nur wenige Studien, die den Effekt einer Temperaturerhöhung auf beide Prozesse gleichzeitig untersucht haben (Dunfield et al. 2003, Duc et al. 2010, Shelley et al. 2015), und keine fundierten Kenntnisse darüber, welcher der beiden Prozesse bei einer Temperaturerhöhung dominiert. Darüber hinaus werden Temperatureffekte häufig im Bereich des Temperaturoptimums (20-45°C) beider Prozesse gemessen, das weit außerhalb natürlich vorkommender Temperaturbedingungen von profundalen Sedimenten (ca. 4-8°C) liegt.

In dieser Studie wurde untersucht, wie sich moderate Temperaturerhöhungen, die auf Prognosen der zu erwartenden globalen Erwärmung beruhen, auf Methankonzentrationen, Methanproduktionsraten und die Abundanz methanogener Archaeen in den profundalen Sedimenten zweier tiefer Seen auswirken.

Material und Methoden

Sedimentkerne wurden aus dem Profundal (30 m bzw. 200 m) zweier tiefer, postglazialer Seen entnommen, dem oligo-mesotrophen Stechlinsee (ST, Deutschland; max. Tiefe 69,5 m) und dem mesotrophen Genfer See (GEN, Frankreich/Schweiz; max. Tiefe 310 m). Die Sedimententnahme erfolgte in 60 cm bzw. 80 cm langen PVC-Röhren (Ø 6 cm) mit Hilfe eines Uwitec-corers. Es wurden jeweils 5 Sedimentkerne bei 4°C, 8°C und 12°C im Dunkeln inkubiert und über ein Durchflusssystem oxisch gehalten. Dazu wurde das den Sedimenten übergelagerte Seewasser über peristaltische Pumpen bei sehr geringer Geschwindigkeit mit einem Vorrat aus 0.2 µm-filtriertem Seewasser, der wöchentlich erneuert wurde, ausgetauscht. Nach drei Wochen Inkubationszeit wurden die Sedimentkerne zwischen 0 und 25 cm in 5 cm-Schichten geschnitten und für die Analyse des Trockengewichts, der Methankonzentrationen, der Methanbildungsraten und der molekularbiologischen Arbeiten in Unterproben aufgeteilt.

Für die Bestimmung des Trockengewichts wurden Sedimente bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die getrockneten Sedimente wurden anschließend für 4 h bei 550°C geglüht und gewogen, um den Anteil des organischen Materials zu bestimmen.

Aus jeder Schicht wurden im Duplikat Sedimente (ST: 2 ml, GEN: 10 ml) mit destilliertem Wasser (ST: 5 ml, GEN: 20 ml) in Flaschen (ST: 10 ml, GEN: 160 ml) gefüllt, gasdicht mit Butylkappen verschlossen und mit $HgCl_2$ (Endkonzentration 200 mg L^{-1}) fixiert. Um die Methankonzentrationen im Sediment zu messen, wurden Gasproben aus dem Kopfgasraum entnommen und im Gaschromatograph (ST: Shimadzu GC-14B mit Autosampler AOC 5000; FID, Shimadzu, Kyoto, Japan, GEN: micro-GC, WLD, MTI Analytical InstrumentsTM, Microsensor Technology Inc., Fremont, CA, USA) analysiert.

Für die Messung der Methanproduktionsraten wurden auf ähnliche Weise Sedimentproben mit destilliertem Wasser, jedoch ohne Fixativ, in Flaschen gefüllt und gasdicht verschlossen. Die Flaschen wurden weiterhin bei ihrer jeweiligen Inkubationstemperatur im Dunkeln gelagert. Der Kopfgasraum wurde zu Anfang ausgetauscht (ST: Stickstoff, GEN: Helium) und der Anstieg der Methankonzentration im Kopfgasraum in regelmäßigen Zeitabständen am Gaschromatograph gemessen.

Zur Bestimmung der Abundanz von Methanogenen mittels real-time qPCR (Agilent MX3005P, Les Ulis, France, software MxPro) wurde zusätzlich aus jeder Sedimentschicht DNA extrahiert (Nucleo-Spin Soil extraction kit, Macherey-Nagel) und quantifiziert (Quantitation Kit Fluorescence Assay, Sigma-Aldrich). Jeweils 5 µl DNA template reagierten mit 20 µl Master Mix, bestehend aus qPCR Master Mix Plus for SYBR Green I, Low ROX (Eurogentec), BSA (Endkonzentration 0.3 mg ml-1), primer (Endkonzentration jeweils 0.5 µM) und PCR-Wasser. Als primer wurden ME1 (GCM-ATG-CAR-ATH-GGW-ATG-TC) und ME2 (TCA-TKG-CRT-AGT-TDG-GRT-AGT) (Hales et al. 1996) verwendet, um das funktionelle Gen *mcrA*, das für Methanogene spezifisch ist, zu amplifizieren. Das Programm bestand aus 10 Minuten Denaturierung bei 95°C und 40 Zyklen aus jeweils 45 Sekunden Denaturierung bei 94°C, 90 Sekunden Hybridisierung bei 52°C, 2 Minuten Elongation bei 72°C und 10 Sekunden Acquisition bei 80°C. Abschließend wurde eine Dissoziationskurve von 30°C bis 95°C aufgenommen.

Ergebnisse & Diskussion

Die untersuchte Probenahmestelle des Genfer Sees lag mit ~200 m Tiefe deutlich tiefer als die des Stechlinsees (~30 m), und zeigte einen wesentlich geringeren Anteil organischen Materials (~10% des Trockengewichts *versus* ~60% des Trockengewichts im Stechlinsee) und infolgedessen auch

weitaus geringere Methankonzentrationen (Abb. 1). Der Unterschied zwischen den potentiellen Methanproduktionsraten in den beiden Seen war jedoch innerhalb der ersten 24 h gering (Abb. 1). Auch die Abundanz des funktionellen Gens für Methanogene, *mcrA*, war in den unteren Sedimenttiefen höher im Stechlinsee als im Genfer See (Abb. 1). Maxima der *mcrA*-Kopienzahlen fanden sich im Stechlinsee in 20-25 cm Tiefe und im Genfer See in 10-15 cm Tiefe. Dies deutet darauf hin, dass Methan aus diesen Tiefen über Diffusion in die oberen Sedimentschichten gelangt.

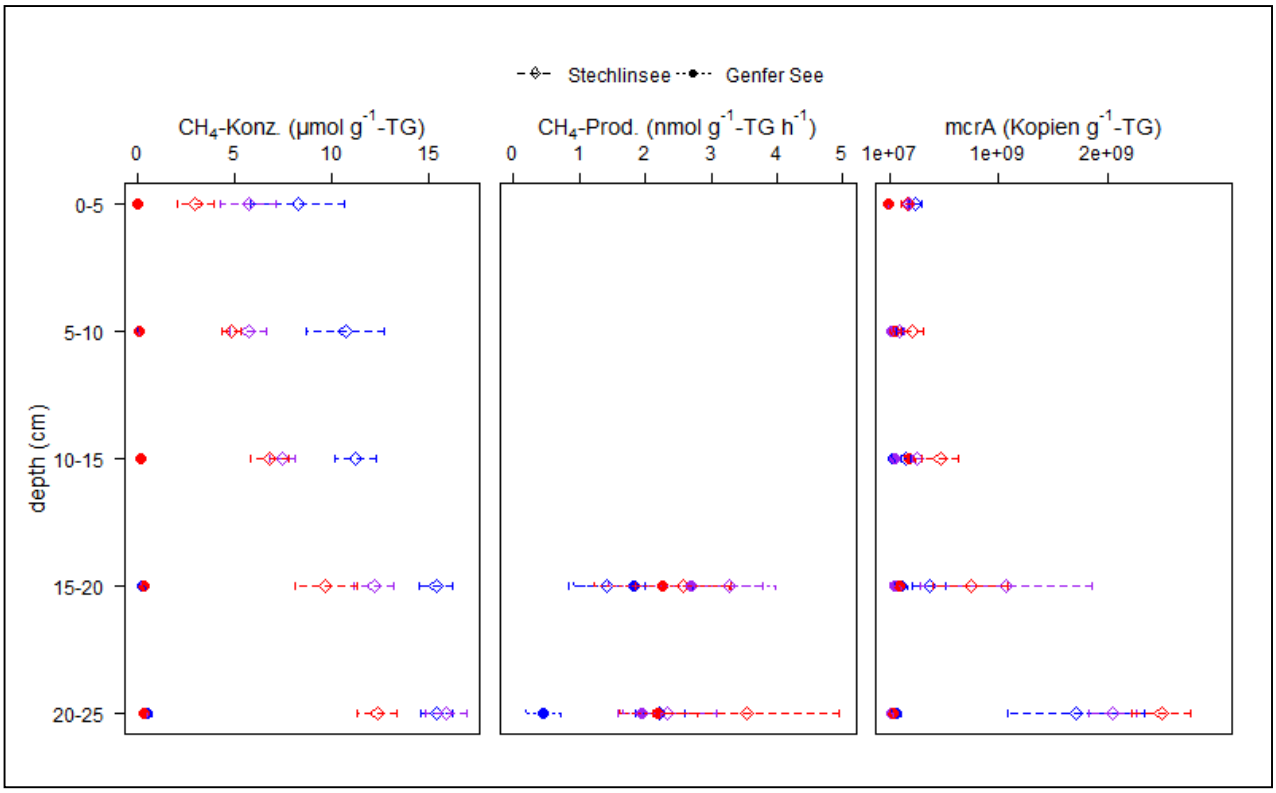


Abb. 1: Methankonzentrationen, -produktionsraten und Anzahl der Kopien von *mcrA* im Stechlinsee und im Genfer See nach drei Wochen Inkubation bei 4°C (blau), 8°C (lila) und 12°C (rot).

Die moderaten Temperaturerhöhungen führten in beiden Seen nicht zu einem Anstieg der Methankonzentrationen im Sediment (Abb. 1). Die Sedimente des Stechlinsees wiesen sogar eine signifikante Verringerung (One-way ANOVA, $p<0.001$) der Methankonzentrationen bei höheren Temperaturen auf, was auf einen erhöhten Verlust von Methan durch Emission oder Verbrauch hindeutet. Im Genfer See führten die Inkubationen bei unterschiedlichen Temperaturen zu keiner Veränderung der Methankonzentrationen im Sediment, doch die potentielle Methanproduktionsrate war deutlich höher bei 12°C als bei 4°C. Die Methanproduktion im Stechlinsee zeigte keine signifikanten Unterschiede bei erhöhten Temperaturen. Die geringeren bzw. unveränderten Methankonzentrationen bei 12°C im Stechlinsee bzw. Genfer See können daher nicht das Resultat einer verringerten Methanproduktion sein.

Zahlreiche Studien (z.B.: Zeikus & Winfrey 1976, Conrad et al. 1987, Kelly & Chynoweth 1991, Thebrath et al. 1993, Chin & Conrad 1995, Glissmann et al. 2004) haben in der Vergangenheit gezeigt, dass eine Erhöhung der Temperatur zu einem Anstieg der Methanproduktionsrate führt, doch die Auswirkungen auf *in situ* gemessene Methankonzentrationen waren weniger eindeutig und von der Tiefe im See abhängig (Kelly & Chynoweth 1991, Thebrath et al. 1993). Flury et al. (2010) und Fuchs et al. (2017) konnten außerdem keine erhöhten Methanemissionen in Mesokosmenversuchen durch experimentell simulierte höhere Temperaturen bzw. tiefere Thermoklinen feststellen. Eine erhöhte Gasblasenfreisetzung wurde auch in diesem Inkubationsversuch nicht festgestellt.

Die Abundanz des funktionellen Gens *mcrA* wurde ebenfalls nicht signifikant durch die Temperaturerhöhungen beeinflusst. Vergleichbar dazu fanden Glissmann et al. (2004) in ihrer Studie, dass höhere Temperaturen zwar zu erhöhter Methanproduktion führten, jedoch keine Veränderungen in der Zusammensetzung der methanogenen Archaeen-Gemeinschaft zu erkennen waren.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der Inkubationsexperimente zeigen, dass moderate Temperaturerhöhungen in profundalen Sedimenten tiefer Seen nicht zu einem Anstieg der Methankonzentration führen. Im Stechlinsee führten die Temperaturerhöhungen sogar zu einer Verringerung der Methankonzentrationen, die, genauso wie die unveränderten Methankonzentrationen im Genfer See, nicht durch die Methanproduktionsrate oder die Abundanz methanogener Archaeen erklärt werden konnten. Die Ergebnisse weisen auf eine erhöhte Aktivität aerober und anaerober methanoxidierender Mikroorganismen hin, die unter moderat erhöhten Temperaturbedingungen die Methanproduktionsrate ausbalancieren oder sogar überwiegen kann. Des Weiteren zeigen die Ergebnissen, dass Temperatureffekte auf den Methankreislauf von See zu See unterschiedlich sind.

Danksagung

Die Experimente wurden im Rahmen einer Doktorarbeit am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei innerhalb des von der Leibniz-Gemeinschaft geförderten Projektes „Klimabedingte Veränderungen der Biodiversität von Mikrobiota - TemBi“ durchgeführt (SAW-2011-IGB-2). Die Untersuchungen am Genfer See wurden von CMIRA Région Rhône-Alpes finanziert. Wir bedanken uns bei M. Sachtleben, L. Espinat, J.-C. Hustache, C. Chardon, N. Tissot, L. Savoye, P. Perney, U. Beyer, C. Kasprzak, M. Mestre Martin, T. Gonsiorczyk, H. Volkmann und O. Schlockermann für technische Unterstützung. Ein Manuskript zu den Untersuchungen wurde im *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 121, doi:10.1002/2016JG003328, veröffentlicht.

Literatur

Chin, K.-J., Conrad, R. (1995): Intermediary metabolism in methanogenic paddy soil and the influence of temperature. FEMS Microbiology Ecology 18: 85-102.

Conrad, R., Schütz, H., Babbel, M. (1987): Temperature limitation of hydrogen turnover and methanogenesis in anoxic paddy soil. FEMS Microbiology Ecology 45: 281-289.

Dunfield, P., Knowles, R., Dumont, R., Moore, T. R. (2003): Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils: Response to temperature and pH. Soil Biology and Biochemistry 25: 321-326.

Duc, N. T., Crill, P., Bastviken, D. (2010). Implications of temperature and sediment characteristics on methane formation and oxidation in lake sediments. Biogeochemistry 100: 185–196.

Flury, S., McGinnis, D. F., Gessner, M. O. (2010): Methane emissions from a freshwater marsh in response to experimentally simulated global warming and nitrogen enrichment. Journal of Geophysical Research 115: 1-9.

Fuchs, A., Klier, J., Pinto, F., Selmeczy, G. B., Szabó, B., Padisák, J., Jürgens, K., Casper, P. (2017). Effects of artificial thermocline deepening on sedimentation rates and microbial processes in the sediment. Hydrobiologia 799: 65-81.

Glissmann, K., Chin, K.-J., Casper, P., Conrad, R. (2004): Methanogenic pathways and archaeal community structure in the sediment of eutrophic Lake Dagow: Effect of temperature. Microbial Ecology 48: 389-399.

Hales, B. A., Edwards, C., Ritchie, D. A., Hall, G., Pickup, R. W., Saunders, J. R. (1996): Isolation and Identification of methanogen-specific DNA from blanket bog peat by PCR amplification and sequence analysis. Applied and Environmental Microbiology 62: 668-675.

Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) (2013). The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, New York, NY, USA.
Kelly, C. A., Chynoweth, D. P. (1991): The contribution of temperature and of the input of organic matter in controlling rates of sediment methanogenesis. Limnology and Oceanography 26: 891-897.
Reeburgh, W. S., (2007): Oceanic methane biogeochemistry. Chemical Reviews 107: 486-513.
Shelley, F., Abdullahi, F., Grey, J., Trimmer, M. (2015). Microbial methane cycling in the bed of a chalk river: oxidation has the potential to match methanogenesis enhanced by warming. Freshwater Biology 60: 150–160.
Thebrath, B., Rothfuss, F., Whiticar, M. J., Conrad, R. (1993): Methane production in littoral sediment of Lake Constance. FEMS Microbiology Ecology 102: 270-289.
Zeikus, J. G., Winfrey, M. R. (1976): Temperature limitation of methanogenesis in aquatic sediments. Applied and Environmental Microbiology 31: 99-107.

Seeuferverbau verändert die Struktur und die Sekundärproduktion der litoralen Makroinvertebraten

Marlene Pätzig[1, 2]

[1] BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, [2] ZALF e.V., Institut für Landschaftswasserhaushalt, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, marlene.paetzig@zalf.de

Keywords: Litoral, Hydromorphologie, Tiefen-Produktion-Beziehung, nicht-heimische Taxa, Ökosystemfunktion, Scharmützelsee

Einleitung

Weltweit nimmt der Seeuferverbau bzw. die Umgestaltung von Seeufern zu (z.B. Schmieder 2004). Seeufer stellen eine wichtige Komponente von Seeökosystemen dar (z.B. Vadeboncoeur et al. 2011). Bei der Bestrebung die ökologische Integrität von Seeökosystemen zu gewährleisten, wurde lange die Bewertung und Verbesserung des hydromorphologischen Zustands und damit vor allem Seeufer außer Acht gelassen. Das ist ein Grund warum das Ziel der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bis 2015 einen gut ökologischen Zustand zu erreichen für viele Seen nicht erreicht wurde.

Makroinvertebraten stellen aufgrund ihrer Position im Nahrungsnetz geeignete Indikatoren für die Bewertung der Hydromorphologie von Seeufern dar (z.B. Brauns et al. 2007). Die in den vergangenen Jahren entwickelten, auf Makroinvertebraten basierenden Bewertungsmethoden für den hydromorphologischen Zustand von Seeufern in Europa scheinen sehr erfolgsversprechend zu sein (z.B. Miler et al. 2013). Dennoch weisen die bisherigen Bewertungsansätze mehrere Unsicherheiten und fehlende Aspekte auf. Dazu zählt die Annahme, dass sich Makroinvertebraten des oberen Litorals am besten für die Bewertung eignen. Es gibt bisher jedoch keine Studie, die den gesamten Gradienten vom oberen Litoral bis zum Profundal berücksichtigt. Des Weiteren beruht die Entwicklung der Bewertungsmethoden auf einer einzigen Beprobung pro Jahr, obwohl sich die Diversität und Artenzusammensetzung der litoralen Makroinvertebraten zwischen verschiedenen Jahreszeiten unterscheidet. Zuletzt kann entsprechend der Diversitäts-Produktion-Hypothese (z.B. Loreau et al. 2001) angenommen werden, dass nachteilige Auswirkungen des Seeuferverbaus auf die Diversität der Makroinvertebraten zu einer geringeren Sekundärproduktion führen. Mit der Annahme, dass litorale Makroinvertebraten weniger produktiv an verbauten Seeufern sind, kann an diesen Stellen von einer veränderten Tiefen-Produktion-Beziehung (z.B. Babler et al. 2008) ausgegangen werden und von einer Abnahme der Sekundärproduktion im gesamten Seeökosystem.

Die vorliegende Arbeit zielte darauf ab die Auswirkungen von Seeuferverbau auf Makroinvertebraten-Gesellschaften in Beziehung zur Wassertiefe und den Jahreszeiten sowie auf die Sekundärproduktion in verschiedenen räumlichen Skalen (Habitat, Tiefenzonen, Gesamtsee) zu quantifizieren.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Probedesign

Die Untersuchungen fanden am Scharmützelsee statt, ein geschichteter Tieflandsee mit einer Oberfläche von 12,1 km² und einer Uferlänge von 29 km (Grüneberg et al. 2011). Aufgrund der unterschiedlichen Seeufernutzung sind mehr als 25 % des Ufers befestigt. Das restliche Seeufer ist geprägt von Stränden, Häfen, Parkanlagen und über 300 Stegen, die die zu fast 60 % vorhandenen, meist schilfbestandenen naturnahen Abschnitte fragmentieren (Fernando 2011). In dieser Arbeit wurden naturnahe Ufer mit Häfen und Strände verglichen. Die habitatspezifische Beprobung der Makroinvertebraten erfolgte mittels Netz oder modifizierten Van-Veen Greifer an insgesamt 24 Probestellen (acht Transekte in drei Tiefenzonen) zwischen April und November 2011 (Abb. 1). Zusätzlich wurden Habitatdiversität, Makrophytenbiomasse, Neigung des Ufers, Windexposition, organische Gehalt des Sediments und Temperatur je Probestelle aufgenommen.

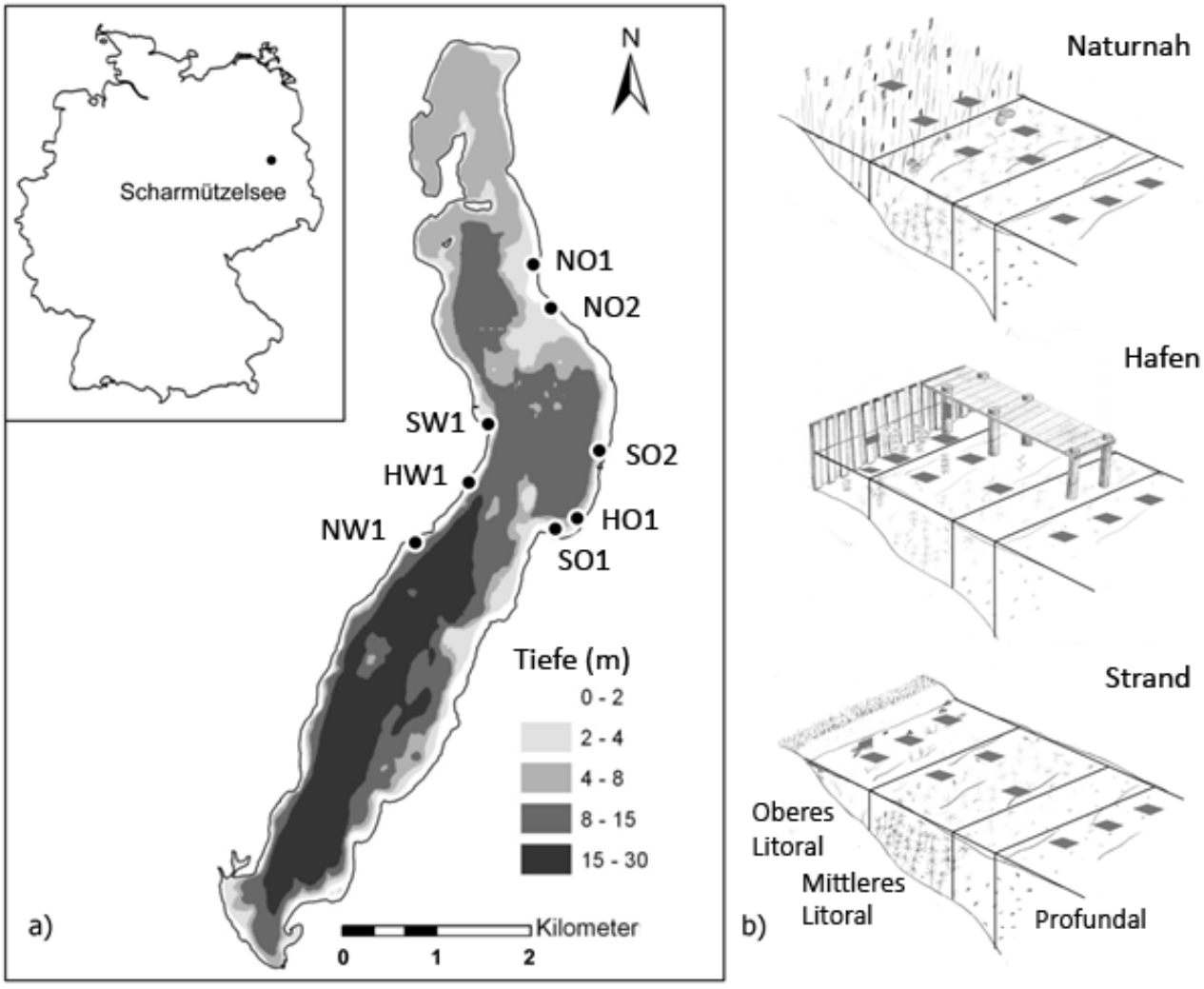


Abb. 1: a) Scharmützelsee und Beprobungsstellen (N = natürlich, H = Hafen, S = Strand, O = Ostseite, W = Westseite). b) Beispieldarstellung für ein Transekt je Ufertyp. Fläche beprobt je Tiefenzone = 0.18 m², zusammengesetzt aus Teilproben (Graue Felder). Oberes Litoral erstreckt sich von 0 m (Häfen ~0.8 m) bis ≤1.5 m, mittleres Litoral von >1.5 m bis 4 m und Profundal >8 m Tiefe. Übernommen von Pätzig (2015, S. 13 &19)

Datenauswertung

Um die Auswirkung von Seeuferverbau und Jahreszeit auf die Diversität und Zusammensetzung der Makroinvertebraten zu testen, wurden zweifaktorielle perANOVA und perMANOVA in R (v 3.0.1, R Development Core Team 2008) bzw. PRIMER® v 6 (PRIMER-E Ltd, Ivybridge, UK) durchgeführt.

Die Bestimmung der Sekundärproduktion als Proxy für die Funktionalität der Makroinvertebraten erfolgte unter Verwendung des empirischen ANN-Modells. Bei diesem Modell gehen neben dem mittleren Individuengewicht je Taxa weitere 19 Variablen ein, die die Biologie und Umwelt berücksichtigen (Brey 2012). Die Biomasse der einzelnen Individuen wurde unter Verwendung weitestgehend eigener Längen-Massen-Regressionen berechnet (Mährlein et al. 2016). Um die Auswirkungen des Uferverbaus auf die Sekundärproduktion im Vergleich zu Diversität und Biomasse zu quantifizieren wurde die Effektgröße „response ratio" berechnet: $L = \ln(X_E) - \ln(X_C)$, wo X_E die Werte der verbauten Ufer und X_C die Werte des naturnahen Ufertyps beschreiben.

Die statistischen Verfahren Hauptkomponentenanalyse (PCA) und distanzbasiertes lineares Model (DistLM) in PRIMER® v 6 kamen zur Anwendung, um die abiotischen Umweltvariablen zu bestimmen, die die Unterschiede zwischen den Makrozoobenthos-Gesellschaften der drei Ufertypen erklären.

Ergebnisse und Diskussion

Die Auswirkungen des Uferverbaus auf die Diversität und Zusammensetzung der Makroinvertebraten-Gesellschaften war am stärksten im oberen Litoral (Abb. 2). Im Gegensatz dazu zeigten sich in den Profundal-Gesellschaften, die traditionell als Indikator für den trophischen Zustand herangezogen werden, keine Auswirkungen mehr. Das mittlere Litoral scheint dagegen eine Übergangszone zu sein, in der Makroinvertebraten auf unterschiedlichen anthropogenen Nutzungsdruck (Seeuferverbau und Eutrophierung) reagieren. Lediglich die Häfen unterschieden sich signifikant von den andern beiden Ufertypen in dieser Zone (Abb. 2). Das kann u.a. auf den lokalen Effekt der Stege zurückgeführt werden, die bis in das mittlere Litoral hineinreichen. Darüber hinaus zeigten die statistischen Tests, dass jahreszeitliche Einflüsse auf die Diversität und Zusammensetzung der Makroinvertebraten im oberen Litoral von den Auswirkungen der verbauten Seeufer überlagert wurden, jedoch nicht mehr im mittleren Litoral und im Profundal.

Die Sekundärproduktion im oberen Litoral war signifikant geringer als an Stränden im Vergleich zu naturnahen Ufern (Abb.2). Darüber hinaus war die Tiefen-Produktion-Beziehung an Stränden verändert und zeigte keine monotone Abnahme mit der Tiefe, wie bei den naturnahen Stellen. Im Gegensatz dazu nahm die Produktion der Makroinvertebraten an den Häfen mit zunehmender Tiefe ab. An diesem Ufertyp kompensierten im oberen Litoral nicht-heimische Taxa die Abnahme der Produktion heimischer Taxa. Mittels der berechneten Effektgrößen konnte dargestellt werden, dass die Sekundärproduktion sensitiver als Diversität oder Biomasse auf Seeuferverbau reagiert. Die Hochrechnung der habitatspezifischen Abschätzungen der Sekundärproduktion auf den ganzen See zeigte, dass 33 % der gesamten Sekundärproduktion im oberen Litoral stattfindet, obwohl diese Tiefenzone lediglich 7 % der Gesamtseefläche ausmacht. Ein hypothetischer vollständiger Austausch der naturnahen Habitate durch Strände würde die Gesamtseeproduktion um 24 % reduzieren.

Makrophytenbiomasse und Habitatdiversität, zwei Parameter zur Beschreibung der Habitatheterogenität, erklärten am meisten die Unterschiede zwischen den Makroinvertebraten-Gesellschaften der drei Ufertypen im oberen Litoral.

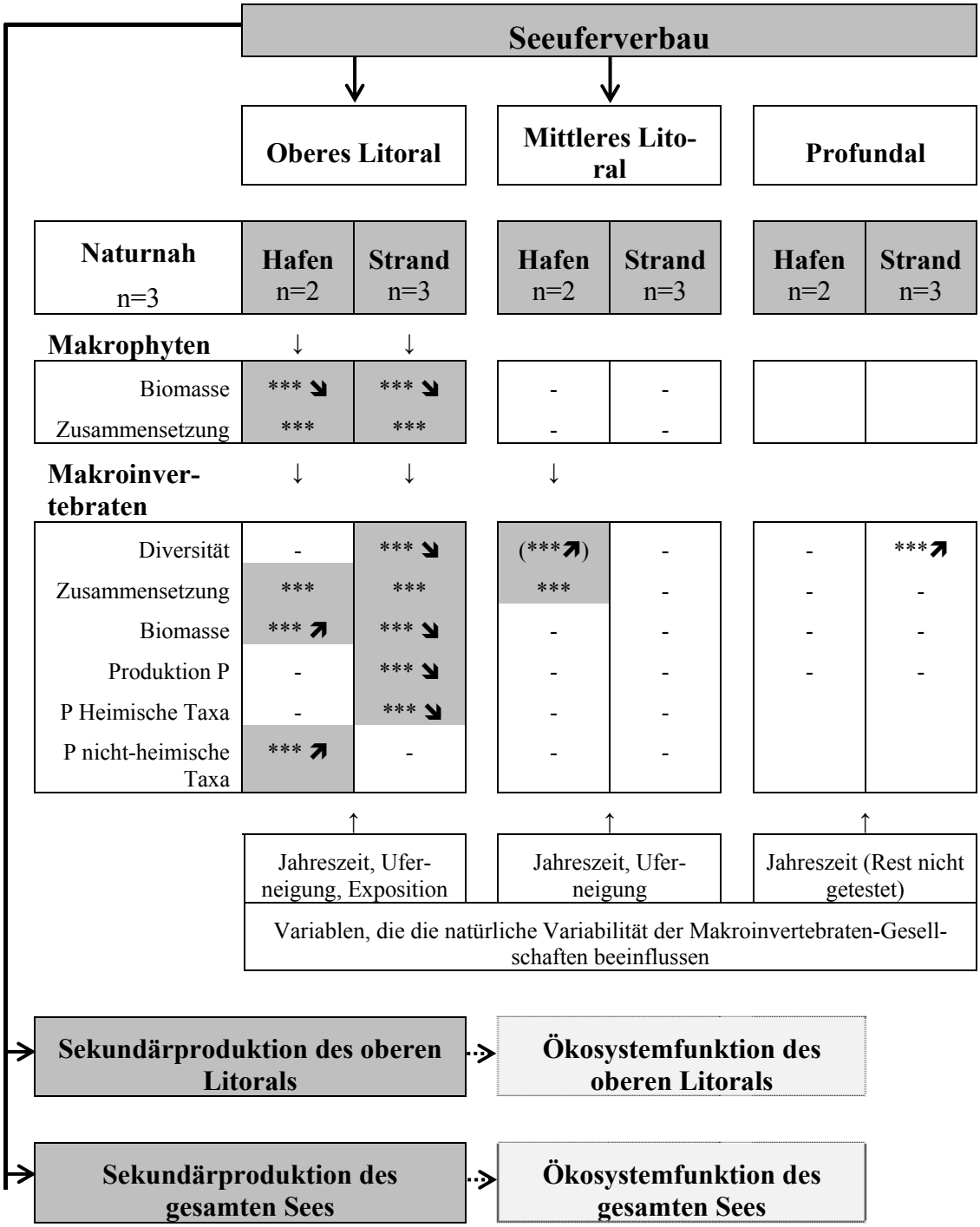


Abb. 2: Schematische Zusammenfassung der Ergebnisse. Legende: P = Sekundärproduktion, → beobachteter Effekt (gepunktet = abgeleiteter Effekt), grau = Effekte durch Seeuferverbau, * signifikant unterschiedlich von naturnahen Ufern, - nicht signifikant unterschiedlich von naturnahen Ufern, leer = nicht getestet, () unterschiedliche Ergebnisse durch PERMANOVA und Effektgröße erhalten. Übernommen von Pätzig (2015, S. 112)**

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die vorliegende Arbeit trägt zum mechanistischen Verständnis über die Auswirkungen von Seeuferverbau auf die Struktur und die Sekundärproduktion der Makroinvertebraten in Seeökosystemen bei. Erstmals wurde dargestellt, dass sich lokale Effekte von Seeuferverbau auf die Sekundärproduktion

des oberen Litorals auswirken. Als Folge davon wird die Tiefen-Produktion-Beziehung verändert und die Sekundärproduktion des gesamten Sees beeinflusst. Das obere Litoral spielt damit eine bedeutende Rolle für die Funktionalität des gesamten Seeökosystems, stellt aber gleichzeitig einen empfindlichen Bereich gegenüber Seeuferverbau dar. Dabei ist hervorzuheben, dass nicht-heimische Arten die Abnahme der Sekundärproduktion bis zu einem bestimmten Grad kompensieren können. Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass Sekundärproduktion sensitiver auf Seeuferverbau reagiert als strukturelle Maße, wie Diversität. Letztendlich bestätigt die Arbeit, dass litorale Makroinvertebraten-Gesellschaften geeignete Indikatoren zur Bewertung des hydromorphologischen Zustandes von Seeufern darstellen und eine Beprobung pro Jahr ausreichend ist, um Unterschiede in den Makroinvertebraten-Gesellschaften verbunden mit Seeuferverbau zu erfassen. Das neu generierte Wissen hilft, die Entwicklung von erfolgversprechenden Methoden und die Identifikation von Managementmaßnahmen für Seeufer zu optimieren.

Danksagung

Diese Arbeit ist im Rahmen meiner Doktorarbeit entstanden. Ich danke dem Lehrstuhl Gewässerschutz der BTU Cottbus-Senftenberg, im Besonderen Brigitte Nixdorf, Björn Grüneberg und Jacqueline Rücker für die Unterstützung der Forschungsarbeiten sowie Ingo Henschke und Thomas Wolburg für die technische Unterstützung. Mario Brauns vom UFZ Magdeburg danke ich für die intensive Unterstützung der Forschungsarbeiten. Weiterhin Danke ich Martin Pusch, Jürgen Schreiber, Marlen Mährlein und Christiane Herzog vom IGB für technische Hilfe und Taxabestimmung. Ich danke Yvonne Vadeboncoeur von der Wright State University (USA) für die Diskussionen zur Sekundärproduktion. Ich danke Gunnar Lischeid und Thomas Kalettka vom ZALF für die zeitliche und finanzielle Unterstützung am Ende der Doktorarbeit. Vielen Dank an die DGL für die Bereitstellung von drei Reisestipendien, zwei davon in die USA. Die Arbeit wurde finanziert durch ein Stipendium der Internationalen Graduierten Schule der BTU Cottbus-Senftenberg.

Auszug aus der verwendeten Literatur

Babler A. L., Solomon , T. C., Schilke, P. R. (2008): Depth-specific patterns of benthic secondary production in an oligotrophic lake, Journal of the North American Benthological Society 27: 108-119.

Brauns, M., Garcia, X.-F., Walz, N., Pusch, M. T. (2007): Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes, Journal of Applied Ecology 44: 1138-1144.

Brey, T. (2012): A multi-parameter artificial neural network model to estimate macrobenthic invertebrate productivity and production, Limnology and Oceanography-Methods 10: 581-589.

Grüneberg, B., Rücker, J., Nixdorf, B., Behrendt, H. (2011): Dilemma of non-steady state in lakes - development and predictability of in-lake P concentration in dimictic Lake Scharmützelsee (Germany) after abrupt load reduction, International Review of Hydrobiology 96: 599-621.Fernando (2011).

Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A, Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D.A. (2001): Ecology - Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges, Science 294: 804-808.Mährlein

Miler, O., Porst, G., McGoff, E., Pilotto, F., Donohue, L., Jurca, T., Solimini, A., Sandin, L., Irvine, K., Aroviita, J., Clarke, R., Pusch, M.T. (2013): Morphological alterations of lake shores in Europe: A multimetric ecological assessment approach using benthic macroinvertebrates, Ecological Indicators 34: 398-410.

Pätzig, M. (2015): Effect of lakeshore modification on structure and secondary production of macroinvertebrates in a large temperate lowland lake of Northeast Germany. Dissertation, BTU Cottbus-Senftenberg: 141 S.

Schmieder, K. (2004): European lake shores in danger - concepts for a sustainable development, Limnologica 34: 3-14.

Vadeboncoeur, Y., McIntyre, P. B., Vander Zanden, M.J. (2011): Borders of biodiversity: Life at the edge of the world's large lakes, Bioscience 61: 526-537.

VORTRÄGE

Reactions of biodiversity to land-use change recorded with environmental DNA

Miklós Bálint[1], Orsolya Márton[1], Marlene Schatz[2], Rolf-Alexander Düring[2], Hans-Peter Grossart[3,4]

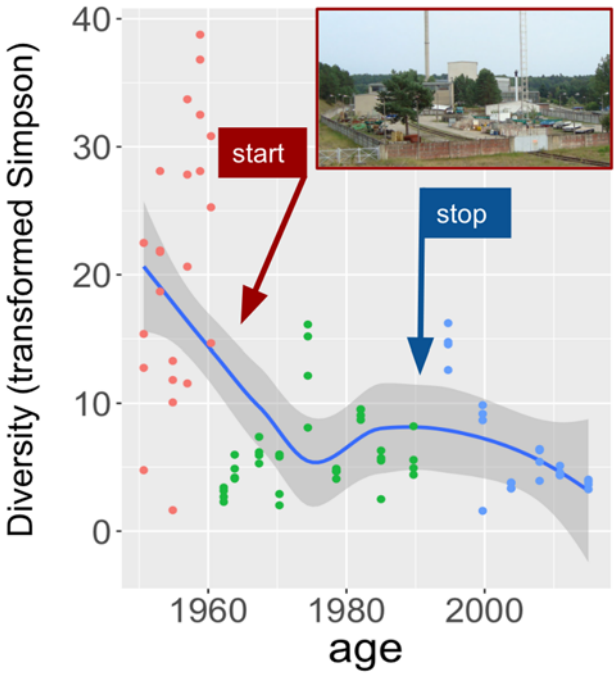
[1] Senckenberg Biodiversity and Climate Research Centre, Georg-Voigt-Str. 14-16, 60325 Frankfurt am Main, Germany

[2] Institute of Soil Science and Soil Conservation, Research Centre for BioSystems, Land Use, and Nutrition (iFZ), Justus-Liebig-Universität Giessen, Heinrich-Buff-Ring 26, 35394 Giessen, Germany

[3] Leibniz Institute for Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Dept. Experimental Limnology, Alte Fischerhuette 2, D-16775 Stechlin, Germany

[4] Potsdam University, Institute of Biochemistry and Biology, Maulbeeralle 2, 14469 Potsdam, Germany

Agriculture practices were intensified in most parts of Europe during the last two centuries. Although it is clear that this intensification severely affected biodiversity, the impacts are hard to quantify since no suitable long-term ecological records. Environmental DNA (eDNA) - the nucleotide traces that all organisms leave behind in the environment - is increasingly used to collect indirect biodiversity information. eDNA can be well preserved in lake sediments and it gives a unique temporal perspective on long-term biodiversity dynamics. Here we use eDNA to track the responses of biodiversity to multiple decades of environmental change, marked by changes in pesticide, heavy metal and plant nutrient loads in lake sediments in north-eastern Germany. The results provide an unprecedented insight on decadal biodiversity dynamics and emphasize the potentials of eDNA to access long-term ecological community data.



Unraveling spatial and temporal chemical stress in small rivers – Case Study: Holtemme River (Saxony-Anhalt)

Liza-Marie Beckers[1], W. Busch[2] , P. Inostroza[1], M. Krauss[1], M. Muschket[1], T. Schulze[1], M. Schmitt-Jansen[2], W. Brack[1]

[1] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Dept. Wirkungsorientierte Analytik, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, liza-marie.beckers@ufz.de, pedro.inostroza@ufz.de, martin.krauss@ufz.de, matthias.muschket@ufz.de, tobias.schulze@ufz.de, werner.brack@ufz.de

[2] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Dept. Bioanalytische Ökotoxikologie, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, wibke.busch@ufz.de, , mechthild.schmitt-jansen@ufz.de

Organic micropollutants are a major stressor in aquatic ecosystems particularly in small streams. The assessment of chemical stress and its contribution to overall degradation is challenged by its multidimensional complexity. The Holtemme River, a tributary to Bode, served as a case study site since it is affected by multiple chemical and non-chemical stressors. Here, we attempted to unravel the complexity of chemical stress by identifying key toxicants and mixtures in time and space considering important compartments and combining chemical analytical with bioanalytical screening. In different sampling campaigns water, sediment and gammarids were sampled along the river and its tributaries. Additional water samples were analyzed from a sewage treatment plant (STP) and a rain sewer. The pollution pattern in the course of the river clearly reflected the anthropogenic activities in the catchment. Downstream of the first STP, the concentration and number of contaminants in all environmental compartments strongly increased and remained at an elevated level until the confluence with Bode River. The STP also showed to be an important point-source for agricultural pesticides. Moreover, we identified an associated rain sewer as inlet for untreated wastewater as well as urban pesticides and biocides. For these pollution hotspots, we unraveled seasonal and weather patterns in the emitted pollutant mixture. These patterns could be translated into species-specific risk patterns highlighting few risk-driving chemicals and relevant mode of actions. Water contamination resulted in significant body burdens for invertebrates and fish. These were not only reflected by measurable effects in a variety of bioassays but also by in situ effects from a reduction of genetic diversity in gammarids and by in vitro and in vivo effects from endocrine disruption in fish. By means of effect-directed analysis, 4-methyl-7-diethylaminocoumarin and 4-methyl-7-ethylamino-coumarin were identified as key toxicants for the observed endocrine disruption.

The study identified unexpected entry routes for organic micropollutants into aquatic ecosystems and key toxicants driving the chemical stress. It highlights the importance of considering different environmental compartments as well as temporal and weather dynamics in pollutant mixtures for monitoring organic micropolluants and their associated effects in rivers.

Toxische Cyanobakterien in der Trinkwassertalsperre Saidenbach? Ergebnisse von Enclosureversuchen

Henrike Beesk[1], Lothar Paul[2] & Kristin Zoschke[3]

[1,2] TU Dresden Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Straße 14, 09514 Pockau-Lengefeld, [1] Henrike.Beesk@tu-dresden.de, [2] Lothar.Paul@tu-Dresden.de, [3] TU Dresden, Institut für Wasserchemie, 01062 Dresden, Kristin.Zoschke@tu-dresden.de

Keywords: Cyanobakterien, Trinkwassertalsperre, Cyanotoxine, Enclosure

Einleitung

Cyanobakterien können durch ihr Potential zur Bildung von Massenentwicklungen und der Fähigkeit zur Bildung von Toxinen, Geruchs- und Geschmacksstoffen und Allergenen die Nutzung von Gewässern, vor allem für die Trinkwassergewinnung erheblich beeinträchtigen. In den vergangenen Jahren wurden in meso- bis oligotrophen Talsperren eine Zunahme an planktischen Cyanobakterien registriert (Scharf 2013, Horn et al. 2013), unter denen sich auch toxin-bildende Arten befanden.

Es ist bekannt, dass Talsperren auf Grund ihrer Morphometrie und starken Durchströmung Refugien sehr unterschiedlicher Trophie aufweisen, die sich auf die Entwicklung des Phytoplanktons auswirken (Petersohn 1987; Rychtecký & Znachor 2011). Um zu erfassen, welche Talsperrenkompartimente und Gewässerabschnitte bedeutsam für die Initiierung und Ausbreitung von Cyanobakterienentwicklungen sind, werden Enclosure-Experimente in der Talsperre Saidenbach durchgeführt. Parallel findet ein intensives Monitoringprogramm an der Talsperre und ihren Zuflüssen statt. So soll abgeklärt werden, welche Bedeutung ein Inoculum innerhalb der Talsperre, die Besiedlung durch Dauerstadien aus dem Sediment und Einträge von Cyanobakterien aus den Vorbecken in die Talsperre am Zustandekommen von Cyanobakterienmassenentwicklungen haben.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Enclosure

Die Untersuchungen wurden in der dimiktischen, mesotrophen Talsperre Saidenbach durchgeführt (E 13◦14', N 50◦44', maximale Tiefe: 45 m, mittlere Tiefe: 15,3 m, Oberfläche: 146 ha, Volumen: 22,4 Mio. m^2, Verweilzeit: 6 Monate – 1 Jahr). Das Gesamteinzugsgebiet umfasst 61 km^2 und wird zu 73% landwirtschaftlich genutzt. Es gibt vier Zuflüsse (Hölzelbergbach, Lippersdorfer Bach, Saidenbach, Haselbach), welche durch drei Unterwasserstaumauern und sieben Vorbecken mit unterschiedlicher Größe in die Talsperre einfließen (s. Abbildung 1).

Die Enclosures wurden in der Talsperre (B) sowie innerhalb des Unterwasserstaubeckens in der Stauwurzel des Haselbachs (Ha) installiert (s. Abbildung 1). Die verwendeten Enclosures bestehen aus einem Schwimmrahmen aus Holz und Styrodur-Platten, an dem Folienschläuche befestigt werden. Es wurden an beiden Untersuchungsstellen ein unten offener und ein unten geschlossener, Enclosure von jeweils 8 m Länge, sowie an Stelle B zusätzlich ein offen auf dem Boden aufliegender Enclosure

ausgebracht (s. Abbildung 2). Die Versuche liefen von Mai bis Oktober 2016 mit einem Enclosure-Austausch Mitte Juli 2016 bzw. von Mai bis Mitte Juli 2017. Die Beprobung der Enclosures erfolgte ein- bis zweimal pro Woche. Die Talsperre und ihre Zuflüsse wurden jeweils alle zwei Wochen beprobt. Bei der Beprobung werden chemische, physikalische und biologische Parameter erfasst. Es wurden die Vertikalprofile von Temperatur, Trübung, Leitfähigkeit und Chlorophyllkonzentration gemessen, sowie in 2 m und 6 m Wasserproben für die Bestimmung von Orthophosphat, Gesamtphosphat, Nitrat, gelöstes Silikat und Phytoplankton genommen.

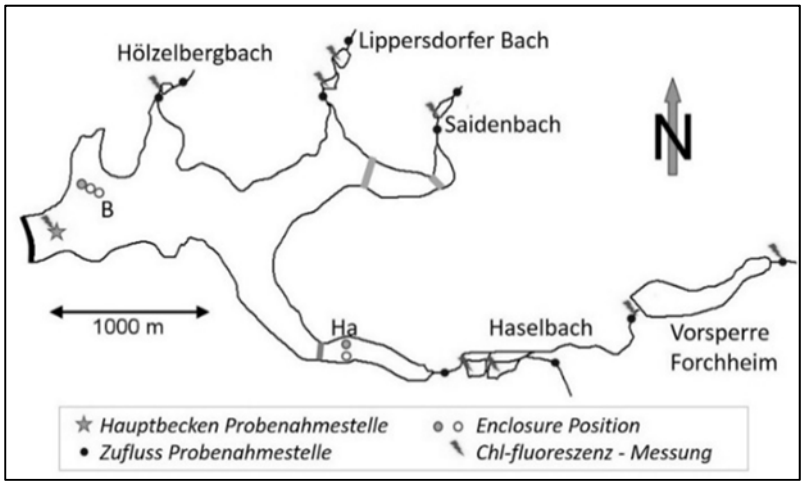


Abb. 1: Enclosure-Standorte und Probennahmestellen der Talsperre Saidenbach.

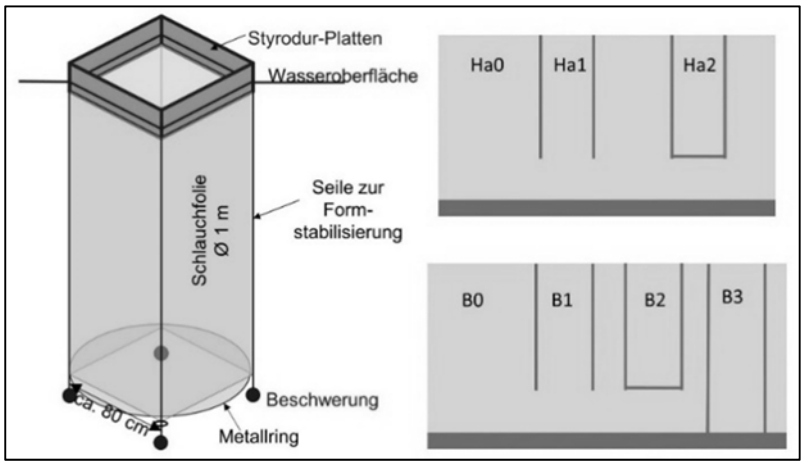


Abb. 2: Aufbau eines Enclosures Versuchsanordnungen an den Messstellen Ha und B (Ziffer 0 – Freiwasser außerhalb der Enclosures, 1 – unten offen, 2 – unten verschlossen, 3 – auf Sediment aufliegend).

Cyanobakterien und Cyanotoxine

Für die Messung der Chlorophyllkonzentrationen wurde die FluoroProbe-Sonde (bbe Moldaenke GmbH, Kiel) verwendet. Mit Hilfe dieser Sonde können mittels photometrischer Detektion spezifischer Pigmente die vier Algengruppen Diatomeen, Cyanobakterien, Grünalgen und Cryptophyceen in situ im Gewässer quantitativ erfasst werden. Zum Vergleich wurde für ausgewählte Proben eine Phytoplanktonzählung nach Utermöhl (1958) durchgeführt.

Bei der Cyanotoxinanalytik werden intrazelluläre Toxine erfasst. Nach Filtration jeder Probe mittels Glasfaserfilter (0,7 µm) wird anschließend die Biomasse mit Hilfe von Methanol/Wasser (50/50) und

Ultraschall extrahiert. Die quantitative Erfassung der Cyanotoxine erfolgt mittels LC-MS/MS (HP1100 LC-System, AB Sciex 3200 Q Trap MS). Gemessen werden die Microcystine (MC)-Varianten MC-LR, MC-RR, MC-YR, MC-LF, MC-LW, [Asp3,Dhb7]-MC-RR sowie Nodularin.

Ergebnisse und Diskussion

Abiotische Faktoren

Die beiden Enclosures-Standorte unterschieden sich hinsichtlich ihres Schichtungsverhaltens und ihrer Produktion. Am Standort Ha findet man auf Grund der Unterwasserstaumauer im Sommer eine sehr stabile Schichtung mit anoxischen Verhältnisse im Hypolimnion und eine höhere Gesamtchlorophyllproduktion als an Stelle B im Hauptbecken der Talsperre. Die Temperaturen innerhalb der Enclosures entsprachen denen im Freiwasser am jeweiligen Standort. Ebenso konnten beim Orthophosphat keine Unterschiede zwischen den Enclosures und dem Freiwasser festgestellt werden. Dessen Konzentrationen lagen generell in der Nähe der Nachweisgrenze, da es bekanntermaßen schnell in die Biomasse inkorporiert wird. Beim Gesamtphosphatgehalt waren Unterschiede zwischen den Standorten und den Enclosures erkennbar. An Ha war dieser in 2 m etwas höher, in 6 m Tiefe hingegen auf Grund der Schichtung und der anoxischen Verhältnisse im Tiefenwasser deutlich höher als an der Messstelle B. Dieses war in den geschlossenen Enclosures nicht der Fall. Hier zeigten sich nur geringfügige Unterschiede zwischen den Konzentrationen in 2 m und 6 m. Der auf den Boden aufliegende Enclosure an B hatte leicht höhere Gesamtphosphatkonzentrationen als die anderen Enclosure-Typen am gleichen Standort. Nitrat war zu keiner Zeit limitierend und an beiden Standorten ähnlich. Die gelöste Silikatkonzentration war am Standort Ha etwas höher als an B. In den Sommermonaten könnte es in den Enclosures an B zum Teil limitierend für die Diatomeen gewesen sein.

Cyanobakterien

Generell wurde eine Zunahme der Cyanobakterienkonzentration über den Versuchszeitraum beobachtet (s. Abbildung 3 und 4). Im Unterwasserstaubecken (Ha) wurde sowohl 2016 als auch 2017 im Frühsommer ein im Vergleich zum Enclosurestandort B besseres Wachstum registriert (Frühjahrsaspekt; s. Abbildung 3), während die Entwicklungen im Sommer an beiden Standorten ein ähnliches Muster aufweisen (s. Abbildung 4). So gab es Mitte/Ende Juni in beiden Jahren einen Anstieg der der Cyanobakterienkonzentration vor allem in dem offenen Enclosure an Ha. In den geschlossenen Enclosures wurden ähnliche Cyanobakterienentwicklungen festgestellt wie im Freiwasser, obwohl wegen des Abschlusses vom Freiwasser eine Nährstoffnachlieferung nicht möglich war (s. Abbildung 3). Zum Teil wiesen die geschlossenen Enclosures vor allem im Frühjahr sogar eine höhere Cyanobakterienkonzentration als das Freiwasser auf. Im Hoch- und Spätsommer waren die Konzentrationen in dem geschlossenen Enclosures geringer als in den anderen Enclosure-Typen (s. Abbildung 4). In den offenen Enclosures wurden eher höhere Cyanobakterienkonzentrationen festgestellt als im umgebenden Freiwasser, vor allem innerhalb der Talsperre (B) und im Frühjahr am Standort Ha (s. Abbildung 3). Dies könnte eine Folge der verminderten Turbulenz in den Enclosures sein, was für das Wachstum der Cyanobakterien förderlich ist. Eine zum Teil geringere Cyanobakterienkonzentration im offenen Enclosure als im Freiwasser an Ha vor allem in den Sommermonaten ist vermutlich durch die Absenkung des Stauspiegels bedingt, wodurch die Unterwasserlichtintensität infolge höherer Trübung stark eingeschränkt ist. Eine höhere Cyanobakterienkonzentration in dem auf dem Boden aufliegenden Enclosure an Stelle B im Frühjahr und im Sommer weist auf einen Einfluss des Sedimentes hin, entweder durch P-Anreicherung und/oder aufsteigende Akineten. Eine ähnlich starke Zunahme der Cyanobakterien im aufliegenden Enclosure wurde im Jahr 2017 nicht beobachtet (s. Ab-

bildung 3). In 2017 war die Cyanobakterienkonzentration zudem geringer als im gleichen Versuchszeitraum in 2016. Dieses könnte an einer geringeren Gesamtphosphatkonzentration und höheren gelösten Silikatkonzentration und damit einer Diatomeenentwicklung, vor allem im aufliegenden Enclosure, in 2017 liegen.

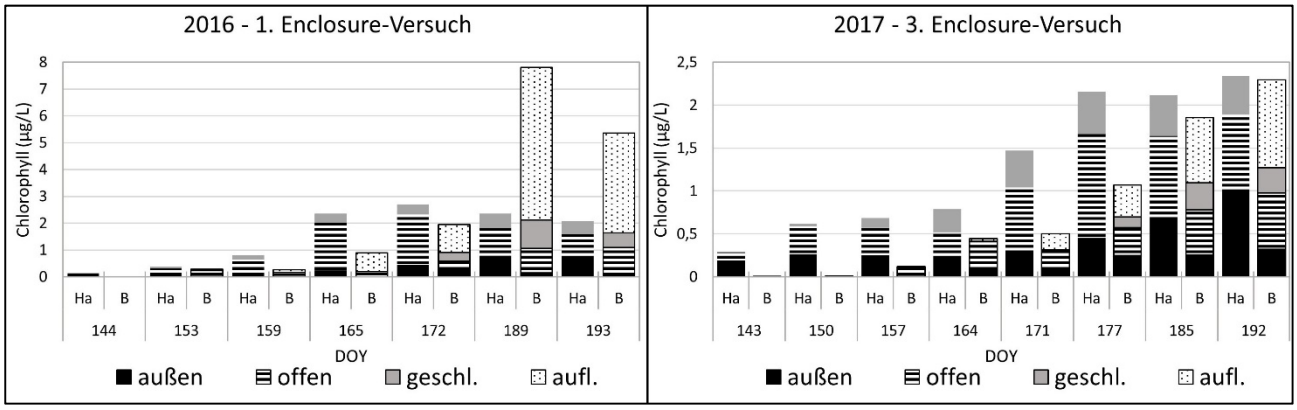


Abb. 3: Mittlere Cyanobakterienkonzentration (µg/L CB-Chlorophyll) von 0 - 8 m in den Zeiträumen von jeweils Mitte Mai bis Mitte Juli 2016 und 2017 (DOY = Tag des Jahres; B = innerhalb Talsperre (Säule mit Rahmen), Ha = Unterwasserstaumauer Haselbach; beachte unterschiedliche Skalierung).

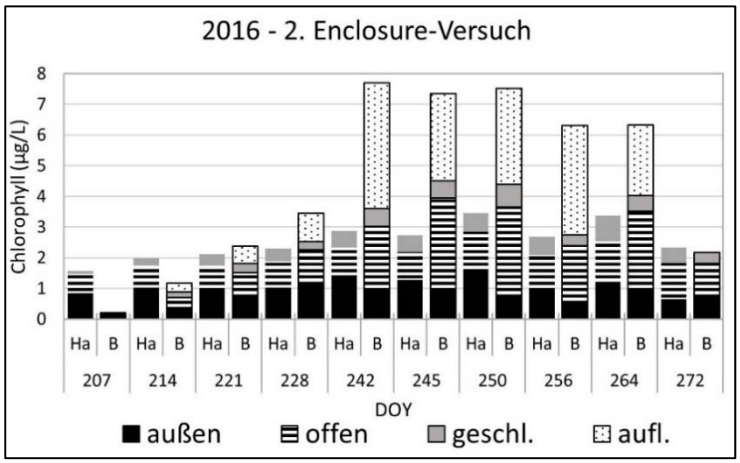


Abb. 4: Mittlere Cyanobakterienkonzentration (µg/L CB-Chlorophyll) von 0 - 8 m über den 2. Versuchszeitraum von Ende Julie bis Ende September 2016 (DOY = Tag des Jahres; B = innerhalb Talsperre (Säule mit Rahmen), Ha = Unterwasserstaumauer Haselbach).

Während die Cyanobakterienentwicklung in den Versuchsreihen von Mai bis Juli eher in den tieferen Bereichen (4 – 8 m) stattfand, erfolgte die Entwicklung im August/September vor allem in den Enclosures in der Talsperre (B) eher in den oberen Wasserschichten (s. Abbildung 6 und 7). Zu diesen Zeiten wurden unterschiedliche Cyanobakterienarten gefunden. Während der ersten Versuchsreihe (Mai bis Juli) kam neben anderen Arten am 11.07.2016 innerhalb der Talsperre besonders in dem auf dem Boden aufliegenden Enclosure vor allem *Tychonema sp*. vor, während im Laufe des August und September eine Abfolge von *Microcystis sp*., *Anabaena sp*. und *Woronichinia sp*. zu finden war. Im Freiwasser und dem offenen Enclosure am Standort Unterwasserstaubecken Ha wurden in den tieferen Wasserschichten höhere Cyanobakterienkonzentrationen gemessen. Dieses könnte - bedingt durch die Unterwasserstaumauer (Mauerkrone in dieser Zeit in 2 – 3 m Wassertiefe) mit anoxischen

Verhältnissen - auf höhere Nährstoffkonzentrationen und die Einschichtung des zufließenden Wassers aus dem Haselbach zurückzuführen sein. Der Abschluss vom epilimnischen Freiwasser durch die Unterwasserstaumauer führte in den oberen Wasserschichten zu teilweise ähnlichen Cyanobakterienkonzentrationen in dem offenen Enclosure (Ha1) wie in dem geschlossenen Enclosure (Ha2). Die Cyanobakterienkonzentration konnte sich innerhalb von wenigen Tagen verändern (s. Abbildung 7). Dieses war besonders in dem offenen und dem auf dem Boden aufliegenden Enclosure ersichtlich, bei denen sich die Konzentrationen entweder deutlich erhöhte (B1) oder verringerte (B3).

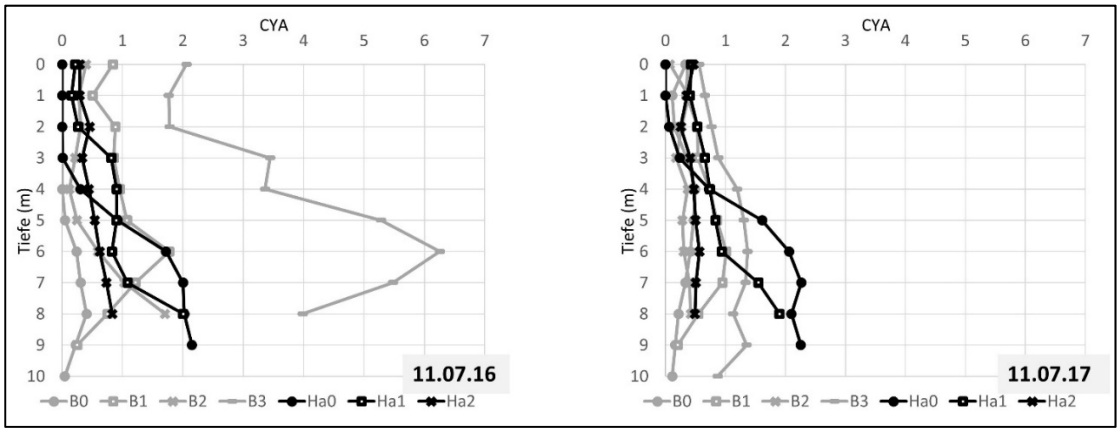


Abb. 6: Vertikalprofile der Cyanobakterienkonzentration (µg/L CB-Chlorophyll) am 11.7.2016 und 11.7.2017 innerhalb Talsperre (Messstelle B) und an der Unterwasserstaumauer im Zuflussbereich des Haselbachs (Ha) (Freiwasser - B0, Ha0; offen - B1, Ha1; geschlossen - B2, Ha2; auf Boden aufliegend - B3).

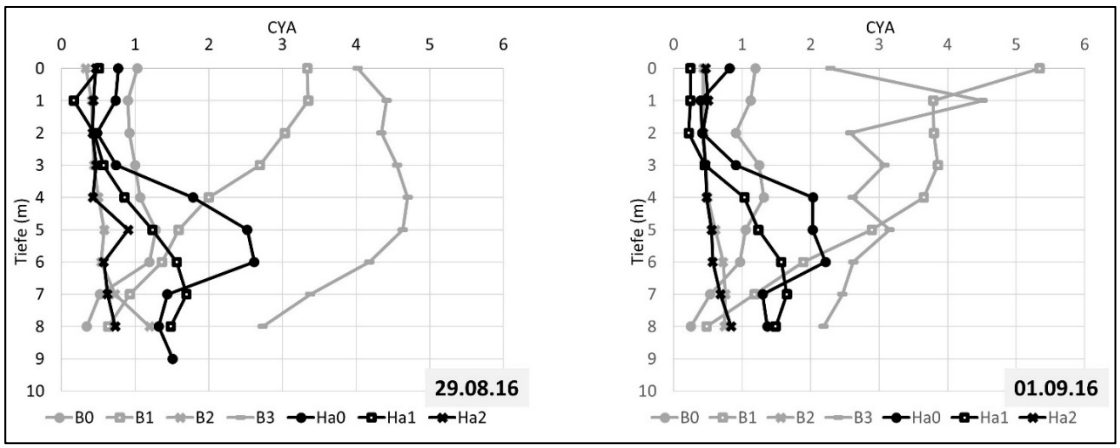


Abb. 7: Wie Abbildung 6, jedoch für die Termine 29.08.2016 und 01.09.2016.

Auf Grund der höheren Nährstoffkonzentrationen im Haselbachzuflussbereich wurden dort höhere Gesamtchlorophyllkonzentrationen gemessen (s. Abbildung 8). Zudem war hier der Grünalgenanteil höher als innerhalb der Talsperre. Trotz der niedrigeren Gesamtchlorophyllkonzentrationen in den geschlossenen Enclosures (Ha2, B2), war der Cyanobakterienanteil am Gesamtchlorophyll höher als im Freiwasser. Das Freiwasser (Ha0, B0) wies jeweils den geringsten prozentualen Cyanobakterienanteil an der Gesamtchlorophyllkonzentration auf, während dieser in den Enclosures höher ist. Auch dieses dürfte ein Effekt der verminderten Turbulenz in den Folienschläuchen sein. Der offene und der auf dem Boden aufliegende Enclosure innerhalb der Talsperre (B1, B3) wiesen den höchsten prozentualen Anteil an Cyanobakterien am Gesamtchlorophyll auf (s. Abbildung 8). In diesen wurden nur

geringe Grünalgen- oder Diatomeenkonzentrationen gemessen. Hierbei war das Silikat ausschlaggebend. In den Wochen davor wurde im Freiwasser sowie in 6 m Tiefe im geschlossenen Enclosure noch gelöste Silikatkonzentrationen von 0,54 mg/L und 0,77 mg/l festgestellt, während sie innerhalb des offenen und aufliegenden Enclosures sowie in 2 m Tiefe im geschlossenen Enclosure niedriger als 0,27 mg/L war. Die gemittelte Temperatur am Standort Haselbachzuflussbereich ist auf Grund der Wasserschichtung und des Zuflusses geringer als innerhalb der Talsperre.

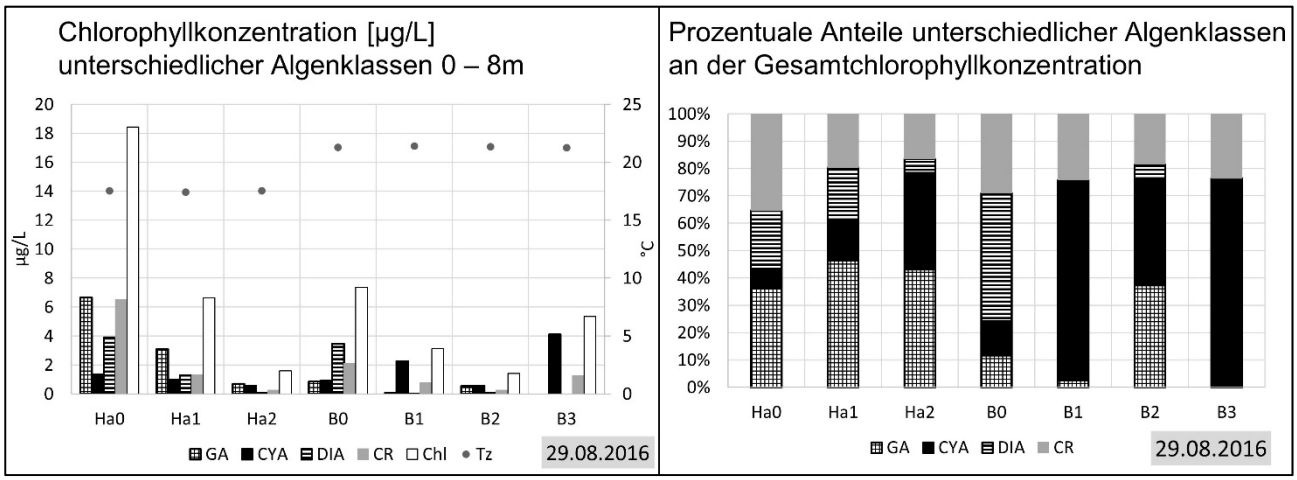


Abb. 8: Mittlere Chlorophyllkonzentration (µg/L) der unterschiedlichen Algenklassen und Temperatur (°C) von 0 – 8 m sowie die prozentualen Anteile unterschiedlicher Algenklassen an der Gesamtchlorophyllkonzentration am 29.08.2016 (B = innerhalb Talsperre, Ha = Unterwasserstaumauer Zuflussbereich; Freiwasser (B0, Ha0), offen (B1, Ha1), geschlossen (B2, Ha2), auf Boden aufliegend (B3), GA = Grünalgen, CYA = Cyanobakterien, DIA = Diatomeen, CR = Cryptophyceen, Chl = Gesamtchlorophyll, Tz = Temperatur).

Am 29.08.2016 erfolgte eine Bestimmung der Cyanotoxine. Hierbei wurde intrazelluläre Microcystinkonzentrationen festgestellt, welche abhängig von den Cyanobakterienkonzentrationen waren (s. Abbildung 9). Es trat hauptsächlich Microcystin-LR auf. Microcystin-RR und [Asp3, Dhb7]-Microcystin-RR konnten nur in Spuren nachgewiesen werden. So hatte das Freiwasser im Standort Unterwasserstaubecken eine höhere Microcystinkonzentration als das Freiwasser innerhalb der Talsperre, während die Konzentration in den offenen Enclosure innerhalb der Talsperre höher war. Der auf den Boden aufliegende Enclosure hatte die höchste Toxinkonzentration. Die extrazelluläre Toxinkonzentration blieb unter der Nachweisgrenze.

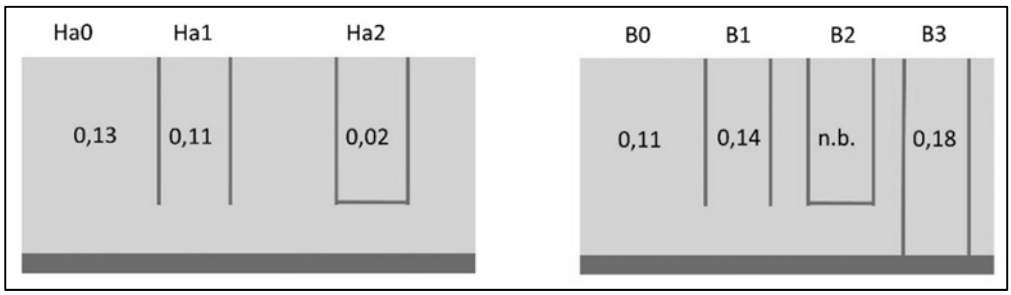


Abb.9: Summe der intrazellulären Microcystine am 29.08.17 (µg/L; B = innerhalb Talsperre, Ha = Unterwasserstaumauer Zuflussbereich; Freiwasser (B0, Ha0), offen (B1, Ha1), geschlossen (B2, Ha2), auf Boden aufliegend (B3)).

Ende August/Anfang September wurden Unterschiede in der Zellzahl bestimmter Cyanobakterienarten innerhalb der Enclosure und im Freiwasser beobachtet (s. Abbildung 10). So wurden im Freiwasser die höchsten Zellzahlen von *Anabaena sp*. im Vergleich zum offenen Enclosure festgestellt. Die geringsten Zellzahlen von *Anabaena sp*. wurden im unten geschlossenen und in dem auf dem Boden aufliegenden Enclosure gezählt (s. Abbildung 10). Bei den Zellzahlen von *Microcystis sp*. bzw. *Woronichinia sp*. hingegen war die Zellzahl in dem auf dem Boden aufliegenden Enclosure (B3) am höchsten. Das ist ein Indiz dafür, dass *Anabaena sp*., vor allem *Anabaena planctonica*, aus den Vorbecken eingetragen wurde, während die Entwicklung von *Microcystis sp*. innerhalb der Talsperre stattfindet und auch das Sediment einen Einfluss darauf hat.

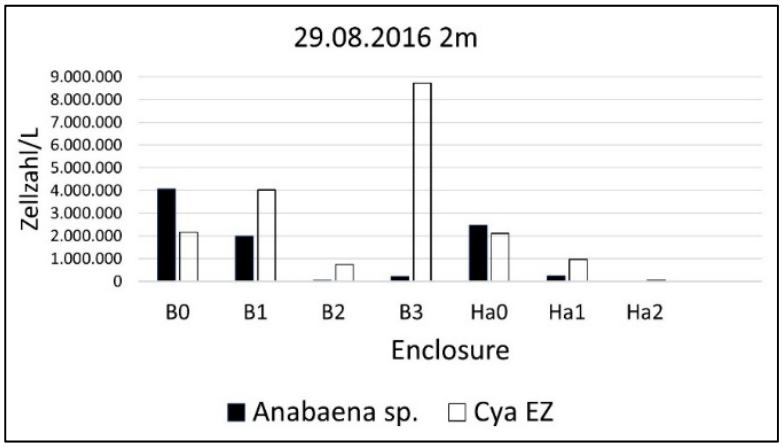


Abb. 10: Zellzahl von *Anabaena sp.* (*A. vigueri*, *A. planctonica*) und Cyanobakterieneinzelzellen (Cya EZ = *Microcystis sp*., *Woronichinia sp.*) am 29.08.2016 in 2 m Tiefe.

Zusammenfassung und Ausblick

Um zu erfassen, welche Talsperrenkompartimente und Gewässerabschnitte eine Bedeutung für die Initiierung und Ausbreitung von Cyanobakterienentwicklungen haben, werden Enclosure-Experimente in der Talsperre Saidenbach durchgeführt. Im Frühsommer wurde ein besseres Wachstum der Cyanobakterien im Zuflussbereich beobachtet (Frühjahrsaspekt). Einen Einfluss der Unterwasserstaumauer – stabilere Schichtung, anoxische Verhältnisse - auf die Cyanobakterienentwicklung wurde registriert. Das Sediment, entweder durch P-Anreicherung und/oder Bildung von Akineten, hat einen Einfluss auf die Entwicklung der Cyanobakterien. Die Entwicklung einiger Cyanobakterienarten, wie *Microcystis aeroginosa*, scheint sich eher in der Talsperre zu rekrutieren, während beispielsweise *Anabaena planctonica* wahrscheinlich aus den Vorbecken eingetragen wird und sich anschließend in der Talsperre ausbreitet. Abhängig von der Cyanobakterienkonzentration konnte intrazellulär das Hepatotoxin Microcystin festgestellt werden.

Mit den Enclosure-Versuchen ist auch eine gezielte Manipulation wesentlicher Randbedingungen wie Nährstoffgehalt und/oder Durchmischungsverhältnisse möglich, um die Bedeutung verschiedener Umweltbedingungen für die Entwicklung von Cyanobakterien und ihrer Toxinproduktion genauer zu analysieren.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen des Projektes des BMBF-Verbundvorhabens CYAQUATA - im Rahmen der Förderinitiative Regionales Wasserressourcenmanagment (ReWaM). Die Autoren bedankten sich bei der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen für die Unterstützung und der Cyano Biotech GmbH für die Bereitstellung der Standards für die Toxinanalyse.

Literatur

Horn H., Paul L., Horn W., Uhlmann D., Röske I. (2013): Steigende Phytoplanktonkonzentrationen nach Senkung der Phosphor-Belastung – ein Paradoxon? Ergebnisse zum Einfluss von Nährstoff- und Klimaänderungen aus 4 Jahrzehnten Forschung an der Trinkwassertalsperre Saidenbach. Abhandlungen der SAW zu Leipzig. Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Band 65, 5, 35-44.

Petersohn, D. (1987): Das Phytoplankton im Längsschnitt der Talsperre Saidenbach in Abhängigkeit von biotischen und abiotischen Faktoren. Dissertation, 1987, TU Dresden, Sektion Wasserwesen; 94 S.

Rychtecký, P., Znachor, P. (2011): Spatial heterogeneity and seasonal succession of phytoplankton along the longitudinal gradient in a eutrophic reservoir. Hydrobiologia, 2011. 663: 175–186

Scharf W. (2013): Klimawandel und Gewässergüte von Mittelgebirgstalsperren. Was wäre wenn? Korrespondenz Wasserwirtschaft 6(5): 248-254.

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

Anthropogene Stressoren und Antibiotika-resistente Bakterien in der aquatischen Umwelt

Thomas U. Berendonk, Veiko Voolaid, Stefanie Hess

TU Dresden, CAWR (Centre of Advanced Water Research), thomas.berendonk@tu-dresden.de

Aufgrund der weltweiten gesundheitlichen Auswirkungen von Antibiotika-resistenten Pathogenen interessieren sich Wissenschaftler zunehmend für die Rolle von Kläranlagen als Senke und Quelle für antibiotikaresistent Bakterien und deren Gene. Insbesondere weil in den Kläranlagen anthropogene Stressoren auf eine Mischung von Umweltbakterien und Bakterien anthropogenen Ursprungs wirken. Bisher ist die Dynamik resistenter Bakterien und assoziierter Gene in kommunalen Kläranlagen relativ unerforscht, aber es gibt eindeutige Hinweise darauf, dass Antibiotika-resistente Organismen und Gene mit den Kläranlagenabwässern in Gewässer gelangen. Studien haben gezeigt, dass die absolute Menge an Antibiotikaresistenz-Gen-Kopien während der konventionellen Abwasserbehandlung reduziert werden, aber dass relative Häufigkeiten von Schlüsselresistenzgenen, die durch 16S-rRNA-Kopienzahlen normalisiert sind, häufig keine signifikante Reduktion zeigen und manchmal sogar zunehmen. In diesem Zusammenhang ist es auch wichtig, die mikrobielle Zusammensetzung von WWTP-Einflüssen und Abwässern zu untersuchen, und unsere Überprüfung der vorhandenen Daten deutet darauf hin, dass die selteneren Batrien-Arten der Kläranlage einen relativ großen Einfluss auf die Fülle von Antibiotika-Resistenzgenen haben können. In diesem Vortrag fassen wir diese Ergebnisse zusammen und diskutieren ihre Implikationen für die Verbreitung von Resistenzgenen in Fließgewässer und präsentieren dazu weitere erste Ergebnisse.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Die rotbraune Spree - Auswirkungen von Eisen und Sulfat auf die Biozönosen des Makrozoobenthos in Braunkohlefolgelandschaften

Tine Berg[1], Jürgen Neumann[2], Norbert Große[3], Michael Kruspe[1], Rainer Kruspe[1], Frank Herbst[4]

[1] IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH, Radeberger Str. 1, 01458 Ottendorf-Okrilla, webmaster@idus.de

[2] Landeshauptstadt Dresden, Umweltamt, Postfach 12 00 20, 01001 Dresden

[3] Limnosa Sachverständigenbüro, Rostocker Str. 15, 01109 Dresden

[4] Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden

Die zunehmende Eisenbelastung in verschiedenen Fließgewässern Ostsachsens und Brandenburgs als Folge des Braunkohlebergbaus führt nicht nur zu optischen Beeinträchtigungen der Gewässer, sie schädigt auch auf verschiedene Weise die Gewässerbiozönose. Gleichzeitig tritt in diesen Gebieten Sulfat als weiterer vom Braunkohlebergbau verursachter Belastungsfaktor auf.

Die Auswirkungen steigender Eisen- und Sulfatkonzentrationen auf die Qualitätskomponente Makrozoobenthos wurden über drei Jahre im Oberflächenwasserkörper Spree-4 in Sachsen im Auftrag des LfULG untersucht. Ausgewählt wurden vier Untersuchungsabschnitte (Uhyst, Tzschelln, Neustadt, Zerre) mit verschiedenen Belastungssituationen und jeweils drei Wiederholungen. Zusätzlich zur Untersuchung der Gewässersohle (Natursubstrate) wurden an allen Untersuchungsabschnitten Kästen mit identischem Hartsubstrat (Substratkästen) exponiert und beprobt. Hierdurch sollten bewertungsrelevante Effekte aufgrund variierender Sohlsubstratstrukturen zwischen verschiedenen Gewässerabschnitten ausgeschlossen werden. Neben der Bewertung des ökologischen Zustands nach WRRL (PERLODES) wurden durch Verfahren der multivariaten Statistik signifikante Unterschiede der Zusammensetzung der Artengemeinschaften infolge der Eisen- und Sulfatbelastung geprüft.

Bei hohen Sulfatkonzentrationen um 400 mg/l und gleichzeitig geringen Eisenkonzentrationen (1 mg/l) konnte keine signifikante Beeinträchtigung des Makrozoobenthos nachgewiesen werden. Die beobachteten Veränderungen der Biozönosen in den Abschnitten mit vergleichbaren Sulfat-, jedoch ansteigenden Eisenkonzentrationen, können folglich mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Eisenbelastung zurückgeführt werden.

Bei mittleren Eisenkonzentrationen von 5 mg/l in Neustadt bzw. 7 mg/l in Zerre konnte bei den beprobten Natursubstraten und in den Substratkästen ein starker Rückgang der Taxazahl um bis zu 55 % nachgewiesen werden. Die Bewertung mit ASTERICS/PERLODES spiegelte diese Auswirkungen nur sehr eingeschränkt wider. Von den bewertungsrelevanten Core-Metrics für den Fließgewässertyp 15_groß spiegeln die Metrics EPT (Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera [%]) und Anzahl Trichopterentaxa den Effekt der Verockerung am besten wider. Dies wird aber durch die Bewertung der anderen Metrics nivelliert. Die Anzahl der EPTCBO-Taxa (EPT sowie Coleoptera, Bivalvia, Odonata) reagiert auf das Ausmaß der Verockerung noch empfindlicher als die Gesamttaxazahl und könnte daher zur Bewertung der Veränderungen in der Biozönose herangezogen werden.

Die Auswertung der Artenlisten mittels NMDS zeigte ebenfalls deutlich die Auswirkungen der Eisenbelastung auf die Biozönosen. Dabei trat in den Substratkästen eine weniger große Variabilität der Artengemeinschaften innerhalb der drei Wiederholungen eines Gewässerabschnitts auf, so dass Unterschiede zwischen verschiedenen Belastungssituationen deutlicher gezeigt werden konnten.

Bewertung des ökologischen Zustands anhand Makrozoobenthos auf Gesamtsee-Ebene gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie

Ulrike Blaschke[1], Oliver Miler[1,2], Stefan Lorenz[1,3]

[1] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, Abteilung Ökosystemanalyse, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

[2] University of Washington Seattle, School of Aquatic and Fishery Sciences, 1122 NE Boat St, Seattle, WA 98105, USA, oliver.miler@web.de

[3] Julius Kühn Institut, Institut für Ökologische Chemie, Pflanzenanalytik und Vorratsschutz, Königin-Luise-Straße 19, 14195 Berlin, stefan.lorenz@julius-kuehn.de

Die ökologische Integrität von Seeufern wird durch zunehmenden Uferverbau beeinflusst. Dieser verursacht eine Homogenisierung der zuvor diversen Habitatvielfalt. Die ökologischen Konsequenzen können über auf Makrozoobenthos basierenden Bewertungsindikatoren lokal abgeschätzt werden, die in Übereinstimmung mit der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) entwickelt wurden. Allerdings bleibt bisher weiter unklar, wie sich die Effekte von Seeufer-Veränderungen auf die Gesamtsee-Bewertung auswirken. Daher wurde am Beispiel des Großen Müggelsee (Berlin) ein Ansatz zur Gesamtsee-Bewertung des ökologischen Zustands (peri-) urbaner Seen entwickelt. Der Status des litoralen Makrozoobenthos wurde an neun Stellen mithilfe des LIMCO-Index (Littoral Invertebrate Multimetric based on Composite samples) bewertet.

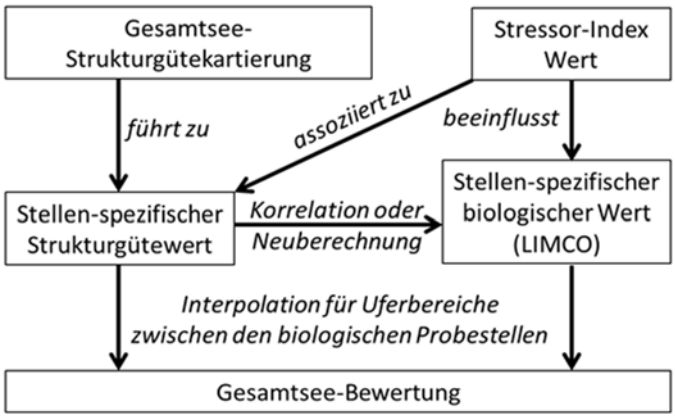


Abbildung 1: Konzeptionelles Schema des angewendeten Gesamtsee-Bewertungsverfahrens.

Gleichzeitig wurden Daten einer Seeufer-Strukturgütekartierung in 100 m-Abschnitten der 12 km langen Uferlinie verwendet, um die biologischen Bewertungen auf die Gesamtuferlänge zu extrapolieren. Die Kombination von lokaler biologischer Bewertungen und Gesamtufer-Strukturgütekartierung ermöglichte die Berechnung eines Gesamtsee-Bewertungsindexwertes basierend auf dem litoralem Makrozoobenthos.

Die detaillierte Auflösung durch 100 m-Transekte ermöglichte die Identifizierung spezifischer Uferbereiche die durch hohe anthropogene Belastungen geprägt sind. So wurde die Mindestlänge für Renaturierungsmaßnahmen berechnet, die zum Erreichen des Guten Ökologischen Zustands des Gesamtsees gemäß WRRL notwendig ist. Für diese Zielerreichung wurden zwei verschiedene Szenarien zum möglichen Renaturierungsumfang in verschiedenen Uferbereichen entwickelt. Die Szenarien umfassen (I) eine eindeutigere räumliche Trennung der Uferbereiche mit unterschiedlichen Management-Schwerpunkten wie urbanen Gebieten, Badebereiche und Schutzzonen, (II) eine Anzahl an ökologischen Maßnahmen zur Aufwertung urbaner Uferbereiche, sowie (III) die Einrichtung von Schutzzonen in Uferbereichen von hohem ökologischen Wert.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Fließgewässer unter multiplem Stress: Die Bedeutung von Modellgewässern am Beispiel der Holtemme

Mario Brauns[1], Liza-Marie Beckers[2], Wibke Busch[3], Norbert Kamjunke[4], Matthias Liess[5], Helge Norf[6], Mechthild Schmitt-Jansen[7], Ulrike Strachauer[8] & Markus Weitere[9]

[1] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Dept. Fließgewässerökologie, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, mario.brauns@ufz.de

[2] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Dept. Wirkungsorientierte Analytik, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, liza-marie.beckers@ufz.de

[3] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Dept. Bioanalytische Ökotoxikologie, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, wibke.busch@ufz.de

[4] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Dept. Fließgewässerökologie, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, norbert.kamjunke@ufz.de

[5] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Dept. System-Ökotoxikologie, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, matthias.liess@ufz.de

[6] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Dept. Aquatische Ökosystemanalyse, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, helge.norf@ufz.de

[7] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Bioanalytische Ökotoxikologie, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, mechthild.schmitt@ufz.de

[8] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Dept. Fließgewässerökologie, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, ulrike.strachauer@ufz.de

[9] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Dept. Fließgewässerökologie, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, markus.weitere@ufz.de

Eine Herausforderung der Gewässerforschung ist die Entwicklung von Strategien, mit denen Fließgewässer unter multiplem Stress gemanagt werden können. Um Strategien generalisieren zu können, werden Modellgewässer benötigt, die eine Abfolge typischer Stressoren aufweisen und deren Untersuchung durch gezielte Experimente bzw. Modelle ergänzt werden. Voraussetzung ist eine umfassende Charakterisierung der Stressoren hinsichtlich ihrer Bedeutung und Quellen im Längsverlauf eines Gewässers. Es werden Ergebnisse einer koordinierten Quantifizierung der Belastungen und deren ökologische Effekte am Modellgewässer der Holtemme (Sachsen-Anhalt) vorgestellt. Hier zeigte sich, dass die longitudinal zunehmende Anzahl von Stressoren mit konventionellen Bioindikatoren nicht detektiert werden konnten, da deren Indikationspotential bereits erschöpft war, obwohl die Belastung weiter zunahm. Demgegenüber zeigten Indikatoren der Ökosystemfunktion ein deutlich sensitiveres und differenzierteres Antwortverhalten, was die Bedeutung von funktionellen Indikatoren in multipel beeinträchtigen Fließgewässern unterstreicht.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Die Belastung der Fließgewässer durch Mikroschadstoffe – Beeinträchtigung und Regeneration der Makrozoobenthosfauna an einem Beispiel

Jan Brückmann[1]

[1] Institut Dr. Nowak GmbH & Co. KG, Mayenbrook 1, 28870 Ottersberg, jab@limnowak.com

Keywords: Fließgewässer, Mikroschadstoffe, Pflanzenschutzmittel, Makrozoobenthos

Einleitung

Die Wasserqualität vieler Fließgewässer in Europa hat sich in den vergangenen Jahrzehnten deutlich verbessert. Dies ist in hohem Maße auf eine verbesserte Abwasserreinigung zurückzuführen. Jedoch entspricht die Qualität der Flüsse und Bäche aus chemischer und ökologischer Sicht vielfach nicht den Zielstellungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Ein Grund ist die Belastung mit Mikroschadstoffen wie Industriechemikalien, Pflanzenschutzmittel oder Arzneimittel (LAWA 2016).

Mikroschadstoffe werden überwiegend über kommunales und industrielles Abwasser, teilweise aber auch über diffuse Quellen in die Oberflächengewässer eingetragen. Dabei passieren viele dieser Mikroverunreinigungen nahezu rückhaltlos die Reinigungsstufen herkömmlicher Kläranlagen und gelangen so oftmals nahezu ungehindert in die Fließgewässer.

Ökotoxikologische Studien zeigen, dass schon sehr geringe Mikroschadstoffgehalte akut-toxische oder chronische Wirkungen auf aquatische Organismen zur Folge haben können. Neben der Toxizität sind Stoffeigenschaften wie ein hohes Bioakkumulationspotenzial sowie die Persistenz in der aquatischen Umwelt oftmals zusätzlich problematisch (Benfenati et al. 2016).

Anhand des dargestellten Praxisbeispiels wird deutlich, wie gravierend über eine kommunale Kläranlage wiederkehrend eingetragene erhöhte Pflanzenschutzmittel-Konzentrationen ein Fließgewässer-Ökosystem schädigen können. Im Fallbeispiel dargestellt wird einerseits die Beeinträchtigung der Makrozoobenthosfauna sowie zum anderen die Regeneration der benthischen Makrofauna nach der Einleitung von Maßnahmen.

Fallbeschreibung

Durch behördliche Gewässeruntersuchungen wurde im Zeitraum von 2009 bis 2011 an einem norddeutschen Tieflandfluss über einen längeren Fließverlauf eine teilweise erhebliche Verarmung der Makrozoobenthosfauna festgestellt. Neben dem Hauptgewässer war auch ein einmündender Vorfluter einer kommunalen Kläranlage betroffen. Hier waren die Defizite besonders deutlich.

Eigene biologische Erhebungen im näheren Einflussbereich der Kläranlage ab dem Jahr 2013 bestätigten die Beeinträchtigung der benthischen Wirbellosenfauna. Die Ergebnisse ließen den Schluss zu, dass die Defizite nicht durch saprobielle Verunreinigungen, also die Einleitung biologisch leicht abbaubarer Abwasserinhaltsstoffe verursacht wurden. Somit mussten offensichtlich andere Ursachen für die Beeinträchtigung der Makrozoobenthosfauna vorliegen.

Umfangreiche chemische Analysen von Wasserproben aus dem Abwassernetz der Kläranlage führten schließlich im Sommer 2014 zu einer Lokalisierung der Belastungsquelle. Es stellte sich heraus, dass über einen gewerblichen Einleiter unbewusst wiederkehrend geringe Mengen hochkonzentrierter Pflanzenschutzmittel in den Vorfluter eingetragen wurden.

Nach der Umsetzung geeigneter Maßnahmen zur Reduktion der Belastungen wurde zum Zweck der Erfolgskontrolle über mehrere Jahre hinweg ein biologisches Monitoring betrieben. Die Ergebnisse dieses Monitorings demonstrieren den zeitlichen Verlauf der Wiederbesiedlung und Regeneration der Makrozoobenthosfauna in den betroffenen Gewässern.

Beeinträchtigung der Makrozoobenthosfauna

Um im vorliegenden Fall konkretere Aussagen zur Belastungssituation machen zu können, erfolgte ab dem Jahr 2013 jeweils dreimal jährlich eine Untersuchung des Makrozoobenthos gemäß dem „Methodischen Handbuch Fließgewässerbewertung“ (Meier et al. 2006). Untersucht wurde sowohl das Einleitgewässer der Kläranlage als auch das Hauptgewässer oberhalb und unterhalb der Einmündung des Vorfluters.

Die Ergebnisse der Untersuchungen offenbaren die Beeinträchtigungen der Makrozoobenthosfauna. Die Belastungen führten zu einer stark verarmten Zönose und einem weitgehenden Ausfall empfindlicher Arten. Auffällig war vor allem die Unterrepräsentanz sensibler Arten der Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven (EPT-Taxa). Insbesondere beim Einleitgewässer der Kläranlage bestanden erhebliche Defizite bis hin zur nahezu vollständigen Verödung der benthischen Makrofauna.

Die Bewertung nach dem PERLODES-System ergab durchweg ein schlechtes ökologisches Potenzial für den Vorfluter der Kläranlage. Das Hauptgewässer entsprach unterhalb der Einmündung des Einleitgewässers überwiegend dem unbefriedigenden ökologischen Potenzial, während an der Referenzstelle oberhalb der Einmündung des Vorfluters im Mittel ein mäßiges Potenzial festzustellen war. Abb. 1 zeigt eine Skizze des Gewässersystems mit den Ergebnissen der Bewertung.

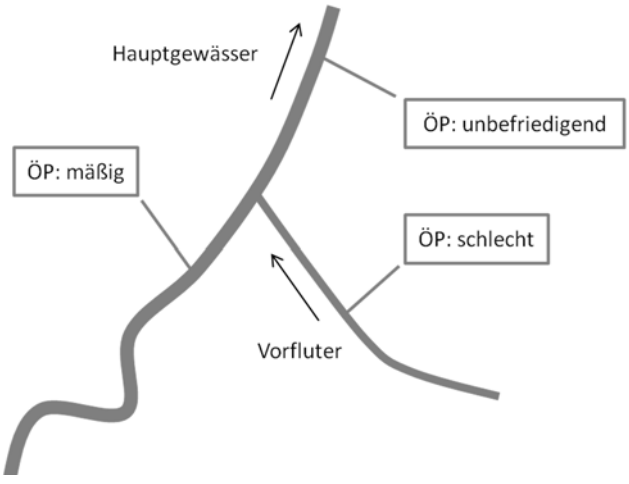


Abb. 1: Gewässersystem mit Darstellung der Bewertungsergebnisse des ökologischen Potenzials anhand des Makrozoobenthos während des Belastungszustandes (ÖP = Arithmetisches Mittel des ökologischen Potenzials aus n = 5 Probenahmen: Frühjahr 2013 bis Sommer 2014)

Verantwortlich für die unbefriedigenden bis schlechten Bewertungen der abwasserbelasteten Probenahmestellen war das Bewertungsmodul „Allgemeine Degradation“, welches u. a. auch die Auswirkungen toxischer Belastungen widerspiegelt. Die Degradation der Gewässermorphologie als Ursache

der schlechten Bewertungsergebnisse konnte hingegen ausgeschlossen werden. Ebenso lagen beim Bewertungsmodul „Saprobie“, das Gewässerverschmutzungen mit leicht abbaubaren organischen Stoffen aufzeigt, die ermittelten Saprobienindizes in einem für Tieflandgewässer „normalen“ Bereich. Somit spielte die saprobielle Belastung keine Rolle bei der Gesamtbewertung.

Regeneration der Makrozoobenthosfauna

Nach Einleitung der ersten Maßnahmen im Sommer 2014 machte sich der Rückgang der Pflanzenschutzmittelbelastungen und die damit verbundene Verbesserung der Wasserqualität auch bei der Gewässerfauna bemerkbar. Die Erholung der benthischen Wirbellosen äußerte sich vor allem in einem deutlichen Anstieg der Taxazahlen und einer Wiederbesiedlung durch verschiedene Arten der Eintags- und Köcherfliegenlarven.

Die nachfolgend dargestellte Abb. 2 zeigt die Entwicklung der EPT-Taxa an den Probestellen der Untersuchungsgewässer. Insbesondere beim Einleitgewässer ist die Zunahme der gegenüber Umweltbelastungen empfindlichen Insektenlarven nach ersten Maßnahmen zur Reduktion der Belastungen ab Mitte des Jahres 2014 deutlich zu beobachten. Beim Hauptgewässer ist eine Annäherung zwischen der Referenz-Probestelle und der durch das gereinigte Abwasser beeinflussten Probenahmestelle unterhalb der Einmündung des Vorfluters ab Herbst 2014 zu erkennen. Die jahreszeitlichen Unterschiede der Ergebnisse lassen sich mit für biologische Untersuchungen üblichen Schwankungen im Jahresverlauf erklären.

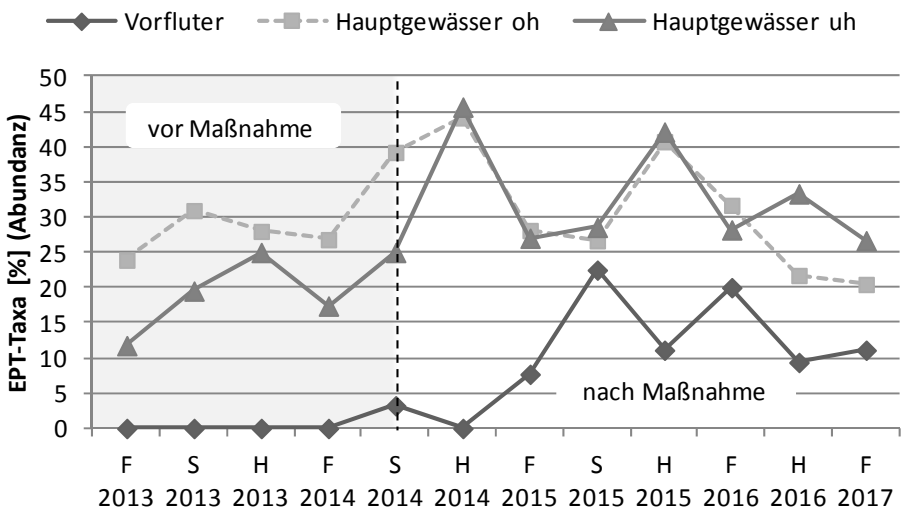


Abb. 2: Entwicklung der EPT-Taxa des Makrozoobenthos an den Probestellen vor und nach Umsetzung der Maßnahmen, Frühjahr 2013 bis Frühjahr 2017 (F = Frühjahr, S = Sommer, H = Herbst, oh = oberhalb, uh = unterhalb)

Mit der Regeneration der Gewässerfauna ging auch eine Verbesserung des für die Bewertung hier maßgeblichen Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ einher. Dies wird in der nachstehenden Abb. 3 deutlich, welche den zeitlichen Verlauf des die Bewertung bestimmenden Multimetrischen Index darstellt. Insgesamt zeigt sich eine positive Entwicklung sowohl beim Einleitgewässer als auch beim Hauptgewässer unterhalb der Einmündung des Vorfluters nach den Maßnahmen zur Reduktion der Pflanzenschutzmittel-Belastungen seit Mitte des Jahres 2014. Auch beim Multimetrischen Index lassen sich jahreszeitliche Abweichungen der Ergebnisse mit den für biologische Untersuchungen üblichen Variationen erklären.

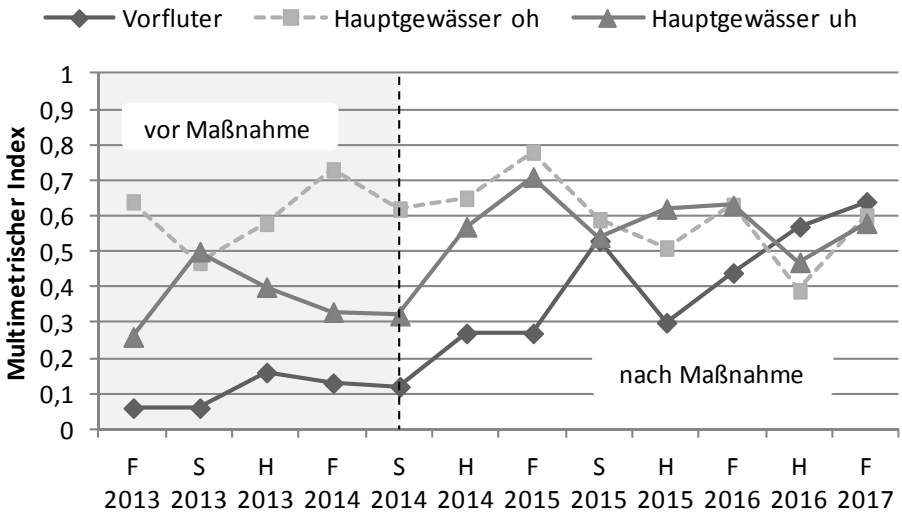


Abb. 3: Ergebnisse des Multimetrischen Index des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation" an den Probestellen vor und nach Umsetzung der Maßnahmen, Frühjahr 2013 bis Frühjahr 2017 (F = Frühjahr, S = Sommer, H = Herbst, oh = oberhalb, uh = unterhalb)

Letztendlich machte sich die Erholung der Makrozoobenthosfauna auch bei der Bewertung des ökologischen Potenzials der Untersuchungsgewässer bemerkbar. Wie Abb. 4 zeigt, verbesserte sich die Qualität des Vorfluters der Kläranlage innerhalb von ein bis zwei Jahren vom schlechten ökologischen Potenzial um zwei Stufen zum mäßigen ökologischen Potenzial. Beim Hauptgewässer unterhalb der Einmündung des Vorfluters war zuletzt eine Verbesserung um eine Stufe vom unbefriedigenden zum mäßigen ökologischen Potenzial zu beobachten.

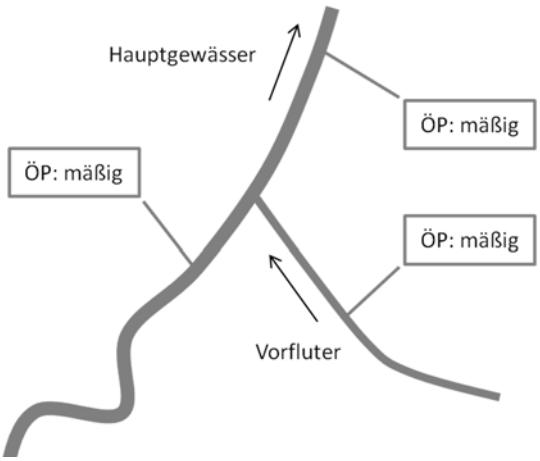


Abb. 4: Gewässersystem mit Darstellung der Bewertungsergebnisse des ökologischen Potenzials anhand des Makrozoobenthos 1 - 2 Jahre nach Umsetzung der Maßnahmen (ÖP = Arithmetisches Mittel des ökologischen Potenzials aus n = 5 Probenahmen: Sommer 2015 bis Frühjahr 2017)

Insgesamt betrachtet ist somit eine deutliche Verbesserung der taxonomischen Zusammensetzung und Diversität des Makrozoobenthos und infolge dessen auch des ökologischen Gewässerzustandes an den vom Abwasser der kommunalen Kläranlage belasteten Probestellen gegenüber den Vorjahren eingetreten.

Schlussfolgerungen

Das Praxisbeispiel veranschaulicht sehr deutlich den negativen Einfluss erhöhter Konzentrationen von Mikroschadstoffen auf ein Gewässer-Ökosystem. Es ist bekannt, dass sich schon sehr geringe Mikroschadstoff-Konzentrationen nachteilig auf die Gewässerfauna auswirken können. Werden jedoch z. B. durch den unsachgemäßen Umgang mit Spurenstoffen höhere Konzentrationen über Kläranlagen in die Gewässer eingetragen, so kann dies erhebliche Auswirkungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften zur Folge haben.

Im dargestellten Fall wurde die Belastung eines Fließgewässers mit Pflanzenschutzmitteln durch umfangreiche chemische Analysen und biologische Untersuchungen nachgewiesen. Desweiteren konnte der Eintragspfad zurückverfolgt und der Verursacher ausfindig gemacht werden. Eingeleitete Maßnahmen zur Reduzierung dieser Belastungen haben mittelfristig zu einer Regeneration der wirbellosen Gewässerfauna im Untersuchungsbereich geführt.

Um Belastungssituationen mit Mikroschadstoffen wie im beschriebenen Fallbeispiel zu vermeiden, sind industrielle und gewerbliche Einleiter gefordert, vorausschauend zu handeln und Maßnahmen zur Vermeidung oder Verringerung von Umweltbelastungen umzusetzen. Desweiteren kann die Einführung weitergehender Abwasserbehandlungsverfahren helfen, Gewässerbelastungen mit Mikroschadstoffen über kommunale oder industrielle Kläranlagen zukünftig zu verringern.

Literatur

Benfenati, E., Cappelli, C. I., Petoumenou, M. I., Pizzo, F., Lomardo, A., Albanese, F., Roncaglioni, A., Manganaro, A., Lemke, F. (2016): PROMETHEUS – Prioritization of chemicals: a Methodology Embracing PBT parameters into a Unified Strategy. - Umweltbundesamt (Berlin): Texte 28/2016, 69 S., Berlin

LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.) (2016): Mikroschadstoffe in Gewässern, Stand Januar 2016. - LAWA-AO Geschäftsstelle, 135 S., Magdeburg

Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. - http://www.fliessgewaesserbewertung.de

Die Vegetationstypen der Marschengräben

Holger Brux

IBL Umweltplanung GmbH, Bahnhofstr. 14a, 26122 Oldenburg, brux@ibl-umweltplanung.de

Gräben sind anthropogen bedingte Biotope, die in einer Naturlandschaft nicht vorkommen. In Marschgebieten sind sie mit bis zu 20 km Länge pro km² Fläche regional prägende Landschaftselemente. Sie bedecken dort häufig größere Flächen als die oft stark veränderten Fließ- und Stillgewässersysteme. Die Marschengräben sind allerdings nicht unmittelbar für die EG-Wasserrahmenrichtlinie relevant, als viele tausend Kilometer umfassendes Netz jedoch von großer Bedeutung für die biologischen Funktionen des gesamten Ökosystems. Ihre Berücksichtigung ist im Hinblick auf die Zielsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie daher sehr sinnvoll.

Alle Kartierungen von Vegetation und Biotopen benötigen Klassifikationssysteme als Basis. Vegetationskundliche und pflanzensoziogische Arbeiten haben sich bisher nur wenig mit der eigenständigen Klassifizierung der Grabenvegetation befasst. Anwendungsbezogene Gliederungen der Biotoptypen in den Kartierschlüsseln der Bundesländer Niedersachsen, Bremen, Hamburg und Schleswig-Holstein orientieren sich nur teilweise an der Vegetation. Dabei eignet sich die Methode der klassischen Vegetationsaufnahme sehr gut für die einfach abgrenzbaren linienhaften Strukturen der Gräben.

Am Beispiel nordwestdeutscher Marschengräben wird eine Typisierung der Grabenvegetation vorgestellt. Hierzu wurden über 1.000, weitgehend eigene, Vegetationsaufnahmen sowie Literaturangaben ausgewertet und beschriebenen Pflanzengesellschaften, Vegetationstypen sowie Biotop- und FFH-Lebensraumtypen gegenübergestellt.

Ziel ist eine handhabbare Typisierung, auf die in ökologischen, insbesondere biozönotischen Arbeiten Bezug genommen werden kann.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

GIS-basierte Verbreitungsanalyse von *Eubranchipus grubii* (Dybowski, 1860) und *Lepidurus apus* (Linnaeus, 1758) in Deutschland (Crustacea: Anostraca, Notostraca)

Simon Büscher[1], Hans Pellmann[2], Mario Engelmann[3], Ellen Kiel[1]

[1]AG Gewässerökologie und Naturschutz, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Carl von Ossietzky Universität, Oldenburg, Ammerländer Heerstaße 114-118, D-26111 Oldenburg

[2]Museum für Naturkunde, Otto-von-Guericke-Str. 68-73, D-39104 Magdeburg

[3]Otto-von-Guericke-Universität Magdeburg, Institut für Biochemie und Zellbiologie, Leipziger Str. 44/Haus 1, D-39120 Magdeburg

Keywords: *Eubranchipus grubii*, *Lepidurus apus,* Anostraca, Notostraca, Branchiopoda, temporary waters, floodplains

Einleitung

Aufgrund des fortschreitenden Verlustes ihrer Lebensräume gelten der Frühjahrskiemenfuß (*Eubranchipus grubii)* und der Schuppenschwanz (*Lepidurus apus*) als gefährdet (Simon 1998, Burmeister 2003, Neumann & Heinze 2004, Flössner 2011, Simon 2016). Beide Arten leben in temporären Gewässern, die sich in den Winter- und Frühjahrsmonaten spontan bilden und die typischerweise spätestens im Sommer austrocknen. Sowohl *E. grubii* als auch *L. apus* sind durch ihre schnellen Entwicklungszyklen und ihre Fähigkeit, die Trockenphase als Zyste zu überdauern, an die hydrologischen Gegebenheiten dieser Gewässer angepasst (Grosse & Engelmann 2002, Krüger et al. 2013, Malkmus & Schroth 2014). Häufig jedoch wird solchen, teilweise sehr kleinen temporären Gewässern kein ausreichender Schutzstatus zugewiesen (Engelmann & Hahn 2004). Um einen effektiven Schutz der Lebensräume und damit des Vorkommens von *E. grubii* und *L. apus* zu etablieren, bedarf es der Analyse von Informationen über die Verbreitung und Präferenzen beider Arten, die wegen ihres spontanen Auftretens (Grosse & Engelmann 2002, Gottwald & Weißmair 2000) nur lückenhaft vorliegen (Unruh et al. 2009, Reißmann & Engelmann 2005).

Die hier vorgestellte Studie umfasste die systematische Auswertung bekannter Vorkommen von *E. grubii* und *L. apus* in Deutschland. Auf der Basis der vorliegenden Daten erfolgte eine GIS-Analyse mit Bezug auf ausgewählte Kriterien wie Landnutzung, Bodentyp oder Größe und Zustand von Auen. Im Mittelpunkt der Analyse standen die Fragen nach (1) eventuell vorliegenden Verbreitungsschwerpunkten von *E. grubii* und *L. apus* im Untersuchungsgebiet und (2) potenziellen Unterschieden in der Verbreitung zwischen den beiden Arten. Einige Publikationen ließen vermuten, dass *E. grubii* und *L. apus* insbesondere in oder entlang von Auengebieten großer Flüsse und Ströme vorkommen (Unruh et al. 2009, Bößneck 2006). Neuere Fundmeldungen außerhalb der Auen stellen vor allem bei *E. grubii* eine derartig enge Bindung des Vorkommens an diese Form der Flusslandschaft in Frage (Hofmann 2015, Hofmann 2009). Weiterhin bestand die Hoffnung, dass die GIS-Analyse Aussagen über landschaftsökologische Zusammenhänge liefert, wie Bodentypen in Vorkommensbereichen (Damgaard & Olesen 1998) oder die Landnutzung im Umfeld von besiedelten Gewässern (Manzke & Dankelmann 2009, Unruh et al. 2009).

Material und Methoden

Insgesamt wurden 292 Vorkommen von *E. grubii* und 189 von *L. apus* ausgewertet. Dazu wurde eine bereits vorhandene Datenbank (Engelmann 2015) um Daten des Niedersächischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft-, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) und Literaturangaben ergänzt. Die Einarbeitung der Fundorte in ein GIS (Punkt-Shapefile, Arc-GIS, Version 10.2.2.) ermöglichte die kartographische Darstellung der Vorkommen (vgl. Abb. 1).

Aufbauend darauf wurden die in der ergänzten Datenbank enthaltenen Fundortdaten mit Standortdaten verknüpft und einer GIS-Analyse unterzogen. Dies erfolgte durch Verschneidung des Punkt-Shapefile der Fundorte mit Polygon-Shapefiles mit folgenden Standortdaten:

a) Der Lage der rezenten und der morphologischen Auen großer Flüsse und Ströme (Datenquelle: Flussauen, ©Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2011; Verschneidung mit dem gesamten Datensatz der Fundorte: *E. grubii*: N=292, *L. apus*: N=189),

b) Angaben zu Landnutzungstypen (Corine Land Cover 2014; Verschneidung mit allen Fundorten ab 1960: *E. grubii*: N=220, *L. apus*: N=121), sowie

c) Daten zu den Bodentypen am Fundort (Datenquelle: BUEK 2000, ©Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 2014 ; Verschneidung mit allen Fundorten ab 1960: *E. grubii*: N=220, *L. apus*: N=121).

Abschließend erfolgte eine statistische Überprüfung, ob in Bezug auf die Entfernung zu den morphologischen Auen signifikante Unterschiede zwischen den Datensätzen von *E. grubii* und *L. apus* bestehen (Mann-Whitney-Test; α=0,05).

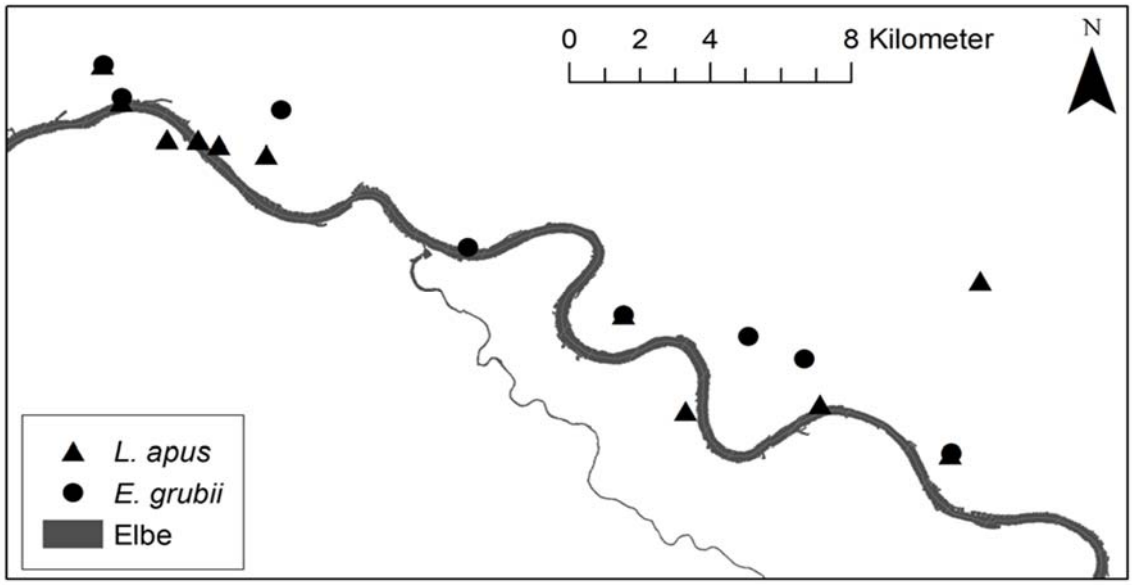


Abb. 1: Exemplarische Darstellung von *E. grubii*- und *L. apus*-Fundorten entlang der Elbe zwischen Gorleben und Neukirchen (Altmark) (Datengrundlage: Engelmann 2015, ergänzt; Kartengrundlage: Flussauen, ©Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2011). Die GIS-Datenbank (Arc-GIS, Version 10.2.2.) dient als Grundlage für weitere Auswertungen.

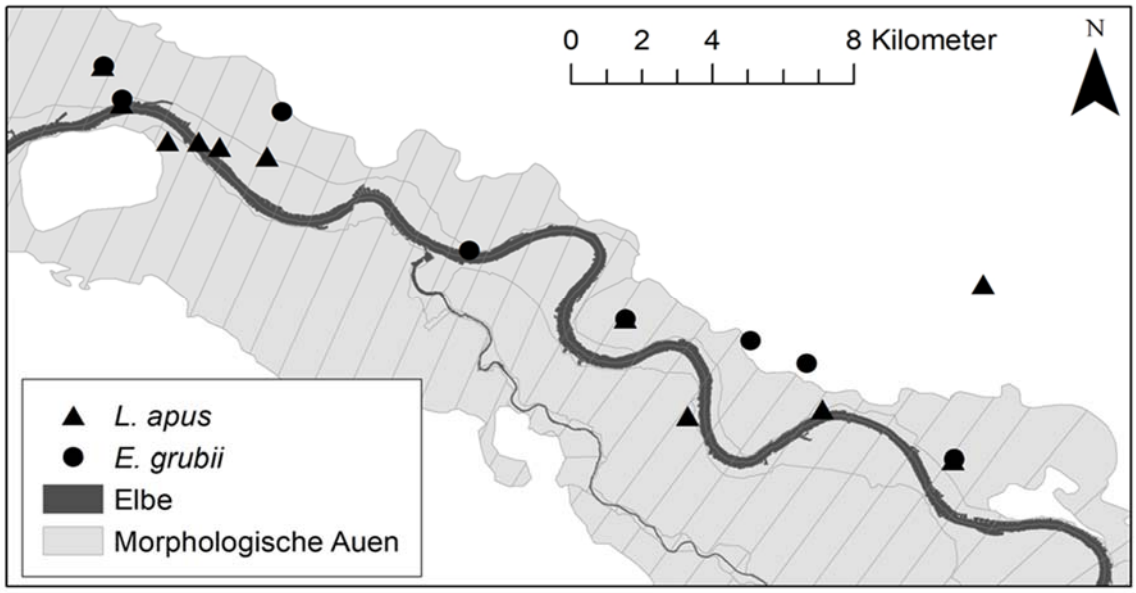


Abb. 2: Verknüpfung der *E. grubii*- und *L. apus*-Fundorte (Datengrundlage: Engelmann 2015, ergänzt; siehe Abb. 1) mit weiteren Standortdaten. Exemplarisch dargestellt sind hier die Fundorte an der Elbe zwischen Gorleben und Neukirchen (Altmark) und deren Lage in Relation zu den morphologischen Auen (Kartengrundlage: Flussauen, ©Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2011).

Ergebnisse: Vorkommen in rezenten und morphologischen Auen großer Flüsse und Ströme

Während bei *E. grubii* 32 % (N = 292) der ausgewerteten Fundorte innerhalb der morphologischen Auen großer Flüsse und Ströme in Deutschlands lagen, war der entsprechende Prozentsatz für *L. apus* mit 55 % (N = 189) mehr als doppelt so groß. Mit zunehmendem Abstand zu den Auen nahm die Anzahl der Fundorte für beide Arten ab (Abb. 3). Die Fundorte von *E. grubii* wiesen mit 12,4 km eine durchschnittlich weit größere Distanz zur morphologischen Aue auf, als die im Mittel maximal 4,2 km entfernten Standorte von *L. apus* (Mann-Whitney-Test (U-Test): $Z = 5.2$; $p < 0{,}0001$) (Abb. 3).

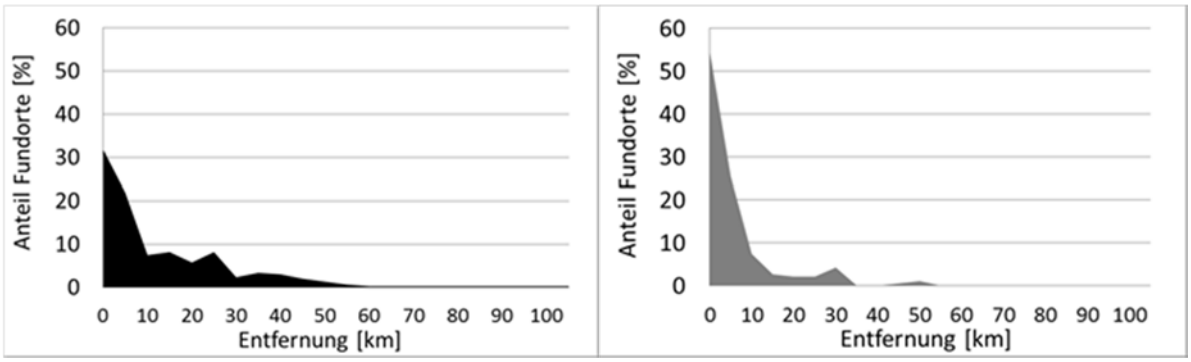


Abb. 3: Distanz der *E. grubii*- (links) und *L. apus*-Fundorte (rechts) zu den morphologischen Auen („Entfernung: 0“ = Innerhalb der morphologischen Aue; Datenquelle: Flussauen, ©Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2011).

Bezug zu Bodentypen

Mehr als 37 % der *E.-grubii*- und etwa 65 % der *L.-apus*-Fundorte befanden sich im Bereich grundwasserbeeinflusster Gleyböden der Auensysteme und Urstromtäler. Auf anderen Bodentypen, wie z.B. Braunerde, Parabraunerde, Fahlerde oder Pseudogley, trat *L. apus* seltener als *E. grubii* auf (Abb. 4).

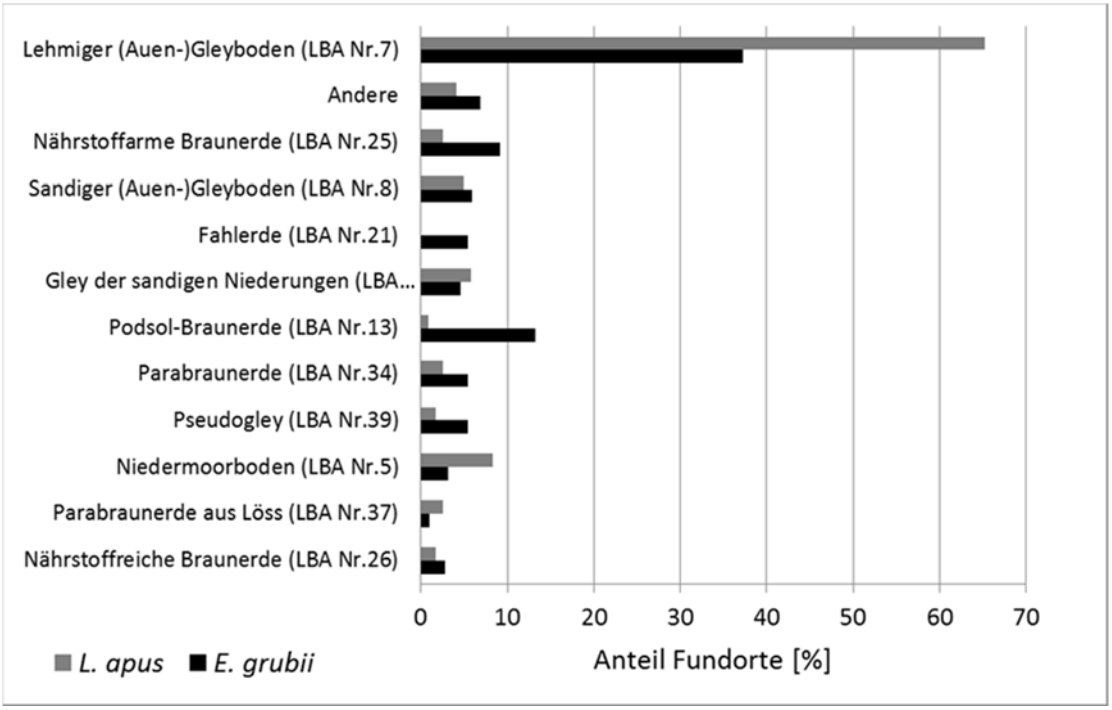


Abb. 4: Bodentypen (Datenquelle: BUEK 2000, ©Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 2014) an *E. grubii*- (N=220) und *L apus*-Fundorten (N=121).

Bezug zur Landnutzung im Umfeld der Fundorte

Insgesamt 53 % der von *E. grubii* besiedelten Gewässer umgab offene Landschaft (Äcker, Weiden, naturnahe Wiesen), die übrigen Fundorte lagen in bewaldeten Bereichen (Abb. 5). Die Landnutzung im Umfeld der von *L. apus* besiedelten Gewässer wich dazu hingegen ab. So befanden sich bis zu 80 % der Gewässer im Offenland und nur wenige (20 %) umgab Wald (Nadelwald, Laubwald, Mischwald).

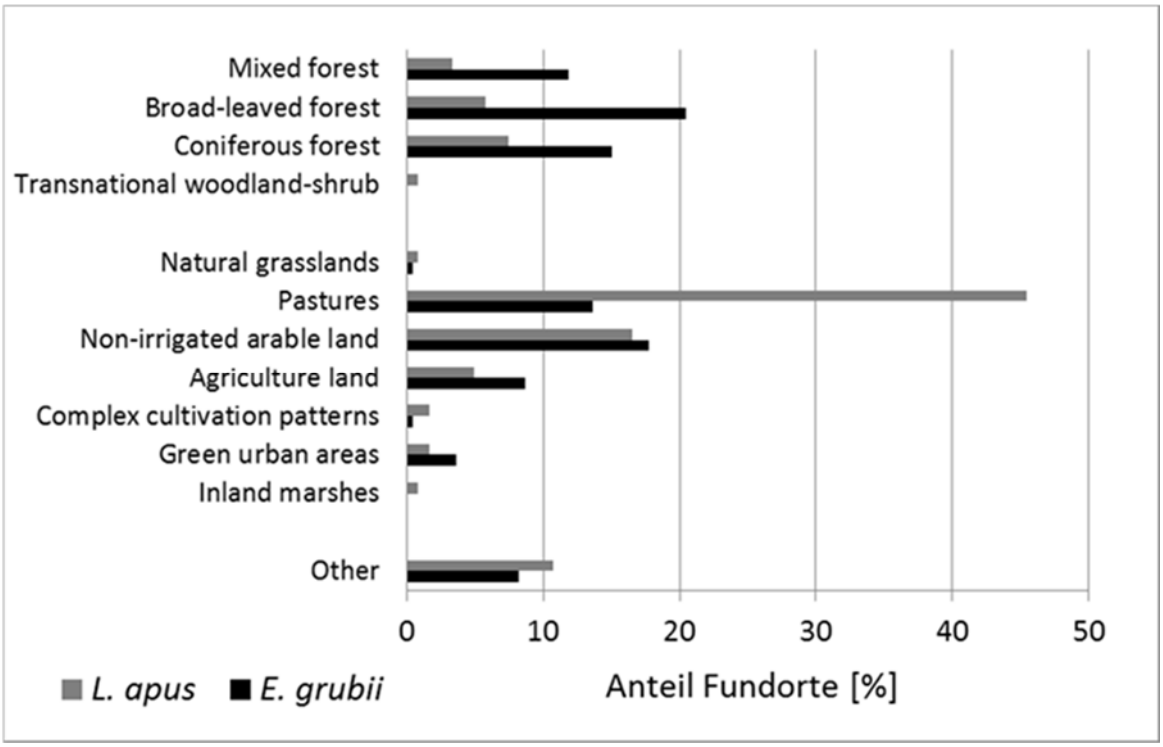


Abb. 5: Landnutzung (Corine Land Cover 2014) im Umfeld der Fundorte von *E. grubii* (N=220) und *L. apus* (N=121).

Diskussion

Der hier ausgewertete Datensatz umfasste zahlreiche Fundmeldungen von *E. grubii* und *L. apus*, von denen einige bis ins 18. Jahrhundert zurück reichten. Viele der Vorkommen beider Arten befanden sich im Auenbereich großer Flüsse und Ströme (Engelmann & Hahn 2004), insbesondere von Elbe, Spree und Havel (Engelmann 2015, Engelmann & Hahn 2004). Zwar bestätigen die Ergebnisse unserer Studie, dass die Anzahl der Fundorte mit zunehmender Distanz zu den großen Flüssen und Strömen deutlich abnimmt (siehe auch Büscher et al. 2017). Doch zeigen unsere Ergebnisse auch übereinstimmend mit jüngeren Fundmeldungen (Hofmann 2015, Hofmann 2009), dass zumindest für *E. grubii* keine strenge Bindung der Vorkommen an die morphologische Flussauen besteht. Für diese Art lag die Mehrzahl der Fundorte außerhalb der Auen bis hin zu Entfernungen von etwa 120 km.

Auch bei *L. apus* geht die Zahl der Fundorte mit zunehmender Distanz zu den großen Flüssen und Strömen deutlich zurück. Zwar existieren auch bei dieser Art einzelne Nachweise in relativ großer Entfernung (bis ~50 km) von Überflutungsgebieten, jedoch ist sowohl die maximale Entfernung als auch die Häufigkeit entfernt liegender Fundorten signifikant geringer als bei *E. grubii*.

Die Ergebnisse bestätigen die Beobachtungen anderer Autoren. So fanden Manzke & Dankelmann (2009) *L. apus* an der Elbe (Gemeinde Amt-Neuhaus) überwiegend im unmittelbaren Überflutungsbereich. Und auch Burmeister (1988) sowie Engelmann & Hahn (2004) sahen eine Konzentration von *L. apus* in den Überflutungsflächen der Urstromtäler. *E. grubii* wurde in der Feldarbeit von Manzke & Dankelmann (2009) hingegen auch weitab des Elbdeiches nachgewiesen. Ähnliches berichteten auch Hofmann (2015), Hofmann (2009), Kreuzer (1940), Reißmann & Engelmann (2005) und Clausnitzer (1985), die *E. grubii* in großen Distanzen zu den rezenten Flussauen in durch Schmelzwasser oder Grundwasser geprägten temporären Gewässern fanden. Reißmann & Engelmann (2005) sehen dabei einen Zusammenhang zwischen den großflächigen Flussbegradigungen und

einer damit einhergehenden Unterbindung natürlicher Auendynamik. Auch halten sie es für möglich, dass vor allem *E. grubii* heute vielerorts auch in sekundären Lebensräumen außerhalb der Auen vorkommt. Als potenzielle Sekundärlebensräume scheinen staunasse Senken, Gräben und Bruchwälder sowie Pfützen und Tümpel in ehemaligen Sand-, Kies- oder Lehmgruben besonders geeignet (Engelmann & Hahn 2004, Malkmus & Schroth 2014).

Manzke und Dankelmann (2009) diskutierten die Frage, ob die von den Arten besiedelten Gewässer im Offenland oder im bewaldeten Umfeld anzutreffen sind. Unsere Daten liefern für *E. grubii* keinen Hinweis auf ein Präferenz einer dieser Landnutzungskategorien: Die Vorkommen des Frühjahrskiemenfußes verteilten sich etwa gleich häufig auf Offenland und Waldgebiete (Nadelwald, Laubwald, Mischwald). Im Gegensatz dazu zeigen die Ergebnisse, dass *L. apus* Gewässer in der offenen Landschaft präferiert. Dies bestätigt die Beobachtungen von Manzke und Dankelmann (2009) in der Elbtalaue. Dort fanden die Autoren *E. grubii* sowohl in sonnenexponierten (60 %) als auch in halbschattigen (21 %) und schattigen Bereichen (19 %). *L. apus* kam hingegen überwiegend in sonnenexponierten Gewässern vor. Auch Gillandt et al. (1983) und Stephan (2005) fanden *L. apus* bis auf wenige Ausnahmen in besonnten Gewässern. Als Ursache dafür vermuten Burmeister (1988), Gillandt et al. (1983) und Hauser (2014), dass *L. apus* im Vergleich zu *E. grubii* eine geringere Toleranz gegenüber Huminsäure aufweist. Besonders Huminstoffkonzentrationen können in Waldtümpeln aufgrund von Laubeintrag höher liegen als in Offenlandgewässern (Burmeister 1988, Hofmann 2009).

Die Bodentypen an den Fundorten von *E. grubii* und *L. apus* ähneln sich hingegen. In den Auen und Urstromtäler traten beide Arten hauptsächlich auf grundwasserbeeinflussten Gleyböden auf. Dort begünstigen wasserundurchlässige Schichten und periodische Überflutung (Scheffer & Schachtschabel 1984) die Entstehung von Temporärgewässern und scheinen so das Vorkommen beider Arten fördern (Damgaard & Olesen 1998). An den jenseits der Auen liegenden Fundorten beider Arten unterschieden sich die Bodenbedingungen nicht.

Zusammenfassung

Diese Studie verfolgte das Ziel, mit Hilfe einer GIS-Analyse genauere Erkenntnisse über die Verbreitung von *E. grubii* und *L apus* bezüglich ausgewählter abiotischer Parameter zu erlangen. Hinweise auf Präferenzen oder Bindungen sind hilfreich, die Lebensräume der Tiere zu schützen. Die Analyse bekannter Vorkommen und Umfeldbedingungen ließen für *E. grubii* den Schluss zu, dass diese Art weniger eng an die Bedingungen in morphologischen Auen gebunden scheint als *L. apus*. Dies wurde durch das häufigere Vorkommen der Art auf auentypischen Böden unterstrichen. Zudem präferierte *L. apus* offene Landschaftsbereiche. Im Gegensatz dazu trat *E. grubii* weit häufiger in bewaldetem Umfeld auf.

Danksagung

Für die Überlassung von Funddaten und Fotos möchten wir uns recht herzlich bei Uwe Manzke bedanken. Unser Dank gilt ebenfalls den Mitgliedern der Arbeitsgruppe Gewässerökologie und Naturschutz der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, welche uns durch konstruktive Anregungen bei der Erstellung dieser Publikation unterstützt haben.

Literatur

Bößneck, U. (2006): Verbreitung und Ökologie des Feenkrebses *Eubranchipus grubii* (Dybowski, 1860) in Thüringen (Crustacea: Anostraca). Abhandlungen und Berichte Museum der Natur Gotha 24, Gotha: 69-72

Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2011): Flussauen (Datensatz), Leipzig

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2014): BUEK 2000, Hannover

Burmeister, E.-G.. (1988): *Lepidurus apus* L. und Trops cancriformis Bosc. Als Besiedler temporärer Kleingewässer – ihre Reliktstandorte in Bayeren (Crustacea, Notostraca)., Natur und Landschaft 63, Stuttgart: 121-122

Burmeister, E.-G.. (2003): Rote Liste gefährdeter wasserbewohnender Krebse, exkl. Kleinstkrebse (limn. Crustacea) Bayerns. Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 166, Augsburg: 328-330

Büscher, S., Pellmann, H., Engelmann, M., Kiel, E. (2017): GIS-basierte Verbreitungsanalyse des Frühjahrs-Feenkrebses *Eubranchipus grubii* (Dybowski, 1860) in Deutschland (Crustacea, Anostraca), Tagungsband der DGL-Jahrestagung 2016 (Wien), Hardegsen

Clausnitzer, H.-J. (1985): Umsiedlung des Kiemenfußes *Siphonophanes grubei* (Dybowski - 1860) (Crustaceae, Anostraca) im Landkreis Celle. Beitr. Naturkde. Niedersachsens 38 (2), Hannover: 93-95

Corine Land Cover (2014): Corine Land Cover (Datensatz), https://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover, Kopenhagen

Damgaard, J., Olesen, J. (1998): Distribution, phenology and status for the larger Branchiopoda (Crustacea: Anostraca, Notostraca, Spinicaudata and Laevicaudata) in Denmark. Hydrobiologia 377, Berlin, Heidelberg: 9-13

Engelmann, M. (2015): Datenbank zum Vorkommen von *Eubranchipus grubii*. Unveröffentlicht (Stand:2015)

Engelmann, M., Hahn, T. (2004): Vorkommen von *Lepidurus apus, Tripos cacriformis, Eubranchipus (Siphonophanes) grubii, Taniymastix stagnalis* und *Branchipus schaefferi* in Deutschland und Österreich (Crustacea: Notostraca und Anostraca). Faunistische Abhandlungen 25, Dresden: 3-67

Flössner, D. (2011): Rote Liste der Süßwasserkrebse (Crustacea: Branchipoda et Copepoda) Thüringens. Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, In: Fritzlar, F., Nöllert, A., Westhus, W. (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Tier- und Pflanzenarten, Pflanzengesellschaften und Biotope Thüringens. Jena: 87-92

Gillandt, L., Martens, J.M.,Wilkens, H. (1983): Seltene Krebse temporärer Gewässer und ihre Verbreitung im Elbe-Bereich zwischen Schnackenburg und Hohnstorf (Crust., Anostraca, Notostraca, Copepoda).– Abh. Naturwiss. Ver. Hamburg (NF) 25: 339-349.

Gottwald, R., Weißmair, W. (2000): *Eubranchipus grubii* (DYBOWSKI 1860) neu für Oberösterreich (Crustacea, Branchiopoda, Anostraca). Beitr. Naturk. Oberösterreichs 9, Linz:: 655-657

Grabow, K. (2004): Farbatlas Süßwasserfauna. Wirbellose. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart: S. 288

Grosse, W.-R., Engelmann, M. (2002): Stetigkeit und Gefährdung von *Lepidurus apus* (L.) und *Eubranchipus (Siphonophanes) grubei* DYBOWSKI (Crustacea: Notostraca, Anostraca). Hercynia N F. 35, Halle: 123-136

Hauser, H. (2014): Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie von *Eubranchipus grubii* (Dybowski, 1860) (Crustacea: Anostraca) im Brieselang (Brandenburg). RANA 15, Rangsdorf: 4-15

Heckes, U., Hess, M., Burmeister, E.-G.., Hansbauer, G. (2016): Überprüfung der Vorkommen von "Urzeitkrebsen" in Bayern (Crustacea: Anostraca, Notostraca und "Conchostraca"). Lauterbornia 81, Dinkelscherben: 71-92

Hochmuth, M., Zierold, T. (2008): Entwicklung von Habitatmodellen für *Lepidums apus* und *Eubranchipus gmbii* anhand aktueller Vorkommen im Raum Frankfurt (Oder). Abhandlungen und Berichte für Naturkunde Magdeburg 31, Magdeburg: 89-109

Hofmann, O. (2015): Das Vorkommen des Urzeitkrebses *Eubranchipus grubii* (Dybowski, 1860) im Raum Neubrandenburg - Ökologie, Gefährdung und Schutz. Unveröffentlichte Bachelor Arbeit an der Hochschule Neubrandenburg - University of Applied Sciences, Fachbereich Landschaftswissenschaften und Geomatik

Hofmann, D. (2009): Abschlussbericht zum GlücksSpirale-Projekt Nr.1/2009: Kartierung des Frühjahrskiemenfußes (*Eubranchipus grubii*) in ausgewählten Gebieten des Südlichen/Vorderen Steigerwaldes. Unpubliziertes Gutachten im Auftrag des Landschaftspflegeverbandes Mittelfranken

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

Krüger, L., Kiel, E., Martens, A. (2013): Der Frühjahrs-Feenkrebs *Eubranchipus grubii* in temporären Auengewässern: Bedeutung, Bedrohung und Schutz. Natur und Landschaft Heft 3, Stuttgart: 112-117

Malkmus, R., Schroth, M. (2014): Bei Hanau tauchen seltene Urzeitkrebse auf. Spessart 11, Aschaffenburg: 14-17

Manzke, M., Dankelmann, M. (2009): Gefährdete Branchipoden im Amt Neuhaus: Funde des Kiemenfußes *Eubranchipus grubii* (DYBOWSKI, 1860) und des Schuppenschwanzes *Lepidurus apus* (LINNE, 1758). RANA 10, Rangsdorf: 49-63

Martin, J.–W., Davis, G.–E. (2001): An updated classification of the recent Crustacea. Natural History Museum of Los Angeles County – Science Series 39, Los Angeles: S. 15-19

Neumann, V., Heinze, B. (2004): Rote Liste der Kiemenfüßer (Anostraca) und ausgewählter Gruppe der Blattfüßer (Pyllopoda) (Klasse (Crustacea) des Landes Sachsen-Anhalt. 2. Fassung, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, In: Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.): Rote Listen Sachsen-Anhalt 39. Halle: 165-168

Reißmann, R., Engelmann, M. (2005): Groß-Branchipoden (Crustacea). Bundesamt für Naturschutz, In: BfN (Hrsg.): Analyse der Gefährdungsursachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland. Bonn: 386-401

Simon, L. (1998): Rote Liste ausgewählter Gruppen der Blattfußkrebse (Branchiopoda: Anostraca, Notostraca, Conchostraca). Bundesamt für Naturschutz, In: BfN (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands 55. Bonn: 280-282

Simon, L. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Blattfußkrebse (Branchiopoda: Anostraca, Conchostraca, Notostraca) Deutschlands. – In: Gruttke, H., Binothafke, M., Balzer, S., Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G., Ries, M. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). – Landwirtschaftsverlag. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (4), Münster: 367-378

Stephan, S. (2005): Biologie, Verbreitung und Schutz von Groß-Branchiopoden (Crustacea, Branchiopoda) in den Auen der Unteren Mittelelbe. – Dplomarbeit FU Berlin, Inst. Gewässerökol. Binnenfisch: 143

Unruh, M., Berbig, A., Zehle, A. (2009): Zur Situation der Urzeitkrebse und Rückenschaler im Biosphärenreservat Mittelelbe. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 46, Magdeburg: 150-158

Waloßek, D. (1996): *Rehbachiella*, der bisher älteste Branchiopode. Katalog des O.Ö. Landesmuseum N.F. 100, Linz: 21-28

Muschelkrebse (Crustacea, Ostracoda) aus Quellen Schleswig-Holsteins und ihr Potential zur Typologie und Bewertung ihres Lebensraums

Thies Büscher[1], Peter Martin[2]

[1] Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut: Arbeitsgruppe Funktionelle Morphologie und Biomechanik, Am Botanischen Garten 1-9, 24118 Kiel, tbuescher@zoologie.uni-kiel.de

[2] Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Zoologisches Institut: Arbeitsgruppe Limnologie, Am Botanischen Garten 1-9, 24118 Kiel, pmartin@zoologie.uni-kiel.de

Wie andere Organismen der Meiofauna werden Muschelkrebse (Ostracoda) in vielen der standardisierten limnologischen Benthosuntersuchungen gar nicht berücksichtigt oder lediglich als Gesamttaxon erwähnt. Muschelkrebse kommen in allen Gewässertypen des Süßwassers vor, aus Mitteleuropa sind etwa 130 Arten bekannt. Neben Stygobionten und Interstitialbewohnern, die sporadisch in Quellen auftreten, kennt man eine Reihe von quelltypischen, meist krenophilen Arten, deren Verbreitung offenbar stark von den geologischen Bedingungen bestimmt ist. In Schleswig-Holstein wurden die Tiere zu Beginn der Quellforschung im Umfeld August Thienemannns recht intensiv untersucht, anschließend waren sie nur selten im Blickpunkt krenobiologischer Untersuchungen. Erst in jüngerer Zeit wurden sie sowohl in Waldquellen unterschiedlicher Typologie sowie in degradierten Offenlandquellen untersucht. In dem vorgestellten Beitrag werden ausgewählte Ergebnisse zur Faunistik, Quellbindung, Typologie und Bewertung vorgestellt. Neben einer faunistischen Darstellung der in den Quellen nachgewiesenen mehr als 25 Arten wird das Ausmaß ihrer Quellbindung abgeschätzt und mit anderen Tiergruppen verglichen. Aus der Quellbindung und dem Vorkommen der Arten in Quellen unterschiedlicher Naturnähe kann die Rolle der Muschelkrebse in einer faunistischen Quellbewertung abgeleitet werden. Es wird zudem analysiert, ob sich die Artenzusammensetzung in Quellen unterschiedlicher Schüttungstypen unterscheidet. Offenbar können Ostracoden zumindest im schleswig-holsteinischen Tiefland ein Renaturierungspotential auch in degradierten Quellen indizieren, in denen Arten mit Quellbindung aus anderen Taxa weitgehend fehlen.

Zooplankton-Indizes im Gewässerschutz: Probleme und Perspektiven

Rainer Deneke[1], Gerhard Maier[2]

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

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

Die Analyse und Bewertung des Metazooplanktons (Rotatorien und Crustaceen) ist eine wichtige und etablierte Methode im Gewässerschutz – auch wenn sie immer noch nicht Bestandteil der EU-Wasserrahmenrichtlinie geworden ist. Nur mithilfe des Zooplanktons lassen sich im Rahmen des Langzeitmonitorings die Folgen der Klimaveränderung auf die pelagischen Nahrungsnetze der Binnengewässer abschätzen und Handlungsempfehlungen ableiten. Die trophie-zentrierte Zustandsanalyse anhand des Phytoplanktons und der Phosphorkonzentration ist besonders für die Bewertung hochbelasteter Gewässer nicht ausreichend.

Trotzdem ist die Auswertung und Interpretation der Zooplankton-Analysen im Rahmen des Gewässermonitorings oft subjektiv und oberflächlich. Eine wesentliche Ursache dafür ist der generelle Mangel an anerkannten, standardisierten Zooplankton-Indizes, die als Sensoren auf grundlegende Zustandsveränderungen im Ökosystem frühzeitig ansprechen. Dadurch bleibt die Qualität der Aussagen oft unklar, denn es fehlen nicht nur eine „Toolbox“ dafür geeigneter Metriks, sondern insbesondere grundlegende Angaben über deren Spezifität und Signifikanz.

Mit dem Access-Datenbankmodul PHYTOLOSS 2.0 steht jetzt ein Werkzeug zur Verfügung, dass eine standardisierte Eingabe der Daten erfordert und "auf Knopfdruck" verschiedene Zooplankton-Metriks (z.B. Biomasse, Dominanzen) und daraus abgeleitete Indizes (z.B. Grazing: FQI, MGI, Fischfraß: MCM) berechnet und visualisiert. Zusätzlich wird eine erste Hilfestellung bei der Interpretation der Daten bereitgestellt.

Im Vortrag wird der gegenwärtige Stand von PHYTOLOSS (neue Version 2.X) vorgestellt und anhand von bestimmten Stressoren (pH, Trophie, Fischsterben/Biomanipulation) die Reaktion ausgewählter Indizes diskutiert. Dabei sollen die Problemfelder, Einfluss des Gewässertyps, Redundanz und Unabhängigkeit der Indizes, statistische Signifikanz und Ableitung von systemrelevanten Schwellenwerten, angesprochen werden. Weiterhin steht die Frage im Raum, ob die Skalierung des ökologischen Zustands mithilfe des Konzepts der Referenzgewässer auf das Zooplankton überhaupt anwendbar ist.

PHYTOLOSS ist ein offenes Projekt, das als Plattform für die Entwicklung und Validierung von Zooplankton-Indizes weiter ausgebaut werden soll.

Ausgewählte chemisch-biologische Ergebnisse des sauren Braunkohlen-Tagebausees Halbendorf (Lausitz)

Holger Dienemann[1], Steffen Wiehart[1], Kerstin Jenemann[2]

[1] Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft, Gewässergütelabor Görlitz, Altwahnsdorf 12, 01445 Radebeul, holger.dienemann@smul.sachsen.de bzw. steffen.wiehart@smul.sachsen.de; [2] Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Pillnitzer Platz 3 01326 Dresden Pillnitz, Kerstin.Jenemann@smul.sachsen.de

Keywords: Tagebau, sauer, Lausitz, Chlorophyll, Wasserrahmenrichtlinie, Kohlenstofflimitation

Einleitung

Infolge des Braunkohlenabbaus werden Eisen(di)sulfide freigesetzt, die dann häufig im Kontakt mit Wasser und Sauerstoff „Schwefelsäure“ bilden und somit bei der Flutung der Tagebaue mit Wasser geringem pH-Pufferungsvermögens zu sauren Tagebauseen führen. Wenn das Grundwasser ebenfalls nicht neutral oder basisch ist, können diese Seen über einen langen Zeitraum einen „stabilen“ sauren pH-Wert aufweisen Am Beispiel des sauren Tagebaurestsee Halbendorf werden nachfolgend ausgewählte chemische und biologische Ergebnisse wiedergeben. Hintergrund der Untersuchungen ist die Frage der Bewertung im Rahmen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

In der Nähe der Stadt Weißwasser (Lausitz/Sachsen) befindet sich der heutige Badesee Halbendorf. Der Badesee Halbendorf in der heutigen Form entstand durch den Braunkohleabbau um Halbendorf (Trebendorfer Felder). 1969 wurde der Braunkohleabbau beendet und es entstand der Badesee, der sich zum Teil auf dem Gebiet des „Großen Sees“ (vor dem Braunkohle) befindet (LMBV,2016). Von 1973 - 1976 erfolgte die Zugabe von Bunakalk(der VEB Chemische Werke Buna förderte u.a. Kalk aus dem Rübeländer Revier). Dadurch stieg der pH-Wert auf ca. 3,0 (G.U.B. 2010). Die Fläche des Badesees Halbendorf umfasst ca. 85 ha. Am Ufer des Badesees Halbendorf befinden sich z.T. großflächige Schilfvorkommen(*Phragmites australis*). Der Tagebausee ist an der tiefsten Stelle 27,8 m tief. In ihm befinden sich ca. 6,7 Millionen m³ Wasser. Die mittlere Tiefe beträgt 7,9 m. Nach dem Schichtungsverhalten handelt es sich um einen dimiktischen See, der sich in einer Höhe von 125,7 m NN befindet (LMBV, 2016).

Methoden

Die Probenahme erfolgte nach den Kriterien der Anleitung für die quantitative und qualitative Probenahme von Phytoplankton aus Binnengewässern; deutsche Fassung EN 16698:2015 (12/2015). Das Tiefenprofil an der tiefsten Stelle wurde mittels CTD-90 M (Fa. Sea&Sun; Parameter Lf, T, p; pH, O_2, Chlorophyll a) aufgezeichnet und vor Ort ausgewertet.

Es wurde für die chemischen Untersuchungen das Epilimnion und (wenn vorhanden) die untere euphotische Zone beprobt. Die Sichttiefe wurde mittels Aquaskope (Sichtkasten zur Verringerung der Reflektionen) und einer runden Secchi-Scheibe (Fa. Hydro-Bios, Durchmesser 20 cm) ermittelt.

Zusätzlich wurde am Ende der Sommerstagnation eine Probe (1m) über Grund beprobt. An der festgelegte Messstelle (tiefste Stelle) wurden mittels Wasserschöpfer (IWS II - Hydro-Bios und 5L U-WITEC-Schöpfer) entsprechende Proben entnommen.

Der Aufschluss der totalen Phosphor-Konzentration (nachfolgend TP) im Wasser erfolgte mit einem Kaliumperoxodisulfatgemisch (Oxisolv®) nach DIN EN ISO 11905-1. Anschließend wurde die Bestimmung nach DIN EN ISO 6878 am UV/VIS-Spektrometer Cary 50 (Firma Varian) durchgeführt. Die Bestimmung von SRP (vereinfacht wird von Orthophosphat gesprochen), Silikat und Ammonium erfolgte mit einer CFA (San, Firma. Skalar). TC/TN – Konzentrationen wurden am Multi-NC (Jena-Analytik) vermessen. Mittels Ionenchromatographie (ICS 5000, Thermo) wurden die klassischen Anionen bestimmt. Mittels Kationen-IC (Thermo) wurden die Alkalien und Erdalkalien bestimmt. Weitere Metallkonzentrationen wurden am ICP/MS Agilent 7500 analysiert.

Die Bestimmung des Chlorophyll-a (Chl a) und Phaeopigmentgehaltes im Labor wurde nach DIN 38 412-L16 (1985-12) vorgenommen. Es erfolgten zudem fluorometrische Chlorophyllmessungen, welche auf der Fluoreszenz des Chlorophylls in lebenden Algenzellen beruhen. Das Phytoplankton wurde am Inversmikroskop nach Utermöhl (1958) mikroskopisch untersucht. Dabei werden die Artenzusammensetzung, die Abundanz und die Biomasse des Phytoplanktons ermittelt. 2017 wurde zusätzlich ein Messfloß im Badesee Halbendorf verankert und mit einem Profiler (Fa. Ecotech) und einer DS5 (Fa. Hach/Ott) versehen, um u.a. die Parameter Lf, T, p; O_2, Chlorophyll a zu messen. Im September wurden 4 Messungen pro Tag durchgeführt.

Ergebnisse

chemisch-physikalische Untersuchungsergebnisse

Seit 2011 können erhöhte Chlorophyllgehalte („Algenblüte“) jedes Jahr im Spätsommer festgesetllt werden (Abbildung 1). Bis 2015 hilt dieser Zustand der erhöhten Chlorophyllgehalte bis in den Winter an (Ende zwischen Januar und März). 2016 und 2017 endete dieser Zustand schon im Spätherbst.

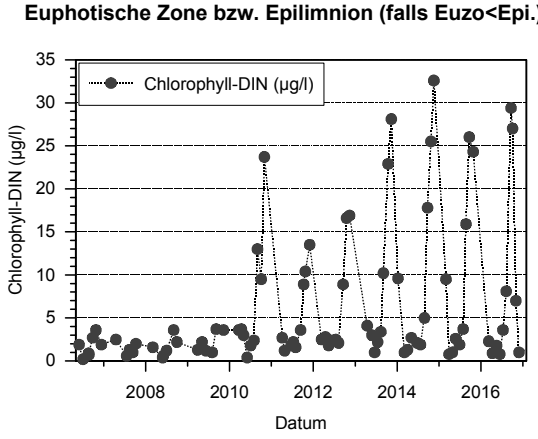


Abbildung 1 Entwicklung der DIN-Chlorophyllkonzentrationen im Badesee Halbendorf (Euzo= Tiefe der euphotische Zone, Epi = Tiefe des Epilimnions)

Die erhöhten Chlorophyllgehalte treten nur im Epilimnion auf, aber sie erstrecken sich fast gleichmäßig über diesen gesamten Bereich. Die Sichttiefen und die daraus errechnete euphotische Zone ist im Spätsommer und Herbst kleiner als das Epilimnion. In der Abbildung 2 sind die Ergebnisse der Tiefenprofilmessungen (Temperatur und Sauerstoffsättigung) sowie der Chlorphyllgehalte von 2015 und 2016 an der tiefsten Stelle wiedergegeben.

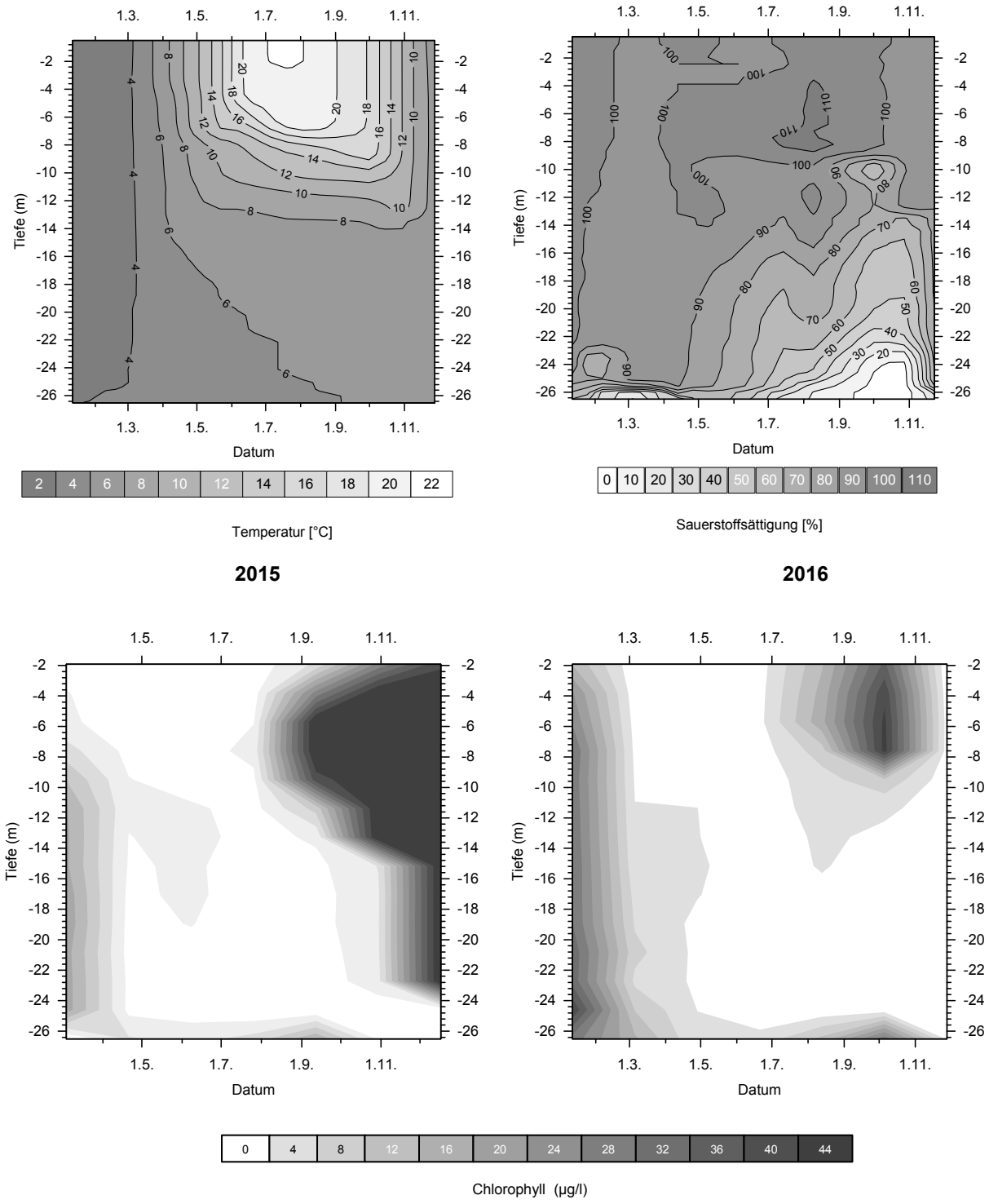


Abb. 2: Temperatur- und Sauerstoffsättigungsverteilung im Badesee Halbendorf (2016; n=11, Auflösung 0,5 m-Schritte) und die Chlorophyllverteilung 2015 +2016, Darstellung mit Xact (V:8,05, SciLab)

Auch 2017 konnten im September hohe Chlorophyllgehalte mit der Sonde und im Labor gemessen werden. Mittels des Profilers konnten während der „Algenblüte“ einmal gegen 12:00 Uhr und dann gegen 24:00 Uhr die Sauerstoffkonzentrationen gemessen werden (Abbildung 3).

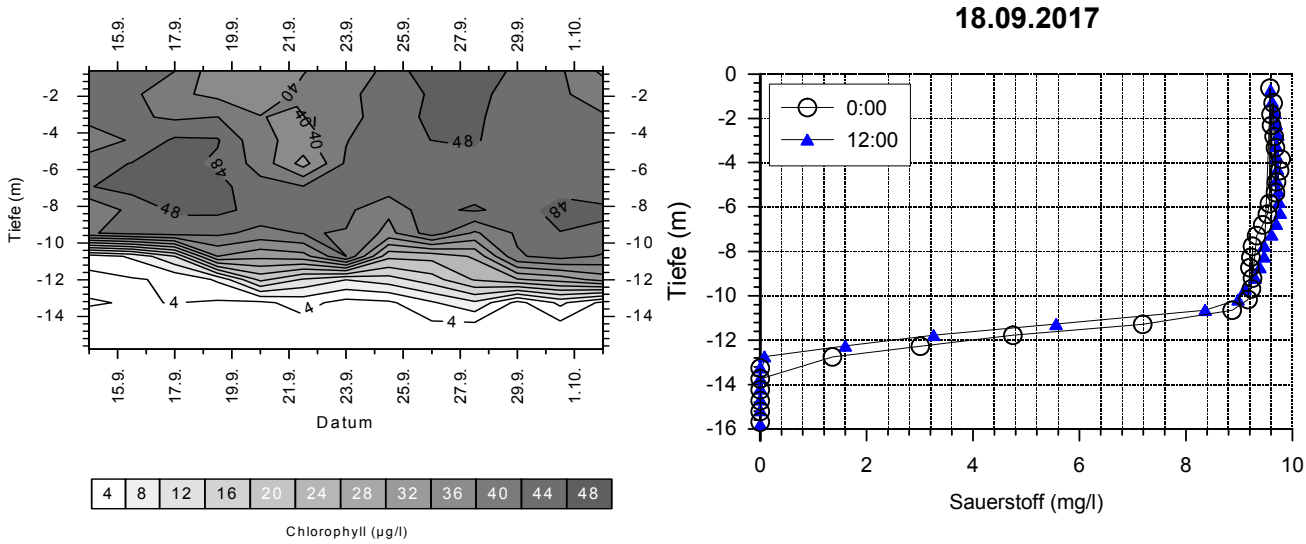


Abb. 3: Chlorophyllverteilung im September 2017 (Daten vom Messfloß, tägliche Messung nachts) und Sauerstoffkonzentrationen (mg/l) im Badesee Halbendorf mittags und nachts während der „Algenblüte“

Ausgewählte chemisch-physikalische Untersuchungsergebnisse für das Jahr 2016 sind in der Tabelle 1 wiedergegeben.

Tab. 1: Ausgewählte chemisch-physikalische Untersuchungsparameter (2016) vom Badesee Halbendorf (EPL= epilimnische Mischprobe, MEL=Mischprobe der unteren eupothischen Zone, UEGR=Probe über Grund); * mindesten 1 Analyse unter der Bestimmungsgrenze

	pH	**Lf**	**TC**	**TOC**	**TIC**	**TNb**	**TP**
		µS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
EPL	3,3	863	1,3	1,2	<0,2*	1,4	<0,01
MEL	3,3	863	1,4	0,9	0,6	1,5	<0,01
UEGR	5,5	2160	93,6	31,4	62,4	12,3	0,026
	NH_4^+	**NO_3-**	**Silikat**	**Chlorid**	**Ca^{2+}**	**SO_4^{2-}**	**Fe**
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
EPL	1,3	0,4	25,3	28	87	315	3,1
MEL	1,55	0,3	25,8	28	84	305	2,8
UEGR	11	<0,2*	28,8	31	185	950	350

Diskussion

Im Vergleich zu neutralen See weisen saure See eine typische Charakteristik aus. Dazu zählen hohe Silikat- und Ammoniumkonzentrationen sowohl im Epilimnion als auch im Hypolimnion. Die Nitratkonzentrationen sind auch im Epilimnion zu vernachlässigen. Nach Rösler und Lange (1976) führen niedrige pH-Werte zu unvollständigen Oxidationsprozessen von organischen Stickstoffverbindungen. Nach Ender et al (2001) handelt es sich um Hemmung der Nitrifikation durch die niedrigen pH-Werte. Da TNb im Prinzip der Ammoniumkonzentration fast entspricht, scheint hier generell der Stickstoffabbau gehemmt zu sein. Nach Merkel & Planer-Friedrich (2002) tritt bei pH-Werten wie sie im Epilimnion gefunden wurden keine Karbonat/Hydrogenkarbonation auf, und falls anorganischer Kohlenstoff vorhanden ist, dann als CO_2. Unter diesen Umständen sind das Epilimnion und die untere euphotische Zone als kohlenstofflimitierte Zone anzusprechen. Ebenfalls ist Phosphor limitiert.

Unter diesen Umständen ist eine hohe autotrophe Primärproduktion entsprechend der gängigen Trophiemodelle kaum vorstellbar. Tatsächlich tritt aber ein intensives Algenwachstum auf. Dieses wird im Wesentlichen durch *Autumnella lusatica* sp. nov. hervorgerufen (BV Anteil >80% im Maximum der Biomassenproduktion) Dabei handelt es sich um eine Grünalge mit ausgeprägten Chloroplasten. Beim Vergleich der Tiefenprofile der Sauerstoffsättigung und des Chlorophylls zeigt sich bei erhöhten Chlorophyllkonzentrationen keine deutliche Sauerstoffübersättigung. Auch der Vergleich zwischen den Sauerstoffgehalten bei Volllicht (Mittag) und Dunkelheit (Nacht) zeigt keine nennenswerte Erhöhung der Sauerstoffkonzentrationen. Dieses könnte als ein Indiz für eine mixotrophe Ernährung gedeutet werden. Ulm (2017) konnte im Laborversuch durch Zugabe von Glycose auch in der Dunkelheit eine höhere Wachstumsrate als bei der Kontrolle nachweisen. Aber das heißt nur, dass die Alge die Fähigkeit zu Mixotrophie hat, denn ein entsprechender Zuckergehalt in dem Wasser wie im Experiment ist unwahrscheinlich.

Die Freisetzung bzw. der „Verbrauch“ von gelöstem Sauerstoff hängt vom Stoffwechsel der Alge ab. Möglicherweise hat *Autumnella* einen sehr geringen Stoffumsatz und ist extrem gut angepaßt. Wiehart (unveröffentlicht) konnte in einem Experiment zeigen dass diese Alge auch nach 282 Tagen in Dunkelheit bei niedrigen Temperaturen überleben kann. Innerhalb der Zellen gibt es mehrere Einschlüsse von Reservestoffen (Wiehart unveröffentlicht 2015). Es zeigt sich klar, dass es sich um Öle handelt, wie für mehrere Arten der Gattung *Koliella* in der Literatur beschrieben. Stärke konnte nicht nachgewiesen werden. So hochenergiereiche Reservestoffe könnten die Vorrausetzung einer Dunkeladaption sein. Bei einigen Arten, u.a. auch bei *Koliella antarctica* (Baldisserotto et al., 2005, Fogliano et al., 2010) ist dieses beschrieben. Möglicherweise könnten kurzzeitige Prozesse, wie Polleneitrag, Bestandesabfalleintrag (z.B. *Phragmites australis*) und der im Anschluss meist über Pilze beginnende Abbau eine Möglichkeit sein, *Autumnella* mit Nährstoffen zu versorgen(siehe Jacob, 2001). Beim Vergleich der Kohlenstoffkonzentrationen zwischen der epilimnischen Mischprobe und der Probe über Grund zeigen sich deutliche Unterschiede – in der Probe über Grund sind extrem hohe anorganische Kohlenstoffkonzentrationen nachgewiesen. Durch eine Verlagerung zur Grenze des Metalimnions könnte eine Versorgung von *Autunella* mit Kohlenstoff möglich sein (direkt als Ion oder vermittelt durch Bakterien). Ebenfalls sind Ausgasungen aus dem Sediment oder einströmendes Grundwasser als mögliche Nährstoffeintragspfade zu prüfen. Die Bewertung saurer Seen ist mit den gängigen, für neutrale Seen entwickelten Methoden i. d. R. nicht möglich. Bei der Verwendung des Ansatzes von Leßmann & Nixdorf (2009) wird der Anteil trophieanzeigender Phytoplanktonarten überschätzt. Daher stellt die Einbeziehung der Sauerstoffkonzentration einen weiteren Fortschritt bei der Bewertung dar.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen/Ausblick

Saure Tagebauseen stellen hinsichtlich der chemischen Zusammensetzung eine Besonderheit dar. In der Regel sind diese im Epilimnion kohlenstoff- und phosphorlimitiert. Trotzdem kann es in diesen nährstoffarmen Schichten zu hohen Chlorophyllkonzentrationen durch Algen kommen, die sich auch mixotroph ernähren könnten. Arten, die einen sehr geringen Stoffumsatz haben bzw. effizient Nährstoffe speichern können, sind bei einer Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie kritisch hinsichtlich ihres Aussagewertes für die Trophie zu hinterfragen. Bei Beprobungen sind hohe Chlorophyllkonzentrationen bei nicht deutlich erhöhten Sauerstoffsättigungen bzw. durchgängig hohe Chlorophyllkonzentrationen auch unterhalb der euphotischen Zone häufig Indikatoren für eine besondere Ernährungsweise der Algen. Wie am Beispiel des Badesees Halbendorf gezeigt wurde, bestehen Kenntnisdefizite hinsichtlich der Nährstoffkreisläufe und deren Akteure.

Danksagung

Wir danken unseren Kollegen der Standgewässerarbeitsgruppe (besonders Herrn Herold, Herrn Pursche) innerhalb der BFUL, sowie allen Mitarbeitern der Labore in Görlitz und Nossen die unsere Proben untersucht haben. Besonderer Dank gilt Frau Dr. Doege mit der wir jederzeit über fachliche Themen diskutieren konnten und die uns stets unterstütze. Weiterhin bedanken wir uns herzlich bei Frau Prof. Nixdorf.

Literatur (ohne DIN)

G.U.B. (2010): Stand und Entwicklung der Wasserbeschaffenheit der Trebendorfer Felder. Studie im Auftrag der LMBV 67 S.

Baldisserotto, C., L. Ferroni, C. Andreoli, M. P. Fasulo, A. Bonora, S. Pancaldi (2005): Dark-Acclimation of the Chloroplast in *Koliella Antarctica*. Exposed to a Simulated Austral Night Condition. Arctic, Antarctic, and Alpine Research. Vol. 37, No. 2 (May, 2005), 146-156

Ender, R., G. Schmaland, B. Nixdorf & D. Lessmann, 2001: Erste Ergebnisse zur Bedeutung der Nitrifikation in bergbaubeeinflussten Gewässern. In H. Krumbeck & U. Mischke (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 6). BTUC-AR 6/01: 110-119.

Fogliano, V., Andreoli,C., Martello, A., Caiazzo, M., Lobosco, C. Formisano,F., Carlino, P.-A., Meca, G., Grazinai, G., Di Martino Rigano, V., Vona, V., Carfagna, S., Rigano, C. (2010): Functional ingredients produced by culture of *Koliella antarctica*. Aquaculture 299 (1–4), 115–120

Jacob, W. (2001): Kiefernpollen als Nährstoffquelle für Plankter in extrem sauren Tagebaurestsee. Mikrokosmos. 90. Jahrgang. H (5) 201-306).

Leßmann, D. und Nixdorf, B. (2009): Konzeption zur Ermittlung des ökologischen Potentials von sauren Bergbauseen anhand der Qualitätskomponente Phytoplankton. Werkvertrag 85

LMBV (2016): Trebendorfer Felder/Nochten/Reichwalde.Wandlungen und Perspektiven Lausitzer Braunkohlenrevier Heft 16. 32 S.

Merkel, B.J. und Planer-Friedrich, B. (2002) Grundwasserchemie. Praxisorientierter Leitfaden zur nummerischen Modellierung von Beschaffenheit, Kontamination und Sanierung aquatischer Systeme. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Hongkong, London, Mailand, Paris, Tokio, 219 pp

Rösler H.J. und Lange H. (1976): Geochemische Tabellen. Ferdinand Enke Verlag Stuttgart

Ulm, M.; Nixdorf, B.; Ramm, J.; Rücker, J und Leßmann, D.(2017- im Druck): Wachstumsexperimente zum Mixotrophie-Potenzial der Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. in sauren Tagebauseen – Ergebnisse von Laborkulturen. dieser Band Tagungsberichten. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2017 (Cottbus), Weißensee Verlag, Berlin

Ulm, M. (2017): Wachstumsexperimente zum Mixotrophie-Potential der Grünalge *Atumnella lusatica* sp. nov. in sauren Tagebauseen. Bachelorarbeit. BTU Cottbus, 63 S.

Ulrich, S. und Röske, I.(2017) mündliche Mitteilung über das akzeptiere Manuskript zu *Autumnella lusatica* gen. nov. und sp. nov. bei Phycologia (

Utermöhl H. 1958: Zur Vervollkommnung der qualitativen Phytoplanktonmethodik. Mitt. Internat. Verein. Limnol., 9: 1-38.

Wiehart (unveröffentlicht): Hungerexperiment mit *Autumnella lusatica* sp. nov..

Wiehart (unv. 2015): Mikroskopische Untersuchungen zu Einschlüsse in einer unbekannten Alge vom Badesee Halbendorf.

Optimising the use of species distribution models in conservation planning

Sami Domisch[1], Martin Friedrichs[1], Thomas Hein[2], Florian Pletterbauer[2], Sonja C. Jähnig[1], Simone D. Langhans[3]

[1] Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Justus-von-Liebig Strasse 7, 12489 Berlin, Germany, domisch@igb-berlin.de, friedrichs@igb-berlin.de, sonja.jaehnig@igb-berlin.de

[2] University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Gregor Mendel Strasse 33, 1180 Vienna, Austria, thomas.hein@boku.ac.at, florian.pletterbauer@boku.ac.at

[3] Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, Germany, langhans@igb-berlin.de

Systematic conservation planning often uses species distribution data as targets. Such distribution data stems frequently from species distribution models (SDMs) that predict the habitat suitability of a given species across a study area. While conservation planning is spatially-explicit by accounting for the protected network in the vicinity of each planning unit, species habitat suitability predictions usually do not include such spatial dependencies. Here, we use 85 fish species in the Danube Basin to test how accounting for spatial autocorrelation within SDMs could affect the potential outcome of a subsequent systematic conservation planning approach that spatially prioritises protection areas. We first ran SDMs for each species using point presence observations, the number of times a site was visited, and environmental predictors within the 7,376 sub-watersheds across the Danube Basin. A second model accounted in addition for the spatial autocorrelation in species habitat suitability projections using an intrinsic Gaussian conditional autoregressive (CAR) model. We then used the conservation planning software Marxan to optimise the spatial configuration of potential conservation networks based on each of the SDM models. We show the differences in habitat suitability predictions that potentially emerge when using non-spatial or spatially-explicit SDMS, and how they affect the selection of protected areas.

Geschichte der Warvenbildung und -erhaltung der letzten 6000 Jahre im Tiefen See (NO Deutschland)

Nadine Dräger[1], Ulrike Kienel[1], Birgit Plessen[1], Brian Brademann[1], Sylvia Pinkerneil[1], Martin Theuerkauf[2], Sabine Wul[3], Rik Tjallingii[1], Achim Brauer[1]

[1] Helmholtz-Zentrum Potsdam, GFZ Deutsches Geoforschungszentrum, Sektion 5.2 – Klimadynamik und Landschaftsentwicklung, Potsdam, Deutschland (ndraeger@gfz-potsdam.de)

[2] Institut für Geographie und Geologie, Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald, Greifswald, Deutschland

[3] Institut für Geowissenschaften, Universität Heidelberg, Heidelberg, Deutschland

Jährlich geschichtete (warvierte) Seesedimente sind einzigartige Archive in kontinentalen Regionen, da sie präzise Chronologien und saisonal aufgelöste Proxy-Daten liefern. Der Tiefe See in NO Deutschland stellt solch ein Archiv bereit und bietet die Möglichkeit Sedimente mit einem integrierten hochaufgelösten Multi-Proxy Ansatz zu analysieren und rezente Depositionsprozesse der saisonalen Schichtenbildung zu beobachten (Dräger et al. 2017; Kienel et al. 2016, 2013; Theuerkauf et al. 2015).

Ein Forschungsschwerpunkt am Tiefen See ist das Prozessverständnis der heutigen und vergangenen Warvenbildung und -erhaltung im See sowie der Einfluss von Klima- und Umweltveränderungen. Dafür wird der See mit verschiedenen Ansätzen untersucht: (1) Instrumentelles Monitoring (Sedimentablagerung, chemische und physikalische Parameter der Wassersäule, Meteorologie), (2) Analyse von >10 Oberflächenkernen aus verschiedenen Wassertiefen und (3) Analyse von langen Sedimentbohrkernen aus dem Seetiefsten (62 m). Sedimentanalysen beinhalten mikrofazielle Sedimentuntersuchungen, geochemische Untersuchen und Pollenanalysen. Die Chronologien der Sedimentkerne basieren auf Warvenzählungen, Radiokohlenstoffdatierungen und der Identifikation von Crypto-Aschelagen (Wulf et al. 2016). Die Chronologie des langen Sedimentkernes aus dem Seetiefsten umfasst die vergangenen 6000 Jahre (Dräger et al. 2017).Die Ergebnisse der Sedimentkerne zeigen, dass die Warvenerhaltung in der Vergangenheit seit ca. 4000 Jahren vor heute regelmäßig durch unwarvierte Sedimente unterbrochen wurde. Zudem zeigen die Oberflächenkerne eine Abhängigkeit des Beginns der subrezenten Warvenerhaltung von der Wassertiefe. Wir diskutieren verschiedene Mechanismen, die zu den abrupten Änderungen der Warvenerhaltung heute und in der Vergangenheit führten unter der Berücksichtigung von lokalen Einflüssen (z.B. Seespiegelschwankungen, anthropogene Störungen der Vegetation und Nährstoffeintrag) und Einflüssen durch Veränderungen der atmosphärischen Zirkulation (z.B. Saisonalität, Wind, Temperatur, Niederschlag).

Diese Studie ist ein Beitrag zum Virtuellem Institut für integrierte Klima und Landschaftsentwicklungsanalyse –ICLEA– der Helmholtz Gemeinschaft (grant number VH-VI-415) und verwendet Infrastruktur des Terrestrischen Umwelt Observatorium (TERENO) der Helmholtz Gemeinschaft.

Literatur

Dräger et al. 2017, *Holocene* 27: 450-464; Kienel et al. 2013, *JOPL* 50: 535-544; Kienel et al. 2016, *JOPL* 57: 1-13; Theuerkauf et al. 2015, *Holocene* 25: 733-744; Wulf et al. 2016, QSR 132: 1-14.

Erfolgskontrolle zur Renaturierung der Ruhraue bei Wickede (Kreis Soest, Nordrhein-Westfalen) am Beispiel der Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae)

Jörg Drewenskus[1], *Karsten Hannig*[2]

[1] Obere Wasserbehörde - Bezirksregierung Arnsberg, Dezernat 54: Wasserwirtschaft u. Gewässerschutz, Ruhrallee 1-3, 44139 Dortmund, joerg.drewenskus@bra.nrw.de

[2] Diplom-Biologe Karsten Hannig, Bismarckstr. 5, 45731 Waltrop, Karsten.Hannig@gmx.de

Im Rahmen des Untersuchungsprojekts „Erfolgskontrolle zum Gewässerauenprogramm Mittlere Ruhr" wurde ein 2,1 km langer, regulierter Ruhrabschnitt südöstlich von Wickede (Ruhr; Kreis Soest) zunächst in den Vegetationsperioden der Jahre 2009/2010 als „Ist-Zustand" und im Frühjahr 2014 nach Abschluss der Renaturierungsmaßnahmen mittels standardisierter Bodenfallenfänge sowie Handaufsammlungen auf seine Carabidenfauna untersucht.

Die Fließgewässer-Regulierungen der letzten 100 Jahre dienten vielfältigen Zwecken (u.a. Hochwasserschutz, Trinkwassergewinnung, Schiffbarmachung, Energiegewinnung, Entwässerung von Feuchtgebieten etc.) und hatten fast immer negative Auswirkungen auf die davon betroffenen Ökosysteme.

Da die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie als Ziel das Erreichen eines guten ökologischen Zustandes sowohl der aquatischen Ökosysteme als auch der zunehmend in den naturschutzfachlichen Fokus rückenden angrenzenden Landökosysteme fordert, sind Erfolgskontrollen zur Dokumentation der unmittelbaren Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen unerlässlich.

Dank des hohen Indikationspotentials der Laufkäfer kann die naturschutzfachliche Aufwertung der Ruhraue bei Wickede bereits unmittelbar nach Abschluss der Renaturierungsmaßnahmen belegt werden. Die positiven Effekte dieser durchgeführten Maßnahmen spiegeln sich aussagekräftig in einer höheren Struktur- und Habitatheterogenität sowie -vielfalt wider. Dies hat die Zunahme der Gesamtartenzahl (um 52 % von 42 auf 64 Arten), der ripicolen Arten (von einer auf 13 Spezies), der Rote Liste-Arten (von einer auf fünf Arten) und das erstmalige Auftreten von sechs charakteristischen Besiedler-Arten „vegetationsarmer Kies- und Schotterflächen dynamischer Fließgewässerabschnitte" zur Folge.

Während die vor Durchführung der Renaturierungsmaßnahmen ermittelte Artenzusammensetzung ein überwiegend eurytopes Artenspektrum repräsentierte, das zu einem Drittel sogar aus Wald präferierenden Arten bestand, zeigt sich nach Abschluss der Maßnahmen zumindest in Höhe der Wasserlinie eine charakteristische Ufer-Laufkäferzoenose, die zusätzlich auch noch einige regional und überregional faunistisch bedeutsame Arten beherbergt.

Da insbesondere zur Besiedlung dynamischer Lebensräume, wie z.B. vegetationsarmer Fließgewässerufer, ein hohes Ausbreitungsvermögen von Bedeutung ist, sind geringe Körpergröße und Flugfähigkeit typische Merkmale von Laufkäferarten, die Habitatinseln erfolgreich besiedeln. Die vorliegende Untersuchung bestätigt dies eindrucksvoll, da der Großteil aller nachgewiesenen Arten, nämlich 90%, potentiell flugfähig ist.

Die Langfassung dieses Beitrages wurde publiziert in: KW - Korrespondenz Wasserwirtschaft", Heft Nr. 3; März 2016; Seiten: 141-149

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Wiederansiedlung von Makroinvertebraten mit Hilfe natürlicher Substratexponate (NSE)

Arlena C. Dumeier[1], Ellen Kiel[1]

[1]Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, AG Gewässerökologie und Naturschutz, IBU, Fk. V, Ammerländer Heerstraße 114-118, 26129 Oldenburg
arlena.dumeier1@uni-oldenburg.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: aktive Wiederansiedlung, Makrozoobenthos, Tieflandbach

Einleitung

In den letzten Jahrzehnten wuchs das Interesse an den ökologischen und den ökonomischen Werten von Bächen und Flüssen stetig und begründete eine Vielzahl von Projekten zur Renaturierung und Strukturverbesserung (Palmer et al. 2005). Viele dieser Projekte zielen darauf ab, die als naturnah bewertete Hydromorphologie der Flüsse und Bäche wiederherzustellen. Hierbei wird auf eine natürliche Wiederbesiedlung der renaturierten Bereiche durch typspezifische Makroinvertebraten gesetzt (Sundermann et al. 2011). Allerdings existieren nicht wenige Gewässer bzw. Gewässerabschnitte, in denen dieser Besiedlungserfolg trotz guter Morphologie und Hydrologie ausbleibt (Dudgeon et al. 2006; Jähning et al. 2008; Hering et al. 2010). Für diese Gewässerabschnitte wird derzeit an Konzepten gearbeitet, Wirbellose gezielt wiederanzusiedeln. Während sich frühere Wiederansiedlungsprojekte auf ausgewählte Arten konzentrierten (Tittitzer 2009; Rupprecht et al. 2009; Thompson et al. 2010), stellt diese Studie eine Methodik vor, mit deren Hilfe es möglich ist, mehrere Arten der gewässertypspezifischen Makroinvertebraten Gemeinschaft umzusiedeln. Dazu werden natürliche Substrat Exponate (NSE) verwendet, die im Verlauf der Exposition in einem ausgewählten Spenderbach aktiv von Makroinvertebraten besiedelt wurden. Die nachfolgende Umsiedlung dieser NSE mitsamt der Besiedlung gewährt einen schonenden Transport und eine sanfte Akklimatisierungsphase im Empfängerbach. In dieser Pilotstudie wurden innerhalb von zwei Jahren zu unterschiedlichen Jahreszeiten insgesamt drei Umsiedlungen vorgenommen.

Vier methodische Fragen werden in dieser Zusammenfassung aufgegriffen: 1. Ist die Zahl der mit den NSE übertragenen Individuen grundsätzlich miteinander vergleichbar? 2. Ergeben sich saisonale oder jährliche Schwankungen der Besiedlung? 3. Können mit dieser Methode gewässertypspezifische Arten (German Fauna Index) effektiv umgesiedelt werden? 4. Wie verhalten sich die Organismen im Empfängerbach?

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet und Substratangebot

Die Expositionsstrecke befand sich am Rotbach, im Westen von Dinslaken (Nord-Rhein-Westfalen), einem sandgeprägten Tieflandbach (Gewässertyp Typ 14) im Einzugsgebiet des Rheins. In einem Vorversuch (Dumeier & Kiel 2016, Dumeier et al. 2017) wurden im Frühjahr 2015 verschiedene

natürliche Substratexponate mit unterschiedlichen Expositionszeiten im Gewässer auf ihre Besiedlung mit Makrozoobenthos (MZB) getestet. Anhand dieser Vorstudie wurden für die Umsiedlungen eine Holz-Laub-Mischung als Substratangebot und eine 6 wöchigen Expositionszeit gewählt. Diese standardisierten, natürlichen Substratexponate (NSE) bestanden aus einer Mischung von Erlenholz, Erlen- und Buchenlaub (105 g : 13,3 g : 6,6 g), die von einem grobmaschigen Netz (Maschenweite 2 cm, Material: OKALON) zusammen gehalten wurden. Die Kantenlänge betrug 20 X 20 cm bei einer ungefähren Höhe von 5 cm.

Versuchsablauf

Die drei Umsiedlungen erfolgten im März 2016, August 2016 sowie im März 2017. Zur abdriftsicheren Befestigung der NSE nutzen wir gelochte Aluminiumprofile, die zuvor in die Sohle getrieben wurden. Daran wurden im Rotbach (=Spendergewässer) je Umsiedlung 250 Holz-Laub-Substrate für 6 Wochen exponiert. Am Ende der Expositionszeit erfolgte die Entnahme aller 250 Exponate mitsamt ihrer MZB-Besiedlung. 50 Exponate dienten als Kontrollen, die in Ethanol (80%) fixiert und anschließend in einem Transportnetz (500 µm Maschenweite) unmittelbar ins Labor verbracht wurden. Die Besiedlung der Kontrollen wurde dort über 500 µm-Siebe (RETSCH ISO 3310-1 Body 316L MESH S-Steel / RF) ausgewaschen und anschließend entsprechend der Vorgaben der Operationellen Taxaliste (www.fliessgewaesserbewertung.de) unter dem Binokular (Leica, MZ 7.5, max. Vergrößerung: 50x) morphologisch bestimmt. Die restlichen 200 Exponate (nachfolgend Umsiedlungsexponate genannt), wurden in den Transportnetzen in das Spendergewässer (Eselsbach/Hühnerbach) eingebracht und dort, wie im Spenderbach, an zuvor eingeschlagenen Alufprofilen auf der Gewässersohle befestigt. In den drei Umsiedlungen erfolgte so die Übertragung von insgesamt 600 Exponaten. Nach 24 h Akklimatisierungsphase wurden die Transportnetze geöffnet und von den Umsiedlungsexponaten gelöst, so dass für die Besiedler die Möglichkeit bestand, sich im Gewässer auszubreiten.

Während der ersten Umsiedlung im März 2016 wurde zusätzlich versucht, die Ausbreitung der eingebrachten Tiere auf der Gewässersohle zu erfassen. Dazu exponierten wir unmittelbar nach dem Öffnen des Transportnetzes (also 24 h nach der Umsiedlung) jeweils 5 cm unterhalb der Umsiedlungsexponate Driftnetze (n=30, 500 µm Maschenweite, Expositionszeit: 3 h) bzw. Fängerexponate (n=30; Holz-Laub-Mischung, Expositionszeit: 24 h). Die Fängerexponate wurden im Anschluss an die Exposition in Transportnetzen ins Labor gebracht, die Driftnetzproben vor Ort mit gefiltertem Bachwasser ausgewaschen und eingeengt (RETSCH ISO 3310-1 Body 316L MESH S-Steel / RF, 500 µm). Die Aufbereitung und Bestimmung alle Proben erfolgte nach Fixierung (Ethanol 70%) entsprechend der bei den Kontrollexponate angewendeten Methode.

Ergebnisse

Vergleich der Individuenzahlen

Die Individuenzahlen der Besiedler wiesen auf allen Holz-Laub-Misch Exponaten nach einer Expositionszeit von 6 Wochen im Spendergewässer (Rotbach) keine signifikanten Unterschiede auf. Es ergaben sich weder im Vergleich der Jahren 2015, 2016 und 2017 noch im Vergleich der unterschiedlichen Jahreszeiten in 2016 signifikante Unterschiede des Medianwertes (Abb. 1, Kruskal-Wallis, p

= 0.06). Dieser lag im Vorversuch 2015 bei minimal 400 Individuen/Exponat, in der dritten Umsiedlung 2017 bei 560 Individuen/Exponat.

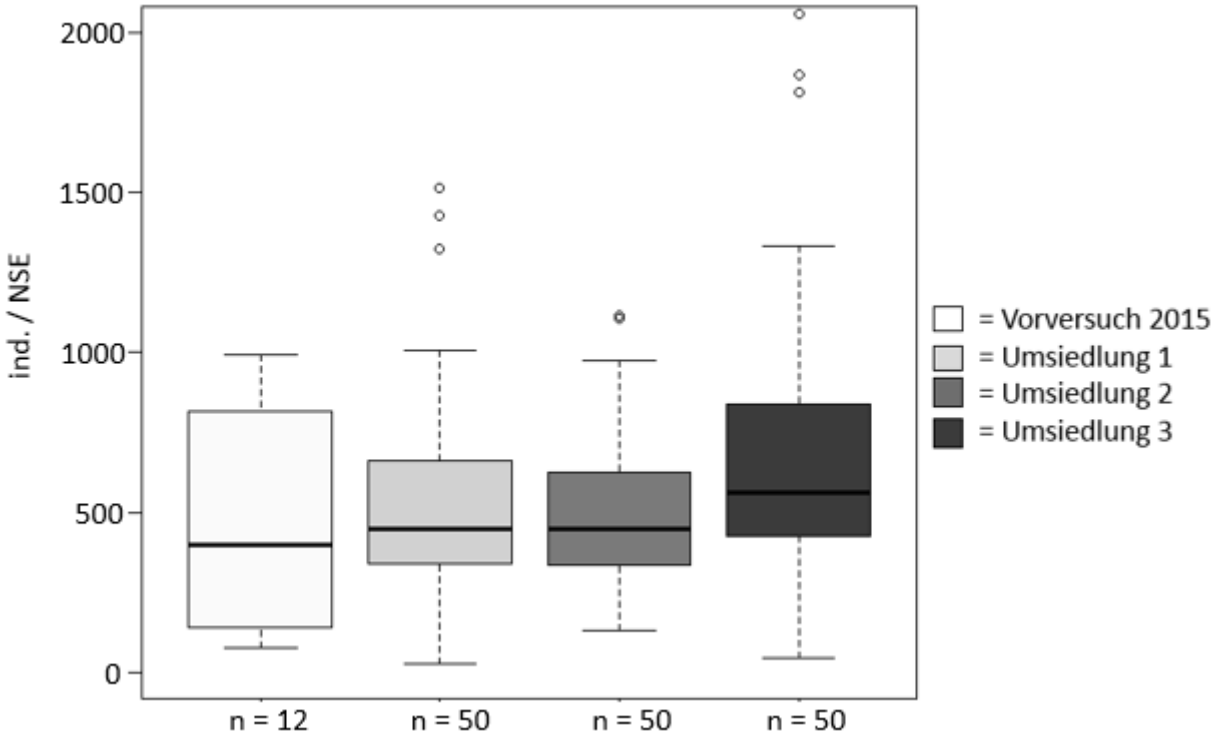


Abb. 1: Summen der Individuen aller Taxa auf den NSE in vier Versuchen der Jahre 2015-2017 (Vorversuch 2015; Umsiedlung 1/März 2016; Umsiedlung 2/August 2016; Umsiedlung 3/März 2017)

Besiedlungsunterschiede der EPT Taxa

Im Vergleich der Umsiedlungen ergaben sich allerdings signifikante Unterschiede in Bezug auf die je NSE ermittelte Besiedlung durch Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) (Abb. 2; Kruskal-Wallis: Trichoptera: p = 0.0000002; Plecoptera: p = 0.0001; Ephemeroptera: p = 0.0001). Während die Individuenzahlen der Trichoptera auf den Holz-Laub-Misch Exponaten im März 2017 (Umsiedlung 3) relativ hoch waren (Wilcoxon Rangsummentest, p = 0,000003), siedelten Trichoptera wie auch Ephemeroptera in Sommer 2016 (Umsiedlung 2) dort in relativ geringer, Plecoptera jedoch in relativ hoher Anzahl.

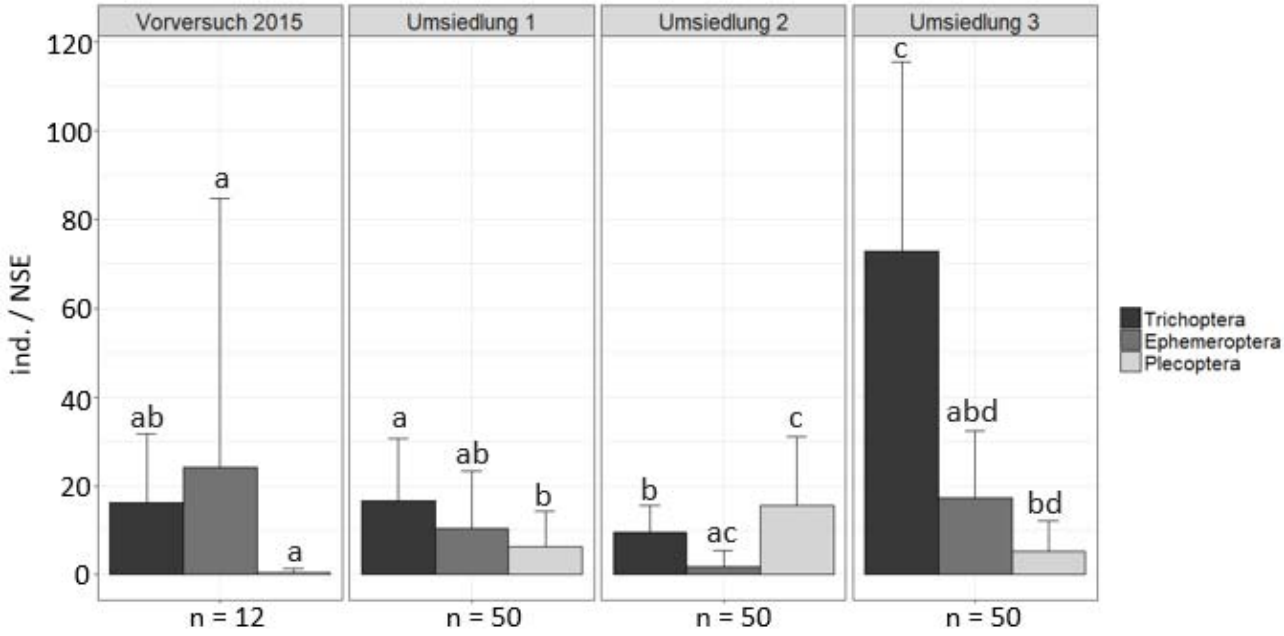


Abb. 2: Besiedlung der Exponate durch EPT Taxa. Vergleich des Vorversuchs 2015 mit den drei Umsiedlungen (Umsiedlung 1/März 2016; Umsiedlung 2/August 2016; Umsiedlung 3/März 2017, Buchstaben beschreiben homogene Gruppen nach Wilcoxon Rangsummentest)

Gewässertypspezifische Fauna Index Arten

Mit den NSE wurden im Vorversuch und im Verlauf der drei Umsiedlungen insgesamt 19 Taxa erfasst, denen der German Fauna Index eine positive Bewertung für die Gewässertypen 14-16 zuweist (+FI, Lorenz et al. 2014; Tab. 1). Im Minimum fanden sich 9 (U2/Sommer 2016), im Maximum 14 (U1/Frühjahr 2016) dieser gewässertypspezifischen Taxa auf unseren Exponaten. In den drei Umsiedlungen konnten insgesamt 18 +FI-Arten in das Spendergewässer eingebracht werden. Die Zahl dieser +FI-Arten war unter den Ephemeroptera und Trichoptera in der Sommer-Umsiedlung 2016 am niedrigsten. Innerhalb der Plecoptera fehlte im Sommer nur *Amphinemura* sp.. Alle 19 Taxa konnten in keiner der Versuche gleichzeitig erfasst und umgesiedelt werden.

Ausbreitung im Empfängerbach?

Einen Eindruck über die Dispersion der umgesiedelten Individuen 24 h nach dem Einbringen der Exponate in das Empfängergewässer (nach der Akklimatisierungsphase und dem Öffnen der Transportnetze) liefert Abb.3 für die EPT Taxa.

Tabelle 1: EPT-Arten mit positiver Wertung des German Fauna Index (Lorenz et al. 2014) auf den NSE des Vorversuchs im Frühjahr 2015 (VV, n=12) und der drei Umsiedlungen (Frühjahr 2016: U1, n=50; Sommer 2016: U2, n=50; Frühjahr 2017: U3, n=50)

Fauna Index (14-16)	**VV**	**U1**	**U2**	**U 3**	**Wertung**
Ephemeroptera					
Baetis rhodani	X	X	X		1
Baetis buceratus	X				1
Ephemera danica	X	X	X	X	1
Habrophlebia sp.				X	1
Habrophlebia fusca	X	X		X	1
Habrophlebia lauta		X			2
Summe Ephemeroptara	5				
Plecoptera					
Leuctra nigra		X	X	X	2
Nemoura sp.		X	X		1
Amphinemura sp.	X	X		X	2
Nemurella pictetii		X	X	X	1
Summe Plecoptera	4				
Trichoptera					
Beraeodes minutus		X		X	1
Oecetis testacea	X			X	1
Chaetopteryx villosa villosa			X		2
Halesus sp.	X	X		X	1
Halesus radiatus	X	X		X	
Potamophylax rotundipennis	X	X		X	1
Glyphotaelius pellucidus				X	1
Polycentropus irroratus	X	X	X	X	1
Lype sp.	X	X	X	X	1
Notidobia ciliaris		X	X	X	1
Sericostoma sp.			X		2
Sericostoma personatum	X	X			2
Summe Trichoptera	10				
Summe + FI Arten	**19**				

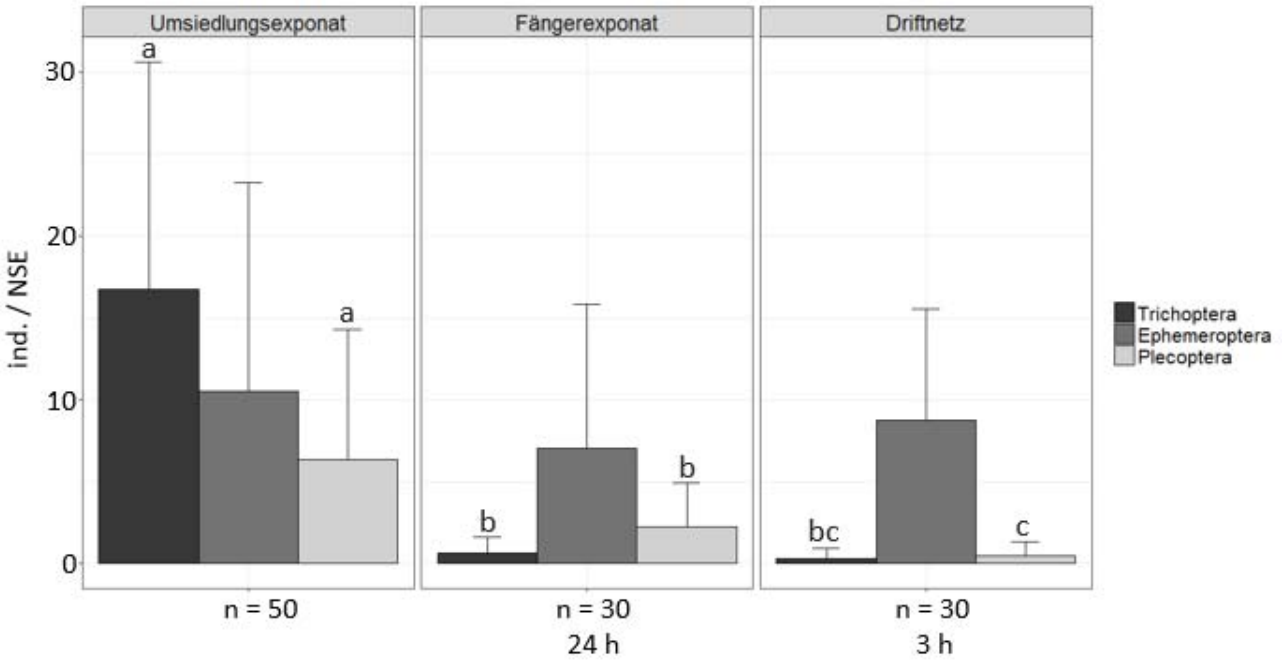


Abb. 3: Ergebnisse zur Dispersion (März 2016) der Invertebraten nach Umsiedlung 1. Angabe der auf Umsiedlungs- und Fängerexponaten sowie in Driftnetzen ermittelten Individuen der EPT (Buchstaben beschreiben homogene Gruppen nach Wilcoxon Rangsummentest).

Ephemeroptera wurden nach Ablauf der Expositionszeiten ohne Unterschied auf beiden Umsiedlungs- und Fängerexponaten sowie in den Driftnetzen angetroffen ($p = 0,3$). Demgegenüber unterschieden sich die Fangzahlen für Trichoptera ($p = 0,000007$) und Plecoptera ($p = 0,003$) signifikant (Kruskal- Wallis). Anders als bei den Eintagsfliegen, hatten sich von den Trichoptera und Plecoptera relativ wenige Individuen auf den Fängerexponaten angesiedlet oder waren in die Driftnetze gelangt.

Schlussfolgerung

Die gewählte NSE-Methode liefert eine robuste Methode in Bezug auf die Gesamtzahl umzusiedelnder Individuen. Sie gestattete in dieser Studie im Frühjahr wie auch im Sommer ca. 400 bis 560 Individuen pro Exponat aus einem Spender- in ein Empfängergewässer einzubringen. Die Ergebnisse innerhalb der EPT wiesen allerdings größere Besiedlungsunterschiede auf, insbesondere relativ hohe Zahlen der Trichoptera im Frühjahr 2017 und der Plecoptera Sommer 2016.

Zusammen gewährleisteten die drei Umsiedlungen das Einbringen von insgesamt 18 gewässertypespezifischen Arten (+FI-Arten gemäß German Fauna Index) in das Empfängergewässer.

Die Ausbreitung der EPT-Taxa im Empfängerbach scheint unterschiedlich. Während offenbar die Mehrzahl der Plecoptera und Trichoptera nach der Exposition im Empfängerbach zunächst in den Umsiedlungexponaten verblieben, drifteten die Vertreter der Ephemeroptera offenbar zu relativ hohen Anteilen ab und siedelten auf Fängerexponaten und fanden sich in den Driftnetzen. Die NSE Methode ermöglicht zumindest einem Teil der Taxa, nach einer sanften Umsiedlung, vom Spender- in den Empfängerbach, das Umsiedlungsexponat weiter als Schutzraum zu nutzen.

Literatur

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z., Knowler, D. J., Leveque, C., Naiman, R. J. Prieur-Richard, A., Soto, D., Stiassny, M. L. J., Sullivan, C. A. (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biological Reviews Cambridge Philosophical Society 81 (2): 163-182.

Dumeier, A. C., Kiel, E. (2016): Wiederansiedlung gewässertypspezifischer Makroinvertebraten in einem Tieflandbach. Erweiterte Zusammenfassung der DGL Jahrestagung 2016, Hardegsen: 113-118.

Dumeier, A. C., Lorenz, W. A., Kiel, E. (2017): How to facilitate freshwater macroinvertebrate reintroduction? Limnologica https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.11.001

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L., van de Bund, W. (2010): The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. Science of the Total Environment 408 (19): 4007-4019.

Jähnig, S. C., Lorenz W.A., Hering D. (2008): Restoration effort, habitat mosaics, and macroinvertebrates - does channel form determine community composition? Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 19 (2): 157-169.

Lorenz, A., Hering, D., Feld, C.K., Rolauffs, P. (2004): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. Hydrobiologia 516: 107-127.

Palmer, M. A., Bernhardt, E. S., Allan, J. D., Lake, P. S., Alexander, G., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C. N., Follstad Shah, J., Galat, D. L., Loss, S. G., Goodwin, P., Hart, D. D., Hassett, B., Jenkinson, R., Kondolf, G. M., Lave, R., Meyer, J. L., O'Donnell, T. K., Pagano, L., Sudduth, E. (2005): Standards for ecologically successful river restoration. Journal of Applied Ecology 42 (2): 208-217.

Rupprecht, R. (2009): Attempts to re-colonise water insects in German brooks. Aquat Insects 31: 429-441.

Sundermann, A., Stoll, S., Haase, P. (2011): River restoration success depends on the species pool. Ecological Applications 21 (6): 1962–1971.

Thompson, D. J. (2010): Re-introduction of the Southern Damselfly to Venn Ottery Common, Devon, UK: Soorae PS (ed.) Global Re-introduction Perspectives: 29-32.

Tittitzer, T. (2009): Neue Heimat für die „Theißblüte“ Palingenia longicauda. Erweiterte Zusammenfassung der DGL Jahrestagung, Hardegsen 2010: 276-280.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Präventivmaßnahmen zur Kontrolle des Nährstoffhaushalts in einem mesotrophen See

Tim Sebastian Epe[1], Philipp Ross[1]

[1] Institut Dr. Nowak GmbH & Co. KG, Abteilung Limnologie, Mayenbrook 1, 28870 Ottersberg pr@limnowak.com, te@limnowak.com

Keywords: Seenrestaurierung, Nährstoffbindung, lanthanmodifiziertes Bentonit (LMB), Badesee

Einleitung

Der Waidsee ist ein im oberen Rheintal gelegener 24 ha großer Baggersee mit einer mittleren Tiefe von 13,5 und einer maximalen Tiefe von 27 m. Das Volumen des Sees umfasst 3.05 M m^3. Der See ist ein intensiv genutzter Angel- und Badesee und wird an warmen Sommerwochenenden von bis zu 35.000 Gästen genutzt. Voruntersuchungen legen nahe, dass der See aufgrund seiner im Verhältnis zur Tiefe kleinen Fläche regelmäßig, jedoch nicht jährlich vollständig durchmischt wurde.

Historie

Unmittelbar nach der Ausbaggerung in den 1970er Jahren wurde der See laut offiziellen Angaben mit > 16 to Fisch besetzt, um die fischereiliche Nutzung zu starten. Unter den Fischarten waren u.a. Forelle (*Salmo trutta*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Europäischer Aal (*Anguilla anguilla*), Zander (*Sander lucioperca*), Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*). Dem noch jungen Gewässer wurden zwischen 1971–1983 offiziellen Angaben zufolge > 30 to Fischfutter zugeführt. Diese Nutzung beschleunigte die Eutrophierung des Sees und vereinzelte Messungen zeigten bereits früh stark erhöhte Nährstoffgehalte im Tiefenwasser (1984: 1,3 mg/l Gesamtphosphor (TP); 1999: 1,24 mg/l TP).

Maßnahmen I

In-situ Phosphatbindung

Nach Erstellung einer Nährstoffbilanz, die sämtliche Voruntersuchungen mit einbezog (Merz & Bernauer 1997), wurden im Jahr 2002 fünf weitgehend autark arbeitende Systeme (sogenannte PELIKANE) zur Reinigung des phosphatbelasteten Tiefenwassers in Betrieb genommen. Diese werden betrieben durch die UTAS Umwelttechnik GmbH. Die Anlagen binden über ein Eisenhydroxidgranulat seither etwa 25 kg TP/a und entziehen dem Tiefenwasser einen Teil der jährlich neu eingetragenen Phosphor-Einträge. Zwischen 2002 und 2012 blieben die TP-Konzentrationen im Tiefenwasser auf gleichem Niveau (Mittelwert 21 m: 0,24 mg/l TP). Zudem wurde die Nutzung durch den Angelverein reduziert, die Fütterung verboten und der Raubfischbestand im See gestärkt.

Veränderungen

Trotz dieser Maßnahmen traten ab dem Jahr 2013 Veränderungen ein. Die P-Konzentration im Tiefenwasser stieg durch interne Rücklöseprozesse weiter an. Unsere Untersuchungen zeigten, dass der See sich in den Wintern 2014/2015 und 2015/2016 nicht vollständig durchmischte, obwohl sich der obere Wasserkörper auf bis zu 4 °C abkühlte und eine maximale Dichte erreichte. Die erhöhten elektrischen Leitfähigkeiten des Tiefenwassers verursachten jedoch ebenfalls einen Dichteunterschied, welcher die Ausprägung dieses zumindest „temporären" Monimolimnions begünstigte. Die Chemokline war jedoch instabil und variierte in der Tiefe. Es bestand das Risiko einer weiteren Eutrophierung im Falle einer erneuten Volldurchmischung oder durch die teilweise Beimischung nährstoffreichen Tiefenwassers.

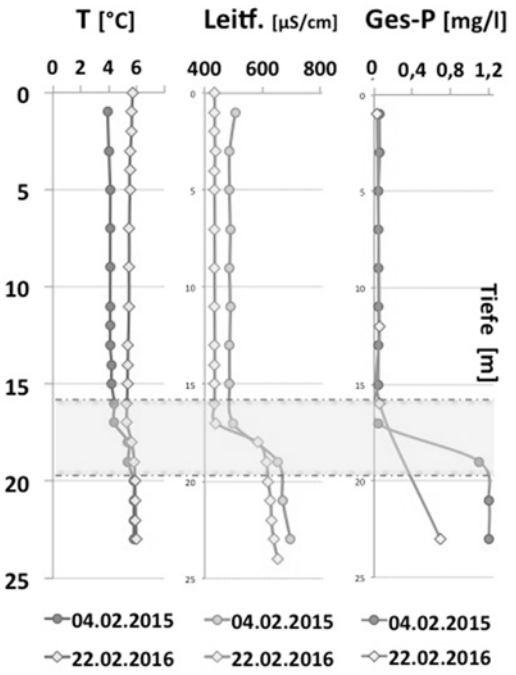


Abb. 1 Vertikalprofile Wintersituation

Maßnahmen II

Nährstoffbindung mit Bentophos

Die sequentielle Phosphatextraktion des Sediments zeigte, dass etwa 30 % (entspricht 360 kg TP) der gesamten Phosphorverbindungen des Sediments potentiell verfügbar waren. Ein weitaus größerer Teil (580 kg TP) war in 2015 bereits im Tiefenwasser vorhanden. Um dieses P-Reservoir zu binden und den im Sediment verbliebenen rücklösbaren P festzulegen, wurden im Februar 2016 94 Tonnen lanthanmodifiziertes Bentonit (LMB) über den tiefsten Stellen im See ausgebracht.

Die Methode, bei der Phosphat sowohl im Wasserkörper als auch im Sediment dauerhaft an Lanthan gebunden wird, und ihre Ergebnisse wurden von Spears et al. (2016) und Dithmer et al. (2016) anhand von Fallbeispielen näher dokumentiert. Copetti et al. (2015) haben die Wirkungsweise und Ergebnisse in einem Review zusammengefasst.

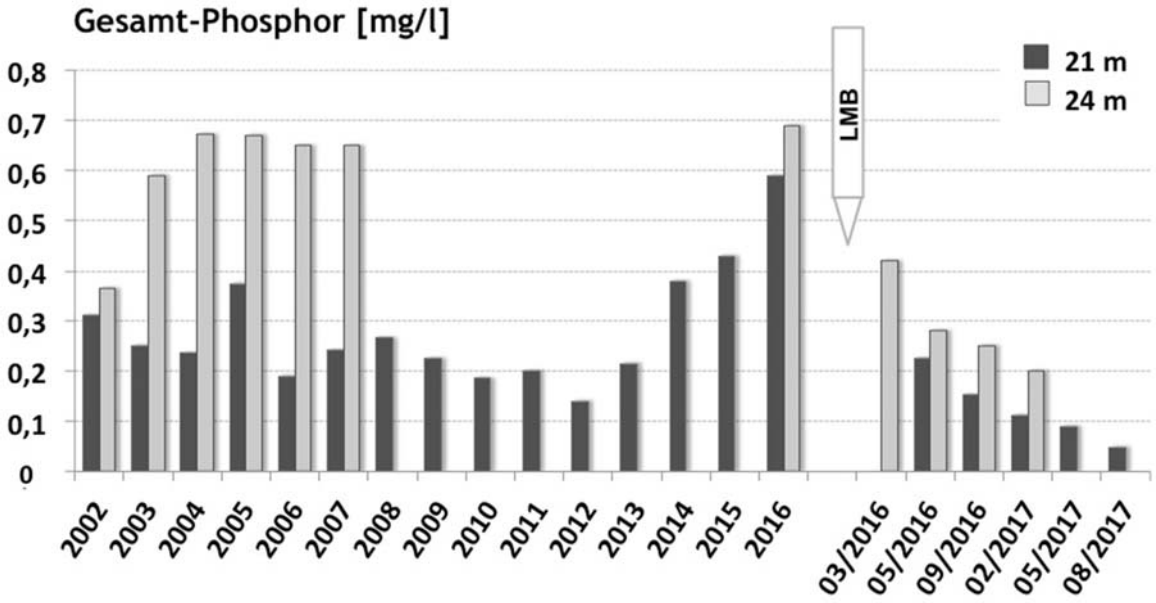


Abb.2 Verlauf der P-Konzentration des Tiefenwassers seit 2002. [Bis 2016: 21 m = jährl. Mittelwerte (MW; n = 5) des Zulaufs der Pelikane; 24 m = jährl. MW Seenmonitoring (LUBW u. IDN). Ab 03/2016: 21 m = MW Zulauf der Pelikane; 24 m = Seenmonitoring IDN]

Ergebnisse

Seit der LMB-Applikation haben die Phosphorgehalte im Tiefenwasser deutlich abgenommen. Unmittelbar vor der Ausbringung im Februar 2016 lag die TP-Konzentration in 24 m Tiefe bei 0,69 mg/l. Im April war sie bereits auf 0,42 mg/l gesunken. Eine weitere, im Rahmen der Erfolgskontrolle durchgeführte, Messung im März 2017 ergab eine Konzentration von 0,20 mg/l (Abb. 2). In den Vorjahren wurden gerade im Frühjahr die höchsten Phosphor-Konzentrationen gemessen.

Die Abnahme der Phosphorfracht (in kg) seit dem 04.02.15 ist in Abb. 3 dargestellt. Die zur Kontrolle der PELIKAN-Anlagen durchgeführten Messungen des Tiefenwassers (21 m) bestätigen diesen Rückgang, der auch nach Beendigung des umfangreichen Monitorings anhält (Stand 10/2017).

Im Jahr nach der Applikation war zudem ein Effekt auf das Epilimnion zu beobachten. Die Phosphorfracht war auch dort um etwa 50 % verringert. Gesamtstickstoffgehalte (TN) des Epilimnions bewegten sich um 0,7 mg/l, Chlorophyll-a-Konzentrationen um 7,5 µg/l (epilimnische Sommermittelwerte 2016). Diese Werte liegen im mesotrophen Bereich (LAWA 2003; Nürnberg 1996) und erfüllen somit ebenfalls die gesetzten Ziele der Maßnahme.

Zusammenfassung und Ausblick

Die Rücklösung der Phosphorverbindungen aus dem Sediment (interne Düngung) wurde erfolgreich unterbrochen. Das Risiko einer weiteren Eutrophierung durch Beimischung nährstoffreichen Tiefenwassers wurde abgewendet. Die Maßnahme führte auch im Epilimnion zu deutlich verringerten P-Gehalten. Trophische Kennwerte des Sees waren im Sommer 2016 als mesotroph einzustufen (LAWA 2003).

Die Bindung des Phosphors im Tiefenwasser und die gestoppte Rücklösung bilden fortan die Grundlage für den Erhalt des mesotrophen Zustands und die uneingeschränkte Nutzung des Sees.

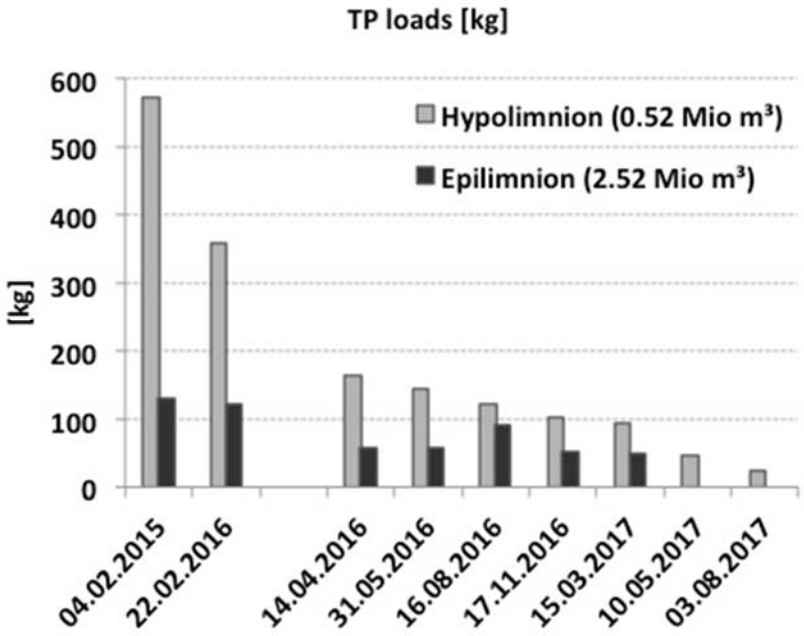


Abb. 3 Entwicklung der Phosphorfrachten im Epi- und Hypolimnion seit 2015

Danksagung

Bedanken möchten wir uns bei der Stadt Weinheim für die konstruktive Zusammenarbeit in diesem Restaurierungsprojekt und für die Bereitstellung der in diesem Zusammenhang erhobenen Daten. Unser Dank gilt auch den verschiedenen Nutzergruppen am „Runden Tisch Waidsee“ und der zielorientierten Diskussion und Zusammenarbeit.

Literatur

Copetti, D., Finsterle, K., Marziali, L., Stefani, F., Tartari, G., Douglas, G., Reitzel, K., Spears, BM., Winfield, IJ., Crosa, G., et al. (2015). Eutrophication management in surface waters using lanthanum modified bentonite: a review. Water Research. doi:10.1016/ j.watres.2015.11.056

Dithmer, L., Nielsen, UG., Lürling, M., Spears, BM., Yasseri, S., Lundberg, D., Moore, A., Jensen, ND., Reitzel, K. (2016). Responses in sediment phosphorus and lanthanum concentrations and composition across 10 lakes following applications of lanthanum modified bentonite. Water Research. doi:10.1016/j.watres.2016.02.011

LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. (2003) Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von Baggerseen nach trophischen Kriterien. LAWA 2003. Hannover

Merz, W., Bernauer, D. (1997). Zusammenfassende Auswertung von Untersuchungen zur Belastungssituation des Waidsees. Merz + Plessing. Büro für Ökologie und Umweltplanung. Heidelberg.

Nürnberg GK. 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. Lake and Reservoir Management. 12:432–447. doi: 10.1080/07438149609354283

Spears, BM., Mackay, EB., Yasseri, S., Gunn, IDM., Waters, KE., Andrews, C., Cole, S., De Ville, M., Kelly, A., Meis, S., et al. (2016). A meta-analysis of water quality and aquatic macrophyte responses in 18 lakes treated with lanthanum modified bentonite (Phoslock). Water Research. doi:10.1016/j.watres.2015.08.020

Wassermanagement im Braunkohlenbergbau der Lausitz

Stephan Fisch[1], Thomas Koch[2]

[1] Lausitz Energie Bergbau AG, Abt. Geotechnik/Tagebauentwässerung, Vom-Stein-Str. 39, 03050 Cottbus; stephan.fisch@leag.de

[2] Lausitz Energie Bergbau AG, Abt. Geotechnik/Geohydrologie & Wasserwirtschaft, Vom-Stein-Str. 39, 03050 Cottbus; thomas2.koch@leag.de

Die Lausitz Energie Bergbau AG fördert in Südbrandenburg und Nordostsachsen Braunkohle in vier Tagebauen und befindet sich in einem weiteren Tagebau (Cottbus-Nord) in der Phase der bergmännischen und wasserwirtschaftlichen Restraumgestaltung. Für die sichere Durchführung der hierzu erforderlichen Tätigkeiten müssen jährlich mehr als 400 Mio. m³ Wasser gehoben werden. Dies geschieht mit Hilfe von ca. 3.000 Brunnen und erfordert ein gezieltes Wassermanagement, um einerseits den geotechnisch sicheren und wirtschaftlichen Betrieb sicherzustellen und anderseits die Wirkungen auf das Umfeld durch die hervorgerufene Grundwasserabsenkung so gering wie möglich zu halten.



Tagebau Reichwalde mit Weißem Schöps, Hammerstädter Teichen und Trasse der Dichtwand

Die Begrenzung der Reichweite der Grundwasserbeeinflussung erfolgt durch unterirdische Dichtwände und gezielte Infiltration von Wasser in Bereichen wasserabhängiger Biotope.

Das gehobene Wasser wird zu ca. 85 % in unternehmenseigenen Grubenwasserbehandlungsanlagen aufbereitet und der lokalen Vorflut zugeleitet und ist maßgeblicher Bestandteil des Abflusses. Insbesondere in Niedrigwasserphasen beträgt der Anteil am Spreewasserzufluss zum Biosphärenreservat Spreewald bis zu 70 %. Mit Eisengesamtkonzentrationen des aufbereiteten Wasser von < 2mg/l trägt das eingeleitete Sümpfungswasser außerdem zu einer Verdünnung des Spreewassers insbesondere oberhalb der Talsperre Spremberg bei.

Nach Beendigung der Braunkohlenförderung entstehen aufgrund des bei der Braunkohleförderung hervorgerufenen Massendefizits und allgemein flurnaher Grundwasserstände in der Lausitz Bergbaufolgeseen. Diese werden Bestandteil eines sich nachbergbaulich weitgehend selbst regulierenden Wasserhaushalts. Die Herstellung des Cottbuser Ostsees, des künftig größten künstlichen Sees Deutschlands, wird derzeit vor den Toren der Stadt Cottbus vorbereitet.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Sediment Chronology using Pb-210 and Cs-137 – Possibilities and Limitations

Helmut W. Fischer[1], Manuel Pérez Mayo[1], Daniela Pittauer[2]

[1] University of Bremen, Institute of Environmental Physics, Otto-Hahn-Allee 1, 28359 Bremen, hfischer@physik.uni-bremen.de

[2] University of Bremen, MARUM – Center for Marine Environmental Sciences, Leobener Str. 8, 28359 Bremen, dpittauer@marum.de

Radiometry can be an attractive method for dating recent sediments: the natural radioisotope Pb-210 ($T_{1/2}$ = 22.4 yr, originating from U-238 decay) can be used to build relative chronologies covering approximately the last 100 years, and the anthropogenic nuclide Cs-137 ($T_{1/2}$ = 30.0 yr, originating from nuclear weapons testing and nuclear power plant accidents) can provide absolute time markers like the bomb test deposition maximum in 1963 or the Chernobyl signal in 1986. Gamma spectrometry offers the possibility of non-destructive detection of all relevant signals in one measurement, and mathematical models like „CF-CS“ (**C**onstant **F**lux – **C**onstant **S**edimentation Rate) and „CRS“ (**C**onstant **R**ate of **S**upply) have been developed to convert Pb-210 concentration values into ages.

Our experience from gamma spectroscopy of lacustrine and marine sediments indicates that the interpretation of measured data can be quite complicated, error-prone or even impossible. Some reasons are:

- the low energy photons originating from the Pb-210 decay (46.5 keV) are partially absorbed within the sample, making a precise self-absorption correction necessary to avoid systematic errors;
- deposited isotopes, especially Cs-137, can have considerable mobility within the sediment column;
- during the last 100 years, human impact has often changed the conditions relevant for sedimentation;
- mathematical models can produce wrong results, when they are applied beyond their (often simple) physical validity.

On the other hand, gamma spectrometry can simultaneously detect other isotopes like K-40, Be-7 and members of the U-238 and Th-232 decay chains, which can provide additional information. For instance, the detection of cosmogenic Be-7 ($T_{1/2}$ = 53.2 d) proves the presence of recent material, and changes in K-40 or Ra-226 concentration indicate variations of the sediment composition. Furthermore, isotope inventories within the sediment column can be compared to expected local depositions and indicate loss or gain, e.g. by sediment focusing.

We will present examples from our work, covering simple, complicated and to date impossible chronometric interpretations, and show how additional information from other disciplines can help to get closer to a reliable age model.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Mikroplastik in Fließgewässern: Laborversuche und Nachweismethode zur Aufnahme durch Larven der Simuliidae (Diptera)

Marie Fischer[1], Barbara Scholz-Böttcher[2], Ellen Kiel[1]

[1] Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, AG Gewässerökologie und Naturschutz, IBU, Fk. V, Ammerländer Heerstraße 114-118, 26129 Oldenburg, marie.fischer@uni-oldenburg.de

[2] Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, AG Organische Geochemie, ICBM, Fk. V, Carl-von-Ossietzky-Straße 9-11, 26111 Oldenburg, bsb@icbm.de

Bisher beschäftigten sich viele Untersuchungen mit der Verbreitung und Aufnahme von Mikroplastik in Meer bzw. in marinen Organismen. Für Süßgewässer ist die Problematik ebenfalls bekannt, ihr wurde allerdings vergleichsweise weniger Aufmerksamkeit geschenkt. Der Beitrag liefert Daten zur Frage, ob passive Filtrierer das Mikroplastik direkt aus der Welle aufnehmen und ob es gelingt, diese Aufnahme und ihre Effekte genauer zu beschreiben. Die Untersuchung erfolge an Larven der Simuliidae. Sie eigenen sich hervorragend als Modellorganismen, um die Aufnahme und Teile des Weges von Mikroplastik in limnischen Nahrungsnetzen zu analysieren. Als passive Filtrierer nutzen sie die partikuläre Fracht und machen dieses Material für Vertreter anderer trophischer Ebenen nutzbar.

Für die vorgestellten Versuche wurden Larven verschiedener Arten der Simuliidae im Freiland gesammelt und nach kurzer Hälterung unter konstanten Laborbedingungen mit Mikroplastik unterschiedlicher Art und Partikelgröße gefüttert. Die beprobten Versuchstiere wurden mit Kaliumhydroxidlösung zur Aufhellung und Darstellung des Darminhaltes präpariert. So ließen sich aufgenommene Partikel mikroskopisch sichtbar machen. In den Experimenten wurde die aktive Aufnahme von Polyethylenterephthalat, Polystyrol und Polypropylen in Partikelgrößen von 63µm bis 250µm durch Larven der Simuliidae nachgewiesen. Dies erlaubt die Schlussfolgerung, dass auch frei lebende Larven Mikroplastik aufnehmen.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Analyse der Relevanz der Einzelbewertungen der Biologischen Qualitätskomponenten für die ökologische Zustandsbewertung der Fließwasserkörper

Julia Foerster[1], Martin Halle[2], Andreas Müller[3]

[1] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Leibnizstr. 10, 45659 Recklinghausen, julia.foerster@lanuv.nrw.de

[2] umweltbüro essen, Rellinghauser Str. 334 f, 45136 Essen, m.halle@umweltbuero-essen.de

[3] chromgruen Planungs- und Beratungs- GmbH & Co. KG, Gröndelle 3, 42555 Velbert, am@chromgruen.com

Mit der Studie "Auswertung der Ergebnisse aus dem biologischen WRRL-Monitoring der Fließgewässer in NRW" wurden gezielt in NRW aufgetretene Fragen und Problemfälle hinsichtlich der Bewertung der Fließgewässer und den daraus abgeleiteten Maßnahmenplanungen gesammelt, inhaltlich strukturiert und mit statistischen Methoden untersucht. Zudem sollten Verbesserungspotenziale im bisherigen Monitoring aufgezeigt werden. Grundlage waren die nordrhein-westfälischen Monitoringdaten des zweiten und dritten Monitoringzyklus sowie die Ergebnisse der in demselben Zeitraum durchgeführten Gewässerstrukturkartierung.

Mit Blick auf konzeptionelle Optimierungspotentiale für das operative WRRL-Monitoring von Fließgewässern zielte ein Fragenkomplex auf die relative Bedeutung der verschiedenen Biologischen Qualitätskomponenten in Bezug auf die Bewertung des ökologischen Zustands.

Konkret wurde untersucht,

- welche Biologischen Qualitätskomponenten aufgrund des Pessimalbewertungs-prinzips („one-out, all-out“) die ökologische Zustandsbewertung am stärksten bestimmen
- welche Kombination aus Biologischen Qualitätskomponenten ausreichend für eine sichere Gesamtbewertung des ökologischen Zustands von Fließwasserkörpern ist.

Die Ergebnisse zeigen Unterschiede zwischen Fließgewässern im Tiefland und im Mittelgebirge. Im Tiefland liefern die Qualitätskomponenten Fische, Makrozoobenthos sowie die Bewertung der Makrophyten nach dem LUA-NRW-Verfahren (in abnehmender Reihenfolge) besonders häufig die schlechtesten und somit die für den Wasserkörper maßgeblichen Bewertungen. Im Mittelgebirge sind es die Qualitätskomponenten Fische, Makrozoobenthos sowie Diatomeen, die (in abnehmender Reihenfolge) besonders häufig die schlechtesten Bewertungen für den Wasserkörper liefern. Die Reduktion des Untersuchungsumfanges auf nur zwei Biokomponenten, z.B. Fische und Makrozoobenthos, führt zu einer Fehlerquote bei der Gesamtbewertung von etwa 30 Prozent. Für eine verlässliche Bestimmung des „worst case“-Gesamtergebnisses muss daher neben Fischen und MZB auch die Flora bewertet werden.

Räumliche und zeitliche Variabilität der Temperaturschichtung im flachen See Chaohu, China

Marieke A. Frassl[1], Weiping Hu[2], Knut Klingbeil[3,4], Peter Holtermann[3], Bertram Boehrer[1], Karsten Rinke[1]

[1] UFZ, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department für Seenforschung, Brückstr. 3 a, 39114 Magdeburg, marieke.frassl@ufz.de

[2] NIGLAS, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, East Beijing Road 73, 210008 Nanjing, China

[3] IOW, Leibniz Institute for Baltic Sea Research, Department Physikalische Ozeanographie, Seestrasse 15, 18119 Rostock-Warnemuende

[4] Universität Hamburg, Bundesstraße 55, 20146 Hamburg

Der flache, polymiktische See "Chaohu" im Einzugsgebiet des Jangtse dient als Trinkwasserquelle für mehr als 10 Mio. Menschen. Aufgrund der hohen Nährstoffkonzentrationen im See treten jährlich großflächig Cyanobakterienblüten auf, welche ein Gesundheitsrisiko darstellen und hohe Kosten in der Trinkwasseraufbereitung verursachen. Um Aussagen über die Verteilung der Cyanobakterien treffen zu können, werden Informationen über die Hydrodynamik des Sees benötigt. Ziel dieser Studie war es, die räumliche Heterogenität der Wassertemperaturen, sowie die Hauptströmungsmuster zu erfassen. Zusätzlich sollten Zeiträume quantifiziert werden, in denen der See geschichtet ist und potentiell eine verstärkte Sauerstoffzehrung und damit Nährstofffreisetzung am Sediment stattfinden kann.

Es wurden Thermistorketten an 10 Stellen im See ausgebracht, welche an zwei Verankerungen durch Sauerstofflogger ergänzt wurden. Aufgrund der Größe des Sees von ca. 720 km² ist es jedoch nicht möglich, die zeitlich-räumliche Dynamik der Wassertemperaturen durch Monitoring allein zu erfassen. Daher wurde zur Ergänzung der Loggerdaten eine Simulation mit dem drei-dimensionalen, hydrodynamischen Modell GETM aufgesetzt, welche Informationen über die räumliche Variabilität der Wassertemperaturen und der Strömungen, sowie die Dauer der Schichtungsereignisse lieferte.

Der Jahresverlauf der Wassertemperatur weist einen hohen Schwankungsbereich auf, welcher durch starke Temperaturanstiege und -abfälle geprägt ist. Über das gesamte Jahr treten tageszeitliche Schichtungen auf, die sich auf mehrere Tage ausweiten können. Diese saisonalen Muster sowie kurz anhaltenden Schichtungsereignisse wurden durch das Modell wiedergegeben. Die über die Vegetationsperiode gemittelte oberflächennahe Strömung unterstützt eine Verfrachtung der Cyanobakterienblüten in den Westen des Sees. Dieser hydrodynamische Effekt kombiniert mit der höheren Nährstoffkonzentration im Westen des Sees könnte eine Erklärung für die erhöhten Cyanobakterienkonzentrationen im westlichen Teil des Chaohu liefern.

Evaluation of habitat protection under the European Natura 2000 conservation scheme

Martin Friedrichs[1], Vanessa Bremerich[1], Virgilio Hermoso[2], Simone D. Langhans[3]

[1] Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Justus-von-Liebig Strasse 7, 12489 Berlin, Germany, bremerich@igb-berlin.de, friedrichs@igb-berlin.de

[2] Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CEMFOR – CTFC), Crta. Sant Llorenç, de Morunys, Km 2, 25280, Solsona, Lleida, Spain, virgilio.hermoso@gmail.com

[3] Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, Germany, langhans@igb-berlin.de

Protected areas (PAs) are a key tool to halt the rapid loss of biodiversity worldwide. In Europe, the world´s largest network of PAs - Natura 2000 (N2000) - has been implemented to protect Europe´s biodiversity. Previous assessments on the representativeness of N2000 have focused on species, while habitats - identified in the Habitats Directive - have received little attention. Here, we assessed the status of habitat coverage under N2000, in order to identify potential gaps and enhance the representation of habitats, using the example of Germany. We found that N2000 covers all habitats, however, frequent ones are underrepresented. Considering that frequent habitats often co-occur with infrequent ones, their effective protection would benefit biodiversity overall. Additionally, our conservation planning exercise revealed areas which should be specifically considered for future protection to improve the performance of N2000 to protect habitats. Our results advocate habitat-specific area targets to effectively protect biodiversity under future directives.

Wieviel Plastik (ver-) tragen unsere Gewässer? – Mikroplastik in Gewässern NRWs

Friederike Gabel

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie, Heisenbergstr. 2, 48149 Münster, gabelf@uni-muenster.de

Kunststoffe sind ein wichtiger Bestandteil unseres Alltags und werden aufgrund ihrer flexiblen Materialeigenschaften in einer Vielzahl von Bereichen eingesetzt. Die weltweite Produktion von Kunststoffen ist seit den 50er Jahren von 1,5 Millionen Tonnen auf 288 Millionen Tonnen im Jahr 2012 angestiegen. Ein Großteil dieser Kunststoffe (fast 40%) wird für Verpackungen genutzt und hat damit eine sehr begrenzte Verwendungsdauer. Dementsprechend ist auch der anfallende Plastikmüll stark angestiegen. Aufgrund der Langlebigkeit von Plastik können Plastikpartikel noch sehr lange in der Umwelt verbleiben. Diese Plastikpartikel degradieren zu Mikroplastik (Partikel < 5 mm). Weitere Mikroplastikpartikel können z. B. durch Kosmetika über das Abwasser in die Gewässer gelangen. Die Verbreitung und die Auswirkungen des Mikroplastiks sind bisher hauptsächlich in den Ozeanen untersucht worden. Aktuelle Studien zeigen jedoch, dass Fließgewässer einen der Haupteintragspfade von Mikroplastik in die Ozeane darstellen und ebenfalls stark mit Mikroplastik verschmutzt sind. Dies trifft auch auf die Gewässer in Nordrhein-Westfalen zu. Der Vortrag gibt einen Überblick über die Verbreitung von Mikroplastik in Binnengewässern von Nordrhein-Westfalen und über die Auswirkungen auf die aquatische Fauna.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Analyse der Vegetationsentwicklung am Beispiel eines Teichs in der Bergbaufolgelandschaft

Egbert Gassert[1], Remo Ender[1], Rossen Nenov[2], Dieter Leßmann[3]

[1] BTU Cottbus-Senftenberg, Fachgebiet Hydrologie und Wasserressourcenbewirtschaftung; egbert.gassert@b-tu.de, remo.ender@b-tu.de; [2] BTU Cottbus-Senftenberg, Forschungszentrum Landschaftsentwicklung und Bergbaulandschaften; nenovros@b-tu.de; [3] BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz; lessmann@b-tu.de

Keywords: Fernerkundung, Luftbilder, Monitoring, Teich, Makrophyten

Einleitung

Zur Untersuchung von Ökosystemveränderungen über längere Zeiträume wird zunehmend auf die kosten- und zeitsparende Auswertung von Fernerkundungsdaten zurückgegriffen, anstatt *in situ* Kartierungen vorzunehmen. Entsprechende Methoden haben sich auch bei der Makrophyten-Kartierung von Gewässern bewährt (z.B. Wolf 2014). Der zunehmende Einsatz von Drohnen anstelle von Flugzeugen eröffnet hierbei erhebliche Vorteile, lässt aber auch eine deutliche Zunahme des Bildmaterials in der Zukunft erwarten, so dass die computerbasierte automatisierte Auswertung an Bedeutung gewinnen wird.

Vor dem Hintergrund der Analyse der Sukzession der aquatischen und semiaquatischen Vegetation an einem neu angelegten Teich (Lessmann & Nixdorf 2011) in der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft soll dargestellt werden, wie zuverlässig eine automatisierte vegetationsbezogene Auswertung von Luftbildern in Abhängigkeit von der fortschreitenden Differenzierung der Vegetation möglich ist und wo Grenzen der Methode liegen, wenn es darum geht, die Makrophyten-Vegetation von Gewässern zu untersuchen.

Material und Methoden

Der Hühnerwasserteich wurde 2005 auf einer Bergbaukippe im Bereich des Tagebaus Welzow-Süd im Niederlausitzer Braunkohlerevier neu angelegt. Er hat eine nahezu kreisrunde Form mit einem Durchmesser von ca. 60 m. Die maximale Tiefe betrug ursprünglich rund 3 m, verringerte sich aber durch Sedimenteintrag in den ersten vier Jahren auf ca. 2,4 m (Abb. 1). Die Wasserstandsschwankungen können im Jahresverlauf bis zu ca. 40 cm betragen. (Gerwin et al. 2010, Elmer et al. 2011)

Von Beginn an wurden vom Gebiet im jährlichen Abstand Luftbildaufnahmen mit unterschiedlichen Methoden gemacht. Für die vorliegende Auswertung wurden Jahre herangezogen, aus denen Luftbilder aus den Monaten Juli oder August vorlagen und eine Kartierung von Makrophyten im Gelände erfolgte. 2006 wurden die Luftbilder mittels Hubschrauber aus einer Flughöhe von ca. 100 – 120 Meter aufgenommen. Dabei kam eine Kamera vom Typ Olympus S700/µ700 zum Einsatz. 2016 erfolgten die Aufnahmen mit einer Drohne vom Typ Octokopter Geo X8000 aus einer Flughöhe von ca. 60 – 70 Metern. Die Drohne war mit einer Kamera des Typs Sony NEX-7 ausgestattet. Die Luftbilder von 2006 wurden mit der Software WGEO 5.0 georeferenziert und mit ArcGIS 9.3 zu einem

Gesamtluftbild zusammengesetzt. Bei den Luftbildern von 2016 erfolgte die Georeferenzierung und Zusammenstellung mit der Software Agisoft PhotoScan Pro 1.3.2.4205.

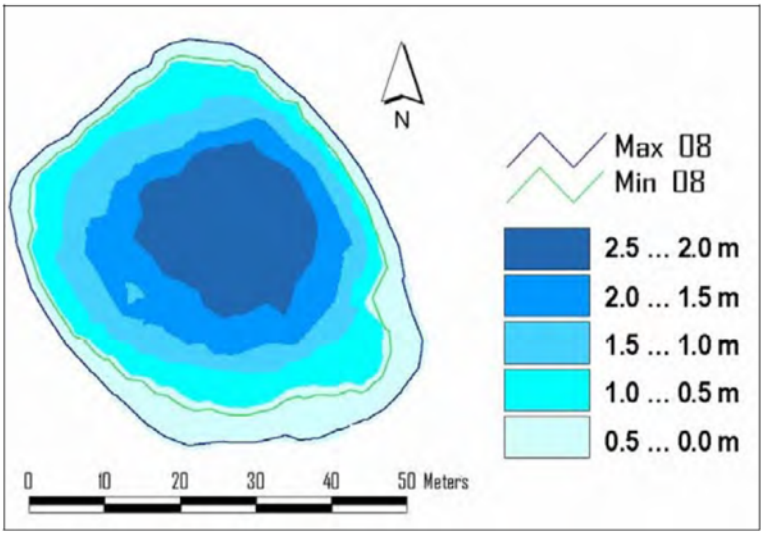


Abb. 1: Tiefenkarte des Hühnerwasserteichs auf Basis der Vermessung aus dem Jahr 2008

Zur Abgrenzung der Teichfläche wurden bei maximalem Wasserstand erhobene Vermessungsdaten des Jahres 2009 verwendet. Dieses Polygon der Teichfläche wurde zum Extrahieren der Daten des Untersuchungsgebietes aus den Gesamtluftbildern genutzt.

Für die Makrophyten-Kartierung wurden für die manuelle Digitalisierung und Auswertung Bereiche gleicher Vegetation abgegrenzt und deren Anteil an der Gesamtfläche ermittelt. Die manuelle Digitalisierung und automatisierte Auswertung erfolgten mit der Software ArcGIS 10 unter Verwendung der Erweiterung „Image Classification“. Für die Auswertung wurde das Werkzeug „Maximum Likelihood-Klassifizierung“ genutzt, welches die Hauptmethode zur unüberwachten Bildklassifizierung in ArcGIS ist. Bei der unüberwachten Klassifizierung werden sogenannte Trainingsgebiete manuell ausgewählt, in denen die bekannten Pflanzenarten zur Kalibrierung dienen. Diese Trainingsgebiete dienen zum Erstellen einer Klassensignatur, die dann auf das gesamte Luftbild angewandt wird. Im Ergebnis erhält man eine neues klassifiziertes Rasterfile, mit dem dann für jede Klasse der Anteil an der Gesamtfläche bestimmt werden kann.

Ergebnisse und Diskussion

Als Beispiele für den Methodenvergleich wurden Luftbilder der Jahre 2006 und 2016 ausgewählt. 2006 stand der Teich noch ganz am Anfang seiner Entwicklung und war fast vegetationsfrei, während er 2016 von einem dichten, weit ins Wasser reichenden Schilfgürtel umgeben war und im Wasserkörper ein dichter Makrophytenwuchs zu verzeichnen war.

Die Auswertung für 2006 zeigt, dass das automatisierte Verfahren im Vergleich mit der manuellen Auswertung zu einer Unterbestimmung der Wasserfläche führt, da die eigentliche Uferlinie im sehr klaren Wasser nicht erkannt wird (Abb. 2). Erst im Bereich größerer Wassertiefen über ca. 50 cm mit dort hervortretendem deutlichem Farbunterschied zwischen Land und Wasser erfolgt eine korrekte Zuordnung. Dies führt zu einer erheblich zu geringen Ausweisung der Wasseroberfläche.

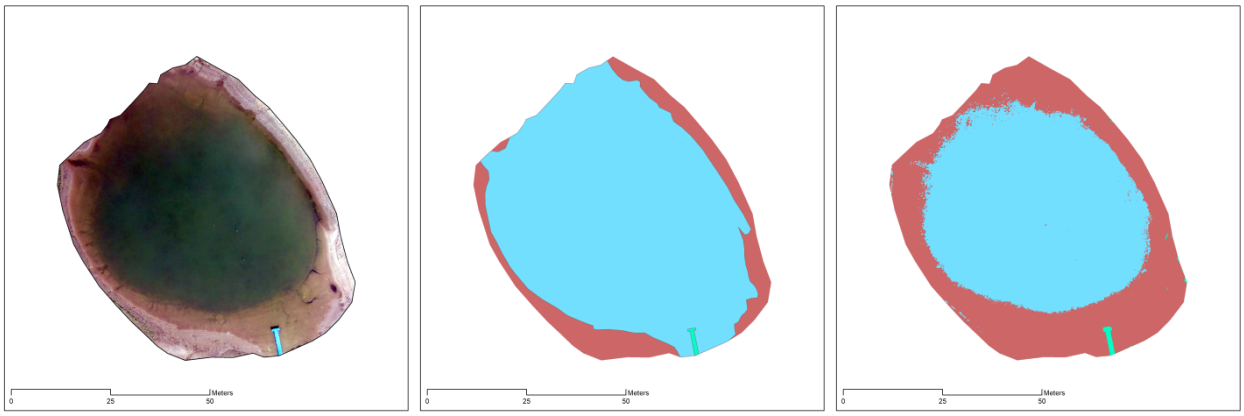


Abb. 2: Vergleich zwischen Luftbild und den Ergebnissen der manuellen Digitalisierung und der Maximum Likelihood-Klassifizierung (ArcGIS 10) für den Hühnerwasserteich im Jahr 2006 (v.l.n.r.)

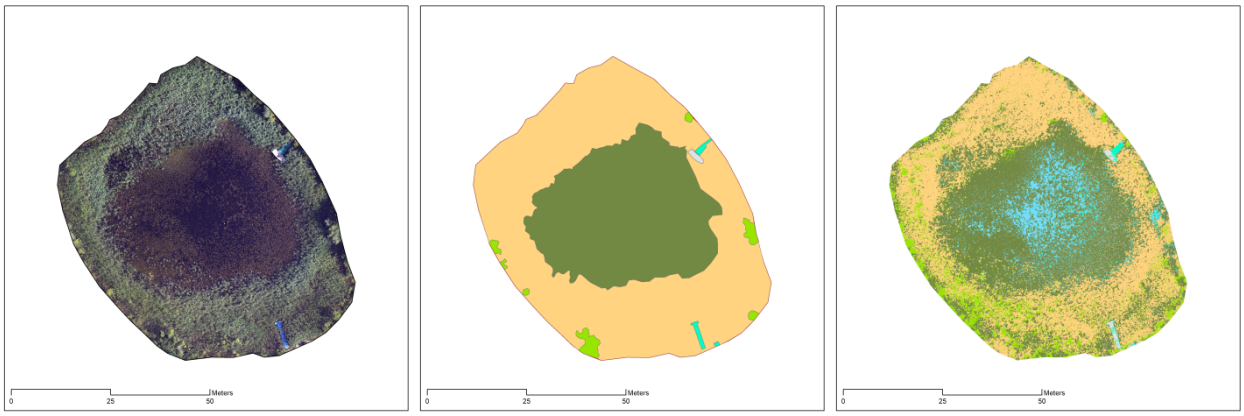


Abb. 3: Vergleich zwischen Luftbild und den Ergebnissen der manuellen Digitalisierung und der Maxi-mum Likelihood-Klassifizierung (ArcGIS 10) für den Hühnerwasserteich im Jahr 2016 (v.l.n.r.)

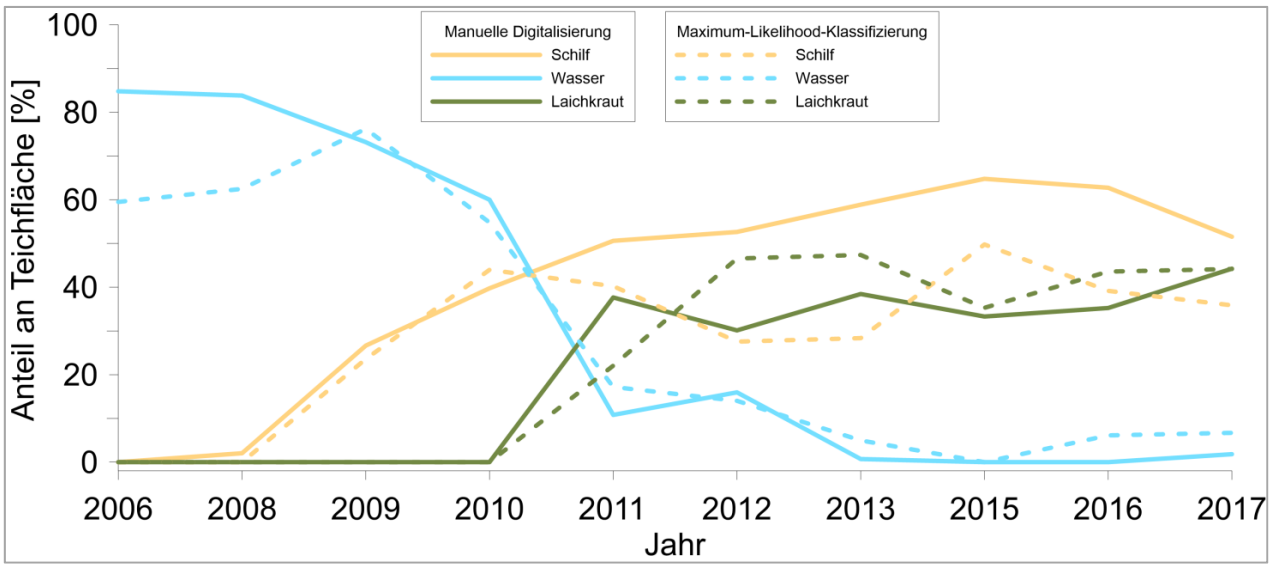


Abb. 4: Vergleich des Ergebnisses der manuellen Digitalisierung mit dem der automatischen Klassifizierung für die anteilsmäßige Bedeckung der Teichfläche durch Schilf (*Phragmites australis*) und Laichkräuter (*Potamogeton* spp.) von 2006 bis 2017

Im Zuge der Vegetationssukzession kam es bis 2016 zu einer starken Ausbreitung von Schilf (*Phragmites australis*) um den gesamten Teich herum und in den Teich hinein bis zu einer Wassertiefe von ca. 1 – 1,5 m. Im verbliebenen Freiwasser breiteten sich insbesondere die beiden Laichkraut-Arten *Potamogeton pectinatus* und *P. lucens* immer stärker aus. Dies führte zu einer fast vollständigen Bedeckung der Teichfläche durch Makrophyten.

Der Vergleich der manuellen Luftbildauswertung mit der automatischen Auswertung zeigt, dass die automatische Auswertung beim Schilf zu einem geringeren Flächenanteil kommt, da Farbnuancen im Schilfbestand als Laichkrautflächen ausgewiesen werden. Bereiche submerser Laichkrautbestände werden zudem als vegetationsfreie Wasserflächen gesehen (Abb. 3).

Betrachtet man die Anteile der Schilf- und Laichkrautbedeckung und der freien Wasserfläche über die Jahre im Vergleich, so wird deutlich, dass die Ausbreitung des Schilfs in der Anfangsphase korrekt wiedergegeben wird (2006 – 2010). Mit zunehmender Vegetationsdifferenzierung durch das Auftreten aquatischer Makrophyten ist jedoch eine Einbuße bei der Genauigkeit zu verzeichnen (Abb. 4). Als Tendenz ist zu erkennen, dass es beim Schilf ab 2011 zu einer in manchen Jahren deutlichen Unterbestimmung des Deckungsgrades und beim Laichkraut eher zu einer leichten Überbestimmung im Vergleich mit der manuellen Luftbildauswertung kommt. In einzelnen Jahren können sich hiervon Abweichungen ergeben. Die Wasserfläche wird weitgehend korrekt erkannt, sobald ein vollständiger Vegetationsgürtel um den Teich vorhanden ist (ab 2009).

Schlussfolgerungen

Im Vergleich mit der manuellen Luftbildauswertung führt die automatische Auswertung mit dem ArcGIS-Tool „Maximum Likelihood“ bei einer stärker differenzierten Vegetation an und in einem Wasserkörper wie dem Hühnerwasserteich zu teilweise deutlichen Unterschieden bei den ermittelten Deckungsanteilen der einzelnen Pflanzenarten. Es wurde deutlich, dass sowohl die automatische Auswertung als auch die manuelle Digitalisierung neben soliden GIS-Kenntnissen detaillierte Kenntnisse des Gebiets und der dort auftretenden Vegetation erfordern. Diese Fachkenntnisse sind sowohl für eine exakte Auswahl und Kalibrierung der Trainingsgebiete für die Maximum-Likelihood-Methode als auch für die korrekte Abgrenzung der Pflanzenarten bei der Digitalisierung notwendig.

Insgesamt beschränken sich Erfassung und Auswertungsmöglichkeiten weitgehend auf semiaquatische und emerse Arten. Submerse Arten können mit den angewandten Methoden auch bei relativ klarem Wasser nicht zufriedenstellend mit erfasst werden.

Bei der Bearbeitung bestimmter Fragestellung kann sich unter Beachtung der genannten Voraussetzungen eine deutliche Verringerung des Arbeitsaufwands bei aquatischen Vegetationskartierungen durch die Verwendung automatischer Auswertungsmethoden von Luftbildern ergeben.

Literatur

Elmer, M., Schaaf, W., Biemelt, D., Gerwin, W. & Hüttl, R.F. (eds.) (2011): The artificial catchment 'Chicken Creek' - initial ecosystem development 2005-2010. Ecosystem Development Vol. 3.

Gerwin, W., Schaaf, W., Biemelt, D., Elmer, M., Maurer, T. & Schneider, A. (2010): The artificial catchment 'Hühnerwasser' (Chicken Creek): Construction and initial properties. Ecosystem Development Vol. 1.

Lessmann, D. & Nixdorf, B. (2011): ‘Chicken Creek’ pond: aspects of six years of primary succession. Ecosystem Development 3: 115-128.

Wolf, P. K.-H. (2014): In situ-Messungen als Basis für Wachstums-/Reflexionsmodelle submerser Makrophyten. Dissertation TU München.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Vergleich von drei indirekten Methoden zur Biomasseschätzung von Makrophyten in Söllen (kleine Standgewässer)

Frenze Geiger[1, 2], Thomas Kalettka[1] & Marlene Pätzig[1]

[1] Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V., Institut für Landschaftswasserhaushalt, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, Deutschland, marlene.paetzig@zalf.de

[2, 3] Universität Potsdam, Institut für Biochemie und Biologie, Karl-Liebknecht-Str. 24-25, 14476 Potsdam, Deutschland

Keywords: Pflanzenbiomasse, nicht destruktiv, False-Colour-Method, NDVI, Phänometrie, multiple lineare Regressionen

Einleitung

Die Quantifizierung von Pflanzenbiomasse stellt eine essentielle Grundlage zur Erforschung von Beziehungen in Pflanzen- und Tiergesellschaften, Energieflüssen oder Biomasseumsätze in Nahrungsketten usw. dar (z.B. Rejmánková 2011). Eine direkte, destruktive Biomasseschätzung von Makrophyten in Söllen (Sg. Soll, kleine Standgewässer < 1 ha) ist jedoch durch die Heterogenität dieser Ökosysteme und ihrer hohen Anzahl in der Jungmoränenlandschaft bis zu 300.000 in Nordostdeutschland) erschwert (Kalettka & Rudat, 2006). Indirekte, nicht-destruktive Methoden der Biomasseabschätzung bieten dazu eine praktikable Alternative (z.B. Daoust & Childers 1998). Mit dem Ziel eine verlässliche, effiziente indirekte Methode zur Biomassebestimmung von Makrophyten in Söllen zu bestimmen verglichen wir drei bestehende Methoden. Weiterhin untersuchten wir die Effekte von hydrogeomorphologischen Charakteristiken der Sölle auf die phänometrischen Beziehungen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen fanden im 180 km² großen Einzugsgebiet des Quillows im Nordosten von Brandenburg statt. Das Gebiet ist charakteristisch für die Jungmoränenlandschaften Nordostdeutschlands und gekennzeichnet durch ein hügeliges Relief mit mehr als 1300 Söllen. Die klimatische Wasserbilanz ist negativ mit 450-600 mm Niederschlag und 600-650 mm Evapotranspiration pro Jahr. Als Bespielregion für komplexe Agrarlandschaften ist das Gebiet als Forschungsplattform unterm dem Namen AgroScapeLab Quillow bekannt.

Probedesign

Für den Vergleich der nicht-destruktive Methoden der Biomassebestimmung wurden vier Makrophytenarten identifiziert, die typisch für die Sölle im Quillow-Einzugsgebiet sind. *Phalaris arundinacea* L. und *Carex riparia* Curtis repräsentieren die Wuchsform Magnograminoide, während *Rorippa amphibia* (L.) Besser und *Persicaria amphibia* (L.) Delarbre Magnoherbide bzw. Nymphaeide vertreten.

Die Pflanzenarten sollten an mindestens drei Söllen mit möglichst ausreichender Deckung vorkommen, um eine hinreichend große Fläche zum Abernten in Mai, Juni und Juli 2016 zu gewährleisten. Insgesamt gingen 13 Sölle in die Untersuchungen ein, die alle durch eine offene Wasserfläche charakterisiert waren, sich jedoch hinsichtlich ihrer Größe oder des Wasseraufnahmevermögen (ausufernde oder wasserspeichernd) unterschieden (Kalettka & Rudat 2006). Jedes Soll wies mindesten eine der vier genannten Pflanzenarten auf. In jedem der 13 Sölle wurde je Monat für jede vorkommende Pflanzenart die oberirdische Biomasse in drei Replikaten à 25x25 cm abgeerntet. Für Pflanzenarten wie *Persicaria amphibia*, die kleiner Bestände ausbilden, konnten nicht immer 3 Replikate pro Soll und Monat genommen werden.

Nicht-destruktive Methoden der Biomassebestimmung

Aus über 15 international publizierten nicht-destruktiven Methoden bzw. Methodenkombinationen der Biomassebestimmungen wurden drei Methoden ausgewählt, die eine erfolgreiche Anwendung in Söllen erwarten ließen, einfach zu erlernen waren, geringe Materialkosten verursachten und einen praktikablen Transport ins Feld erlaubten. Diese Kriterien trafen auf die Phänometrische-, False-Colour- und NDVI-Methode zu. Die im Feld notwendigen Schritte der drei Methoden wurden durchgeführt bevor die Biomasse abgeerntet und im Trockenschrank bei 60°C für 48 h getrocknet wurde.

Bei der Phänometrische Methode nach Daoust & Childers (1998) wurden individuelle Eigenschaften, wie Pflanzenhöhe, Blattlänge oder Stengelumfang sowie zusätzliche Feldparameter, wie die Deckung erfasst, um die Biomasse abschätzen zu können.

Dagegen basieren die False-Colour-Methode und die NDVI-Methode auf dem Grundprinzip von Absorption und Reflexion unterschiedlicher Wellenlängen des Lichtes durch die Pflanze. In einem definierten Abstand von ca. 1 m wird ein Foto eines 25 cm breiten Pflanzenstreifens vor einem schwarzen Hintergrund aufgenommen.

Bei der von Smith et al. (2000) entwickelten False-Colour-Methode ist ein herkömmliches RGB-Farbbild ausreichend, um das Verhältnis zwischen grünen zu schwarzen Pixeln als Parameter zur Biomasseabschätzung zu berechnen. Grüne Pixel stellen dabei die lebendige Biomasse dar und schwarze den neutralen Hintergrund.

Für die von Valta-Hulkkonen et al. (2004) abgeleitet NDVI-Methode wird ein zusätzliches Bild mit einem Filter für das nahe Infrarot (NIR) aufgenommen, so das mittels rotem Kanal aus dem RGB-Bild und dem NIR-Bild der Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) berechnet werden kann. Pixel mit NDVI-Werten von -0,2 bis -1 (Hinweis: bei Satellitenbildern umgekehrt von 0,2 bis 1), die die lebende Pflanzenbiomasse darstellen, wurden auf weiß reduziert. Wie bei der False-Colour-Methode steht am Schluss auch hier das Verhältnis zu den restlichen, in schwarz umgewandelte Pixel zur Verfügung, um die Biomasse abschätzen zu können.

Ergebnisse

Anhand von multiplen, linearen Regressionen wurde festgestellt, dass phänometrische Untersuchungen an Pflanzenindividuen im Feld am besten die Biomasse vorhersagen konnten ($R^2 = 0.77$ *C. riparia* - 0.94 *R. amphibia*). Die Modelle der fotographischen Methoden konnten nur zwischen 17 % bei *P. amphibia* und 73 % bei *R. amphibia* erklären, unabhängig davon, ob der Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) von Nahinfrarotbildern kalkuliert wurde oder die False-Colour-Methode mit RGB-Fotografie genutzt wurde (Abb. 1).

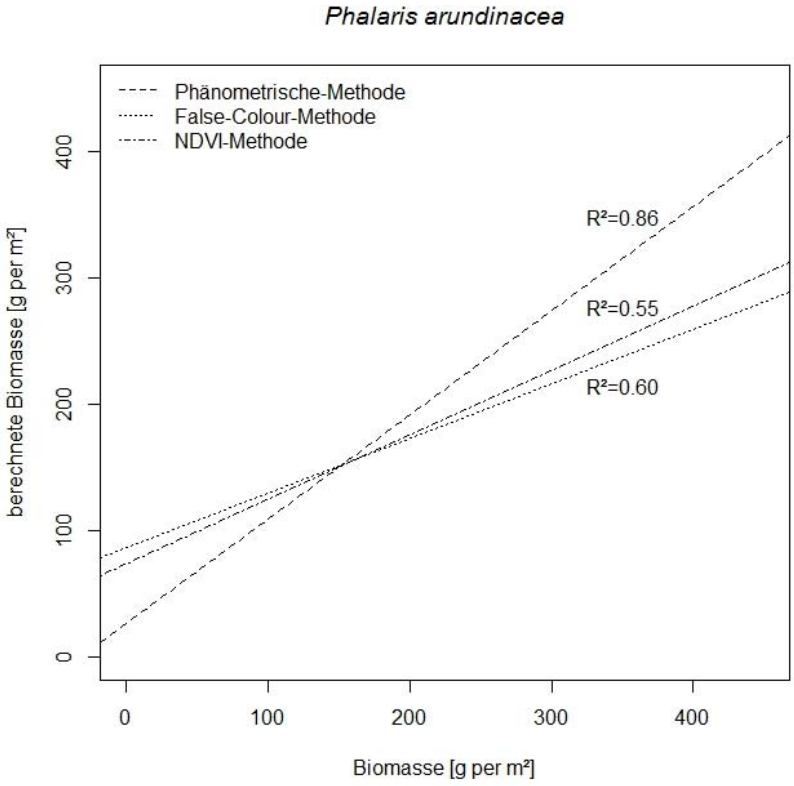


Abb. 1: Vergleich der drei indirekten Methoden zur Biomassebestimmung am Beispiel von *Phalaris arundinacea*

Bei der Bearbeitung der Photos für die photographischen Methoden wurde ein systematischer Fehler der Pixelklassifizierung festgestellt. Der schwarze Hintergrund reflektierte während der Freilandarbeiten bei den Photoaufnahmen am oberen Rand Sonnenlicht. Diese Reflexion ging in den Pixel-Verhältnissen als lebendige Biomasse statt als neutraler Hintergrund ein. Mit einer Teilmenge der zur Verfügung stehenden Photos für die Arten *P. arundinacea* und *P. amphibia* ließ sich die Überschätzung der Biomasse durch Retuschieren der Reflexion verringern. Damit verbunden erhöhte sich das Bestimmungsmaß bei *P. arundinacea* um 13 % auf R^2=0,68 und bei *P. amphibia* von R^2=0,17 auf R^2=0,65 (48 %). Die beiden photographischen Methoden haben demnach noch Entwicklungspotential. Andererseits muss für diese beiden Methoden ein Großteil der umgebenden Vegetation niedergedrückt werden, um eine störfreie Photoaufnahme zu gewährleisten. Des Weiteren ist der Zeitaufwand bei der Photoverarbeitung oft wesentlich höher als die Vermessung der Pflanzenparameter.

In keiner der drei Methoden wurden die Biomasseabschätzungen durch die hydrogeomorphologischen Charakteristiken der Sölle beeinflusst. Damit zeigten verschiedene Umweltbedingungen, allen voran unterschiedlich stark ausgeprägte Feucht-Trocken-Zyklen, keine signifikante Auswirkungen auf die Beziehung zwischen gemessenen Pflanzenparametern und Biomasse. Für jede der untersuchten Arten kann unabhängig vom hydrogeomorphologischen Solltyp eine Regressionsgleichung genutzt werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, dass Biomassebestimmungen von Makrophyten in Söllen genauer vorhersagbar sind, wenn phänometrische Beziehungen zugrunde gelegt werden. Die Schätzungen sollten zusätzlich mit Luftbildern kombiniert werden, um die hohe Anzahl von Söllen in der Landschaft bewältigen zu können.

Danksagung

Die Studie wurde im Rahmen einer Masterarbeit am Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) und an der Universität Potsdam (UP) durchgeführt. Hiermit danken wir allen, die das Projekt ermöglich haben. Dazu zählen im Besondern Prof. Jasmin Joshi (UP), Prof. Gunnar Lischeid (ZALF) sowie Sissi Lozada (UP).

Literatur

Daoust, R.J., Childers, D.L. (1998): Quantifying aboveground biomass and estimating net aboveground primary production for wetland macrophytes using a non-destructive phenometric technique. Aquatic Botany 62: 115-133.

Kalettka, T., Rudat, C. (2006): Hydrogeomorphic types of glacially created kettle holes in North-East Germany. Limnologica 36: 54-64.

Rejmánková, E. (2011): The role of macrophytes in wetland ecosystems. Journal of Ecology and the Natural Environment 34 (4): 333-345.

Smith S.M., Garrett, P.B., Leeds, J.A., McCormick, P.V. (2000): Evaluation of digital photography for estimating live and dead aboveground biomass in monospecific macrophyte stands. Aquatic Botany 67: 69-77.

Valta-Hulkkonen K., Kanninen, A., Pellikka, P. (2004): Remote sensing and GIS for detecting changes in the aquatic vegetation of a rehabilitated lake. International Journal of Remote Sensing 25 (24): 5745-5758.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Effekte von Fungizid- und Herbizid-Mischungen auf aquatische Makroinvertebraten in einem Mikrokosmosexperiment

René Gergs[1], Bastian Bayer[1,2], Katharina Loersch[1,2], Carola Winkelmann[3], Jochen Zubrod[2], Ralf B. Schäfer[2]

[1] Umweltbundesamt, IV 2.5 (Spurenanalytik, Fließ- und Stillgewässer-Simulation), Schichauweg 58, D-12307 Berlin

[2] Universität Koblenz-Landau, Insitut für Umweltwissenschaften, Fortstraße 7, D-76829 Landau

[3] Universität Koblenz-Landau, Institut für Integrierte Naturwissenschaft, Universitätsstraße 1, D-12307 Koblenz

Pestizide werden in der Landwirtschaft jährlich in großen Mengen ausgebracht und können von landwirtschaftlichen Flächen in aquatische Ökosysteme gelangen. Dort können sie negative Auswirkungen auf Nicht-Zielorganismen wie aquatische Invertebraten haben. Die Risikobewertung im Rahmen des Zulassungsverfahrens von Pestiziden erfolgt meist über Tests einzelner Substanzen an einzelnen Organismen. Allerdings werden in Gewässern oftmals viele verschiedene Pestizide gleichzeitig nachgewiesen. Somit ist eine genauere Abschätzung der Wirkungsweise von Pestizidmischungen auch für eine erfolgreiche Risikobewertung notwendig. Daher fokussieren neuere Studien auf das Verhalten von Gemischen und deren Auswirkungen auf Organismen.

In Oberflächengewässern werden häufig Mischungen von Fungiziden und Herbiziden nachgewiesen, da diese beiden Gruppen in vielen Fällen wasserlöslicher sind als viele Insektizide. Im Freiland haben Fungizide und Herbizide sehr wahrscheinlich insbesondere indirekte Effekte auf aquatische Makroinvertebraten, da die dort gemessenen Konzentrationen in der Regel niedriger sind als Konzentrationen die direkte Effekte erwarten lassen würden. In welchem Maße sich indirekte Effekte von Pestizidmischungen auf einzelne Taxa von Makroinvertebraten bzw. auf die Gemeinschaft auswirken ist kaum untersucht. In dieser Studie werden die Effekte von freilandrelevanten Mischungen von Fungiziden und Herbiziden auf aquatische Invertebraten in einem Mikrokosmosexperiment untersucht. Dabei wurden zum einen Veränderungen in der Populationsstruktur betrachtet (Emergenz und Benthosgemeinschaft), als auch in der Fitness (Fett- und Glycogengehalt sowie RNA:DNA Verhältnis) einer benthischen Stellvertreterart (*Gammarus roeselii*). Außerdem wurde die Nahrungsnetzstruktur anhand stabiler Isotopenanalyse untersucht. Erste Ergebnisse zeigen eine verringerte Emergenz von Baetiden mit steigender Pestizidkonzentration, sowie eine Veränderung der trophischen Ebene als auch beim Fettgehalt des benthischen Amphipoden.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Klimatrends in Brandenburg: Starkregen & Niederschlagserosivität

Andreas Gericke & Marisa Matranga[1]

[1]Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Justus-von-Liebig-Str. 7, 12489 Berlin, gericke@igb-berlin.de, matranga@igb-berlin.de

Keywords: Biaskorrektur, Bodenerosion, Klimawandel, regionale Klimamodelle

Einleitung

Starkniederschlagsereignisse verursachen nicht nur Hochwasser und Schäden an der Infrastruktur, sondern sind auch Zeiten verstärkten Oberflächenabflusses sowie der Verlagerung und des Eintrags von Sediment und Nährstoffen in Gewässer. Trendanalysen zum Auftreten von Starkregen sind daher für eine Diskussion und Bewertung von Maßnahmen zur Anpassung der Landwirtschaft an den Klimawandel und zur Erreichung der Ziele der WRRL von großer Bedeutung.

Eine stichprobenartige Umfrage unter Landwirten in den Landkreisen Havelland und Oder-Spree zu regionalen Klimaänderungen innerhalb unseres Projektes ergab, dass in den letzten Jahren eine Zunahme erosiver Starkregen wahrgenommen wird. Dies deckt sich u.a. mit Änderungen der Niederschlagserosivität über 7 Dekaden in Nordrhein-Westfalen (NRW, Neuhaus et al. 2010).

Aufgrund geringer Hangneigungen und oft sandiger Böden sind Bodenerosion und Oberflächenabfluss von insgesamt geringerer Bedeutung für den Stickstoff- und Phosphoreintrag in Brandenburger Oberflächengewässer als Klärwerke und urbane Quellen (Matranga & Gericke 2018). Sie können aber lokal eine wichtige Rolle spielen, z.B. auf den schluffreicheren Böden der Uckermark. Da die Berechnung der Niederschlagserosivität zeitlich hochaufgelöste Zeitreihen verlangt (DIN 2005), werden für regionale Anwendungen der allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG, Gl. 1) und Klimaszenarien deren mittlere Jahressummen (R-Faktor) oft mit Regressionsmodellen geschätzt. DIN (2005) enthält zwar Gleichungen für die Bundesländer, jedoch bilden sie die Niederschlagsverhältnisse vor 1990 ab. Die Brandenburger Gleichung basiert außerdem auf nur 5 Stationen und liefert fast konstante R-Faktoren z. B. für Bodenabtragskarten für Cross-Compliance (Deumlich & Völker 2012). Damit unterschätzt sie potentiell die räumliche und auch die zeitliche Variabilität.

Gl. 1 $E = R \cdot K \cdot C \cdot L \cdot S \cdot P$

E–Abtrag, R–Niederschlagserosivität, K–Bodenerodierbarkeit, C–Bodenbedeckung, LS–Relief, P–Erosionsschutz

Die Studie zielt auf zwei Fragen: i) Sind bestehende Annahmen zur Verteilung der Niederschlagserosivität und damit des Bodenabtrags in Brandenburg noch gültig? ii) Wie setzt sich der Trend von Starkregen und Erosivität in den kommenden Jahrzehnten fort?

Die Antworten sollen zur Aktualisierung der Erosionskulisse im Rahmen von Cross-Compliance und den damit verbundenen Auflagen für die Landwirtschaft sowie zur Diskussion regionaler Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel beitragen, die wiederum zur Verringerung von Nährstoffeinträgen aus dem ländlichen Raum dienen.

Methoden und Untersuchungsgebiet

Ist-Zustand

Die Niederschlagserosivität wurde für 22 Stationen in Berlin und Brandenburg als EI30-Wert aus 10-minütigen Niederschlagsdaten nach DIN (2005) berechnet (Abb. 1). Vorab wurden diese mit vom DWD zusätzlich geprüften Tageswerten verglichen und in Absprache mit dem DWD korrigiert. Für jede Station wurde der R-Faktor der ABAG als mittlere EI30-Jahressumme abgeleitet und mit den aus der Niederschlagssumme von Mai bis Oktober geschätzten R-Faktoren verglichen (DIN 2005). Zur möglichen besseren Beschreibung der räumlichen Variabilität aktueller R-Faktoren wurden beispielhaft Starkregenindizes aus Tageswerten basierend auf fixen und relativen Grenzwerten als unabhängige Variable für lineare Regressionsmodelle getestet.

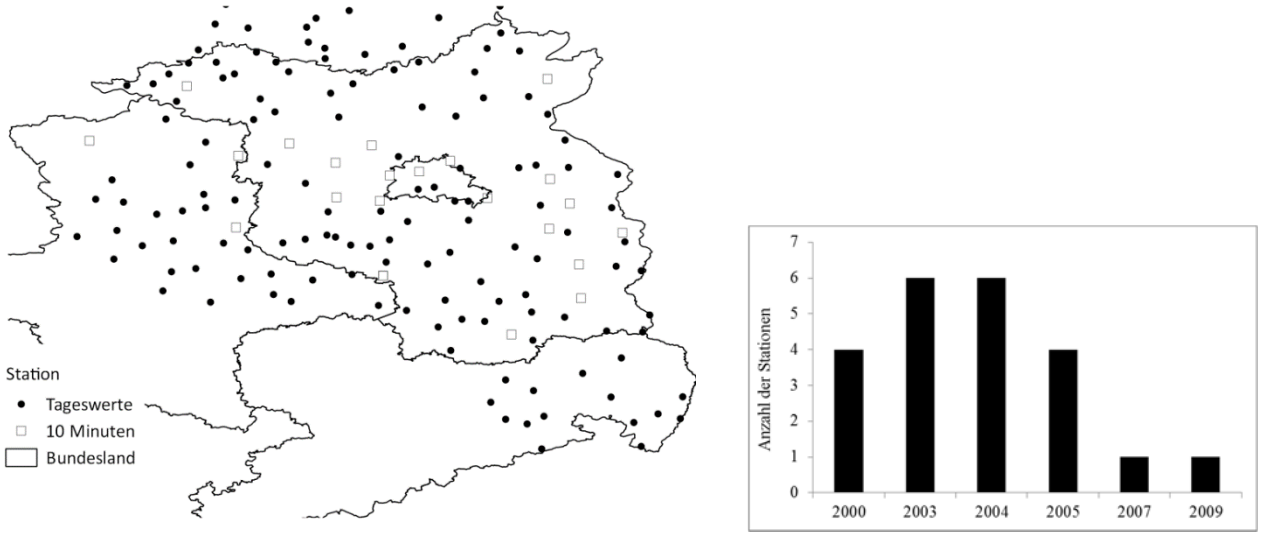


Abb. 1. Lage der verwendeten Niederschlagsstationen (links) und Beginn der Zeitreihen der 10-minütigen Daten (rechts). Tageswerte beginnen 1971. Alle Zeitreihen enden 2015.

Tab. 1. Übersicht der verwendeten Klimamodelle (EURO-CORDEX 2017). Für jede Kombination wurde RCP 4.5 (moderater Klimawandel) und 8.5 (extremer Klimawandel) einbezogen. Die Rasterauflösung ist 11 km. Alle regionalen Klimamodelle sind dynamisch. Beste Übereinstimmung mit Beobachtungsdaten hervorgehoben.

Institut	Globales Klimamodell	Regionales Klimamodell	Ensemble	Version
CLMcom	CNRM-CERFACS-CNRM-CM5	CLMcom-CCLM4-8-17	r1i1p1	v1
SMHI		**SMHI-RCA4**	**r1i1p1**	**v1**
CLMcom	ICHEC-EC-EARTH	CLMcom-CCLM4-8-17	r12i1p1	v1
DMI		DMI-HIRHAM5	r3i1p1	v1
KNMI		**KNMI-RACMO22E**	**r1i1p1**	**v1**
SMHI		SMHI-RCA4	r12i1p1	v1
IPSL-INERIS	IPSL-IPSL-CM5A-MR	**IPSL-INERIS-WRF331F**	**r1i1p1**	**v1**
SMHI		SMHI-RCA4	r1i1p1	v1
CLMcom	MOHC-HadGEM2-ES	CLMcom-CCLM4-8-17	r1i1p1	v1
KNMI		**KNMI-RACMO22E**	**r1i1p1**	**v2**
SMHI		**SMHI-RCA4**	**r1i1p1**	**v1**
CLMcom	MPI-M-MPI-ESM-LR	CLMcom-CCLM4-8-17	r1i1p1	v1
MPI-CSC		MPI-CSC-REMO2009	r1i1p1	v1
MPI-CSC			r2i1p1	v1
SMHI		SMHI-RCA4	r1i1p1	v1

Szenarien

Für 188 DWD-Stationen (Abb. 1) wurden durchgehende Zeitreihen der Tagesniederschlagssummen von 1971–2015 aus dem REGNIE-Produkt (Regionalisierte Niederschlagshöhen) des DWD sowie von 1971–2100 aus 15 hochaufgelösten europäischen Klimaprojektionen und 2 Emissionsszenarien („repräsentative Konzentrationspfade“, RCP) von CORDEX abgeleitet (Tab. 1). Systematische Abweichungen zwischen den quasi-beobachteten und den modellierten Zeitreihen wurden durch das „Distribution-mapping“-Verfahren mit linearer Korrektur (vgl. Teutschbein & Seibert 2012) mit Hilfe einer angepassten Version des Programms CMHyd (Rathjens et al. 2016) verringert. Hinsichtlich der räumlichen Variabilität, des linearen Trends sowie der Saisonalität stimmte das gewählte Verfahren in einer Vorabstudie anhand mehrerer Gütekriterien und Niederschlagsgrößen besser mit den Beobachtungsdaten überein als die anderen in CMHyd implementierten Korrekturverfahren. Anschließend wurden Niederschlagsindizes über 15 Jahre gemittelt und R-Faktoren von 1971–2095 basierend auf einem aktualisierten Regressionsmodell geschätzt.

Ergebnisse und Diskussion

Ist-Zustand

Die Höhe und räumliche Variabilität der berechneten R-Faktoren werden von der Gleichung in der DIN deutlich unterschätzt (Abb. 2, links). Folglich muss die Niederschlagserosivität im Vergleich zu den 2–3 Dekaden vor 1990 zugenommen haben, speziell im Sommer (Abb. 2, rechts). So tritt gegenwärtig 90 % der EI30-Jahressumme von Mai bis September auf. Ähnliche Ergebnisse gibt es auch in NRW (Neuhaus et al. 2010) und Sachsen (Abb. 2).

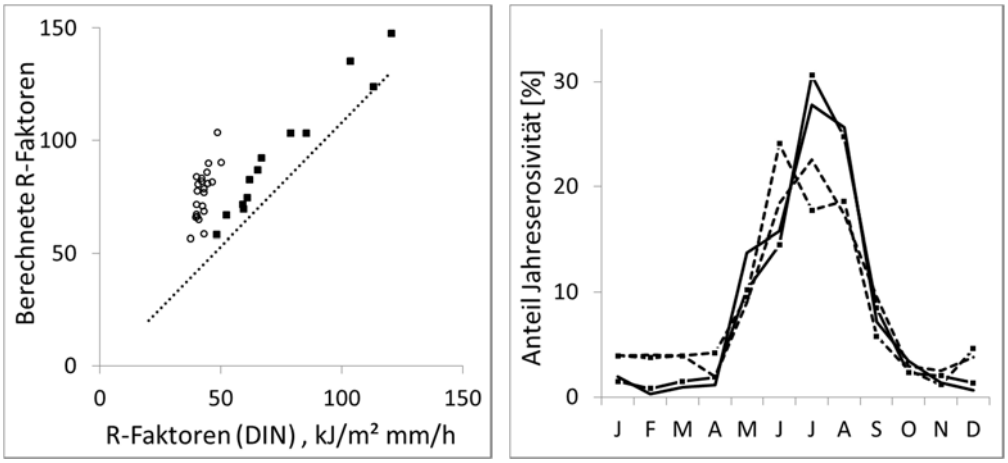


Abb. 2. Berechnete und geschätzte R-Faktoren (links) sowie mittlerer Jahresgang (rechts), links: Brandenburg (Kreise) und Sachsen (nach Bräunig (2013), Quadrate), rechts: aktueller Jahresgang (durchgezogen), historischer Jahresgang für NO-Deutschland und Sachsen (Deumlich 1999, gebrochen), sächsische Werte mit Punkten

Die räumliche Variabilität der R-Faktoren ist in Brandenburg weiterhin nur ungenügend mit der Variabilität des Sommer- oder Jahresniederschlags (N) zu erklären (z.B. r^2=0,21 mit $N_{mai\text{-}sep}$). Deutlich besser sind dafür Starkregenindizes wie die Summe der 10 höchsten Tageswerte (N_{max10}) geeignet, die etwa 90 % zur EI30-Jahressumme beitragen, oder fixe Grenzwerte wie 11,8 mm/d ($N_{11.8}$), das das 97,5-Perzentil der aggregierten 10min-Werte ist (r^2 = 0,46 bzw. 0,50).

Wegen der Kürze der Zeitreihen können einzelne Ereignisse die R-Faktoren deutlich beeinflussen. So verändert eine außergewöhnliche Spitzenintensität vom 25.8.2006 (I30 = 135 mm/h) den berechneten R-Faktor der Station in Berlin-Tegel von 62 auf 94 kJ/m² mm/h. Die Tagessumme von 130 mm ist das deutschlandweite Maximum und überragt die Stationswerte in der Region bei weitem (Median 3,1 mm). Ohne dieses eine Extremereignis im urbanen Raum ist die durch die Regressionsmodelle erklärte räumliche Variabilität der R-Faktoren entsprechend besser:

Gl. 2 $R = 0{,}5405\ N_{mai\text{-}sep} - 94{,}238$ $(r^2 = 0{,}32)$

Gl. 3 $R = 1{,}0852\ N_{max10,\ mai\text{-}sep} - 105{,}92$ $(r^2 = 0{,}59)$

Gl. 4 $R = 0{,}6954\ N_{11.8,\ mai\text{-}sep} - 22{,}577$ $(r^2 = 0{,}62)$

Durch den multiplikativen Charakter der ABAG steigt der Bodenabtrag rechnerisch in gleichem Maße wie der R-Faktor. Die Änderung der bestehenden Schätzgleichung in der DIN zu Gl. 3 oder 4 führt landesweit zu einer Erhöhung des Bodenabtrags um 50 % – ähnlich dem Unterschied zwischen konventionellem und ökologischem Anbau (vgl. ZALF 2013). Dabei zeigt sich, dass die Änderung von Nord- nach Südbrandenburg deutlich zunimmt (Abb. 3).

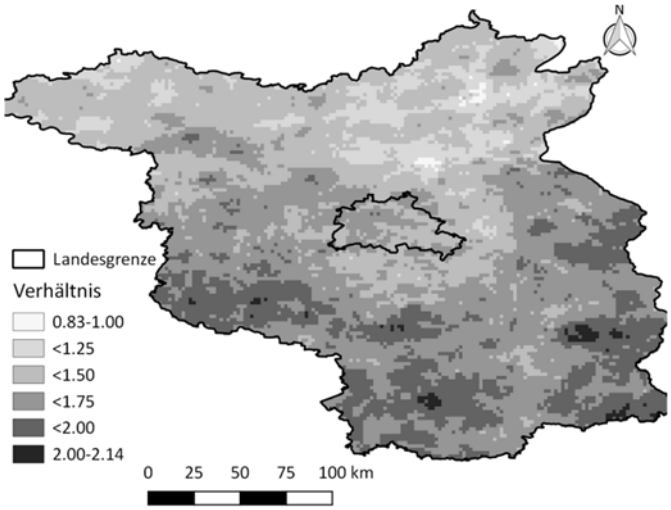


Abb. 3. Änderung geschätzter R-Faktoren für Berlin-Brandenburg, Verhältnis von Gl. 3 zur DIN-Gleichung, Tageswerte 2000–15 (REGNIE-Produkt des DWD)

Szenarien

Trotz der Bias-Korrektur bildet das Gesamtensemble nicht den beobachteten Anstieg der Niederschlagserosivität ab, jedoch ein Ensemble der 5 Modelle, die am besten mit den Beobachtungsdaten übereinstimmten (Abb. 4, Tab. 1). Basierend auf dem verkleinerten Datensatz sind bei moderatem Klimawandel bis zur Mitte des Jahrhunderts brandenburgweit geringe Änderungen von Starkregenindizes und damit auch von R-Faktoren zu erwarten. Sollte der Klimawandel extremer ausfallen, ist ein mittlerer Anstieg des Bodenabtrags um weitere 40 % zu erwarten. Neben der Modellunsicherheit und der zeitlichen Variabilität zeigt sich für die kommenden Dekaden auch ein ausgeprägtes räumliches Muster der Trends (Abb. 5). Die Ähnlichkeit des raum-zeitlichen Musters bei einfachen und Starkregensummen bestätigt den dominierenden Einfluss der Wahl des Klimamodellensembles für Trendaussagen. Die klimatischen Auswirkungen auf den künftigen erosiven Stoffeintrag in die Gewässer wären bei moderatem Klimawandel somit deutlich kleiner als die Auswirkungen veränderter

Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Das gilt in besonderem Maße für die in Brandenburg verbreitete nicht wendende Bodenbearbeitung aber auch den Anbau von Zwischenfrüchten oder den ökologischen Landbau (vgl. ZALF 2013). Wie die Auswertung der zeitlich hochaufgelösten Daten zeigt, beeinflussen extreme Niederschlagsintensitäten selbst mehrjährige Mittel der Niederschlagserosivität deutlich. Neben der Unsicherheit der Klimaszenarien ist also zu berücksichtigen, dass Szenarien und Indizes von Tagessummen solche Extremwerte nicht abbilden und damit die aktualisierten Regressionsmodelle nicht nur die Erosivität einzelner Jahre, sondern u. U. auch künftige R-Faktoren unterschätzen können, wenn z. B. durch steigende Temperaturen häufiger Wärmegewitter auftreten.

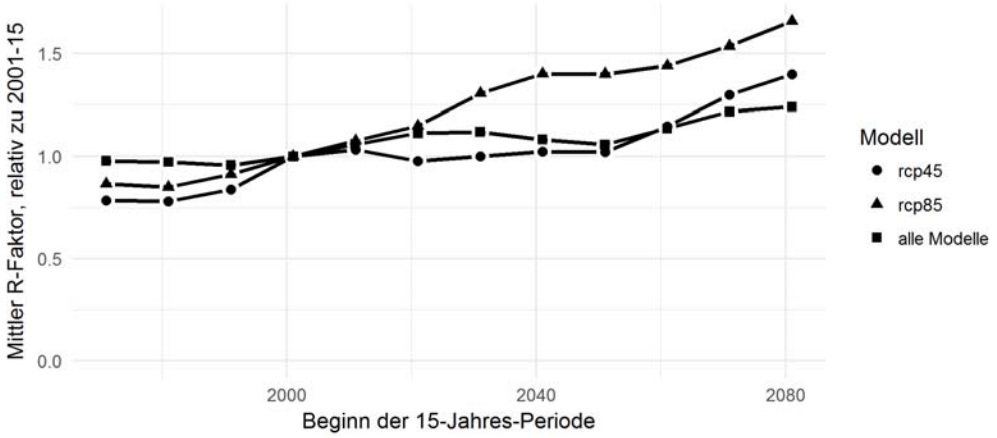


Abb. 4 Mittlere Änderung des R-Faktors in Brandenburg nach Gl. 2, relativ zu 2001–15, aus der Änderung von $N_{max10,\ mai\text{-}sep}$ je 15-Jahres-Periode und Mittelwert der 10min-Stationen (168 mm/a), ausgewählte Modelle (RCP 4.5 und 8.5) und Gesamtensemble (RCP 4.5)

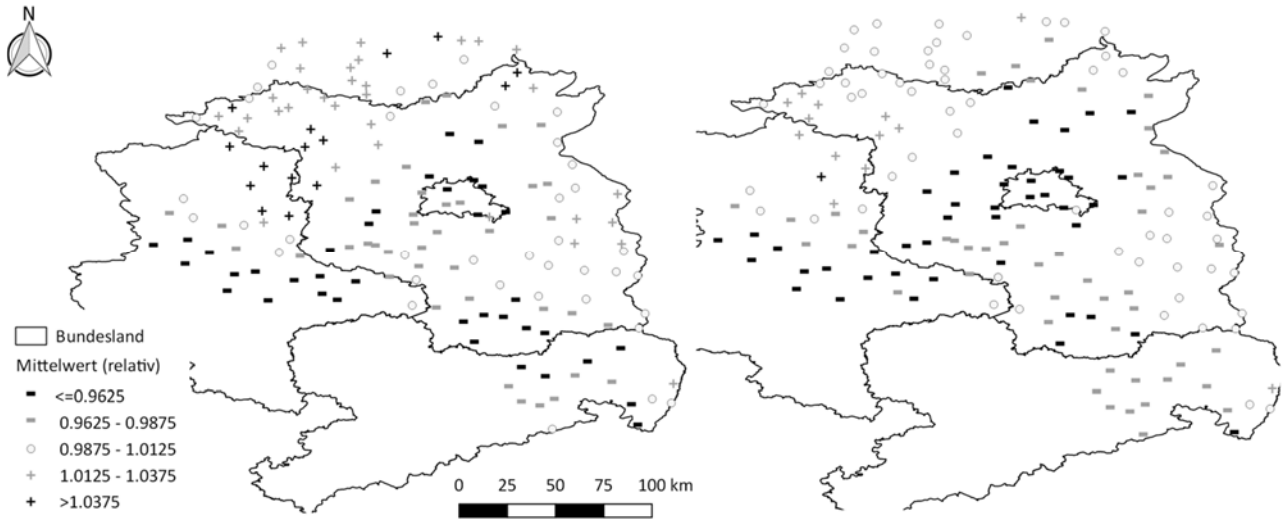


Abb. 5. Räumliche Variabilität des Niederschlags (2021–35), Mittelwert der 5 ausgewählten Klimamodelle, links: Starkregen ($N_{max10,\ mai\text{-}sep}$), rechts: Niederschlagssumme ($N_{mai\text{-}sep}$)

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Sommerliche Starkregen und Niederschlagserosivität haben in den letzten 2 Jahrzehnten auch in Brandenburg deutlich zugenommen. Ohne eine Aktualisierung der DIN-Gleichungen zur regionalen Schätzung von R-Faktoren der ABAG wird der aktuelle Bodenabtrag im ländlichen Raum und damit der potentielle Eintrag von Sediment und den daran gebundenen Nährstoffen in die Gewässer deutlich

unterschätzt, insbesondere im Süden Brandenburgs. Diese Unterschätzung ist in der Größenordnung der erosionsmindernden Wirksamkeit von Agrar-Umwelt-Maßnahmen. Daher ist eine Ausweitung erosionsgefährdeter Gebiete im Rahmen von Cross-Compliance – für die Auflagen zur Vermeidung von Bodenabtrag gelten – vor allem in Südbrandenburg zu erwarteten.

Die Auswahl des Modellensembles hat einen größeren Einfluss auf Trendaussagen als die Wahl der Niederschlagsindizes. Die beobachtete Diskrepanz zwischen dem beobachteten Anstieg der Erosivität von Starkregen und dem Ensemble der Klimamodelle erlaubt keine Aussage über die generelle Eignung einzelner Klimamodelle, denn die Übereinstimmung für einzelne GCM und RCM ist nicht eindeutig (Tab. 1). Trotz der inhärenten Unsicherheiten ist ein Rückgang der Niederschlagserosivität auf das Niveau von vor 1990 nicht zu erwarten. Bei moderatem Klimawandel legt das anhand der Übereinstimmung mit den Beobachtungsdaten ausgewählte Teilensemble der Klimamodelle eine Stabilisierung auf dem heutigen Niveau bis zur Mitte des Jahrhunderts nahe, bevor in der zweiten Hälfte die Niederschläge an Starkregentagen und damit das Risiko von Einträgen durch Bodenerosion und Oberflächenabfluss in Gewässer deutlich zunehmen. Fällt der Klimawandel stärker aus, ist mit einem kontinuierlichen Anstieg der Erosion in Brandenburg zu rechnen, der durch die potentielle Unterschätzung kurzer Niederschlagsspitzen durch die Tageswerte noch höher ausfallen kann.

Danksagung

Diese Studie ist Teil des vom Bundesministerium für Umwelt und Bergbau geförderten Projektes „Klimawandel und Wetteranomalien: Bewertung von Agrar-Umwelt-Maßnahmen (BAUM)“ (Fkz. 03DAS074). Wir bedanken uns bei J. Kiesel und A. Wetzig (IGB) für die Unterstützung bei der Bias-Korrektur der Klimadaten, dem DWD für die Niederschlagsdaten sowie D. Deumlich (ZALF) für die Erläuterung der Bodenabtragskarte. Wir danken auch der World Climate Research Programme's Working Group on Regional Climate, der Working Group on Coupled Modelling und den in Tab. 1 genannten Klimamodell-Gruppen für die Bereitstellung der Klimamodellergebnisse.

Literatur

Bräunig, A. (2013): Regenerosivität Sachsen, Ableitung R-Faktor nach DIN, Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden: 3 S. Online: https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/RFaktor_Sachsen_2013.pdf (letzter Zugriff 21.11.17)

Deumlich, D. (1999): Erosive Niederschläge und ihre Eintrittswahrscheinlichkeit im Nordosten Deutschlands, Meteorolog. Zeitschrift, N.F. 8:155-161.

Deumlich, D., Völker, L. (2012): Bodenabtragskarte, 10m-Raster, ZALF, Müncheberg.

DIN (2005): Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG, DIN 19708:2005-02. Stand 2009, Beuth, Berlin: 25 S.

EURO-CORDEX (2017): EURO-CORDEX – Coordinated Downscaling Experiment – European Domain, Online: http://euro-cordex.net/ (letzter Zugriff 21.11.17)

Matranga, M., Gericke, A. (2018): Potentiale zum Nährstoff- und Wasserrückhalt in der Landwirtschaft im Einzugsgebiet der Dahme, Spree und Havel, Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2017 (Cottbus): in diesem Band.

Neuhaus, P., Fiener, P., Botschek, J. (2010): Einfluss des globalen Klimawandels auf die räumliche und zeitliche Variabilität der Niederschlagserosivität in NRW, Abschlussbericht, LANUV, Recklinghausen: 89 S.

Rathjens, H., Bieger, K., Srinivasan, R., Chaubey, I., Arnold, J. (2016): CMhyd User Manual: 16 S. Online: http://swat.tamu.edu/software/cmhyd/ (letzter Zugriff 21.11.17).

Teutschbein, C., Seibert, J. (2012): Bias correction of regional climate model simulations for hydrological climate-change impact studies: Review and evaluation of different methods, J. of Hydrology 456–457: 12–29.

ZALF (2013): Berechnung von Wirkungs- und Kostenbandbreiten von landwirtschaftlichen Nährstoffreduzierungsmaßnahmen für die Ermittlung der Kosteneffizienz innerhalb einer vorgegebenen Matrix, Bericht, LUGV Brandenburg, Potsdam: 65 S.

Können herbivore Fische Eutrophierungseffekte im hyporheischen Interstitial verringern? - ein Freiland-Mesokosmosversuch

Madlen Gerke[1], Carola Winkelmann[1], Christoph Roth[1], Daniela Mewes[1], Manfred Fetthauer[2], Jörg Schneider[3], Dirk Hübner[3]

[1] Universität Koblenz-Landau, Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Universitätsstraße 1, 56070 Koblenz, mgerke@uni-koblenz.de, cawinkelmann@uni-koblenz.de, croth24@uni-koblenz.de, dmewes@uni-koblenz.de

[2] ARGE Nister/Obere Wied e.V. , Mühlenweg 3, 57629 Stein-Wingert, m.fetthauer@t-online.de

[3] Bürogemeinschaft für fisch und gewässerökologische Studien, Über dem Grund 1, 35041 Marburg, dirk-huebner@arcor.de, Unterlindau 78, 60323 Frankfurt, bfs-schneider@web.de

Das hyporheische Interstitial hat als Habitat für empfindliche Juvenilstadien von Fischen und Wirbellosen und als Ort intensiver Stoffumwandlungsprozesse bedeutende ökologische Funktionen im Fließgewässer. Eutrophierungsbedingte Massenentwicklungen benthischer Algen können das hyporheische Interstitial verstopfen (biogene Kolmation), was zu einem Sauerstoffdefizit führt und somit die Habitatfunktion des Interstitials entscheidend beeinträchtigt. Herbivore Fische könnten aber durch ihre Fraßtätigkeit die Algenbiomasse reduzieren und so die Eutrophierungsfolgen verringern.

Um diese Annahme zu überprüfen, wurde ein 4-wöchiges Mesokosmosexperiment mit herbivoren Nasen *(Chondrostoma nasus)* in einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss durchgeführt. Es wurde die Hypothese getestet, dass in Käfigen mit Fischbesatz die Biomasse benthischer Algen signifikant niedriger und die Sauerstoffkonzentration im Interstitial höher ist als in Käfigen ohne Fischbesatz.

Die Ergebnisse zeigen, dass der Besatz mit Nasen die Sauerstoffversorgung im Interstitial positiv beeinflusst hat. Während es vor Versuchsbeginn keinen signifikanten Unterschied zwischen den Behandlungen gab, war die mittlere Sauerstoffkonzentration nach vier Wochen Versuchsdauer in den Käfigen mit Fischbesatz signifikant höher als in den Kontrollkäfigen. Dieser Unterschied war in den oberen Interstitialhorizonten (8 und 13 cm Tiefe) tendenziell stärker ausgeprägt. Allerdings scheint die bessere Sauerstoffversorgung in Käfigen mit Fischbesatz nicht auf einer Reduktion der Algenbiomasse infolge der Fraßaktivität der Nasen zu beruhen. So unterschied sich die mittlere Chlorophyll-*a* Konzentration nach vier Wochen Versuchsdauer nicht zwischen den Behandlungen. Grund dafür, dass sich der Fischbesatz scheinbar dennoch positiv auf die Sauerstoffversorgung im Interstitial ausgewirkt hat, könnte eine verstärkte Bioturbation infolge der Schwimmbewegungen oder der Fraßaktivität der Nasen sein.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Reduzieren Nasen und Döbel den Feinsedimenteintrag in das hyporheische Interstitial?

Michael Götten[1], Madlen Gerke[1], Tobias Ebelhäuser[1], Manfred Fetthauer[2], Jörg Schneider[3] Carola Winkelmann[1] & Dirk Hübner[3]

[1] Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, 56070 Koblenz, Deutschland; [2]ARGE Nister/Obere Wied e.V., 57629 Stein-Wingert, Deutschland; [3]Bürogemeinschaft für fisch- und gewässerökologische Studien, 60323 Frankfurt a. M. / 35041 Marburg, Deutschland; michael.goetten@gmx.de, mgerke@uni-koblenz.de, tebelhaeuser@uni-koblenz.de, m.fetthauer@t-online.de, bfs-schneider@web.de, cawinkelmann@uni-koblenz.de & dirk-huebner@arcor.de

Keywords: Interstitial, Kolmation, Biomanipulation, Eutrophierung

Einleitung

Das hyporheische Interstitial ist ein ökologisch wichtiger Bestandteil von Fließgewässern, da es als Übergangszone zwischen fließender Welle und Grundwasser ein Ort intensiver Austausch- und Stoffwechselprozesse ist (Stanford & Ward, 1993). Es ist von geochemischen, hydraulischen und biologischen Gradienten geprägt (Brunke & Gonser, 1997). In Folge von Sedimentations- und Resuspensionsvorgängen fungiert das Hyporheal sowohl als Senke als auch als Quelle für organisches Material und anorganische Partikel (Brunke & Gonser, 1997). Von besonderer Bedeutung für den Stoffumsatz ist das große Verhältnis zwischen Oberfläche und Volumen der Poren. Die Oberflächen der Sedimentpartikel dienen als Besiedlungsfläche für Biofilme und als reaktive Adsorptionsoberflächen (Edwards & Meyer, 1990; Marxsen & Fiebig, 1993). Beispielsweise findet sich in einem sandgeprägten Bach (d = 0,063 mm – 2 mm) mit einem hyporheischen Interstitial von 20 cm Tiefe im Interstitial eine um den Faktor 2000 größere Oberfläche als an der Sedimentoberfläche selbst (Edwards & Meyer, 1990). Zusätzlich zu der größeren reaktiven Oberfläche ist die Kontaktzeit aufgrund geringerer Strömungsgeschwindigkeiten im Interstitial wesentlich größer als an der Gewässersohle (Findlay, 1995). Des Weiteren dient das hyporheische Interstitial als Refugialraum für benthische Invertebraten und als Habitat für Eier und Larven kieslaichender Fische (Palmer *et al.*, 1992; Williams, 1993;).

Durch Eutrophierung hervorgerufenes übermäßiges Wachstum benthischer Algen kann zu einer Verringerung der Durchlässigkeit des Interstitials führen (biogene Kolmation; Ibisch *et al.*, 2009), woraus eine Reduktion des Wasseraustausches zwischen fließender Welle und Interstitial resultiert. Der Eintrag abgestorbener Algen in das Interstitial führt neben einer Reduktion des Wasseraustauschs zusätzlich zu einer erhöhten Sauerstoffzehrung infolge von Abbauprozessen (Ibisch *et al.*, 2009; Battin & Sengschmitt, 1999). Dadurch kann es zu Sauerstoffmangel im Interstitialwasser kommen, wodurch die Habitatfunktion des Interstitials beeinträchtigt wird (Scharf, 2011).

Aus Nordamerika ist bekannt, dass herbivore Fische die Periphytonbiomasse in Flüssen reduzieren können (Power *et al.*, 1985; Stewart, 1987; Gelwick & Matthews, 1992). In Mitteleuropa gibt es wenige herbivore Fischarten in Fließgewässern. Eine der wichtigsten ist die obligat herbivore Nase (*Chondrostoma nasus*), da sie sich ausschließlich von Periphyton ernährt, welches sie mit ihrer Un-

terlippe von Steinen abschabt (Corse *et al.*, 2010). Allerdings existieren keine Studien, die ihren Einfluss auf Algenwachstum oder Biomasseentwicklung untersuchen. Aber auch fakultativ piscivore Fische wie der Döbel (*Squalius cephalus*) könnten die Periphytonbiomasse beeinflussen, da sie durch Prädation die Dichten kleinerer benthivorer Fische reduzieren. Hierdurch wird indirekt der Prädationsdruck auf herbivore Invertebraten gemindert, was ebenfalls zu einem verstärkten Abweiden des Periphytons führt (Winkelmann *et al.*, 2014). Solch eine Reduktion der Periphytonbiomasse sollte zu einem verringerten Eintrag an organischem Feinsediment ins Interstitial führen, da weniger absterbende Algenbiomasse zur Verfügung steht.

Um zu untersuchen, ob die Fraßaktivität von Nase bzw. Döbel die Algenbiomasse reduzieren und dadurch Eutrophierungseffekte im Interstitial verringern kann, wurde ein Mesokosmosexperiment durchgeführt. Es wurde die Hypothese getestet, dass sowohl Nase als auch Döbel den Eintrag von organischem Feinsediment (Korngröße < 2 mm) in das Interstitial reduzieren, wodurch sie indirekt die Sauerstoffkonzentration im Interstitialwasser steigern. Es wurde kein Einfluss auf den anorganischen Feinsedimenteintrag erwartet, da dieser nicht maßgeblich durch die Periphytonbiomasse, sondern durch Feinsedimenteinträge aus dem Einzugsgebiet gesteuert wird.

Material und Methoden

Der Mesokosmosversuch fand in der Nister, einem eutrophierten Nebenfluss der Sieg im Westerwald (Rheinland-Pfalz) statt. Das Experiment folgte einem Blockdesign mit drei Behandlungen (Nase, Döbel, fischfreie Kontrolle) und jeweils vier Wiederholungen in 8m^2 großen Käfigen. Die Fischbiomasse der Nasen und Döbel in den Käfigen war ähnlich (Nasen: 309 ± 0,3 g m^{-2}, Döbel: 313 ± 1,7 g m^{-2}), wobei je acht Nasen und je vier Döbel pro Käfig eingesetzt wurden. Angeordnet wurden die Käfige in vier Blöcken zu je drei Käfigen. Da es aufgrund der Gewässerbreite und Tiefe nicht möglich war, die Käfige eines Blocks neben einander aufzustellen, wurde darauf geachtet, dass die Referenzkäfige immer möglichst flussaufwärts standen, um die Strömungsverhältnisse dort so wenig wie möglich zu beeinflussen. Auf diese Weise wurde sichergestellt, dass eine eventuelle Verbesserung der Interstitialbedingungen auf keinen Fall durch die Position der Käfige hervorgerufen werden konnte. Die übrigen Käfige wurden anschließend randomisiert mit Nasen und Döbeln besetzt.

In jeden Käfig wurde über einen Zeitraum von vier Wochen (12. 06. bis 03. 07. 2017) jeweils eine Sedimentfalle eingebracht und im Abstand von drei bzw. vier Tagen beprobt (insgesamt sieben Probenahmetermine). Als Sedimentfalle diente eine Plastikbox (Oberfläche = 177 cm^2), die mit Kies (18 mm bis 36 mm) gefüllt wurde. Eine zweite Plastikbox, die stets in der Gewässersohle verblieb, diente als Platzhalter während der Probenahme. Dadurch wurde die Störung des Interstitials so gering wie möglich gehalten. Um eine möglichst gute Durchströmung der Käfige zu gewährleisten, wurden sie in einem zweitägigen Rhythmus von außen gereinigt und Laub, Äste, Wasserpflanzen sowie sonstiges Treibgut entfernt. Um den künstlichen Eintrag von Feinsediment während der Reinigungsarbeiten zu verhindern, wurden die Sedimentfallen während der Reinigung der Käfige verschlossen.

Für jede Probe wurde die Korngrößenzusammensetzung des Feinsediments (2 mm – 0,63 mm, 0,63 mm – 0,063 mm und < 0,063 mm) mittels Nasssiebung und anschließender Bestimmung des Trockengewichts jeder Fraktion sowie der Gehalt an organischem Kohlenstoff durch Verglühen (8 h bei 510 °C) bestimmt.

Zusätzlich wurden zwei Wochen vor Beginn des Experiments in unmittelbarer Nähe zu den Sedimentfallen Multi-Level-Sonden nach Lenk *et al.* (1999) eingebracht, die eine tiefenspezifische Ent-

nahme von Interstitialwasser in Tiefen von -8 cm, -13 cm und -23 cm ermöglichen. Nach der wöchentlichen Entnahme von Interstitialwasser wurden vor Ort die Sauerstoffkonzentration mittels Optode bestimmt (WTW Multi 3430 mit FDO 925).

Der Eintrag von organischem Feinsediment wurde für jeden Mesokosmos über die Zeit gemittelt und anschließend zwischen den drei Behandlungen mittels einfaktorieller ANOVA verglichen. Um zu überprüfen, ob sich die mittlere Sauerstoffkonzentration im Interstitial zwischen den Behandlungen unterscheidet, wurde eine ANCOVA mit der Kovariate Tiefenhorizont (-8 cm, -13 cm, -23 cm) und dem Faktor Fischbesatz (Nase, Döbel, Kontrolle) durchgeführt.

Ergebnisse & Diskussion

Feinsedimenteintrag

Wie erwartet zeigt sich beim Eintrag von anorganischem Feinsediment kein Unterschied zwischen den drei Behandlungen (Abb. 1, ANOVA, $p = 0{,}76$, $n = 4$). Allerdings zeigt sich auch beim organischen Feinsedimenteintrag kein Einfluss durch den unterschiedlichen Fischbesatz (Abb. 1, ANOVA, $p = 0{,}8$, $n = 4$). Möglicherweise ist dies auf Skaleneffekte der Mesokosmen zurück zu führen, da Feinsediment von außerhalb des Käfigs mit der Strömung bis in die Sedimentfalle gelangt sein könnte.

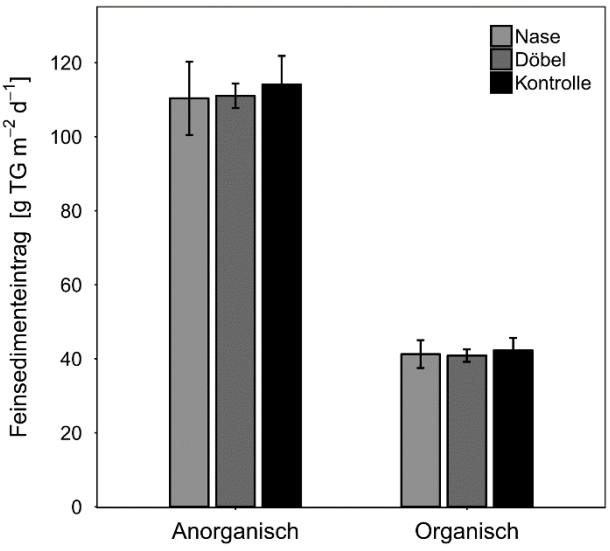


Abb. 6: Vergleich der mittleren täglichen Einträge von anorganischem und organischem Feinsediment in das Interstitial der Mesokosmen mit Nasen, Döbeln und ohne Fischbesatz (n=4)

Sauerstoffkonzentration

Die Sauerstoffkonzentration im Interstitialwasser war in Käfigen mit Nasenbesatz nach Versuchsende über das gesamte erfasste Tiefenprofil signifikant höher als in Kontrollkäfigen ohne Fischbesatz (Abb. 2, ANCOVA $p = 0{,}001$, Posthoc: Tukey $p < 0{,}001$, $n = 4$). In Käfigen mit Döbeln stellte sich hingegen kein signifikanter Unterschied zu den Kontrollkäfigen ein (Abb. 2, ANCOVA $p = 0{,}001$, Posthoc: Tukey $p = 0{,}14$, $n = 4$). Dieses Ergebnis zeigt, dass herbivore Nasen potentiell positiv auf die Habitatbedingungen im hyporheischen Interstitial wirken können und damit die Eutrophierungserscheinungen in Mittelgebirgsflüssen reduzieren können. Der deutlich geringere Effekt der Döbel beruht möglicherweise auf dem indirekten Wirkmechanismus des Döbels über benthivore Fische und invertebrate Weidegänger, der vermutlich mehr Zeit benötigt, um vergleichbare Auswirkungen wie das direkte Abweiden des Periphytons durch die Nase zu zeigen.

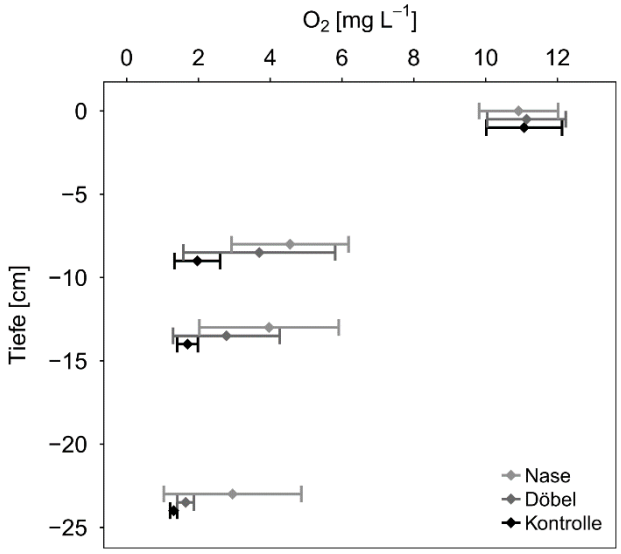


Abb. 7: Tiefenprofil der mittleren Sauerstoffkonzentration (Mittelwert ± Standardabweichung) im Interstitialwasser in den Tiefen 0 cm, -8 cm, -13 cm und -23 cm in den Mesokosmen mit Nasen, Döbeln und ohne Fischbesatz nach 35 Tagen. (n=4).

Fazit

Auf der Skala von wenigen Quadratmetern beeinflussen Nasen die Sauerstoffkonzentration im hyporheischen Interstitial positiv; allerdings anscheinend nicht als Folge eines reduzierten Feinsedimenteintrags. Die fehlende Beeinflussung des Feinsedimenteintrages könnte auf Skaleneffekte der Mesokosmen zurück zu führen sein. Daher sind, großskalige Versuche mit längerer Versuchslaufzeit nötig, um die tatsächlichen Wirkungsbeziehungen der einzelnen Faktoren in diesem komplexen System sicher erkennen zu können.

Danksagung

Mein Dank geht an Theresa Graf, Roman Fricke, Christian Sodemann, und Mark Huffsmith für ihre Unterstützung während der Probenahmen und bei der Planung des Versuches. Alle Untersuchungen entstanden im Rahmen einer Masterarbeit innerhalb des von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung finanzierten Modell- und Demonstrationsvorhabens BIOEFFEKT (2813BM010, Laufzeit 2015-2018).

Literatur

Battin T.J. & Sengschmitt D. (1999) Linking Sediment Biofilms, Hydrodynamics, and River Bed Clogging. Evidence from a Large River. *Microbial Ecology,* **37,** 185–196.

Brunke M. & Gonser T.O.M. (1997) The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology,* **37,** 1–33.

Corse E., Costedoat C., Chappaz R., Pech N., Martin J.-F. & Gilles A. (2010) A PCR-based method for diet analysis in freshwater organisms using 18S rDNA barcoding on faeces. *Molecular ecology resources,* **10,** 96–108.

Edwards R.T. & Meyer J.L. (1990) The Relative Contribution of Benthic and Suspended Bacteria to System Biomass, Production, and Metabolism in a Low-Gradient Blackwater River. *Journal of the North American Benthological Society,* **9,** 216–228.

Findlay S. (1995) Importance of surface-subsurface exchange in stream ecosystems. The hyporheic zone. *Limnology and Oceanography,* **40,** 159–164.
Gelwick F.P. & Matthews W.J. (1992) Effects of an Algivorous Minnow on Temperate Stream Ecosystem Properties. *Ecology,* **73,** 1630–1645.
Ibisch R.B., Seydell I. & Borchardt D. (2009) Influence of periphyton biomass dynamics on biological colmation processes in the hyporheic zone of a gravel bed river(River Lahn, Germany). *Advances in Limnology,* **61,** 87–104.
Lenk M., Saenger N., Traebing K., Killich F., Fischer J. & Borchardt D. (1999) Die Multi-Level-Interstitialsonde. Methode zur tiefenorientierten Untersuchung von Gewässersedimenten, Chap Bp09. DVWK Schriften.
Marxsen J. & Fiebig D.M. (1993) Use of perfused cores for evaluating extracellular enzyme activity in stream-bed sediments. *FEMS Microbiology Ecology,* **13,** 1–11.
Palmer M.A., Bely A.E. & Berg K.E. (1992) Response of invertebrates to lotic disturbance. A test of the hyporheic refuge hypothesis. *Oecologia,* **89,** 182–194.
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,* 61–66.
Stanford J.A. & Ward J.V. (1993) An Ecosystem Perspective of Alluvial Rivers. Connectivity and the Hyporheic Corridor. *Journal of the North American Benthological Society,* **12,** 48–60.
Stewart A.J. (1987) Responses of stream algae to grazing minnows and nutrients. A field test for interactions. *Oecologia,* **72,** 1–7.
Williams D.D. (1993) Nutrient and flow vector dynamics at the hyporheic/groundwater interface and their effects on the interstitial fauna. *Hydrobiologia,* **251,** 185–198.
Winkelmann C., Schneider J., Mewes D., Schmidt S.I., Worischka S. & Hellmann C., et al. (2014) Top-down and bottom-up control of periphyton by benthivorous fish and light supply in two streams. *Freshwater Biology,* **59,** 803–818.

Aquatic hyphomycetes as modulators and benthic macroinvertebrates as boosters of leaf litter decomposition in stream flumes under agricultural multiple stress

*Daniel Graeber**[1,2], Jes J. Rasmussen[2], Tinna M. Jensen[2], Annette Baattrup-Pedersen[2]*

* Corresponding author, daniel.graeber@ufz.de

[1] Department Aquatic Ecosystem Analysis, Helmholtz Centre for Environmental Research GmbH – UFZ, Magdeburg, Germany

[2] Section Stream and Wetland Ecology, Department of Bioscience, Aarhus University, Silkeborg, Denmark

Agriculture is a major source of multiple stress for stream ecosystems, mainly due to nutrient export, imposed changes in hydrology and fine sedimentation due to catchment soil and stream bank erosion. These stressors likely alter the decomposition of leaf litter, which is an important energy source of stream food webs. However, changes of leaf litter decomposition by benthic macroinvertebrates and aquatic hyphomycetes ("benthic fungi") due to agricultural multiple stress have rarely been investigated.

We conducted a multiple stress experiment in twelve outdoor flumes resembling headwaters typical for lowlands. We used combinations of low flow (90% current velocity reduction relative to typical current velocities of lowland streams), fine sedimentation (80% cover) and nutrient enrichment (4-fold PO43- increase, 20-fold NH4+ increase, 2-fold NO3- increase) to simulate typical multiple stress scenarios. We found that fine sediment in combination with low flow was the most pervasive stressor combination, halving the hyphomycete-induced leaf litter decomposition. Furthermore, low flow, as well as nutrient enrichment had no significant effect on hyphomycete-induced leaf litter decomposition in the stream flumes. The macroinvertebrate-induced leaf litter decomposition was high, typically doubling or tripling the hyphomycete-induced leaf litter decomposition, however, this effect was independent of the multiple stress treatment applied in the stream flumes. In accordance with the modulating effect of hyphomycetes on leaf litter decomposition, ergosterol concentration of the leaves (representing fungal biomass) and hyphomycete community composition were clearly related to leaf litter decomposition, whereas shredder abundance was not. To further investigate the missing specificity of the macroinvertebrate-induced leaf litter decomposition, we conducted a six-day food choice experiment with the gammarid Gammarus pulex L. (the dominant shredder) and leaf discs pre-conditioned with multiple stress in the stream flumes. With only a single leaf disc, the treatment-specific decomposition response of G. pulex was much less pronounced than when an unconditioned leaf was offered as an alternative. Here, pre-conditioned leaves from flumes with nutrient enrichment were favored over the alternative, whereas the decomposition of leaves from flumes with fine sedimentation treatment was lower than for unconditioned alternative.
In conclusion, the response of leaf litter decomposition to multiple stress in our stream flumes was modified by hyphomycetes and unselectively boosted by benthic macroinvertebrates. However, in our food choice experiments, G. pulex actively chose the better food source, if an alternative to the leaf litter pretreated by the stressors was offered. Therefore, a high hydromorphological diversity should result in higher resilience of hyphomycete and macroinvertebrate leaf litter decomposition in streams prone to multiple stress.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Besser geht immer - Optimierung der BenthoTorch zur Quantifizierung und Qualifizierung benthischer Algen

(Dieser Beitrag wurde mit dem DGL-Posterpreis ausgezeichnet).

Stephanie[1]Graumnitz, Anna[2]Dahlhaus & Marcus[1]Rybicki

[1]TU Dresden, Fachrichtung Hydrowissenschaften, Technische Universität Dresden, 01062 Dresden, stephanie.graumnitz@tu-dresden.de, marcus.rybicki@tu-dresden.de

[2] bbe Moldaenke GmbH, Preetzer Chaussee 177, 24222 Schwentinental, ADahlhaus@bbe-moldaenke.de

Keywords: Phytobenthos, Biofilm, Chlorophyll a, Fluoreszenz, BenthoTorch

Einleitung

Die als (Mikro)phytobenthos bezeichneten Algen und Cyanobakterien leisten als autotropher Bestandteil benthischen Biofilms den Hauptteil der Primärproduktion kleiner und mittlerer Fließgewässerökosysteme und haben damit entscheidenden Einfluss auf die Gewässerökologie. Sie dienen daher als Bioindikatoren und werden zur Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes nach europäischer Wasserrahmenrichtlinie miterfasst.

Dafür wird vor allem die quantitative mikroskopische Auswertung angewandt. Aber auch der Chlorophyll a-Gehalt (Chl a) der Algen ist als quantitativer Biomasseparametern seit langem anerkannt. Der Nachteil dieser konventionellen Methoden ist vor allem der Zeit- und Kostenaufwand sowie die Fehleranfälligkeit der Methoden bei der Entnahme von Probenmaterial als auch der Analyse.

Die Methode des *spectral fingerprinting* hingegen ermöglicht eine schnelle Quanti- und Qualifizierung von Algengruppen auch in-situ. Das Prinzip dieser Methode beruht auf der Messung der Fluoreszenzintensität von Algen bei 685 nm als Maß für die Chl a-Fluoreszenz (Holm-Hansen 1965). Während der Kernantennenkomplex des Photosystem II (PS II), welcher die Fluoreszenz primär verursacht, über sämtliche Algengruppen hinweg evolutionär sehr konserviert ist, variieren die dem Kernantennenkomplex angelagerten peripheren Antennenkomplexe stark zwischen den verschiedenen Algengruppen. Durch Anregung der Antennenpigmente mit Licht unterschiedlicher Wellenlänge, können diese daher zur Differenzierung unterschiedlicher Algengruppen verwendet werden (Yentsch & Yentsch 1979; Yentsch & Phinney 1985).

Zur Quanti- und Qualifizierung von Algengruppen findet *spectral fingerprinting* bereits Anwendung in kommerziell erhältlichen Messsonden (Beutler et al. 2002; Aberle et al. 2006), wie der Fluoreszenzsonde BenthoTorch der Firma bbe Moldaenke. Das Messprinzip der aktuell erhältlichen Sonde wurde für planktische Algen vor allem im marinen Bereich konzipiert und beschränkt sich auf die Detektion der für diesen Bereich relevanten Algen, (Chlorophyta – grüne Algen, Cyanobacteria - Blaualgen, Bacillariophyceae – Kieselalgen). Ziel des Kooperationsprojektes ist es, die Messsonde BenthoTorch für die Anforderungen im limnisch-benthischen Bereich (Phytobenthos) weiter zu optimieren. Im Folgenden wird auf Möglichkeiten der Messung mit der BenthoTorch sowie auf den Optimierungsbedarf der Sonde eingegangen.

Material und Methoden

Zum Vergleich der Resultate der Messung der BenthoTorch mit konventionellen, nasschemischen Methoden, wurde ein Mikrokosmos-Experiment mit natürlichem Biofilm über einen Zeitraum von 28 Tagen durchgeführt. Über den Versuchszeitraum wurde an vier Terminen die Chl a-Konzentration durch Messungen mit der BenthoTorch sowie mit zwei konventionellen, nasschemischen Methoden (fluorometrische und spektrophotometrische Messung) bestimmt.

Zur Etablierung des natürlichen Biofilms im Labor, wurden Aufwuchsträger aus Glas (6x4 cm) in vier Glasaquarien platziert. Die Glasaquarien wurden mit je 9 L Nährmedium (LO4-S in Kombination mit den Zusatzlösungen E und H, Borgmann 1996) befüllt. Zudem wurden dem Medium Nährstoffen zugegeben (Silikat-Si: 5 mg L^{-1} als $Na_2SiO_3 \cdot 5H_2O$, Nitrat-N: 3 mg L^{-1} als $NaNO_3$, Phosphat-P: 0.03 mg L^{-1} als Na_2HPO_4). Der für das Experiment verwendet Biofilm wurde aus dem Gauernitzbach bei Dresden (Sachsen, Deutschland) entnommen. Dazu wurden Steine von der Bachsohle entnommen, mit etwas Bachwasser abgebürstet und die Biofilmsuspension nach Filtration über ein 250 µm Sieb in eine HDPET-Flaschen überführt und ins Labor transportiert. Die Suspension wurde im Labor zeitnah auf die Aquarien aufgeteilt. Zur Sedimentation des Biofilms wurden die Aquarien abgedunkelt. Nach 24 h wurde die Abdunkelung entfernt und der Biofilm wurde für weitere 72 h ohne Belüftung zum Anwachsen stehen gelassen. Im Anschluss an die 72 h (t_0) wurde die Belüftung der Becken installiert.

Zum Startzeitpunkt t_0 sowie nach 7, 14 und 21 Tagen wurde je Aquarium ein Aufwuchsträger entnommen. Zunächst wurde die Chl a-Konzentration durch Messung mit der BenthoTorch auf dem Aufwuchsträger ermittelt. Anschließend wurde der Biofilm mit Hilfe von Leitungswasser und einem Skalpell von den Aufwuchsträgern abgeschabt, die Suspension in einen Mischzylinder überführt und auf 50 ml aufgefüllt. Zur Messung der Algensuspension mit der BenthoTorch wurden 100 µl der Suspension in eine von der Firma bbe Moldaenke bereitgestellte Kalibrierscheibe gegeben. Anschließend erfolgte die Weiterverarbeitung der Suspension für die nasschemische Chl a-Analyse. Dazu wurde je 4 mal 5 ml der Suspension über Glasfaserfilter (MGF, 25 mm Durchmesser, Sartorius AG, Götting, Germany) filtriert. Zwei der Filter wurden für die spektrophotometrische Chl a-Analyse nach DIN 38409-60 weiterverarbeitet. Weitere zwei Filter wurden für die fluorometrische Chl a-Bestimmung bis zur weiteren Verarbeitung, mindestens jedoch für 24 h, bei -18 °C aufbewahrt und die Chl a-Konzentration anschließend nach Wetzel & Likens (2001) quantifiziert.

Ergebnisse und Diskussion

Das Ergebnis des Mikrokosmos-Experiments (Abb. 8) zeigt eine gute Übereinstimmung zwischen den Resultaten der verwendeten nasschemischen Methoden zur Chl a-Bestimmung und der Messung mit der BenthoTorch. Die mit den verschiedenen Methoden ermittelten Chl a-Konzentrationen unterscheiden sich zu keinem der vier Zeitpunkt signifikant voneinander (ANOVA, $p>0.05$, $n=4$).

Dabei ist zu beachten, dass bei optischen Methoden wie dem *spectral fingerprinting* die Schichtdicke des Biofilms einen kritischen Punkt darstellt. Bei der Chl a-Bestimmung von dickeren natürlichen Biofilmen (>2mm Schichtdicke) mittels BenthoTorch bzw. nasschemischer Extraktion und anschließender spektrophotometrischer Messung konnten Echenique-Subiabre et al. (2016) zeigen, dass ein signifikanter Unterschied in der Chl a-Konzentration der beiden Methoden besteht. Bei dünneren Biofilmen zeigte sich unterhalb von 4 µg cm^{-2} (spektrophotometrischer Messung) zwar eine hoch signifikante Korrelation zwischen beiden Methoden, oberhalb von 4 µg cm^{-2} ergab sich zwischen beiden Methoden jedoch nur noch eine schwache Korrelation. Auch Aberle et al. (2006) und Rybicki (2008) kommen zu ähnlichen Ergebnissen. Im Projekt BenthoQuant soll daher das Problem hoher

Schichtdicken limnischen Biofilms (limitierte Eindringtiefe des Lichts, Eigenabsorption der Fluoreszenzantwort, fluoreszierende Abbauprodukte) untersucht werden.

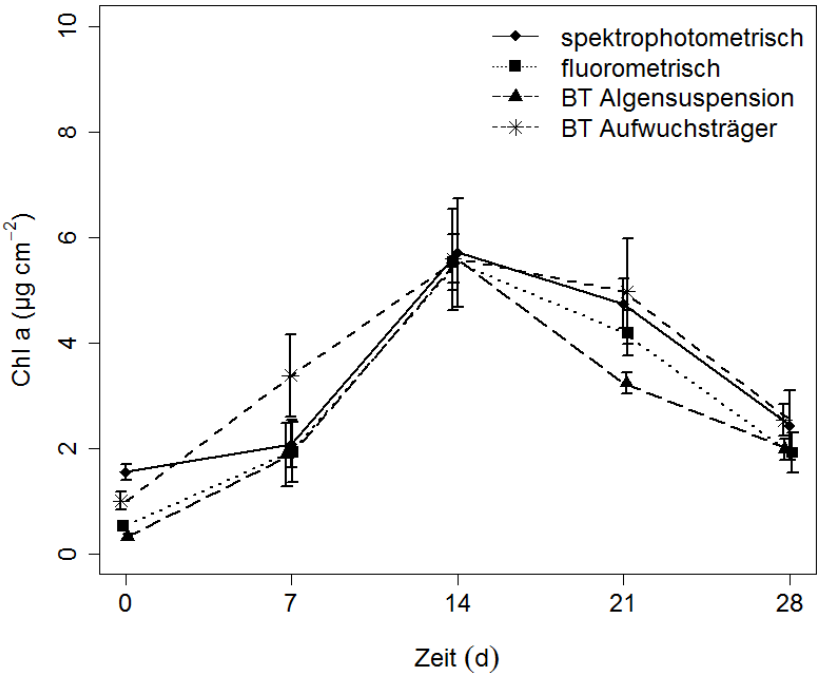


Abb. 8: Zeitliche Entwicklung der mit verschieden Methoden (BT=BenthoTorch) bestimmten Chl a-Konzentrationen über den Versuchszeitraums des Mikrokosmos-Experiments (MW±SEM, n=4).

Ein weiteres Projektziel stellt die Verbesserung der Differenzierung zwischen den Algenklassen dar. In Abb. 9 ist die Qualifizierung von Algengruppen mittels BenthoTorch exemplarisch für ausgewählte Einzelalgenkulturen der verschiedenen, bisher differenzierbaren spektralen Algengruppen dargestellt (grüne Algen: *Klebsormidium rivulare,* Diatomeen: *Cyclotella* sp. und Cyanobakterien: *Oscillatoria* sp. und *Phormidium autumnale*). Zudem wurde als Vertreter der Rotalgen (Rhodophyta) *Audouinella hermannii* verwendet.

Dabei zeigt sich für den gemessenen Konzentrationsbereich eine gute Differenzierung bei Vertretern der grünen Algen und Diatomeen. Bei den Cyanobakterien ist die Differenzierung abhängig von den Taxa. Rotalgen können, aufgrund der bisher nicht in die Sonde integrierten Wellenlänge zur Anregung des akzessorischen Photosynthesepigments Phycoerythrin, bisher nicht differenziert werden. Ziel des Projektes ist daher die Etablierung weiterer LEDs und Detektoren zur Erweiterung der differenzierbaren Algenklassen und Verbesserung der Robustheit des Fit-Algorithmus.

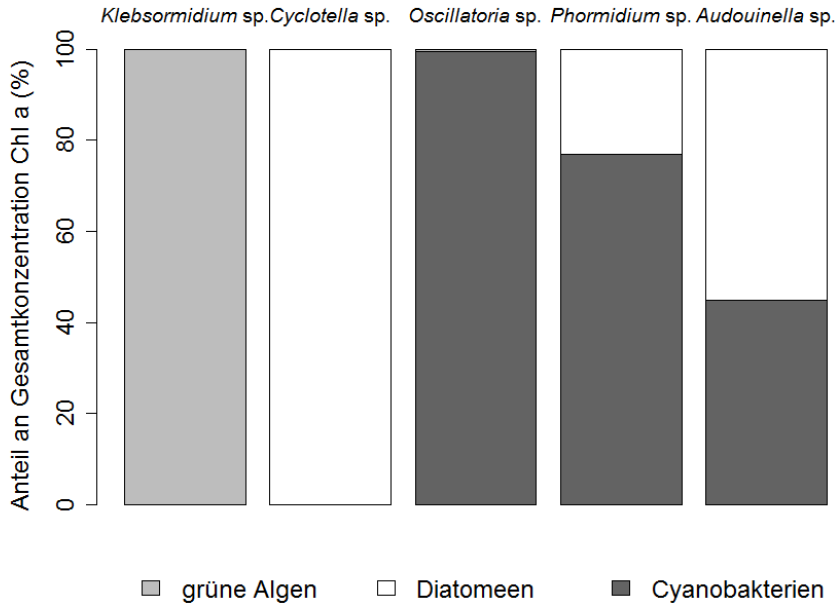


Abb. 9: Ergebnis der der Differenzierung von Einzelalgenkulturen (*Klebsormidium* sp. –grüne Algen, *Cyclotella* sp.-Diatomeen, *Oscillatoria* sp. und *Phormidium* sp. –Cyanobakterien, *Audouinella* sp. – Rotalgen) mittels BenthoTorch

Eine weitere Problematik auf die das Projekt abzielt, ist die weiträumige Belastung limnischer Ökosysteme mit Pflanzenschutzmitteln (speziell Herbiziden), welche die Photosynthese teils direkt beeinflussen und somit die Messergebnisse verfälschen können. Die Relevanz von Herbizideffekten auf die Messergebnisse wird durch kontrollierte Labormessreihen mit Modellherbiziden detailliert quantifiziert. Zudem soll die Implementation der Algenaktivitätsmessung nach Genty et al. (1989) realisiert werden.

Die neu entwickelte Sonde wird mit benthischen Algen im Labor neu parametrisiert und in Freilandmessreihen validiert.

Zusammenfassung

Im Vergleich zu den traditionellen Methoden der Quanti- und Qualifizierung von Biofilmen ist die nicht-invasive Messung mit der BenthoTorch kosten- und zeitsparend und damit eine sinnvolle Ergänzung der konventionellen Methoden.

Im Zuge der Neukonzeption der Sonde wird das Spektrum erfassbarer Algenklassen, welches bisher Grünalgen, Cyanobakterien und Diatomeen beinhaltet, um die für den limnischen Bereich wichtige Algengruppen der Rotalgen erweitert. Zudem werden die Differenzierung zwischen den Algenklassen und die Messfehlerkorrektur optimiert. Auch mögliche methodischen Problemen der Messmethode aufgrund hoher Schichtdicken des Phytobenthos werden untersucht und Lösungsmöglichkeiten evaluiert.

Danksagung

Bei dem Projekt BenthoQuant handelt es sich um ein durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie gefördertes Kooperationsprojekt des Instituts für Hydrobiologie, TU Dresden und der

Firma bbe Moldaenke GmbH (BMWi-ZIM, FKZ: ZF4218501CS6). Meinen Dank gilt allen beteiligten Projektpartnern sowie meine Kollegen am Institut für Hydrobiologie, TU Dresden.

Literatur

Aberle, N., Beutler, M., Moldaenke, C., und Wiltshire, K. H. (2006): Spectral fingerprinting for specific algal groups on sediments in situ: a new sensor. Archiv für Hydrobiologie, 167:575–592.

Beutler, M., Wiltshire, K. H., Meyer, B., Moldaenke, C., Lüring, C., Meyerhöfer, M., Hansen, U. P. und Dau, H. (2002): A fluorometric method for the differentiation of algal populations in vivo and in situ. Photosynthesis Research 72, 39-53

Borgmann, U. (1996): Systematic analysis of aquaeous ion requirements of Hyalella azteca: A standard artificial medium including the essential bromide ion. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 30(3):356–363.

DIN 38409-60 (2015): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) - Teil 60: Photometrische Bestimmung der Chlorophyll-a-Konzentration in Wasser (H 60).

Echenique-Subiabre, I., Dalle, C., Duval, C., Heath, M. W., Couté, A., Wood, S. A., Humbert, J-F. & Quiblier, C. (2016): Application of a spectrofluorimetric tool (bbe BenthoTorch) for monitoring potentially toxic benthic cyanobacteria in rivers. Water research, 101, 341-350.

Holm-Hansen, O., Lorenzen, C. J., Holmes, R. W., Strickland, J. D. H. (1965): Fluorometric determination of chlorophyll. *ICES Journal of Marine Science* 30 (1): 3–15

Genty, B., Briantais, J. und Baker, N. (1989): The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron-transport and quenching of chlorophyll fluorescence. Biochemica et Biophysica acta 990, 87-92

Rybicki, M. (2008): Einfluss von Pestiziden auf Grazer-Biofilm-Interaktionen: Mikrokosmos-Experimente. Diplomarbeit, Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt / Main

Yentsch C.S. and Phinney D.A. (1985): Spectral fluorescence: a taxonomic tool for studying the structure of phytoplankton populations. J Plankt Res 7: 617–632

Yentsch C.S. and Yentsch C.M. (1979): Fluorescence spectral signatures: The characterization of phytoplankton populations by the use of excitation and emission spectra. J Mar Res 37: 471–483

Wetzel, R. und Likens, G. (2001): Limnology: Lake and river ecosystems. 3. Academic Press.

Diversity and ecology of aquatic (parasitic) fungi

Silke Van den Wyngaert[1], Keilor Rojas[1,2], Maiko Kagami[1,3] & Hans-Peter Grossart[1,4]

[1] Leibniz Institute for Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB-Neuglobsow), Alte Fischerhütte 2, D-16775 Stechlin

[2] Universidad Latina de Costa Rica, Campus San Pedro, Apdo, San Jose, 10138-1000, Costa Rica

[3] Department of Environmental Sciences, Toho University, 2-2-1, Miyama, Funabashi, Chiba, 274-8510, Japan.

[4] Institute for Biochemistry and Biology, Potsdam University, Maulbeerallee 2, D-14476 Potsdam

e-mail: hgrossart@igb-berlin.de

Keywords: Aquatic fungi, basal fungi, parasites, food webs, ecology

Introduction

Fungi represent one of the last frontiers of Earth's biodiversity, despite the fact that no other groups of organisms are known to be able to degrade organic matter (OM) in the form of plant material (Harms et al. 2011). Despite being the key players in OM decomposition in freshwaters, aquatic fungi in particular are poorly known, both with regards to their taxa diversity and metabolic potential. Recent review articles highlight the increasing awareness of the unknown biodiversity of aquatic fungi and their potential role in the global carbon budget (e.g. Hyde et al. 2007, Wurzbacher et al. 2010, 2011). Their role in OM processing means that predicting and mitigating the effects of global change requires a much better understanding of fungal diversity and ecological function. For example, thawing of permafrost soils in large parts of the northern hemisphere in combination with extreme weather events will dramatically increase the runoff of terrestrial OM into surface waters in the future. This may render aquatic fungi even more important in the global perspective. Properties of the organic matter, however, are crucial for fungal biodiversity and function. But we are far from even a fundamental understanding of the structural and functional diversity of aquatic fungi and how this affects nutrient and OM fluxes through the landscape.

A specific group of aquatic fungi is represented by parasitic fungi from the basal lineages of Cryptomycota and Chytridiomycota, which have the potential to inflict mass mortalities on hosts, causing, e.g. changes in phytoplankton size distributions and succession, and the delay or suppression of bloom events (Frenken et al. 2017). Molecular environmental surveys such as metagenome studies have revealed an unexpectedly large diversity of chytrids across a wide range of aquatic ecosystems worldwide. Consequently, scientific interest towards fungal parasites of phytoplankton has been gaining momentum in the past few years (see Grossart et al. 2016a). However, little is known about the ecology of chytrids, their life cycles, phylogeny, host specificity and range. This information is urgently needed to evaluate the contribution of chytrids to trophic interactions, as well as evolutionary feedbacks of fungal parasitism on host populations. In our study we have analyzed the diversity and potential ecological role of mainly cryptomycota and chytridiomycota for aquatic food web dynamics and organic matter fluxes. Ideas stressing the multifaceted biological and ecological relevance of phytoplankton chytridiomycosis, in particular the "mycoloop concept" (Kagamie et al. 2007, 2014) will be discussed.

Material and Methods

This contribution is based on several previously published studies on the role of aquatic fungi (e.g. Wurzbacher et al. 2014, 2016, Grossart et al. 2016, Rojas-Jimenez et al. 2017), which have been predominantly performed in Lake Stechlin. The study aims to summarize and conceptualize the main findings and insights derived from these studies on freshwater diversity and ecological role of aquatic fungi.

Study area

Most of the studies have been performed in oligo-mesotrophic Lake Stechlin (53°09'3.35" N. 13°01'20.53" E. Germany). The dimictic hard-water lake is deep (maximum depth: 69.5 m), has a surface area of 4.25 km^2 and is divided into three distinct basins. The lake has a littoral reed belt of *Phragmites australis* that is interspersed with areas of underwater macrophytes (mainly Characea). The lake is surrounded by mixed forest dominated by *Pinus sylvestris* and *Fagus sylvatica*. Lake Stechlin is part of the global lake ecological observatory network (GLEON) and has been monitored since 1959 (Casper 1985).

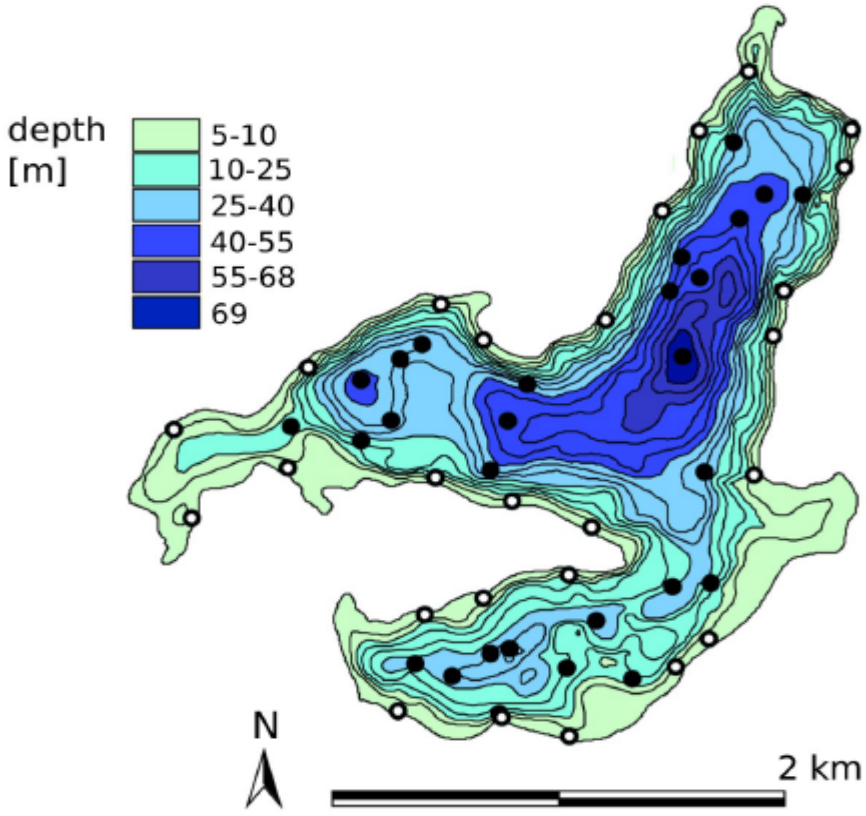


Abb. 1: Lake Stechlin and sampling sites for a study on diversity of aquatic fungi by Wurzbacher et al. (2016) covering the major lake habitats such as macrophytes and sediments in the littoral zone as well as profundal sediments and plankton samples. Filled circles = pelagic sites, hollow circles = littoral sites.

Results and Discussion

In Lake Stechlin, aquatic fungi form a highly diverse microbial component which greatly varies among the different lake habitats. The broad screening performed by Wurzbacher et al. (2016) revealed a very high and habitat-specific biodiversity of fungi in a single lake. This study extends previous research in freshwaters and suggests that sediments and various biofilms are hotspots of aquatic fungal diversity in lakes. Most of the recovered fungi can be considered as indigenous and only a very small proportion of fungi originated from the terrestrial surroundings, except for sediments which may presumably also collect fungal spores from the terrestrial environment. This research enterprise aims to stimulate further research on the thus far under-sampled lake habitats, including sediments and biofilms in the littoral zone, sediments in the euphotic zone, and biofilms on submerged macrophytes. A more holistic approach in evaluating fungal diversity should also enable a deeper insight into the multifunctional ecological roles of fungi in limnetic ecosystems with differing environmental features (Grossart et al. 2016b). This is of particular importance to evaluate the relationship between biodiversity and ecosystem function.

One major result of this study and of a follow up study (Van den Wyngaert et al. 2017) is that basal fungi of the two lineages cryptomycota and chytridiomycota seem to be of exceptional importance for aquatic food web dynamics in the lake's pelagic zone. Both lineages include numerous parasitic, yet, little studied species (Ishida et al. 2015), which have the potential to control phytoplankton dynamics and productivity (Kagami et al. 2007, 2014). In particular, Chytridiomycota can be virulent parasites with a high potential to cause host mass mortalities, often resulting in changes of phytoplankton size distributions and succession. In some cases, they delay or even totally suppress bloom events and hence affect the basis of aquatic food webs. Together with previous studies our molecular surveys indicate an unexpectedly large diversity of chytridiomycota across various aquatic ecosystems worldwide spanning from temperate lakes over estuaries to the polar ocean. Thus, there is an increasing scientific interest towards fungal parasites of phytoplankton in the past few years. Yet, little is known about the ecology of chytridiomycota, their life cycles, phylogeny, host specificity and range (Frenken et al. 2017). Lately, there is increasing evidence that chytridiomycota shape trophic interactions and provide coevolutionary feedbacks on host populations. Recent molecular studies indicate that studies on parasitic fungi are difficult because there is not only a largely unexplored hidden diversity of the fungal parasite (e.g, Grossart et al. 2006b), but also a high cryptic diversity of the host which has been greatly missed by earlier morphological studies (e.g., Van den Wyngaert et al. 2017). This contribution aimed to synthesize our current knowledge on parasitic fungi, their multifaceted biological relevance, open research gaps and future research directions. There is a great need for promoting the integration of parasitic fungi into aquatic ecology and food web modelling including the "mycoloop" concept (Kagami et al. 2007, 2014) in a broader sense. Changes in food web structure and stability potentially affect stability and hence resilience of aquatic ecosystems to disturbances which are predicted to increase in the future due to global climate change and increasing anthropogenic stress. Consequently, the role of (parasitic) fungi needs to be taken into account when addressing ecosystem responses to environmental changes and related consequences for ecosystem functions.

Conclusions

There is no doubt that fungi represent an abundant and important component of aquatic microbiota and hold key ecological roles in food webs, particularly due to their manifold capabilities as parasites and as degraders of autochthonous and allochthonous organic matter. New molecular and experimental tools are required to unravel their enormous taxonomic and functional diversity. There is a great need to better understand fungal-microbial interactions for predicting ecosystem responses and

related functions to global climate and anthropogenic changes. Furthermore, aquatic fungi hold a great potential for industrial applications such as production of secondary metabolites, degradation of recalcitrant organic matter, and environmental restoration. Currently, we are just starting to understand the contributions of aquatic fungi to biodiversity, food web dynamics, and ecosystem functions.

Danksagung

This work was supported by an IGB postdoc fellowship given to SV, a sabbatical semester given by Toho University to MK, a DFG project (GR1540/23-1, "Microprime") and a Leibniz SAW project (MycoLink) given to HPG.

Literature

Casper, S.J. (1985) Lake Stechlin: A temperate oligotrophic lake. Springer, Dodrecht. doi:10.1007/978-94-009-5506-6.

Frenken, T., Alacid, E., Berger, S.A., Bourne, E.C., Gerphagnon, M., Grossart, H.P., Gsell, A.S., Ibelings, B.W., Kagami, M., Küpper, F.C., Letcher, P.M., Loyau ,A., Miki, T., Nejstgaard, J.C., Rasconi, S., Reñé, A., Rohrlack, T., Rojas-Jimenez, K., Schmeller, D.S., Scholz, B., Seto, K., Sime-Ngando, T., Sukenik, A., Van de Waal, D.B., Van den Wyngaert, S., Van Donk, E., Wolinska, J., Wurzbacher, C., Agha, R. (2017) Integrating chytrid fungal parasites into plankton ecology: research gaps and needs. Environ Microbiol. 2017 Oct;19(10):3802-3822. doi: 10.1111/1462-2920.13827. Epub 2017 Jul 13.

Grossart, H.P., Wurzbacher, C., James T.Y., Kagami, M. (2016a) Discovery of dark matter fungi in aquatic ecosystems demands a reappraisal of the phylogeny and ecology of zoosporic fungi. Fungal Ecology 19: 28-38, DOI:10.1016/j.funeco.2015.06.004.

Grossart, H.-P., Rojas-Jimenez, K. (2016b). Aquatic fungi: targeting the forgotten in microbial ecology. Curr. Opp. Microbiol. 31: 1-6, http://dx.doi.org/10.1016/j.mib. 2016. 03.016.

Harms, H., Schlosser, D., and Wick, L.Y. (2011) Untapped potential: exploiting fungi in bioremediation of hazardous chemicals. Nature Microbiology 9: 177–192, doi:10.1038/nrmicro2519.

Hyde, K.D., Bussaban, B., Paulus, B., Crous, P.W., Lee, S., McKenzie, E.H.C., Photita, W., Lumyong, S. Diversity of saprobic microfungi. In: Biodiversity and conservation, Vol. 16, 2007, p. 7-35.

Ishida, S., Nozaki, D., Grossart, H.P., Kagami, M. (2015) Novel basal, fungal lineages from freshwater phytoplankton and lake samples. Environ. Microbiol. R. 7(3): 435–441 (DOI:10.1111/1758-2229.12268).

Kagami, M., de Bruin, A., Ibelings, B.W., and Van Donk, E. (2007) Parasitic chytrids: their effects on phytoplankton communities and food-web dynamics. Hydrobiologia 578: 113–129.

Kagami, M., Miki, T., and Takimoto, G. (2014) Mycoloop: chytrids in aquatic food webs. Front Microbiol 5: 166.

Rojas-Jimenez, K., Fonvielle, J., Ma, H., Grossart, H.P. (2017) Transformation of humic substances by the freshwater Ascomycete Cladosporium sp. Limnol. Oceanogr. 62 (5): 1955–1962.

Van den Wyngaert, S., Seto, K., Rojas-Jimenez, K., Kagami, M., Grossart, H.P. (2017) A New Parasitic Chytrid, *Staurastromyces oculus* (Rhizophydiales, Staurastromycetaceae fam. nov.), Infecting the Freshwater Desmid *Staurastrum sp*. Protist, http://dx.doi.org/10.1016/j.protis.2017.05.001

Wurzbacher, C., Bärlocher, F., Grossart, H.P. (2010) Review: Aquatic fungi in lake ecosystems. Aquat. Microb. Ecol. 59: 125–149 (http://www.int-res.com/articles/ame_oa/a059p125.pdf).

Wurzbacher, C., Kerr, J., Grossart, H.P. (2011). Aquatic Fungi, The Dynamical Processes of Biodiversity - Case Studies of Evolution and Spatial Distribution, Oscar Grillo and Gianfranco Venora (Ed.), ISBN: 978-953-307-772-7, InTech, http://www.intechopen.com/articles/show/title/aquatic-fungi.

Wurzbacher, C., Rösel, S., Rychla, A., Grossart, H.P. (2014). Importance of Saprotrophic Freshwater Fungi for Pollen Degradation. PLoS ONE 9(4): e94643 (DOI:10.1371/journal.pone.0094643).

Wurzbacher, C., Warthmann, N., Bourne, C.E., Attermeyer, K., Allgaier, M., Powell, R.J., Detering, H., Mbedi, S., Grossart, H.-P., Monaghan, M. (2016) High habitat-specificity in fungal communities in oligo-mesotrophic, temperate Lake Stechlin (North-East Germany). MycoKeys, 16: 17-44, DOI: 10.3897/mycokeys.16.9646.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Resuspensionsverhalten von Eisenhydroxidschlämmen

Björn Grüneberg, Matthias Knie, Dieter Leßmann

Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow; Bjoern.Grueneberg@b-tu.de, knie@b-tu.de, lessmann@b-tu.de

Keywords: Erosionsstabilität, Konsolidierung, Tagebauseen, Eisen

Einleitung

In der Lausitz fallen in den nächsten Jahren und Jahrzehnten große Mengen verschiedener Eisenhydroxidschlämme (EHS) an. Eine mögliche Option der „Entsorgung" dieser Schlämme ist die Einbringung in Tagebauseen. Hierzu müssen vorab die gewässerökologischen Folgen und Risiken abgeschätzt werden. Eine Einbringung in Tagebauseen ist nur vorstellbar, wenn sich die Schlämme am Seeboden absetzen und konsolidieren und die Partikel v.a. durch windinduzierte Wellen nicht wieder aufgewirbelt (resuspendiert) werden können.

Aufgrund der Feinkörnigkeit der EHS-Partikel im Bereich 5 - 30 µm können diese als kohäsive (bindige) Sedimente charakterisiert werden. Dies sind Sedimente, deren primäre Sedimentpartikel so feinkörnig sind, dass ihr Verhalten (v.a. Aggregation und Erosionsstabilität) eher von ihren physikochemischen Oberflächenkräften als von den Gewichtskräften abhängt. Unterhalb eines Korndurchmessers von ca. 30 µm nimmt die Erosionsstabilität mit abnehmender Korngröße zu, so dass Ton- und Siltsedimente schwerer zu erodieren sind als Sand. Die Erosionsstabilität als Widerstandsfähigkeit der Sedimentoberfläche gegenüber Resuspension hängt von zahlreichen Faktoren ab, vor allem von Eigenschaften des Materials (Korngrößenverteilung, Partikelform, Sedimentdichte, C-Gehalt, Kationenaustauschkapazität, …) und des Mediums (Dichte, pH-Wert, Salzgehalt, Redoxbedingungen, …) (Guo et al. 2015; Grabowski et al. 2011; Shreita und Blumberg et al. 2005; Droppo et al. 1997). Für die Konsolidierung der Oberfläche sind zudem Fremdkörper, Störungen und biogene Prozesse von Bedeutung (Gerbersdorf und Wieprecht 2015; Egemose et al. 2009). Da die Erosionsstabilität kohäsiver Sedimente theoretisch nicht vorhergesagt werden kann, sind individuelle Messungen nötig.

Material und Methoden

Versuchsaufbau

Die Resuspensionsversuche wurden in einem hydraulisch kalibrierten Mikrokosmos MK10 durchgeführt (Gust 1990). Das hydrodynamische Prinzip basiert auf einem rotierenden Wasserkörper über dem Sediment sowie einem sekundären Wasserfluss zum Zentrum des Mikrokosmos. Die primäre Schubspannung wird durch Rotation einer Plastikscheibe genau 7 cm über der Sedimentoberfläche erzeugt. Durch Absaugen der Flüssigkeit im Zentrum der Rotationsscheibe entsteht eine sekundäre entgegengesetzte Radialbewegung. Durch diese Kombination aus „Rühren und Saugen" ergibt sich eine definierte Schergeschwindigkeit an nahezu allen Stellen der Sedimentoberfläche.

Die Schergeschwindigkeit wurde in zehn Stufen (je 20 min Länge) schrittweise von u* 0,25 cm s^{-1} auf 1,93 cm s^{-1} erhöht. Die konkrete Versuchsstrategie war angelehnt an Egemose et al. (2009) und Kleeberg et al. (2008). Die Versuchsanlage wurde als „offenes System" betrieben, d.h. es wurde kontinuierlich Wasser mittels Schlauchpumpe abgesaugt (90 ml min^{-1}), und durch den entstehenden Unterdruck wurde entsprechend Leitungswasser aus einem Vorratstank angesaugt. Das abgepumpte Wasser wurde durch einen Trübungssensor geleitet (Forward Scatter Turbidimeter TF 10 – 512; Optek-Danulat). Das Messintervall betrug 6 Sekunden (0,1 min^{-1}). Im Ablaufwasser jeder Stufe wurden die Konzentration der Trockensubstanz (TS) durch Vakuumfiltration über vorgespülte und vorgeglühte Glasfaserfilter (MN GF 89/90; Trocknung bei 105 °C; Doppelbestimmung) bestimmt sowie die Eisenkonzentration nach saurem Peroxodisulfataufschluss und photometrische Fe-Bestimmung.

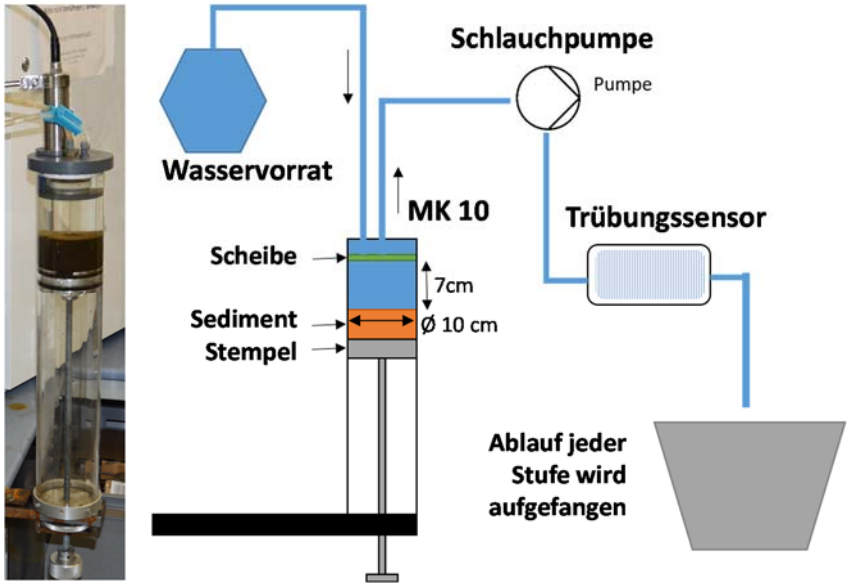


Abb.1: Foto und Versuchsaufbau der Mikrokosmos MK10 als offenes System

Untersuchte Sedimente

Es wurden sowohl ungestörte Sedimentkerne (Talsperre Spremberg und Vorsperre Bühlow) als auch künstlich in Acrylglasröhren (L 60 cm, D 10 cm) sedimentierte EHS (Wasserbehandlungsanlage Vetschau, Sedlitzer See und Spreetaler See) für die Versuche verwendet. In jede Sedimentsäule wurden ca. 300-320 ml Frischsediment gegeben, mit Leitungswasser aufgefüllt und kräftig durchmischt. Diese Ansätze wurden nach unterschiedlichen Konsolidierungszeiten zwischen einem Tag und 24 Wochen gemessen, jeweils in Doppel- bis Dreifachbestimmung.

Die stoffliche Zusammensetzung der EHS unterscheidet sich entsprechend der Herkunft und der Art der Probenahme. Die Zusammensetzung der Gesamtprobe ist für die Interpretation der Erosionsstabilität für einige EHS wenig aussagekräftig, da es durch die Vorbereitung in Sedimentationsröhren zu teilweiser Entmischung der Sedimente kam. Dies betrifft insbesondere den EHS der Wasserbehandlungsanlage Vetschau. Die Originalprobe enthielt einen hohen Anteil grobkörnigen Sand, erkennbar an hoher Dichte, niedrigem TS- und Fe-Gehalt (Tab. 1). Besonders beim EHS Vetschau war der Glühverlust und der Fe-Gehalt der sedimentierten Probe und im erodierten Material höher als in der Gesamtprobe. Der Grad der Erhöhung des Glühverlustes und des Fe-Gehaltes kann als Indiz für die Partikelseparation während der Sedimentation angesehen werden. Der bei 500 °C gemessene Glühverlust wird bei Fe-Hydroxiden allerdings durch das eingelagerte Kristallwasser verfälscht, und ist somit auch ein Indiz für den Grad der Kristallisation der Oxide. EHS aus dem Spreetaler See und

dem Sedlitzer See sind in diesen Gewässern sedimentierte Partikel (der oberen 40-100 cm Sediment), so dass erneute künstliche Sedimentation kaum Partikelseparation und Veränderung der Zusammensetzung bewirkt. Weder EHS Spreetal (entnommen mittels Wasserschöpfer) noch EHS Bühlow und Sedlitz (entnommen mit Sedimentstecher) enthalten grobklastische Bestandteile. Die Frischsubstanzdichte ist trotz des hohen Fe-Gehalts der Trockensubstanz sehr gering, bedingt durch den hohen Wassergehalt der Originalsedimente von 90 % (Bühlow) bis 98 % (Sedlitz).

Tab. 1: Chemische Zusammensetzung und Partikelgröße der Original-Gesamtprobe, der oberen ~4 cm nach mehrstündiger Sedimentation in L 60 cm Röhren und bei Resuspensionsversuchen erodierte Partikel (Partikelgröße = Mittelwert ± Standardabweichung der lichtmikroskopisch gemessenen Länge und Breite von ca. 30 Partikeln pro EHS; *Daten der Gesamtprobe teilweise übernommen vom IWB Dr. Uhlmann).

			WBA Vetschau	Vorsperre Bühlow	Spreetal NO	Sedlitz
erodierte Partikel	Partikelgröße	µm	6,7 ± 7,0	15,5 ± 14,2	nicht best.	8,4 ± 5,9
	Glühverlust	% TS	29 ± 5	25 ± 7	17 ± 1	20 ± 3
	TFe	mg g^{-1}	351 ± 38	307 ± 15	336 ± 20	274 ± 26
	TP	mg g^{-1}	nicht best.	2,7 ± 0,6	1,5 ± 0,7	0,6 ± 0,2
Sedimentierte Partikel	Glühverlust	% TS	19,4	16,0	12,0	11,0
	TFe	mg g^{-1}	338	298	335	267
Gesamtprobe	Dichte	g cm^{-3}	1,3	1,05	1,03	1,00
	Trockensubst.	% FS	36,7	9,8	5,2	2,2
	Glühverlust	% TS	5,8	15,7	11,0	13,0
	TOC*	% TS	1,7	4,7	0,24	2,8
	$CaCO_3$*	% TS	<1	13,4	2,1	8,8
	TFe*	mg g^{-1}	36,4	278	337	253
	Al*	mg g^{-1}	4,3	18,8	17,2	29,2

Phasen der Erosion und Berechnung der Erosionsparameter

Die Erosionsstabilität des Sediments ist die Widerstandsfähigkeit gegenüber der einwirkenden Sohlschubspannung bis zum Erreichen der kritischen Sohlschubspannung (τ_{crit} in N m^{-2}) bzw. der kritischen Schergeschwindigkeit (u^*_{crit} in cm s^{-1}). Mit Überschreiten der kritischen Sohlschubspannung werden Sedimentpartikel erodiert. Der Erosionsprozess verläuft unter stufenweiser Erhöhung der Schergeschwindigkeit in zwei Phasen (Abb. 2). Unterhalb der kritischen Schergeschwindigkeit (u^*_{crit}) erfolgt keine messbare Erosion. Die erste Phase der Erosion beginnt mit Überschreiten der kritischen Schergeschwindigkeit (u^*_{crit}). In dieser Phase nimmt die Menge des erodierten Materials

linear mit ansteigender Schergeschwindigkeit mit geringem Anstieg zu, und am Ende jeder Stufe geht die Trübung auf den Hintergrundwert zurück. Die zweite Phase beginnt mit der charakteristischen Schergeschwindigkeit für verstärkte Massenerosion (u^*_{char}). Die Menge des erodierten Materials nimmt linear mit ansteigender Schergeschwindigkeit mit großem Anstieg zu und am Ende je Stufe wird Basistrübung nicht erreicht. Die Werte für u^*_{crit} und u^*_{char} wurden wie in Abb. 2 mittels Gradengleichungen berechnet. Zur Charakterisierung der Erosionseigenschaften wurden zudem Erosionsraten (Entrainment, E in mg m^{-2} h^{-1}) für alle Stufen kumulativ bis zu bestimmten Schergeschwindigkeiten berechnet. Die Erosionsrate ist die Menge an Trockensubstanz oder eines Elements (z.B. Fe), die pro Fläche und Zeit in das überstehende Wasser transportiert wird.

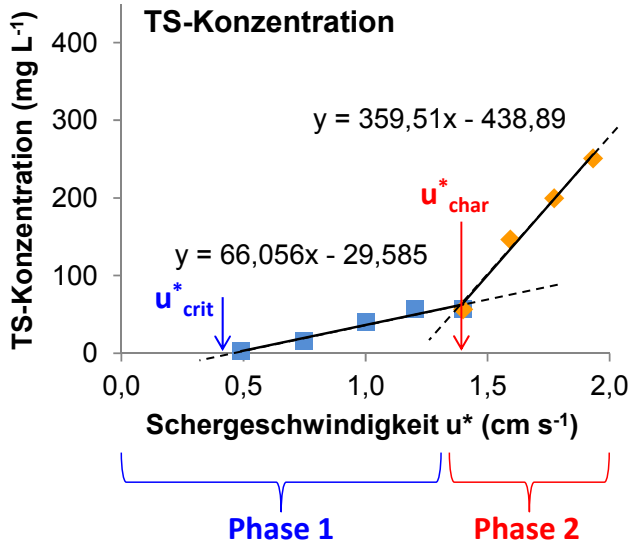


Abb. 2: Beispieldiagramm zur Visualisierung der zwei Phasen der Resuspension und der Ableitung der kritischen Schergeschwindigkeit für den Beginn der Erosion (u^*_{crit}) und der charakteristischen Schergeschwindigkeit für den Beginn der verstärkten Massenerosion (u^*_{char})

Ergebnisse und Diskussion

Absetzverhalten und Konsolidierung der Oberfläche

Die untersuchten EHS unterscheiden sich stark im Absetzverhalten und in der Art der Konsolidierung der Sedimentoberfläche. Nach dem Absetzen von etwa 150 g Frischsubstanz in Messzylindern (Abb. 3) waren bei den EHS Vetschau und Bühlow Oberflächenschichten erkennbar. Die EHS der Wasserbehandlungsanlage Vetschau sind ein Gemisch aus Partikeln unterschiedlicher Größe (Sand und EHS), die sich im Zuge der Sedimentation separieren. Drei Schichten waren optisch deutlich unterscheidbar. Die oberste Schicht wird von sehr feinen Partikeln gebildet und ist daher vermutlich kohäsiv konsolidiert. EHS der Vorsperre Bühlow sedimentierten auffallend schnell, und es bildete sich eine rotbraune ca. 1 mm starke Oberflächenschicht. Es ist anzunehmen, dass beide Phänomene mit einem relativ hohen Gehalt an organischer Substanz (Tab. 1) zusammenhängen, die das Flockungs- und Sedimentationsverhalten beeinflusst und zu reduzierenden Verhältnissen führt. Messungen der Sauerstoffeindringtiefe (Ergebnisse nicht gezeigt) haben dies bestätigt. Aus dem reduzierten Sediment diffundiert Fe^{2+} zur Oberfläche und wird in der ~1mm dicken Oberflächenschicht oxidiert, die dadurch stabilisiert wird.

Dagegen scheint EHS des Sedlitzer Sees und des Tagebausees Spreetal NO aus sehr feinen Flocken zu bestehen. Beide Sedimente setzten sich langsam ab. Es entstand ein homogenes Sediment ohne sichtbare Konsolidierung der Oberfläche.



Abb. 3: Die untersuchten EHS nach einem Monat Konsolidierung in 250 ml Messzylindern

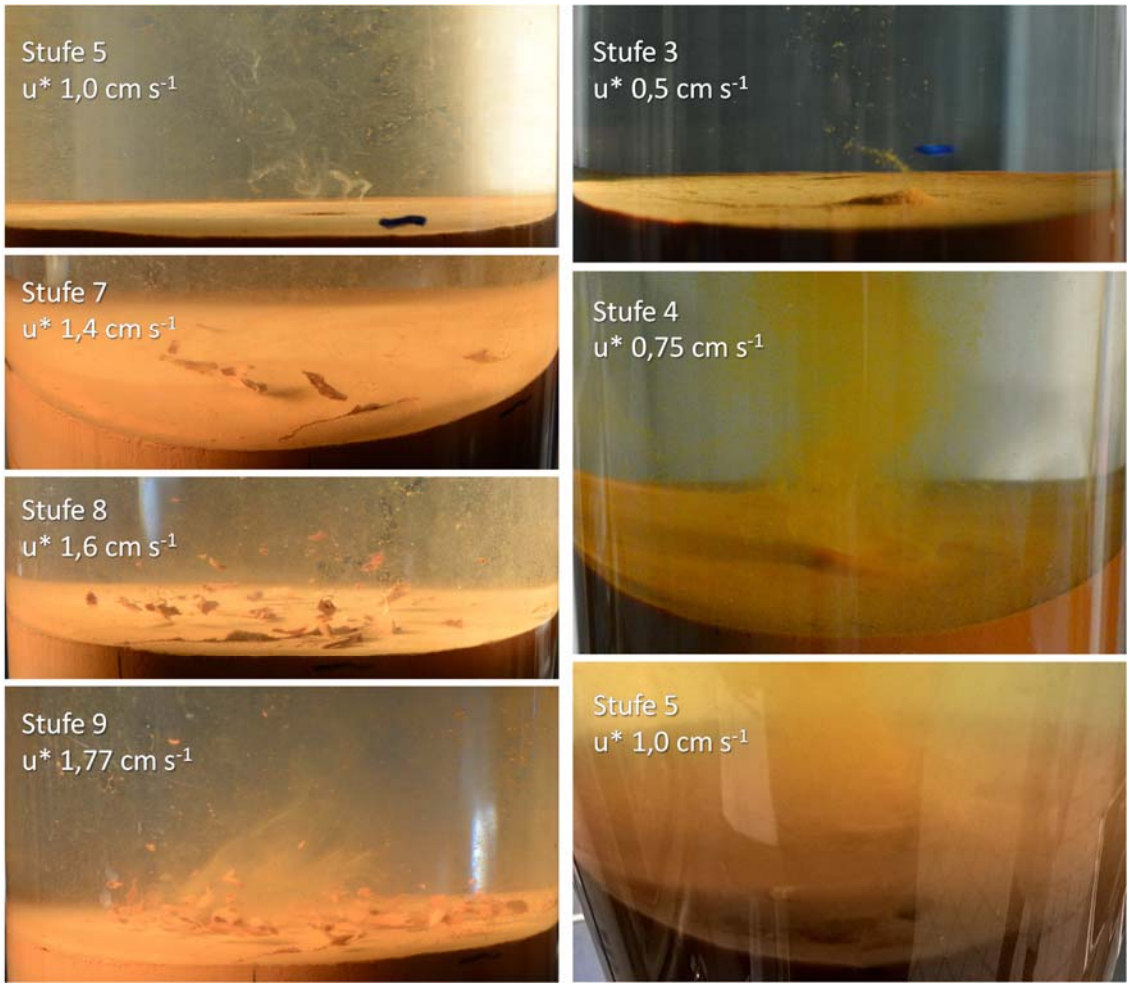


Abb. 4: Unterschiedlicher Verlauf der Erosion bei EHS: links mit Oberflächenkonsolidierung (Beispiel Vetschau 24 Wochen) und rechts ohne Konsolidierung (Beispiel Spreetal NO, 1 Woche).

Erosionsprozess und kritische Schergeschwindigkeiten

Die Konsolidierung der Sedimentoberfläche hatte großen Einfluss auf den Verlauf des Erosionsprozesses, die kritischen Schergeschwindigkeiten und Erosionsraten. Optisch ist dies in Abb.4 gezeigt. Es lassen sich zwei Typen von EHS entsprechend der Ausbildung und Art der Oberflächenkonsolidierung unterscheiden:

EHS ohne Oberflächenkonsolidierung (Sedlitzer See und Spreetaler See): Bei diesen EHS werden nur **Feinpartikel** und keine größeren Flocken erodiert. Die Erosion setzt bereits bei sehr **niedrigen Schergeschwindigkeiten** von u^*_{crit} 0,4±0,1 cm s^{-1} ein (Abb. 5). Oft fehlt die Phase 1 der Erosion, so dass die verstärkte Massenerosion kurz nach dem Einsetzen der Erosion bei u^*_{char} ~0,7 cm s^{-1} beginnt. Bei diesen EHS waren erst nach 8 Wochen Indizien einer Konsolidierung erkennbar, allerdings nur anhand der höheren charakteristischen Schergeschwindigkeit von u^*_{char} 1,4 cm s^{-1}, während u^*_{crit} auch nach 8 Wochen auf einem unverändert niedrigen Niveau verharrte.

EHS mit Oberflächenkonsolidierung (Vetschau und Bühlow): Bei diesen EHS begann die Erosion mit dem **Einreißen der Oberflächenschicht** an Stellen mit kleinen Verunreinigungen mit anderen Partikeln oder anderen Störungen. Nach dem Aufbrechen der Oberfläche wurden schlagartig grobe Flocken („Plättchen/Schollen“) mit mehreren mm Größe von der Sedimentoberfläche gerissen (Abb. 4 links). Da Flocken leichter erodiert werden als einzelne EHS-Partikel, kam es nach dem Aufbrechen der Oberfläche **plötzlich zu sehr schneller Massenerosion** mit hohen Trübungswerten. Die kritische Schergeschwindigkeit für den Beginn der Erosion war im Mittel mit u^*_{crit} 0,90±0,4 cm s^{-1} **doppelt so hoch wie bei den nicht konsolidierten Sedimenten**.

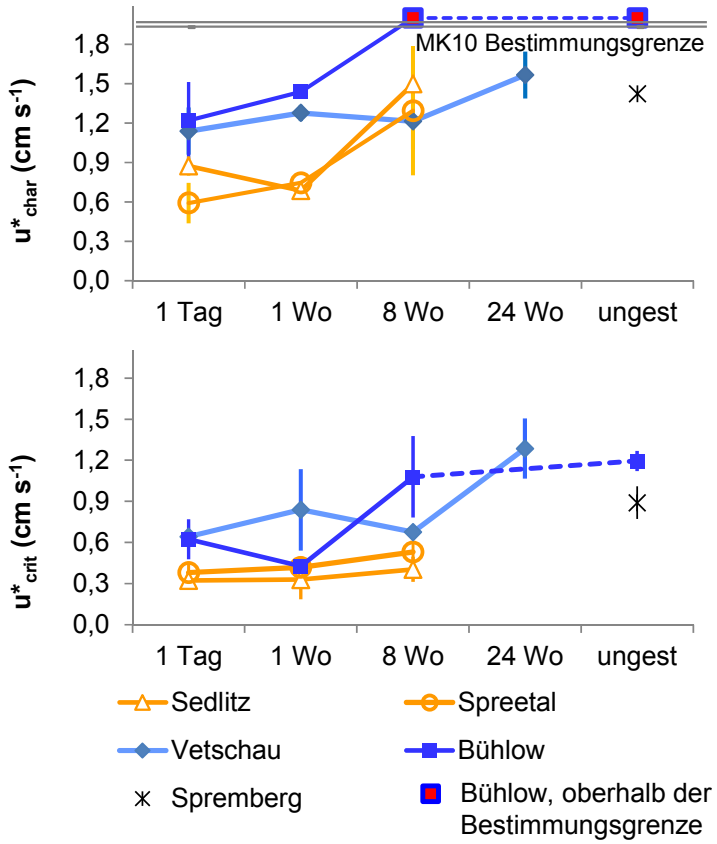


Abb. 5: Kritische Schergeschwindigkeiten der untersuchten EHS im zeitlichen Verlauf. Für Bühlow war u^*_{char} nach 8 Wochen außerhalb des Messbereichs > 1,9 cm s^{-1} (rot markiert). Gestrichelt sind Verbindungslinien zu den als ungestörte Kerne gemessenen EHS der Vorsperre Bühlow.

Zeitliche Veränderung der Erosionsstabilität

Für diese Studie wurde als eine der wesentlichen Hypothesen angenommen, dass die **mit der Zeit zunehmende Konsolidierung** der Sedimente zu einer erhöhten Erosionsstabilität führt. Dies konnte bedingt bestätigt werden:

- Bereits nach einem Tag Konsolidierung waren u^*_{crit} und u^*_{char} für EHS Vetschau und Bühlow höher als für EHS Sedlitz und Spreetal. Für die Erosionsstabilität ergibt sich:

  Sedlitz = Spreetal < Bühlow = Vetschau

- Nach einer Woche war dies prinzipiell unverändert. Die niedrigen u^*_{crit} für EHS Bühlow sind auf eine massive Störung der Sedimentoberfläche zurückzuführen.

- Nach acht Wochen zeigte sich ein differenziertes Bild: für Sedlitz und Spreetal war u^*_{crit} unverändert, jedoch u^*_{char} signifikant gestiegen. Die Oberfläche des EHS Bühlow war so stabil, dass $u^*_{char} > 1{,}93$ cm s^{-1} oberhalb der Bestimmungsgrenze des MK10 lag und u^*_{crit} und u^*_{char} auf dem gleichen Niveau wie bei den Messungen an ungestörten Kernen. Dagegen war die Stabilität des EHS Vetschau unverändert. Für die Erosionsstabilität ergibt sich:

  Sedlitz = Spreetal = Vetschau < Bühlow

- Nach sechs Monaten war für EHS Vetschau ein signifikanter Anstieg der Erosionsstabilität festzustellen. Die Erosionsrate der 2. Phase war allerdings unverändert hoch.

Kumulative Erosionsraten

Weitere Unterschiede lassen sich anhand der kumulativen Erosionsraten (Abb. 6) beschreiben. Hierfür wurden jeweils die erodierten TS-Massen aller Resuspensionsstufen bis zu der dargestellten Schergeschwindigkeit addiert (z.B. für 1,0 cm s^{-1} = Summe der ersten fünf Resuspensionsstufen).

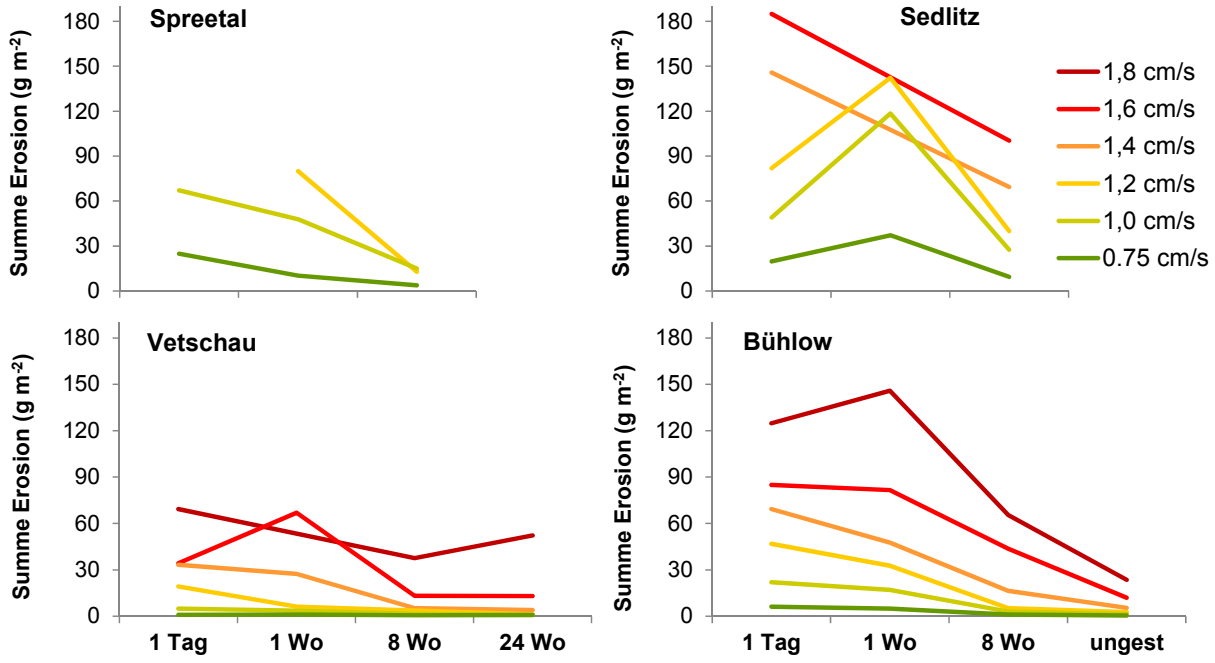


Abb. 6: Kumulative TS-Erosion bis zu unterschiedlichen Schergeschwindigkeiten als Mittelwert aus je 2-3 Messungen.

Bei den EHS Spreetal und Sedlitz wurden bereits bei niedrigen Schergeschwindigkeiten hohe kumulative Erosionsraten erreicht. Aufgrund der höheren Erosionsstabilität sind für die EHS Vetschau und Bühlow die Erosionsraten bei niedriger Schergeschwindigkeit gering. Für alle EHS wurde eine Abnahme der Erosionsraten mit der Konsolidierungszeit festgestellt. Die geringsten Erosionsraten über den gesamten Bereich von u* wurden für EHS Vetschau gemessen. EHS Bühlow war nach acht Wochen so stark konsolidiert, dass die zweite Phase der Erosion (oberhalb u^*_{char}) nicht erreicht wurde und die Erosionsrate auch bei hohen u* niedrig blieb. Die für den ungestörten Kern gemessenen Erosionsraten und kritischen Schergeschwindigkeiten (vgl. Abb. 5) liegen in diesem Trend erhöhter Erosionsstabilität, trotz zahlreich an der Sedimentoberfläche sichtbarer Wohnröhren von Zuckmückenlarven (Chironomiden).

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die untersuchten EHS können aufgrund der geringen Größe der primären Partikel als kohäsive Sedimente charakterisiert werden, die potentiell sehr erosionsstabil sein können, abhängig von Koagulations- und Flockungsprozessen, der Sedimentdichte, dem Auftreten organischer- und anderer Stabilisierungsprozesse. Die Erosionsstabilität hängt somit entscheidend von der Konsolidierung bzw. Stabilisierung der Sedimentoberfläche und möglichen Störungen dieser Stabilisierung ab. Es konnten zwei Typen EHS entsprechend der Oberflächenkonsolidierung unterschieden werden.

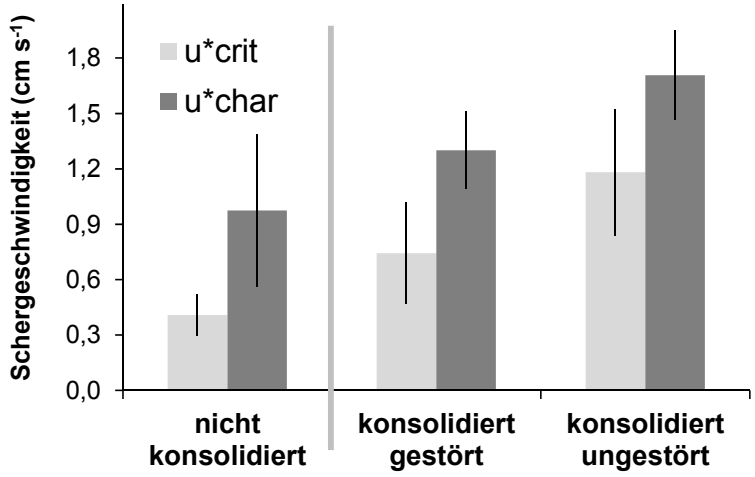


Abb. 7 Mittlere Schergeschwindigkeiten für den Beginn von Erosion (u^*_{crit}) und der verstärkten Massenerosion (u^*_{char}) (als Mittelwert ± Standardabweichung) für nicht konsolidierte EHS (Spreetal und Sedlitz) und konsolidierte EHS (Bühlow und Vetschau) abhängig von der Unversehrtheit bzw. Störung der Sedimentoberfläche.

EHS ohne Oberflächenkonsolidierung (Sedlitz, Spreetal) zeigen einen Erosionsbeginn bei sehr niedrigen Schergeschwindigkeiten u^*_{crit} 0,4±0,1 cm s^{-1} (Mittelwert bis Woche 8). Erosionsbeginn und Einsetzen von Massenerosion (u^*_{char} 1,0±0,4 cm s^{-1}) liegen sehr eng beieinander (Abb. 7). Diese Werte sind vergleichbar mit limnischen und marinen Feinsedimenten und frischen Al-Hydroxidflocken (u^*_{crit} 0,5 cm s^{-1}) (Weyhenmeyer 1998; Egemose et al. 2009; Kleeberg und Herzog 2014).

Einige EHS (Bühlow, Vetschau) bilden konsolidierte Oberflächenkrusten und sind dadurch weniger erosionsempfindlich (Abb. 7). Die Konsolidierung basiert beim EHS Vetschau wahrscheinlich auf kohäsiven physikochemischen Oberflächenkräften sehr kleiner (~ 5µm) Partikel und beim EHS Bühlow auf Adhäsion von Fe-Hydroxiden, die sich in einer oxischen Oberflächenschicht über C_{org}-reichem anoxischen Material bilden. Allerdings führen leichte (mechanische) Störungen, die unter

realen Bedingungen im Gewässer immer zu erwarten sein dürften, zu einem frühen Aufbrechen der Oberflächenschicht und plötzlich sehr hohen Erosionsraten, wenn diese Schichten abgetragen werden.

Für die physikalische Langzeitstabilität von EHS in Tagebauseen könnte von Bedeutung sein, dass die Zugabe organischer Substanz sowohl das Absetzen als auch das Konsolidieren von EHS beschleunigte und u^*_{crit} um etwa 30 % höher war, während sich die Erosionsrate verringerte. Für alle EHS war zudem eine mit der Zeit zunehmende Konsolidierung feststellbar, wodurch sich vor allem die kumulativen Erosionsraten verringerten.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden in Zusammenarbeit mit dem Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann (Dresden) im Auftrag der LMBV durchgeführt. Vielen Dank an Sabine Natusch, Jannick Preiß und Daniel Villegas für die Unterstützung im Labor und Michael Hupfer und Giselher Gust für die Überlassung der Resuspensionsanlage.

Literatur

Droppo, I. G.,Exall, K., Stafford, K. (2008): Effects of chemical amendments on aquatic floc structure, settling and strength. Water Research 42 (1):169-179.

Egemose, S., Wauer, G., Kleeberg, A. (2009): Resuspension behaviour of aluminium treated lake sediments: effects of ageing and pH. Hydrobiologia 636:203-217.

Gerbersdorf, S.U., Wieprecht, S. (2015): Biostabilization of cohesive sediments: revisiting the role of abiotic conditions, physiology and diversity of microbes, polymeric secretion, and biofilm architecture. Geobiology 13:68-97.

Grabowski, R.C., Droppo, I.G., Wharton, G. (2011): Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties. Earth-Science Reviews 105:101-120.

Shuai jie, G., Zhang, F., Song, X.G., Wang, B.T. (2015): Deposited sediment settlement and consolidation mechanisms. Water Science and Engineering 8 (4):335-344.

Gust, G. (1990) Method of generating precisely-defined wall shear stresses. US Patent Number: 4,973,1651990.

Kleeberg, A., Hupfer, M., Gust, G. (2008): Quantification of phosphorus entrainment in a lowland river by in situ and laboratory resuspension experiments. Aquatic Sciences 70:87-99.

Kleeberg, A., Herzog, C. (2014): Sediment microstructure and resuspension behavior depend on each other. Biogeochemistry 119:199-213.

Weyhenmeyer, G.A. (1998): Resuspension in lakes and its ecological impact - a review. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 51:185-200.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Auf der Suche nach gutem Futter – Bewegungsmuster von *Ecdyonurus* sp. bei Belastungen mit Feinsediment und Phosphor

Felix Grunicke, Thomas Petzoldt, Thomas Berendonk, Susanne Worischka

Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden, Dresden, Germany,

Felix.Grunicke@mailbox.tu-dresden.de, Thomas.Petzoldt@tu-dresden.de, thomas.berendonk@tu-dresden.de, susanne.worischka@mailbox.tu-dresden.de

Benthische wirbellose Grazer (Weidegänger) sind eine der wichtigsten funktionellen Gruppen in Fließgewässern. Sie können durch anthropogene Belastungen wie z.B. Eintrag von Nährstoffen oder Mobilisierung von Feinsedimenten stark beeinträchtigt werden. Die Forschung beschränkt sich bisher weitgehend auf die Untersuchung von Abundanz und Diversität sowie die Ökosystemfunktionen von Grazern, ohne deren individuelle Verhaltensantwort näher zu betrachten.

Andererseits ist bekannt, dass die Stressoren Feinsediment und Phosphor einen direkten Einfluss auf die Nahrungsressource (Periphyton-Biofilm) von Grazern ausüben können und starke Belastungen zu einer Abnahme der Nahrungsqualität führen.

Ziel der Untersuchungen war es, herauszufinden, ob Grazer auf eine derartige Verschlechterung der Nahrungsqualität mit einem veränderten Bewegungsverhalten reagieren. Es wurde vermutet, dass Biofilme mit geringer Nahrungsqualität zu einer verstärkten Suchaktivität nach qualitativ hochwertigeren Nahrungsressourcen führen und die Grazer zugleich längere Strecken zurücklegen und häufigere Ortswechsel vollführen.

Um diese Hypothese zu prüfen, wurden Fraßversuche mit Larven der Gattung *Ecdyonurus* sp. auf unterschiedlich belasteten Biofilmkacheln durchgeführt. Die Individuen wurden während des gesamten Versuches gefilmt und das Bewegungsmuster der Larven mit Hilfe einer Tracking-Software erfasst. In einer statistischen Analyse der Bewegungsdaten wurde untersucht, ob die mittlere Geschwindigkeit der Individuen während der Nahrungssuche, die Aufenthaltswahrscheinlichkeit und die Fraßdauer auf den Biofilmen von der Nahrungsqualität bestimmt werden. Zusätzlich wurde die Fraßintensität indirekt aus der Abnahme der Biofilmbiomasse gegenüber Kontrollansätzen abgeschätzt und das RNA/DNA-Verhältnis der Larven als Wachstumsindikator ermittelt.

Erste Ergebnisse deuten auf ein verstärktes Suchverhalten der Larven auf mit Feinsediment belasteten Biofilmen hin. Dies wäre mit einem energetischen Mehraufwand verbunden und könnte damit zu einer verringerten Wachstums- und Fortpflanzungsrate bzw. einer verstärkten Drift der Individuen führen.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Der gute ökologische Zustand im Spiegel von funktionaler und taxonomischer Diversität

Ulrike Haase[1], Susanne Worischka[2], Thomas U. Berendonk[3]

[1] TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, ulrike.haase@tu-dresden.de

[2] TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, susanne.worischka@tu-dresden.de

[3] TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, thomas.berendonk@tu-dresden.de

Strukturelle Verbesserungen morphologisch degradierter Gewässerabschnitte und die Verringerung stofflicher Belastungen werden seit Einführung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bereits an vielen Gewässern erfolgreich umgesetzt. Jedoch stellt sich der gute ökologische Zustand an vielen renaturierten Fließgewässerabschnitten noch nicht ein. Neben geringem Wiederbesiedlungspotential und fehlender horizontaler und vertikaler Konnektivität bleibt weiterhin ein hoher Druck auf die Lebensgemeinschaften der Fließgewässer durch das Zusammenspiel multipler Stressoren anthropogenen Ursprungs bestehen. Artenverarmung oder -verlust sowie Einwanderung invasiver Arten können als Folge zum Ausfallen der Funktionalität einer Lebensgemeinschaft führen. Dies kann mit dem Verlust von Ökosystemdienstleistungen und -gütern einhergehen, die für die menschliche Gesellschaft essentiell sind. Taxonomische Metrics sind ein wichtiges diagnostisches Werkzeug für den Vergleich des ökologischen Ist-Zustandes mit dem Referenz-Zustand eines Gewässers. Ergänzend dazu können Kriterien auf Grundlage funktionaler Traits, wie die funktionale Diversität (FD) sowie die „funktionale Redundanz“ (FRed), die Beteiligung der Organismen an Ökosystemfunktionen, wie bspw. biogene Dekolmation oder CPOM-Abbau, anzeigen. Dieser Ansatz bietet zudem die Möglichkeit, die Fähigkeit eines Ökosystems abzuleiten, gegenüber veränderten Umweltbedingungen abgesichert zu sein (Resilienz).

Am Mortelbach, einem sowohl landwirtschaftlich als auch urban geprägten Gewässer in Sachsen wurden FRed und FD-Indizes von Organismengemeinschaften an Fließgewässer-abschnitten mit unterschiedlich starker morphologischer sowie landwirtschaftlicher Beeinträchtigung berechnet. Dabei zeichnen sich gegenläufige Gradienten bzgl. der Intensität dieser Stressoren ab. Strukturell naturnahe, unverbaute Stellen weisen gegenüber den verbauten Stellen eine höhere Artendiversität auf. Dies führt zu der Annahme, dass dort sowohl eine große funktionale Diversität vorliegt, als auch eine hohe funktionale Redundanz. Dadurch wäre die Aufrechterhaltung von CPOM-Abbau und biogener Dekolmation durch Organismen mit unterschiedlichen Trait-Ausprägungen bzgl. sich verändernden Umwelt-bedingungen und Stressgradienten im Fließgewässer gesichert. Jedoch darf der landwirtschaftliche Einfluss auf diese Stellen nicht vernachlässigt werden. An morphologisch degradierten Stellen hingegen lassen sich ebenfalls funktional redundante Arten ausmachen, die jedoch durch die Wirkung eines starken Habitatfilters ein geringeres Spektrum an Trait-Ausprägungen anzeigen.

Die Untersuchung am Mortelbach zeigt, dass FRed und FD-Maße wesentlich zur Bewertung des ökologischen Zustands und der Resilienz von Fließgewässern beitragen und Akteuren hilfreiche Informationen beim Erreichen der WRRL-Ziele liefern können.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Aufnahme und Verbleib von Mikroplastikpartikeln in benthischen Organismen am Beispiel von Nematoden

Arne Hägerbäumer[1], Hendrik Füser[2] & Walter Traunspurger[3]

[1, 2, 3] Universität Bielefeld, Konsequenz 45, 33615 Bielefeld, a.haegerbaeumer@uni-bielefeld.de; h.fueser@uni-bielefeld.de; traunspurger@uni-bielefeld.de

Keywords: Sediment, Meiofauna, Nematoden, Fluoreszenzmikroskopie, CARS

Die ubiquitäre Verbreitung von Plastik in Gewässern ist ein zunehmendes Problem der heutigen Zeit. Obwohl die Verschmutzung der Umwelt durch Plastik bereits seit mehreren Jahrzehnten bekannt ist, sind bis dato vor allem marine Ökosysteme untersucht worden und das Verständnis über das genaue Ausmaß der Verschmutzung sowie mögliche Konsequenzen für limnische Systeme immer noch limitiert [1]. Dies gilt insbesondere für kleine Plastikpartikel, sogenanntes Mikroplastik (MP; < 5 mm). Ein Großteil der in aquatische Systeme eingetragenes MP sedimentiert ab und reichert sich an, so dass Konzentrationen in Sedimenten oft höher sind als im Freiwasser [2]. In benthischen Gemeinschaften besetzen vor allem Organismen der Meiofauna Schlüsselrollen im Nahrungsnetz und sind von höchster Bedeutung für den ökologischen Zustand von Sedimenten [3,4]. Innerhalb der benthischen Meiofauna spielen Nematoden eine besondere Rolle, da sie die dominanteste Organismengruppe darstellen [5]. Eine schädliche Wirkung im Organismus setzt zumeist eine Aufnahme in den Körper (z.B. Darm) voraus, entweder durch die Ingestion der Partikel selbst oder durch Weitergabe der Partikel im Nahrungsnetz (Biomagnifikation). Im Falle einer Schädigung eines Organismus kann das zu indirekten Effekten im Nahrungsnetz (top-down, bottom-up) führen und somit auch nicht direkt von Mikroplastik betroffene Organismen beeinflussen. Um Erkenntnisse über die potentielle Aufnahme, den Verbleib und die Lokalisierung von MP bei Nematoden zu gewinnen, wurden verschieden Alterstadien der Nematodenarten *Caenorhabditis elegans* und *Pristionchus pacificus* Plastikpartikeln unterschiedlicher Größer (0,2-6 µm) exponiert. Die Identifizierung und Lokalisierung von Plastikpartikeln im Organismus erfolgte mithilfe mikroskopischer Techniken wie Fluoreszenzmikroskopie und Raman-Spektroskopie. Insbesondere die kohärente Anti-Stokes-Raman-Streuung („CARS“) erlaubt als nicht-invasive Spektroskopie- und Mikroskopietechnik genaue Aussagen über das Verhalten von Mikroplastik in Organismen. Die mikroskopischen Analyse zeigten eine deutliche Aufnahme von MP über den Darm der Organismen. Die unterschiedlich großen Partikel wurden hierbei in Abhängigkeit der Altersstadien aufgenommen, was auf eine potentielle Anreicherung an MP über das benthische Nahrungsnetz vermuten lässt. Hierzu werden aktuell Laborexperimente durchgeführt um die potentielle Aufnahme bzw. Weitergabe von MP über einfache Räuber-Beute Experimente aufzuzeigen.

[1] Duis K, Coors A (2016) Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. Env Sci Eur 28:2
[2] Hidalgo-Ruz V, Gutow L, Thompson RC, Thiel M (2012) Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. Environ Sci Technol 46:3060–3075
[3] Giere, O (2009) Meiobenthology - The microscopic motile fauna of aquatic sediments, 2nd ed. Springer, Berlin/Heidelberg, Germany
[4] Majdi N, Traunspurger W (2015) Free-living nematodes in the freshwater food web: A review. J Nematol 47: 28–44
[5] Traunspurger W, Rundle SD, Robertson AL, Schmid-Araya JM (2002) Nematoda, in: Rundle SD; Robertson AL; Schmid-Araya JM (Eds.), Freshwater Meiofauna: Biology and Ecology, Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands, pp. 63–104

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Kolmationserscheinungen in Gewässern und Erfassungsmethoden

Hans Jürgen Hahn[1], Thomas Zumbroich[2]

[1] Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, An der Universität, Fortstr. 7, 76829 Landau, hjhahn@groundwaterecology.de

[2] Planungsbüro Zumbroich, Breite Str. 21, 53111 Bonn, tz@zumbroich.com sowie Universität Bonn, Geographisches Institut

Unter dem Begriff „Kolmation“ wird die Abdichtung des Hyporheischen Interstitials durch Feinsedimentablagerungen organischer bzw. anorganischer Natur verstanden. Praktisch bedeutet dies die Verstopfung der Lückensysteme von Fließgewässersedimenten mit anthropogenen Stoffen, ist ein flächendeckendes Problem. Die Kolmation hat ihre Ursachen im Eintrag von Feinsedimenten aus Einleitungen (Siedlungsentwässerung) und vor allem aus der Bodenerosion, kann aber auch auf weitere Phänomene zurückzuführen sein, wie bei übermäßiger Zunahme von Aufwuchsalgen oder Biofilmen, die das Lückensystem verstopfen (biogene Kolmation).

Folge der Kolmation ist die Zerstörung des Lebensraumes „Hyporheische Zone“ und damit der Verlust der ökologischen Funktionsfähigkeit (z.B. Ökosystemleistung Selbstreinigung“) der Fließgewässer. Alle bisher vorliegenden Daten weisen darauf hin, dass durch die Kolmation die Lebensgemeinschaften der Fließgewässersohle massiv degenerieren.

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, Richtlinie 2000/60/EG) zielt darauf ab, bis spätestens zum Jahre 2027 bei der Mehrzahl der Fließgewässer den sog. guten ökologischen Zustand zu erreichen. Dabei wird die hyporheische Zone weitgehend außer Acht gelassen – gleichermaßen bei den Referenzen, der Bewertung und den Maßnahmen.

Da die aktuellen Maßnahmenprogramme die Kolmation und ihre Ursachen nicht berücksichtigen bzw. beseitigen, ist davon auszugehen, dass ein erheblicher Teil dieser Maßnahmen die gesetzten Ziele, vor allem den “Guten Ökologischen Zustand”, verfehlen wird. Dieses Problem lässt sich wohl nur durch die quantitative Erfassung der Kolmation und darauf aufbauende, angepasste Maßnahmenprogramme lösen.

Methoden zur quantitativen Erfassung der Kolmation existierten bislang jedoch nicht. In diesem Beitrag wird das Problem der Kolmation und die bisherigen Verfahren zu deren Erfassung vorgestellt und abschließend auf eine neue, quantitative Methode, das Kolmameter, eingegangen.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Einflüsse von Kupfer und Zink auf die Makrozoobenthosfauna nordrhein-westfälischer Fließgewässer

Martin Halle[1], Andreas Müller[2], Julia Foerster[3]

[1] umweltbüro essen, Rellinghauser Str. 334 f, 45136 Essen, m.halle@umweltbuero-essen.de

[2] chromgruen Planungs- und Beratungs- GmbH & Co. KG, Gröndelle 3, 42555 Velbert, am@chromgruen.com

[3] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Leibnizstr. 10, 45659 Recklinghausen, julia.foerster@lanuv.nrw.de

Mit der Studie "Auswertung der Ergebnisse aus dem biologischen WRRL-Monitoring der Fließgewässer in NRW" wurden gezielt in NRW aufgetretene Fragen und Problemfälle hinsichtlich der Bewertung der Fließgewässer und der daraus abgeleiteten Maßnahmenplanungen gesammelt, inhaltlich strukturiert und mit statistischen Methoden untersucht. Grundlage waren die nordrhein-westfälischen Monitoringdaten des zweiten und dritten Monitoringzyklus sowie die Ergebnisse der in demselben Zeitraum durchgeführten Gewässerstrukturkartierung.

Ein Fragenkomplex zielte auf den Einfluss stofflicher Belastungen auf die verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten. Konkret wurde untersucht, wie Belastungen durch Kupfer und/oder Zink die ökologische Zustandsbewertung der biologischen Qualitätskomponenten (BQK) und dabei insbesondere die Abundanzen der Makrozoobenthostaxa beeinflussen.

Dazu wurden zum einen Schwellenwerte des guten ökologischen Zustands der verschiedenen BQK und Module für die Parameter Kupfer und Zink abgeleitet. Für Kupfer ergaben sich Werte zwischen 2,9 µg/l (Fische) und 4,6 µg/l (MZB-Saprobie). Im Falle des Zink lagen die Werte zwischen 23,5 µg/l (Fische) und 26,7 µg/l (MZB-Saprobie), allerdings waren die statistischen Zusammenhänge hier deutlich schwächer.

Zum anderen wurden taxaspezifische Präferenzspektren für Kupfer und Zink abgeleitet. Dabei wurde deutlich, dass Kupfer in erwarteter Weise als Schadstoff auf das Makrozoobenthos wirkt, so dass die allermeisten Arten mit Abundanzrückgängen auf steigende Konzentrationen reagieren. Bei Zink zeigen sich zwar auch Rückgänge der Abundanzen bei steigenden Konzentrationen, aber die Abnahme fällt deutlich flacher aus. Außerdem erwiesen sich zum Beispiel viele Plecoptera als Profiteure steigender Zink-Konzentrationen, während z.B. viele Crustacea (inkl. der Neozoen) zu den "Verlierern" gehören. Da Plecoptera in den einschlägigen Bewertungsverfahren aber als Gütezeiger herangezogen werden, kann es hier zu Fehlbewertungen kommen.

Allerdings ist Zink in geogen belasteten Gebieten oft mit anderen Schwermetallen vergesellschaftet, so dass deren spezifische Belastungswirkungen die des Zinks überlagern können.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Einzugsgebietsmonitoring am Dümmer – extremer Flachsee vs. extreme Landwirtschaft

Melanie Hartwich[1], Hans-Heinrich Schuster[2]

[1] Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Am Bahnhof 1, 27232 Sulingen, melanie.hartwich@nlwkn-su.niedersachsen.de

[2] Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Am Bahnhof 1, 27232 Sulingen, hans-heinrich.schuster@nlwkn-su.niedersachsen.de

Der Dümmer ist mit einer Fläche von 1.240 ha der zweitgrößte See Niedersachsens und bei einer mittleren Tiefe von 1,1 m zugleich der flachste See und von überregionaler Bedeutung.

Dem landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebiet der oberen Hunte (324 km²) entstammen dabei sowohl der Großteil des zufließenden Wassers als auch die hohen diffusen Nährstoffeinträge. Auch nach der Umleitung des hoch belasteten Bornbachs im Jahr 2009, wodurch die Phosphorfracht in den See um über 55 % reduziert wurde, stellt sich der Dümmer weiterhin als hoch polytrophes bis hypertrophes Gewässer dar. Cyanobakterielle Massenentwicklungen führten insbesondere in den letzten Jahren zu erheblichen Nutzungsproblemen.

Im Rahmen der Fortsetzung der Dümmersanierung erfolgt seit 2013 auch ein umfangreiches Monitoring an den Zuflüssen im Einzugsgebiet des Sees mit dem Ziel die Phosphorimmissionen zu lokalisieren und zu quantifizieren. Dabei werden verschiedene Untersuchungsmethoden, wie Schöpfproben und automatische Probenehmer an insgesamt 20 Messstellen, Pegelmessungen sowie Modellierungen kombiniert. Ziel dieses intensiven Erkundungs- und Erfolgs-Monitorings ist es, einerseits Maßnahmen in den einzelnen Teileinzugsgebieten des Sees abzuleiten, die zu einer Reduktion der Phosphor-Fracht in den Dümmer führen können und andererseits den Erfolg nach Maßnahmenumsetzung zu dokumentieren.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Ausbreitungspotential aquatischer Makrophyten durch Pflanzenfragmente

Patrick Heidbüchel[1], Andreas Hussner[1,2]

[1] Heinrich-Heine-Universität, Photosynthese und Stressphysiologie der Pflanzen, Universitätsstr. 1, Geb. 26.13.02, 40225 Düsseldorf, patrick.heidbuechel@hhu.de

[2] Förderverein Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft e.V., Am Markt 19, 17268 Templin, hussnera@hhu.de

Die Vermehrung und Ausbreitung aquatischer Makrophyten geschieht überwiegend vegetativ. Bei vielen invasiven submersen Neophyten in Europa erfolgt die Ausbreitung sogar ausschließlich durch vegetative Verbreitungseinheiten, da aufgrund der Anwesenheit von nur einem Geschlecht keine Samen produziert werden (z.B. bei *Elodea canadensis*, *Egeria densa* und *Myriophyllum heterophyllum*). Der potentielle Verbreitungsdruck – und somit auch das Invasionspotential einer Art – hängt dabei von der Anzahl und Streuungsdistanz gebildeter Pflanzenfragmente sowie den artspezifischen Regenerationseigenschaften ab.

Pflanzenfragmente werden einerseits durch selbst verursachtes Abtrennen (= Autofragmentation) oder andererseits durch mechanische Einwirkung diverser Störfaktoren bedingte Fragmentation (= Allofragmentation) gebildet. Insbesondere in Fließgewässern spielt die Allofragmentation aufgrund der bestehenden Strömung die entscheidende Rolle bei der vegetativen Ausbreitung aquatischer Makrophyten.



Die Regeneration und ggf. anschließende Etablierung der Pflanzenfragmente erfolgt durch die Neubildung von Adventivsprossen und/oder Wurzeln (siehe Abbildung), wobei die zur Regeneration benötige Fragmentgröße zwischen den Pflanzenarten stark variieren kann und abhängig von den jeweiligen Habitatbedingungen ist.

Im Rahmen dieses Vortrages werden Ergebnisse erster quantitativer Felduntersuchungen zur Fragmentverdriftung einheimischer und neophytischer Wasserpflanzen in der Erft, Nordrhein-Westfalen, vorgestellt und diskutiert. Zusätzlich werden weitere Untersuchungsergebnisse zur Auswirkung unterschiedlicher Umweltfaktoren/-stressoren auf die Regenerations- und Etablierungskapazität von Pflanzenfragmenten verschiedener Arten präsentiert.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Zusammenbruch der Makrozoobenthos-Diversität eines Kleingewässers nach der Invasion durch den Kalikokrebs *Orconectes immunis*: eine Fallstudie

(Dieser Beitrag wurde mit dem DGL-Posterpreis ausgezeichnet).

Alexander Herrmann[1], Andreas Stephan, Michaela Keller & Andreas Martens

[1]Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Germany; alexander.herrmann@ph-karlsruhe.de; andreas.stephan@ph-karlsruhe.de

Keywords: invasive species, NICS, macrobenthos, population ecology, neobiota

Einleitung

Der mittlere Oberrhein ist ein Hotspot der Biodiversität in Deutschland (Ackermann & Sachteleben, 2012). Dort stellt der Kalikokrebs *Orconectes immunis* (Hagen) eine zunehmende Bedrohung für viele aquatische Organismen dar (Martens, 2016; Ott, 2017). Diese invasive Art ist in der Lage, durch Überlandwanderung isolierte Kleingewässer zu besiedeln und dort Massenbestände aufzubauen. Sein großes Fortpflanzungspotenzial, schnelles Wachstum und sein breites Nahrungsspektrum sorgen dafür, dass in Gewässern, in welchen *O. immunis* auftritt, ein drastischer Rückgang charakteristischer Arten zu beobachten ist (Chucholl, 2012; Martens, 2016). Dies trifft insbesondere Naturschutzteiche und Tümpel, welche als Ausgleichsmaßnahme zum Erhalt der lokalen Amphibien und Libellen angelegt wurden. Juvenile *O. immunis* sind wirkungsvolle Prädatoren von Insektenlarven und Mollusken, da sie für ihr Wachstum eiweißhaltige Nahrung benötigen, was für andere Krebsarten bereits ausführlich beschrieben worden ist (Fabiao *et al*., 2003; 1998; Herrmann, 2017). Hierfür halten die Jungkrebse sich im warmen Uferbereich des Gewässers auf (Crawshaw, 1974, 1983; Brown & Wetzel, 1993). Da adulte Tiere die Bestände an Makrophyten innerhalb der Gewässer reduzieren, finden Benthosorganismen weniger Deckung und kein Siedelsubstrat zur Eiablage (Tack, 1941; Coler & Seroll, 1975; Feminella & Resh, 1989; Letson & Makarewicz, 1994).

Im Jahr 2015 wurde eine Untersuchung des Makrozoobenthos in einem Kleingewässerverbundsystem in Rheinstetten durchgeführt (Keller, 2015). Im Folgejahr kam es in einem dieser Kleingewässer zu einer Massenentwicklung von *O. immunis*. Deshalb wurden im April und Mai 2017 mit derselben Methode und im selben Zeitraum vergleichbare Erhebungen durchgeführt. Ziel der vorliegenden Studie ist, die Auswirkungen einer Massenentwicklung von *O. immunis* auf die Benthosgemeinschaft von Kleingewässern zu zeigen.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Untersuchungsgewässer

Das Untersuchungsgebiet liegt in Rheinstetten, südlich von Karlsruhe, in Baden-Württemberg, Deutschland. Das Gewässer wurde in der Gemarkung von Rheinstetten-Mörsch (48°58‘10.66“N / 8°17‘52.8‘‘E; 107 m ü. NN) zusammen mit weiteren Gewässern zwischen den Jahren 1985 und 1995 zum Amphibien- und Libellenschutz angelegt.



Abb. 1: Untersuchungsgewässer in Rheinstetten südlich von Karlsruhe vor der Massenentwicklung von *Orconectes immunis* im Jahr 2015. *Potamogeton sp.* und *Chara sp*. traten in hohen Dichten auf.



Abb. 2: Untersuchungsgewässer in Rheinstetten nach der Massenentwicklung von *Orconectes immunis* im Frühjahr 2017. Es kamen keine submersen Makrophyten mehr vor und der Wasserkörper war stark getrübt. Das Gewässer wurde mit einem Krötenzaun umgeben um Amphibien am Einwandern in das Gewässer zu hindern. Die Amphibien wurden in ein bereits gemanagtes Gewässer versetzt.

Es wurde bis zum Jahr 2008 mehrfach vertieft und erweitert bis zu einer Fläche von 2903 m². Das Gewässer war während der Untersuchung bis zu 1,5m tief mit temporärem Charakter in Flachwasserzonen (Abbildung 1; Abbildung 2). Als Zielarten des Gewässers werden *Hyla arborea, Rana dalmatina, Anax imperator, Lissatriton vulgaris* und *Triturus cristatus* genannt (Beck und Partner Karlsruhe, 2014).

Methode und Zeitraum der Untersuchung

Die Untersuchungen fanden im April und Mai der Jahre 2015 und 2017 statt. Dazu wurden am Gewässer jeweils 5 Samplingflächen von 1,5 m² definiert. Für die Auswahl der Flächen wurde das Vorhandensein von Strukturen wie Binsen (*Juncus effusus*) als Voraussetzung gewählt. Innerhalb der Flächen wurden 15 min Makrozoobenthosorganismen an den verbleibenden Binsen und auf dem Sediment gesammelt. Zum Fang der Tiere wurden Netze mit einer Maschenweite von 1,5 mm verwendet. Die gefangenen Tiere wurden in 70 % Ethanol konserviert und im Labor bestimmt.

Ergebnisse

Im Jahr 2015 betrug die Zahl der gefangenen Makrozoobenthosorganismen 509 Individuen mit 36 Arten. Im Jahr 2017 konnten bei 910 gefangenen Individuen lediglich 14 Arten nachgewiesen werden. Von den 910 gefangenen Individuen waren 405 juvenile *Orconectes immunis*. Beim Vergleich der Daten wurde ein Rückgang der nachweisbaren Taxa von 61,11% festgestellt. Bei den Heteroptera konnte eine Zunahme der Taxa zwischen den beiden Untersuchungsjahren festgestellt werden (Abb. 3). Insgesamt war eine Veränderung des Gewässers zu beobachten. Im Jahr 2017 war das Wasser getrübt und es waren keine submersen Makrophyten zu sehen.

Im Frühjahr 2017 konnte innerhalb der Mollusken ausschließlich *Physella acuta* nachgewiesen. Die Eintagsfliegen wurden ausschließlich von *Cloen dipterum* vertreten, Köcherfliegen fehlten vollständig. Allein die Artengruppen der Libellen, Käfer und Wasserwanzen waren mit mehr als 3 Arten vertreten, wobei innerhalb der Coleopteren ausschließlich flugfähige Imagines nachgewiesen wurden.

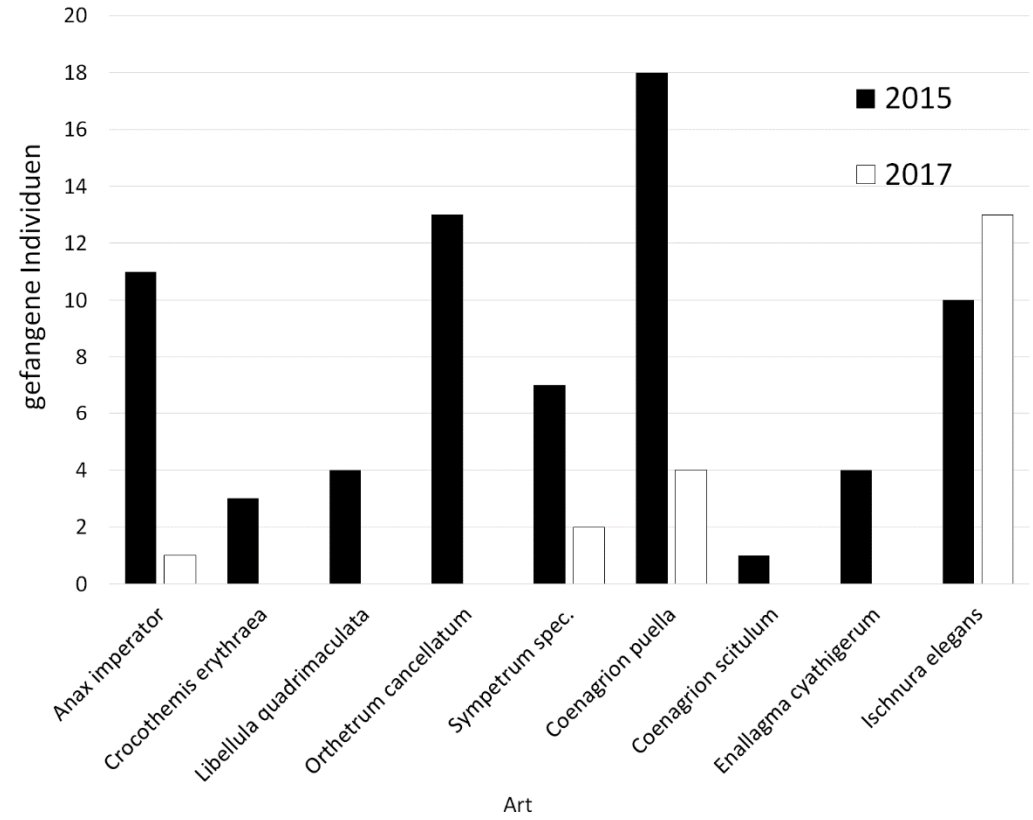


Abb. 3: Gefangene Taxa vor (2015, schwarz) und nach (2017, weiß) der Massenentwicklung von *Orconectes immunis*

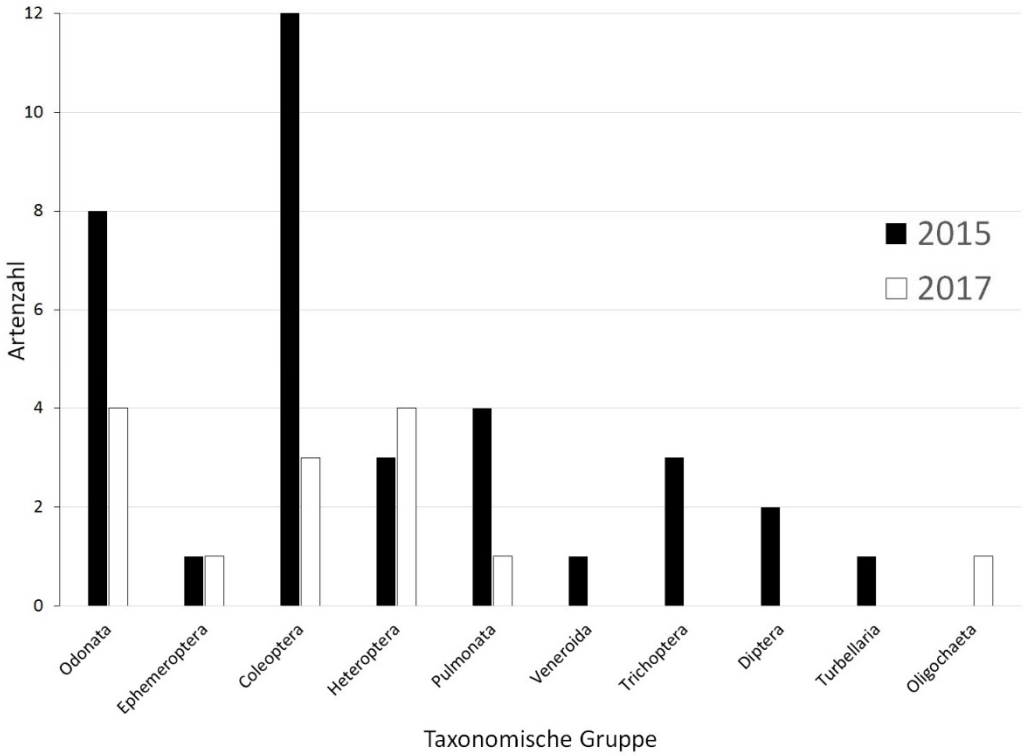


Abb. 4: Erfasste Libellenlarven vor (2015, schwarz) und nach der Massenentwicklung von *Orconectes immunis* (2017, weiß)

Diskussion

Zwischen Frühjahr 2015 und Frühjahr 2017 veränderte sich das Gewässer deutlich. Die Benthosdiversität ging in diesem Zeitraum merklich zurück. Der Anteil juveniler *O. immunis* im Jahr 2017 machte schließlich 44,5 % der nachgewiesenen Organismen aus. Betrachtet man die Zahl gefangener juveniler *O. immunis* im Jahr 2017, welche für ihr Wachstum einen erhöhten Anteil tierischer Nahrung benötigen, lässt sich Prädation nicht ausschließen (Chucholl, 2012; Herrmann, 2017). Jedoch lässt sich der Rückgang nicht ausschließlich dadurch erklären, sondern ist vielmehr das Ergebnis aus direkten und indirekten Einflüssen auf das Nahrungsnetz durch Krebse (Hill & Lodge, 1995; Nyström et al., 1996).

Mit der Massenentwicklung von *O. immunis* gehen die Libellenbestände deutlich zurück (Abb. 4). Auch Nyström et al. (1996) konnten einen vergleichbaren Rückgang der Libellen bei einer großen Population von Signalkrebsen im Gewässer feststellen. Dieser korreliert dort mit steigender Zahl an Krebsen im Gewässer. Zu direkten Effekten auf das Benthos durch Prädation kommt das durch den Kalikokrebs bedingte Fehlen von Makrophyten im Gewässer als Siedelsubstrat für Invertebraten, welches deren Rückgang zusätzlich verstärkt (Letson & Makarewicz, 1994). Der Rückgang makrophytenassoziierter Arten im Benthos bei Trichopteren und Gastropoden konnte durch Nyström et al. ebenfalls festgestellt werden. Zwar können auch andere Effekte den Rückgang dieser Arten bedingen, jedoch zeigen Ergebnisse von Blindow et al (1993) und Dvořak & Best (1982), dass in Stillgewässern ohne Makrophyten weniger Biomasse an Invertebraten vorhanden ist als in solchen, in welchen Makrophyten vorhanden sind. Für vom Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* besiedelte Gewässer konnte ebenfalls ein Rückgang makrophytenassoziierter Invertebraten bei schwindender Makrophytendeckung des Gewässers korreliert werden (Nyström et al., 1996). Zu vergleichbaren Ergebnissen kommen Roessink et al. (2017), bei dieser Studie ist die durch *Orconectes rusticus* verursachte Gewässertrübung und der Rückgang an submersen Makrophyten und makrophytenassoziiertem Benthos korreliert mit der Abundanz an Krebsen im Gewässer.

Wie erwartet konnten nach der Massenentwicklung von *O. immunis* weniger Taxa im Gewässer nachgewiesen werden. Die verbleibenden Taxa werden dominiert von mobilen, einfliegenden Arten der Heteroptera und von im Sediment lebenden *Tubifex* sp.. Bemerkenswert ist das Fehlen von sedimentassoziierten Libellenlarven im Gewässer. Diese Resultate werden durch alte Berichte über *O. immunis* aus Nordamerika bestätigt. Harris (1901) bemerkt in seinen Aufzeichnungen, dass *O. immunis* bei Bildung von großen Populationen in kleinen Stillgewässern nahezu die einzig verbleibende Art sei. In unserer Studie ist die Mehrzahl der als Imago auftretenden Arten als Pionierart anzusehen. Innerhalb der Libellen ist *Ischnura elegans* als einzige Art in ihrem Bestand nicht erkennbar rückläufig. Das Verhalten der Larven dieser Art reduzieren bei Anwesenheit von Prädatoren ihre Aktivität deutlich und suchen verstärkt Deckung (Heads, 1985; Schaffner & Anholt, 1998). Dies könnte ihr im Vergleich zu anderen Arten einen Vorteil bei hoher Krebsdichte verschaffen. Die Großlibellenart *Anax imperator* konnte zwar noch im Gewässer nachgewiesen werden, jedoch nur als ein einziges Individuum. Alle anderen Großlibellenarten, welche im Jahr 2015 noch im Gewässer zu finden waren, sind 2017 nicht mehr nachgewiesen worden.

Für den Rückgang der Großlibellenlarven im Makrozoobenthos kann die Massenentwicklung von *O. immunis* verantwortlich sein, jedoch sind weitere Untersuchungen zur Ernährung der Krebse und der genauen Zusammensetzung ihrer Nahrung im Freiland notwendig, um exakte Aussagen über das Verhältnis von direkten und indirekten Einflüssen von *O. immunis* auf das Makrozoobenthos und dessen Rückgang in Kleingewässern treffen zu können.

Zusammenfassung

In einem Naturschutzgewässer der Stadt Rheinstetten südlich von Karlsruhe kam es im Jahr 2016 zu einer Massenentwicklung des Kalikokrebses *Orconectes immunis*. Es lagen Makrozoobenthosdaten aus dem Jahr 2015 vor, deshalb wurde im Jahr 2017 gezielt und mit identischer Methode die Benthosgemeinschaft untersucht. Zwischen den Jahren 2015 und 2017 ging die Artenzahl des Makrozoobenthos um 61,11 % zurück. Verbleibende Arten zeichnen sich in ihrer Biologie durch Eigenschaften wie Mobilität, Flugfähigkeit oder sedimentassoziierter Lebensweise aus. Das Fehlen von submersen Makrophyten als Siedelsubstrat oder Deckung trägt zur Minderung der Diversität innerhalb des Benthos bei. Sowohl direkte als auch indirekte Auswirkungen auf das Makrozoobenthos durch *O. immunis* sind nachweisbar und wurden bereits für andere Krebsarten beschrieben und untersucht.

Gewässer, die Libellen als Zielarten ihrer Naturschutzfunktion ausweisen, können auf diese Weise ihren Naturschutzstatus verlieren, da die Zielarten in den Gewässern keine Bestände mehr ausbilden können.

Danksagung

Wir danken Martin Reuter, Stefan Eisenbarth und Jürgen Imdieke von der Stadt Rheinstetten herzlich, die unsere Forschungen immer unterstützt und uns Zugang zu diesen Gewässern ermöglicht haben. Des Weiteren danken wir Karsten Grabow für die Unterstützung bei der Bestimmung der Organismen und dem gesamten Team rund um die Arbeit mit dem Kalikokrebs. Das Projekt „Management des invasiven Kalikokrebses zum Schutz der Amphibien und Libellen in Kleingewässern“ wird unterstützt von der Stiftung Naturschutzfonds Baden-Württemberg aus zweckgebundenen Erträgen der Glücksspirale.

Literatur

Ackermann, W., & Sachteleben, J. (2012). *Identifizierung der Hotspots der Biologischen Vielfalt in Deutschland: Erarbeitet im Rahmen des gleichnamigen F+E-Vorhabens (FKZ 3510 82 3700)*. *BfN-Skripten: Vol. 315*. Bonn: Bundesamt für Naturschutz (BfN).

Beck und Partner Karlsruhe. (2014). *Ausgleichsmaßnahmen Zentrales Feuerwehrhaus Rheinstetten: Monitoring - Gutachten.*

Blindow, I., Andersson, G., Hargeby, A., & Johannson, S. (1993). Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*, *30*(1), 159–167.

Brown, P. B., & Wetzel, J. E. (1993). Growth and Survival of Juvenile Orconectes virilis and Orconectes immunis at Different Temperatures. *Journal of the World Aquaculture Society*, *24*(3), 339–343.

Chucholl, C. (2012). Understanding invasion success: Life-history traits and feeding habits of the alien crayfish Orconectes immunis (Decapoda, Astacida, Cambaridae). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. (404), 4.

Coler, R. A., & Seroll, A. (1975). Demonstrated food preferences of Orconectes immunis (Hagen) (Decapoda, Astacidae). *Crustaceana*, *29*(3), 319–320.

Cortés-Jacinto, E., Villareal-Colmenares, H., Civera-Cerecedo, R., & Martínez-Córdova, R. (2003). Effect of dietary protein level on growth and survival of juvenile freshwater crayfish Cherax quadricarinatus (Decapoda: Parastacidae). *Aquaculture Nutrition*, *9*(4), 207–213.

Crawshaw, L. I. (1974). Temperature Selection and Activity in the Crayfish, Orconectes immunis. *Journal of comparitive Physiology*, *95*(4), 315–322.

Crawshaw, L. I. (1983). Effects of thermal acclimation and starvation on temperature selection and activity in the crayfish, Orconectes immunis. *Comperative Biochemical Physiology*, *74A*(2), 475–477.

Dvořak, J., & Best, E. P. H. (1982). Macro-invertebrate communities associated with the macrophytes of Lake Vechten: Structural and functional relationships. In R. D. Gulati & D. S. Parma (Eds.), *Studies on Lake Vechten and Tjeukemeer, The Netherlands,* 115–126. Dordrecht: Springer Netherlands.

Fabiao, A., & Oliveira, J. (1998). Groth responses of juvenile red swamp crayfish, Procambarus clarkii Girard, to several diets under controlled conditions. *Aquaculture Research*, *29*(2), 123–129.
Feminella, J. W., & Resh, V. H. (1989). Submersed macrophytes and grazing crayfish: an experimental study of herbivory in a California freshwater marsh. *Holarctic Ecology*, *12*(1), 1–8.
Harris, J. A. (1901). Notes on the Habits Cambarus immunis Hagen. *The American Naturalist*, *35*(411), 187–191.
Heads, P. A. (1985). The effect of invertebrate and vertebrate predators on the foraging movements of Ischnura elegans larvae (Odonata: Zygoptera). *Freshwater Biology*, *15*(5), 559–571.
Herrmann, A. (2017). Laborversuche zum Einfluss der Nahrungszusammensetzung auf die Jugendentwicklung des Flusskrebses Orconectes immunis. In Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) (Ed.), *Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2016*, 40–45. Hardegsen.
Hill, A. M., & Lodge, D. M. (1995). Multi-Trophic-Level Impact of Sublethal Interactions between Bass and Omnivorous Crayfish. *Journal of the North American Benthological Society*, *14*(2), 306–314.
Keller, M. (2015). *Impact of the Calico Crayfish on Macrobenthos in Ponds. From Research on Invasive Species to a Concept for the Bilingual Primary Classroom* (Wissenschaftliche Arbeit). University of education Karlsruhe, Karlsruhe.
Letson, M. A., & Makarewicz, J. C. (1994). An Experimental Test of the Crayfish (Orconectes immunis) as a Control Mechanism for Submersed Aquatic Macrophytes. *Lake and Reservoir Management*, *10*(2), 127–132.
Martens, A. (2016). Der Kalikokrebs – eine wachsende Bedrohung für Amphibien und Libellen am Oberrhein. *Naturschutzinfo*, *2016*(1), 24–26.
Nyström, P., Brönmark, C., & Granéli, W. (1996). Patterns in benthic food webs: a role for omnivorous crayfish? *Freshwater Biology*, *36*(3), 631–646.
Ott, J. (2017). Sind Auenamphibien noch zu retten? Der ungebremste Vormarsch des Kalikokrebses (Orconectes immunis) (Hagen, 1870) und seine Folgen in der rheinlandpfälzischen Rheinaue (Crustacea: Decapoda: Cambaridae). *RANA*, *2017*(18), 100–113.
Roessink, I., Gylstra, R., Heuts, P., Specken, B., & Ottburg, F. (2017). Impact of invasive crayfish on water quality and aquatic macrophytes in the Netherlands. *Aquatic Invasions*, *12*(3), 397–404.
Schaffner, A. K., & Anholt, B. R. (1998). Influence of Predator Presence and Prey Density on Behaviour and Growth of Damselfly Larvae (Ischnura Elegans) (Odonata: Zygoptera). *Journal of Insect Behaviour*, *11*(6), 793–809.
Tack, P. I. (1941). The Life History and Ecology of the Crayfish Cambarus immunis Hagen. *The american Midland Naturalist*, *25*(2), 420–446.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Erste Erfahrungen bei der Anwendung von Phosphor-Retentionsmodellen für die Trophieprognose von Tagebauseen

Ina Hildebrandt[1], A. Horn[2], Björn Grüneberg[3]

[1] BGD ECOSAX GmbH, Tiergartenstr. 48, 01219 Dresden, i.hildebrandt@bgd-ecosax.de

[2] BGD ECOSAX GmbH, Tiergartenstr. 48, 01219 Dresden, a.horn@bgd-ecosax.de

[3] Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle Bad Saarow, Bjoern.Grueneberg@b-tu.de

Für den Erhalt oder die Ausweisung von Nutzungszielen eines Sees ist eine belastbare Trophieprognose erforderlich. Die wesentliche Kenngröße dabei ist die Gesamtphosphorkonzentration im See. Für natürliche Seen kann diese mit Hilfe des Ansatzes nach OECD (1982) anhand der Phosphorkonzentration aller Zuflüsse ermittelt werden. Da in Tagebaurestseen die Phosphorbindung durch Metallhydroxide (speziell Eisen, Aluminium, Mangan) und dadurch die P-Retention besonders hoch ist, gilt dieses Verfahren jedoch nur eingeschränkt und liefert häufig zu hohe Werte und damit eine unzutreffend hohe Trophieklasse. Anhand empirisch gefundener Regressionen bestimmter bergbaulicher Indikatoren, passten GRÜNEBERG et al. (2010) Gleichungen zur Berechnung der TP-Konzentration im See an die spezifischen Bedingungen von Tagebauseen an.

Aufgrund der Datenlage dieser Studie wurden u.a. folgende Kriterien für die Gültigkeit dieser Modellansätze genannt: pH-neutral, Verweilzeit > 2 Jahre, molares Fe:P-Verhältnis im oberen Sediment > 17, Sulfatkonzentration im Seewasser > 200 mg/L.

Im Rahmen einiger limnologischer Gutachten für Tagebauseen wurde das P-Retentionsmodell nach Grünberg et al. (2010) für zahlreiche Seen bereits erfolgreich durch die BGD ECOSAX GmbH angewendet. Dabei zeigte sich anhand der Kalibrierungen für den gegenwärtigen Zustand, dass das Modell P-Konzentrationen für die Seen See berechnet, die gegenwärtig auch gemessen werden. In einigen Fällen war dies auch der Fall, wenn es über die genannten Randbedingungen hinaus angewendet wurde. Die Modelle wurden daraufhin für Prognosen verwendet und die Ergebnisse mit den Prognosen nach dem OECD-Modell verglichen.

Es werden Fallbeispiele von Tagebauseen verschiedener Charakteristik vorgestellt. Die Seen unterschieden durch ihre Aufenthaltszeit, ihre Eisen- und Aluminiumfrachten der Zuflüsse sowie in ihren Sedimenteigenschaften. Die prognostizierten Trophieklassen werden auch in Abhängigkeit der weiteren Entwicklung der bergbaulichen Beeinflussung der Seen diskutiert. Die Erfahrungen zeigten, dass eine belastbare Trophieprognose nur durch eine komplexe Systemanalyse möglich ist, die es erlaubt, den in Tagebauseen bestimmenden Faktor der zukünftigen Eisen- und Aluminiumeinträge über das Grundwasser zuverlässig zu prognostizieren.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Anwendung der neuen Verfahrensmethode (DIN EN 16695) zur Abschätzung des Phytoplankton-Biovolumens in der Praxis und Auswirkungen auf das Bewertungsverfahren PhytoSee – ein Erfahrungsbericht

Eberhard Hoehn[1], Claus-Dieter Dürselen[2], Juliane Kasten[3], Annette Tworeck[1], Roland Höfer[1], Lydia Oschwald[1], Ursula Riedmüller[4]

[1] LBH, Glümerstr. 2a, 79102 Freiburg, lbh@gewaesserfragen.de

[2] AquaEcology GmbH & Co KG, Marie-Curie-Str 1, 26129 Oldenburg, duerselen@aquaecology.de

[3] Lüttig & Friends, Dretzen 29, 14793 Buckautal, j.kasten@luettig-berlin.de

[4] BNÖ, Erlenweg 13, 79822 Titisee-Neustadt, bnoe@gewaesserfragen.de

Keywords: Phytoplanktonbiovolumen, Phytoplanktonmikroskopie, nicht sichtbare Dimension, PhytoSee

Einleitung

Mit der Norm DIN EN 16695:2015-12 steht seit ca. zwei Jahren eine europaweite Standardmethode zur Abschätzung des Phytoplankton-Biovolumens zur Verfügung. Die Ermittlung der Phytoplanktonbiomasse in Wasserproben erfolgt auf Art- bzw. Gattungsniveau. Dazu werden aus den Proben die Abundanzen der vorhandenen Phytoplanktonorganismen erfasst und mit dem jeweiligen taxonspezifischen Zellvolumen multipliziert. Für die Zellvolumenberechnung einzelner Arten werden einfache geometrische Körper zugrunde gelegt (z.B. Kugel, Zylinder, Rotationsellipsoid etc.). Um das Volumen dieser Körper berechnen zu können, müssen ein bis drei (ggf. auch mehr) Messwerte für alle Raumdimensionen der Zelle vorliegen. Im Lichtmikroskop lassen sich jedoch meist nur zwei Ausdehnungen (Länge, Breite) messen. Die nicht sichtbare Dimension wird dementsprechend als „Hidden Dimension“ (HD; = nicht sichtbare Dimension) bezeichnet. Es ist üblich, für die HD häufig vorkommender Taxa aus der Praxis ermittelte Werte anzunehmen. So wurde in Deutschland bisher von vielen Laboren die in den Technischen Informationen der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren Nr. 7 (ATT TI 7, Hoehn et al. 1998) zusammengestellte Formelgrundlage mit ihren Faktoren für die HD verwendet, die auch bei Nixdorf et al. (2010) als Standard-Methode für Untersuchungen nach EG-WRRL empfohlen wird.

Die neue Norm DIN EN 16695 legt nun in manchen Fällen neue geometrische Körper zugrunde und sie enthält oft von den bisher meist verwendeten Faktoren abweichende Werte für die HD. Gegenüber der ATT TI7 wurden in DIN EN 16695 auch 6 neue/andere Geokörper definiert, im Anhang findet sich eine umfangreiche Taxaliste (2.600 Einträge) mit Zuweisung der Geokörper und Faktoren für die HD sowie Korrektur(Skalier-)faktoren (bezogen auf das gesamte Zellvolumen und den zugeordneten geometrischen Körper).

In ATT TI 7 wird für die HD des kleineren Durchmessers z.B. bei der Gattung *Cryptomonas* ein Faktor von 0,65 (bezogen auf den messbaren größeren Durchmesser = Breite) angegeben, wobei der korrespondierende Körper ein triaxiales Ellipsoid ist. Bei centrischen Kieselalgen der Gattungen *Cyclotella* und *Stephanodiscus* (flacher Zylinder) wird hier der Faktor 0,35 für die Höhe (bezogen auf

den Durchmesser) angegeben. Für die Gattung *Cryptomonas* wird in DIN EN 16695 ein Faktor von 0,8 angegeben und für die Gattungen *Cyclotella* und *Stephanodiscus* liegt der Faktor je nach Art zwischen 0,47 und 0,88. Werden nun die alten Geometrien und Faktoren durch die der neuen Norm ersetzt, ergibt sich bei hohem Aufkommen betroffener Arten eine deutlich abweichende Konzentration an Algenbiomasse für das gleiche Gewässer.

Beispiel solitäre Centrales:
ATT TI7: (Formelzeichen „z“) mit HD Höhe = 0,35 × Durchmesser, („Käseschachtel“), während DIN EN 16695 eher von einer „Tomatenmarkdose“ ausgeht (Höhe ≈ Durchmesser).

Cyclostephanos, Stephanodiscus:	HD = 0,60 × Durchm. → Biovol. nach EN 16695 + 71%,
Cyclotella:	HD = 0,61 × Durchm. → Biovol. nach EN 16695 + 74%
mit einigen Ausnahmen:	
Cyclotella meneghiniana:	HD = 0,86 × Durchm. → Biovol. nach EN 16695 +146%,
Cyclotella radiosa:	HD = 0,47 × Durchm. → Biovol. nach EN 16695 + 34%,
Stephanodiscus hantzschii:	HD = 0,77 × Durchm. → Biovol. nach EN 16695 +120%,
Stephanodiscus minutulus:	HD = 0,88 × Durchm. → Biovol. nach EN 16695 +151%.

Daraus folgen Probleme der Vergleichbarkeit mit Altdaten, aber auch gängige Bewertungsverfahren zur Abschätzung der Trophie (z.B. PhytoSee oder PhytoFluss) kommen bei Verwendung der Zuordnungen aus der neuen Norm unter Umständen zu anderen Ergebnissen. Dabei ist zu bedenken, dass die üblichen Bewertungsverfahren mit Datensätzen entwickelt wurden, die vor Einführung der neuen CEN-Norm (**C**omité **E**uropéen de **N**ormalisation) entstanden sind.

Mit der hier vorliegenden Auswertung sollen die HD-Werte ausgewählter Taxa der neuen Norm geprüft und mögliche Auswirkungen der Anwendung der neuen Norm auf das Bewertungsergebnis nach PhytoSee beschrieben werden.

Material und Methoden

Zur Prüfung der Angaben der HD in DIN EN 16695 wurden im Labor LBH Messungen der HD vorgenommen, welche bei Routineuntersuchungen sonst nicht vermessen werden. Das Problem ist hierbei, dass bei den solitären Centrales in der Utermöhl-Kammer hohe Zellen (kurz vor der Zellteilung?) eher auf die Seite kippen und - da ja nur so messbar - dann auch nur diese in die Ermittlung für die Höhe eingehen. Daher fand eine gezielte Vermessung der Höhe von Schalen statt, bei denen die Zellteilung schon abgeschlossen war, sie aber noch als Kette verbunden waren und somit auf der Seite lagen.

Für die Messung kurzer Centrales-Zellen können Diatomeen-Präparate hilfreich sein, in welchen die Zellen auf der Seite liegen und damit den Blick auf die sonst verdeckte Dimension (Zellhöhe) ermöglichen. Die Präparation erfolgte nach van der Werff (1955), da bei einem Aufschluss mit dieser Methode die Schalenhälften solitärer Centrales i. d .R. noch zusammen bleiben (Nixdorf et al. 2010); ggf. gefundene Einzelschalenhälften wurden nicht berücksichtigt. Bei besonders großen Taxa (z.B. *Stephanodiscus*-Arten) wurden die Zellen in der geöffneten Zählkammer mit dem Objektmanipulator in die für eine Vermessung der Höhe geeignete Lage gedreht.

Für *Ceratium* wurden die Vermessungen sowohl nach ATT TI7 als auch DIN EN 16695 durchgeführt. Hierzu müssen jeweils unterschiedliche Bereiche der Zellen vermessen werden.

Für den Vergleich der Bewertungsergebnisse nach PhytoSee wurden von 16 Jahresgängen aus verschiedenen Seen in Deutschland sowohl die Biovolumenberechnungen nach ATT TI7 als auch nach DIN EN 16695 durchgeführt. Auf diese Datensatzpaare wurde dann jeweils PhytoSee 6.0

(Mischke et al. 2016) angewendet und damit Ergebnisse nach neuen (DIN EN 16695) und alten (ATT TI7) Biovolumenberechnungen verglichen.

Ergebnisse und Diskussion

Solitäre Centrales

Der Vergleich der HDs von Zellhöhen der solitären Centrales nach ATT TI7 und DIN EN 16695 findet sich in Tabelle 1. Die Ergebnisse der LBH-Messungen zeigen, dass bei *Cyclotella meneghiniana* sowie bei den *Stephanodiscus*-Arten die HD nach DIN EN 16695 zu hoch angegeben ist, während die übrigen aufgeführten Centrales den Angaben nach DIN EN 16695 recht nahe kommen.

Tab. 1: Hidden Dimensions verschiedener Centrales-Arten..Faktoren zeigen die Zellhöhe in Abhängigkeit vom Zelldurchmesser.

Taxon	ATT TI7	DIN EN 16695	Messungen LBH
Actinocyclus normanii	0,35 (0,82 alternativ)	0,50	0,62 *
Cyclostephanos dubius	0,35	0,60	0,50 **
Cyclostephanos invisitatus	0,35	0,60	0,50 **
Cyclotella atomus	0,35	0,50	0,63 **
Cyclotella cyclopuncta	0,35	0,61	0,60
Cyclotella meneghiniana	0,35	0,86	0,68
Cyclotella ocellata	0,35	0,61	0,50
Cyclotella radiosa	0,35	0,47	0,50
Stephanodiscus	0,35	0,60	0,49
Stephanodiscus alpinus	0,35	0,60	0,47
Stephanodiscus hantzschii	0,35 (0,55 alternativ)	0,77	0,69
Stephanodiscus minutulus	0,35	0,88	0,54
Stephanodiscus neoastraea	0,35	0,60	0,46

*) Faktor abhängig von der Größe, nimmt bei zunehmendem Durchmesser ab; **) statistisch nicht gut abgesichert (N < 10)

Fazit für die solitären Centrales:

- Der von ATT TI7 angenommene Faktor zur Berechnung der Höhe bei solitären centralen Diatomeen ist mit 0,35 zu niedrig angesetzt.
- Die in DIN EN 16695 festgelegten Faktoren für die Gattungen *Cyclotella*, *Stephanodiscus* und *Cyclostephanos* sind mit einem Wert von 0,6 realistisch.
- Die Faktoren gemäß DIN EN 16695 bei *Stephanodiscus hantzschii* (0,77), *Stephanodiscus minutulus* (0,88) und *Cyclotella meneghiniana* (0,86) können nicht bestätigt werden. Der Faktor bei *Cyclotella radiosa* (0,47) scheint gerechtfertigt.
- Messungen von ca. 12.000 centrischen Diatomeen ohne Artbestimmung (Größenklassen 2,5 bis 15 µm) mittels z-Messeinrichtung ergaben einen HD-Faktor von 0,6 (S. Ulrich, BfUL; pers. Mitt.). Damit kann auch für unbestimmte Centrales (ohne Diatomeenanalyse) ein Wert angegeben werden.

- Weitere Messdaten zur Ermittlung der Höhe von Centrales wären wünschenswert zur abschließenden Klärung, ob auf Artebene tatsächlich wesentliche Unterschiede vorhanden sind.

Ceratium

Die Volumenberechnung von *Ceratium* nach ATT TI7 erfolgt auf Basis eines doppelten Kegelstumpfs mit 4 Kegelfortsätzen (s. Abb. 1). Hierzu müssen fünf bzw. vier Messungen von Länge und Breite vorgenommen werden (drei bis vier Arme und der Körper). Der Vorteil dieser aufwändigen Prozedur ist ein sehr genaues Volumen.

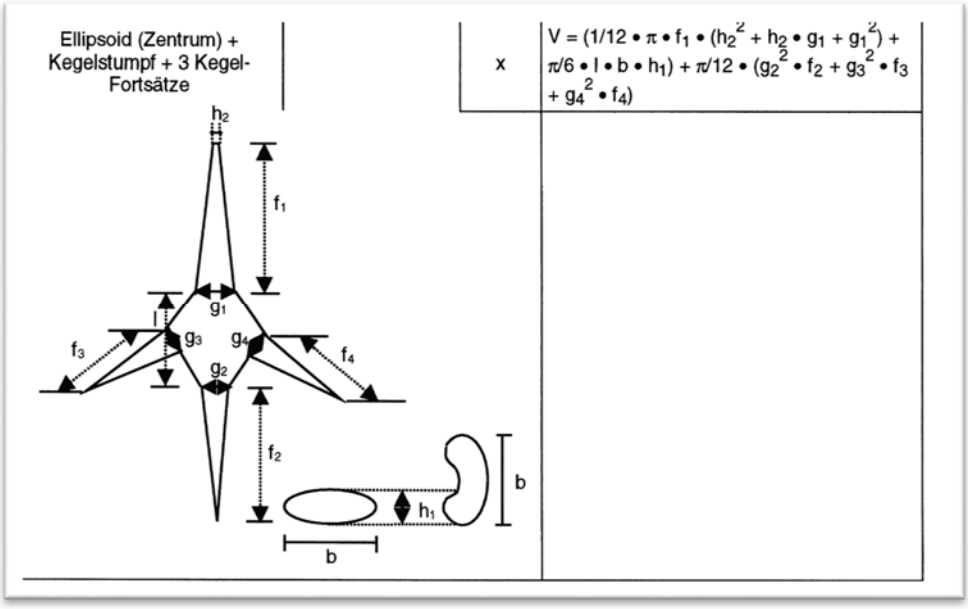


Abb. 1: Vermessungsschema von *Ceratium* nach ATT TI7

Dagegen ist nach DIN EN 16695 der geometrische Körper für die Volumenberechnung von *Ceratium furcoides* deutlich einfacher: ein Kegel mit Halbkugel (Eistüte), der nur 2 Messungen erfordert. Bei *Ceratium hirundinella* erfolgt die Volumenberechnung nach einem Breiten-Volumen-Verhältnis ($V= x \times d^y$), die Werte für x und y unterscheiden sich auf Artebene (*C. hirundinalla*: x = 2,3038; y = 2,532). Es ist lediglich eine Messung (Gürtelbanddurchmesser) erforderlich. Nach Tabelle 2 bestehen im Median der Biovolumen-Ergebnisse nach beiden Berechnungsmethoden kaum Abweichungen.

Tab. 2: Vergleich der Zellvolumen von *Ceratium* nach beiden Methoden

Taxon	Anzahl Messungen	Volumen nach ATT TI7 (Median) [µm³]	Volumen nach DIN EN 16695 (Median) [µm³]
Ceratium furcoides	46	47.947	42.902
Ceratium hirundinella	303	52.350	59.570

Bei *Ceratium furcoides* ergeben sich deutlich geringere Volumina mit der Formel nach DIN EN 16695, wenn der Korpus relativ schmal ist (Abb. 2 links). Bei *Ceratium hirundinella* zeigt sich nach DIN EN 16695 eine Überschätzung des Zellvolumens, wenn der Körper deutlich breiter als lang ist und eine Unterschätzung des Zellvolumens, wenn der Korpus sehr schmal ist oder die Arme sehr lang sind (Abb. 2 rechts). Die Entwicklung des Zellvolumens nach DIN EN 16695 in Abhängigkeit von der Gürtelbandbreite konnte mit den eigenen Messungen nicht nachvollzogen werden, es ergibt sich hier die Regression $V = 494{,}26 \times d^{1{,}1642}$ (Abb. 3).

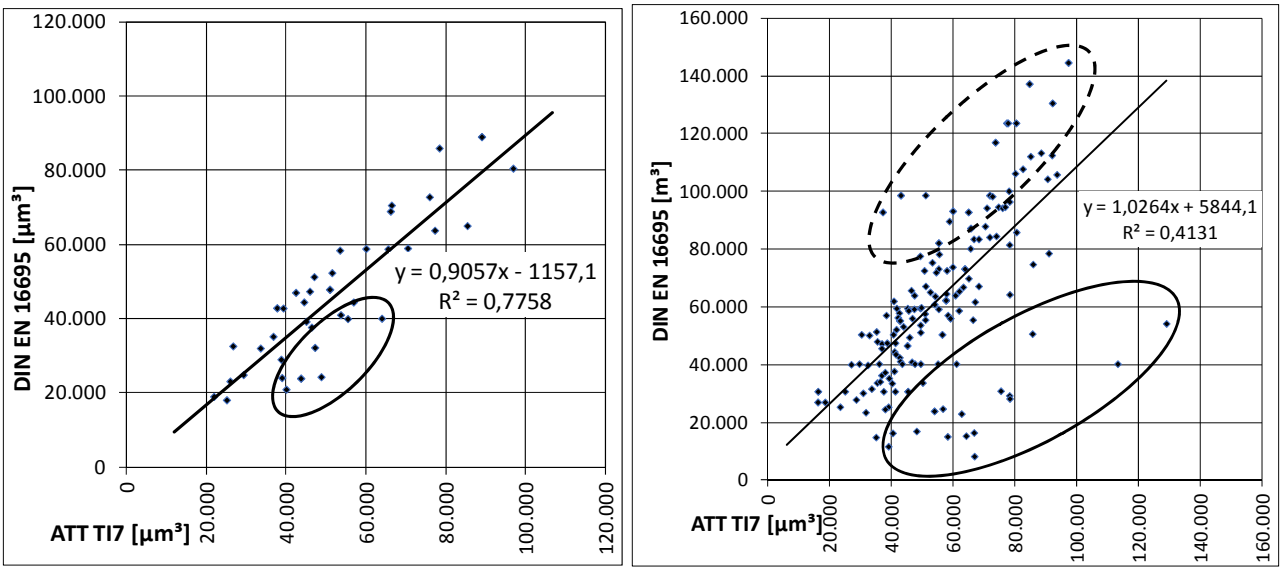


Abb. 2: Zellvolumen von *Ceratium furcoides* (links) sowie *Ceratium hirundinella* (rechts) nach DIN EN 16695 und ATT TI7 mit Regression (Unterschätzungen mit DIN EN 16695: durchgezogene Kreislinie; Überschätzungen mit DIN EN 16695: gestrichelter Kreislinie).

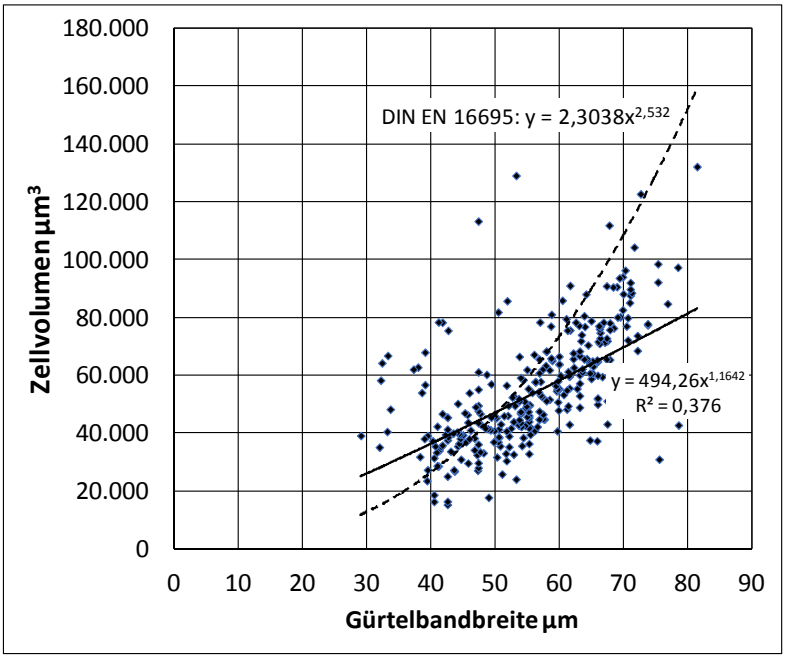


Abb. 3: Regression für das Zellvolumen von *Ceratium hirundinella* in Abhängigkeit von der Gürtelbandbreite. Durchgezogene Linie: eigene Messungen; gestrichelte Linie: Formel nach DIN EN 16695.

Fazit Ceratium

Für *Ceratium furcoides* sind die Abweichungen zwischen den beiden Methoden bei der Zellvolumenberechnung gering, der vereinfachte geometrische Körper nach DIN EN 16695 kann übernommen werden. Bei schmalen Zellen ist das Zellvolumen durch Detailmessungen gemäß ATT TI7 zu überprüfen. Für *Ceratium hirundinella* gibt es nach DIN EN 16695 oftmals sehr hohe Abweichungen (Überschätzungen) des Zellvolumens gegenüber einer Berechnung nach ATT TI7. Der Versuch einer

Anwendung des Körpers "Kegel mit Halbkugel" wie bei *Ceratium furcoides* führte hier nicht zu besseren Ergebnissen. Als mögliche Arbeitserleichterung zur Vermeidung der erforderlichen vielen Vermessungen nach ATT TI7 können allenfalls ein oder mehrere Standardzellvolumina (z.B. 30.000, 50.000 und 80.000 µm³) festgelegt werden, die durch einzelne Kontrollmessungen verifiziert werden müssen.

Auswirkungen im PhytoSee-Verfahren (PSI)

Von den untersuchten 16 Jahresgängen deutscher Seen werden hier 12 dargestellt. Während bei den untersuchten fränkischen Seen die Steigerungen der Biovolumina nach Anwendung der Norm DIN EN 16695 nur zu geringen Steigerungen des PhytoSee Gesamtindex führten (Tab. 3), waren bei nordrheinwestfälischen und hessischen Gewässern stärkere Verschlechterungen des PSI und insb. des Algenklassenmetrics zu verzeichnen (Tab. 4). Besonders evident ist der Werratalsee (Hessen) betroffen, der einen hohen Anteil an centrischen Diatomeen aufweist.

Tab. 3: Vergleich der Bewertung mit PhytoSee Biovolumen (Saisonmittel) bei bayerischen Seen nach beiden Methoden (neu: DIN EN 16695, alt: ATT TI7).

BL	Gewässername	Jahr	PSI Phyto-See-Index	Biomasse-Bewertung	Algenklassen-Bewertung	PTSI-Bewertung	Gesamt BV mm3/l	Diatomeen BV mm³/l	Crypto BV mm³/l
Bay	Altmühlsee BV neu	2013	3,35	3,23	4,35	3,04	6,161	1,559	2,556
Bay	Altmühlsee BV alt	2013	3,30	3,17	4,26	3,02	5,117	1,203	2,101
	Differenz		0,05	0,06	0,09	0,02	1,044	0,356	0,455
	BV-Abweichung in %						20	30	22
Bay	Altmühlsee BV neu	2014	2,96	2,58	3,91	3,05	5,920	1,545	2,417
Bay	Altmühlsee BV alt	2014	2,86	2,45	3,67	3,07	4,834	1,302	1,978
	Differenz		0,10	0,13	0,24	-0,01	1,085	0,243	0,438
	BV-Abweichung in %						22	19	22
Bay	Altmühlsee BV neu	2015	3,69	4,14	4,21	2,76	13,451	1,791	2,430
Bay	Altmühlsee BV alt	2015	3,67	4,10	4,22	2,75	12,403	1,413	1,990
	Differenz		0,02	0,04	-0,01	0,01	1,048	0,378	0,440
	BV-Abweichung in %						8	27	22
Bay	Altmühlsee BV neu	2016	4,22	4,79	4,90	3,01	17,020	0,584	2,345
Bay	Altmühlsee BV alt	2016	4,16	4,76	4,71	2,99	16,146	0,452	1,914
	Differenz		0,05	0,03	0,19	0,02	0,874	0,133	0,430
	BV-Abweichung in %						5	29	22
Bay	Gr. Brombachsee BV neu	2015	2,58	1,69	2,03	3,82	1,061	0,360	0,436
Bay	Gr. Brombachsee BV alt	2015	2,54	1,58	2,10	3,80	0,816	0,225	0,354
	Differenz		0,03	0,11	-0,07	0,02	0,245	0,134	0,082
	BV-Abweichung in %						30	60	23
Bay	Kl. Brombachsee BV neu	2015	3,24	3,14	2,74	3,63	3,327	0,249	1,552
Bay	Kl. Brombachsee BV alt	2015	3,16	3,04	2,59	3,62	2,855	0,227	1,271
	Differenz		0,08	0,10	0,16	0,01	0,472	0,022	0,281
	BV-Abweichung in %						17	9	22
Bay	Kl. Brombachsee BV neu	2016	3,21	2,97	2,87	3,73	4,313	0,886	1,886
Bay	Kl. Brombachsee BV alt	2016	3,13	2,84	2,85	3,71	3,419	0,552	1,546
	Differenz		0,08	0,13	0,03	0,02	0,895	0,334	0,340
	BV-Abweichung in %						26	61	22
Bay	Igelsbachsee BV neu	2014	2,84	2,23	2,56	3,65	1,466	0,267	0,516
Bay	Igelsbachsee BV alt	2014	2,78	2,15	2,47	3,63	1,268	0,236	0,424
	Differenz		0,06	0,08	0,09	0,02	0,198	0,031	0,092
	BV-Abweichung in %						16	13	22
Bay	Igelsbachsee BV neu	2016	2,85	2,19	2,95	3,44	1,601	0,438	0,691
Bay	Igelsbachsee BV alt	2016	2,79	2,06	2,90	3,44	1,240	0,288	0,576
	Differenz		0,06	0,13	0,05	0,00	0,361	0,151	0,115
	BV-Abweichung in %						29	52	20

Tab. 4: Vergleich der Bewertung mit PhytoSee Biovolumen (Saisonmittel) bei Seen in Nordrheinwestfalen und Hessen nach beiden Methoden (neu: DIN EN 16695, alt: ATT TI7)**.**

BL	Gewässername	Jahr	PSI Phyto-See-Index	Biomasse-Bewertung	Algenklassen-Bewertung	PTSI-Bewertung	Gesamt BV mm3/l	Diatomeen BV mm^3/l	Crypto BV mm^3/l
NRW	Altrhein Bienen BV neu	2016	5,09	5,06	5,50	4,56	29,915	9,555	6,237
NRW	Altrhein Bienen_BV alt	2016	5,07	4,99	5,50	4,57	26,617	7,675	5,046
	Differenz		0,03	0,07	0,00	-0,01	3,298	1,879	1,191
	BV-Abweichung in %						12	24	24
NRW	Reeser Bruch BV neu	2016	2,80	2,66	3,05	2,74	2,703	1,489	0,711
NRW	Reeser Bruch_BV alt	2016	2,66	2,51	2,81	2,71	2,111	1,045	0,591
	Differenz		0,14	0,15	0,24	0,03	0,592	0,444	0,119
	BV-Abweichung in %						28	43	20
NRW	Baggersee mittl. Weserbogen BV neu	2016	2,80	2,81	1,93	3,67	2,507	0,435	1,566
NRW	Baggersee mittl. Weserbogen_BV alt	2016	2,64	2,67	1,60	3,64	1,979	0,246	1,172
	Differenz		0,16	0,14	0,33	0,03	0,529	0,188	0,394
	BV-Abweichung in %						27	76	34
Hess.	Werratalsee BV neu	2016	3,94	4,08	4,27	3,18	10,207	3,186	1,049
Hess.	Werratalsee BV alt	2016	3,68	3,94	3,73	3,07	8,165	1,443	0,864
	Differenz		0,26	0,13	0,54	0,11	2,042	1,744	0,185
	BV-Abweichung in %						25	121	21

Fazit für den PSI bei Anwendung der Norm DIN EN 16695

- Die Steigerung der Biovolumina kann gegenüber ATT TI7 im Saisonmittel bis zu 30% (Gesamt) bzw. 120% (Diatomeen) und ca. 20% (Cryptophyceen) betragen.
- In den wenigen ausgewerteten Datensätzen wird der PSI um bis zu 0,25 LAWA-Einheiten, das Biomasse-Metric um bis zu 0,15 und das Algenklassenmetric um bis zu 0,5 Einheiten erhöht. Der PTSI wird von dieser Methodenänderung am wenigsten beeinflusst.
- Umgekehrt zeigen sich in einigen Fällen gegenüber ATT TI7 z.T. auch Verringerungen der Biovolumina, bis zu -5% (Gesamt) und -38% (Diatomeen, Pennales).
- Bei Bestimmung der Biovolumina nach ATT TI7 und Lage der PSI-Bewertung in der Nähe einer Klassengrenze kann es durch Anwendung der DIN EN 16695 bei der Biovolumenberechnung zu einer veränderten Bewertung (Klasse) kommen.
- Daraus ergibt sich das Erfordernis, das PhytoSee-Verfahren hinsichtlich Bewertungskonstanz bundeslandübergreifend und seetypweise zu überprüfen. Hierfür sind doppelte Biovolumenberechnungen (ATT TI7 und DIN EN 16695) und anschließende doppelte PSI-Bewertungen erforderlich.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

- Bisher ergeben sich nach unserer Bearbeitung bei ca. 200 von 2.600 Taxa Korrekturwünsche in DIN EN16695, bei weiteren 425 Taxa besteht Diskussionsbedarf.
- Durch die neuen Formeln (DIN EN 16695) werden gegenüber der ATT TI7 insb. bei den solitären Centrales und Cryptophyceen häufig deutlich höhere Biovolumen errechnet.
- Grundsätzlich sind die HDs die große Unsicherheit, v.a. da sie fast für jede der 2.600 Taxa im Anhang der Norm DIN EN16695 spezifisch ermittelt bzw. geprüft werden müssten, was dem Anwender nicht oder nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand möglich ist.
- Die von DIN EN 16695 festgelegten Faktoren für die HDs sowie Korrekturfaktoren sind in manchen Fällen nicht nachvollziehbar und sollten bei der nächsten Revision (2020) überarbeitet werden.
- Manche Korrekturrfaktoren sind u. E. gar nicht erforderlich.
- Für die Bewertung nach WRRL (amended Annex V) ist die Anwendung der Formeln und Faktoren im Anhang der Norm DIN EN 16695 nicht zwingend geboten, da dieser Anhang in der Norm nur als informativer Annex geführt wird.

- Eine turnusgemäße Revision der DIN EN 16695 wäre 2020 möglich. Es muss aber eine Mehrheit der CEN-Mitgliedstaten dafür votieren. Zudem ist dazu ein Änderungsvorschlag über das nationale Normungsinstitut (DIN) einzureichen.
- Änderungsvorschläge hinsichtlich echter Fehler im Anhang (Zuweisung der Geokörper, Formeln, Korrekturfaktoren etc.) wären bis 2020 sicherlich erstellbar (dazu Arbeitsgruppe und Workshop im LAWA-Projekt O2.17 (Mischke et al. 2018)).
- Deutlich schwieriger wäre die Verifizierung der „Hidden Dimensions“. Dies würde ein neues Forschungsprojekt erfordern, welches finanziert werden muss.
- Selbst wenn alle genannten Bedingungen erfüllt sind und Deutschland einen guten Revisionsvorschlag einreicht wäre unsicher, ob dieser eine Mehrheit in einem CEN-Voting finden würde.
- Eine solche Revision würde einige Jahre in Anspruch nehmen. Es bleibt die Frage, wie die deutschen Umweltbehörden bis dahin verfahren können. Weiterhin mit der alten Methode nach ATT TI7 rechnen oder bei Anwendung der aktuellen DIN EN 16695 einen Bruch in den Bewertungen in Kauf nehmen? Eine Lösung kann somit vorerst nur in einer nationalen Handlungsanweisung sowie der Anpassung der nationalen Bewertungsverfahren liegen (s. Ausblick).

Ausblick

- Die Formeln von DIN EN16695 werden mit Überarbeitung der HTL (Harmonisierte Taxa-Liste, Mischke & Kusber 2008) im Taxonomie-Projekt der LAWA (O2.17) eingearbeitet (Mischke et al. 2018). Die Überarbeitungen und Korrekturen der Formeln und Faktoren werden dann mit der deutschen Fachwelt in einem Workshop im Januar 2018 diskutiert.
- Diese neue HTL wird als Grundlage für eine bundesweit einheitliche Phytoplanktonanalyse publiziert (LAWA-Projekt O2.17) und kann dann zugleich als Basis für eine Revision von DIN EN 16695 dienen.
- Die deutschen Phytoplanktonbewertungsverfahren PhytoSee und PhytoFluss sollten - wenn erforderlich - an die neuen Biovolumenberechnungen angepasst werden.

Danksagung

Wir danken dem LAWA-Expertenkreis „Seen“ für die Unterstützung und Sensibilisierung für dieses Thema.

Literatur

DIN EN 16695:2015-12 (2015): Water quality – Guidance on the estimation of phytoplankton biovolume-Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Abschätzung des Phytoplankton-Biovolumens. 83 S.. Beuth, Berlin.

Hoehn, E., Clasen, J., Scharf, W., Ketelaars, H.A.M., Nienhüser, A.E., Horn, H., Kersken, H. & Ewig, B. (1998): Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. ATT-Technische Information Nr. 7., 2. völlig neu bearbeitete Aufl. Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren, AK-Biologie, Siegburg. Kommissionsverlag Oldenbourg. 151 S..

Mischke, U., Kusber W.-H. & Riedmüller, U. (2008): Auszüge aus der harmonisierten Taxaliste des Phytoplanktons mit einem Vorschlag zur verfahrensspezifischen Mindestbestimmungstiefe für die Bewertung von natürlichen Seen der Ökoregionen Alpen und norddeutsches Tiefland. In: Mischke, U. & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässererreport (Nr. 10), BTUC-AR 2/2008, Eigenverlag BTU Cottbus, 203-263.

Mischke, U., Riedmüller U., Hoehn E., Nixdorf B. (2016): Handbuch Phyto-See-Index - Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall". Stand Dezember 2016. 79 S.

Mischke, U., Kusber, W.H., Kasten, J., Hoehn, E., Tworeck, A., Oschwald, L., Dürselen, C.-D., Täuscher, L., & Riedmüller, U. (2018): Aktualisierung der Taxaliste Phytoplankton für die WRRL-Bewertungsverfahren. Ergebnisse der DGL-Jahrestagung 2017 in Cottbus (dieser Band).

Nixdorf, B., Hoehn, E., Riedmüller, U., Mischke, U., &Schönfelder, I. (2010): Probenahme und Analyse des Phytoplanktons in Seen und Flüssen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. Handbuch Angewandte Limnologie – Methodische Grundlagen. III-4.3.1. Erg. Lfg. 4/10: 1-24.

van der Werff, A. (1955): A new method of concentrating and cleaning diatoms and other organisms. Proc. Int. Assoc. theor. appl. Limnology 13, 276-277.

Depth-distribution of benthic diatoms in two adjacent subalpine lakes (Lakes Soiernseen, Karwendel): invaluable support for mountain lake assessment and paleolimnological studies

Andrea Hofmann, Uta Raeder

TU München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Aquatische Systembiologie, Limnologische Station Iffeldorf, Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf, * a.hofmann@tum.de

Mountain lakes are highly valuable natural resources hosting unique and sensitive species assemblages, which are well adapted to the prevailing extreme weather conditions. Reduced water availability due to climate change emphasized their role as drinking water reservoirs. Their specialized species communities, however, are very sensitive to environmental change caused by global warming. Therefore, accurate scientific knowledge of the dynamics in the lakes´ ecosystems is very important. Diatoms are very useful indicators for altered environmental conditions. Even slight changes of physical and chemical parameters may effect significant changes in diatom assemblages. Littoral diatom communities have a long history of being used to estimate the actual trophic status of freshwater systems. In addition, subfossil diatoms have been used to reconstruct the development of the nutrient status in lakes.

The depth-distribution of benthic diatoms in two adjacent, but hydrological distinct subalpine lakes was investigated. Mixed samples of epilithic, epipsammic and epipelic periphyton were taken in one-meter steps by scuba divers. Additionally, chemical and physical parameters were measured throughout the year. A weather station recorded air temperature, wind velocity and precipitation data. Temperature data logger provided continuous documentation of the lakes´ water temperature.

We found that, most of the diatoms preferred certain depths, as a function of habitat stability, light, nutrient availability and substrate variety. Pioneer species, adapted to instable conditions due to their growth form, appeared in the highly disturbed upper part of the depth profile. Dominant species of the deeper zones had a clear preference for slightly higher trophic conditions. Diversity was highest in the mid-depth-sector. The assemblages living there most likely represented the actual trophic state of the lake depending on the phosphorus concentration of the lake water.

The results indicate that the diatom assemblages in various depths show very different preferences to trophic conditions. Traditionally, sediment of the deepest area is used to reconstruct environmental conditions. However, samples from this area did not correctly indicate the current trophic status. Therefore, it is essential to develop a method, which allows solid conclusions in paleolimnological studies.

This project is funded by the Bavarian State Ministry of the Environment and Consumer Protection.

Auswirkungen der Uferstruktur auf die Hydro- und Morphodynamik und Biozönose

Hilmar Hofmann

Arbeitsgruppe Umweltphysik, Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainaustr. 252, 78464 Konstanz, Tel.: 07531-883232, Fax: 07531-883533, E-Mail: hilmar.hofmann@uni-konstanz.de

Impulsbeitrag zu Session S10

Die Ufer zahlreicher Seen und Flüsse unterliegen einem erheblichen Nutzungsdruck und weisen strukturelle Beeinträchtigungen auf. Hafenanlagen, Uferverbauungen, aber auch der Wassersport und die Schifffahrt beeinflussen Wellen, Strömungen und damit den Feststoffhaushalt, Makrozoobenthos und Makrophyten. Bislang sind die komplexen Prozesszusammenhänge und deren Wechselwirkungen, die durch die hydromorphologischen Veränderungen in der Uferzone hervorgerufen werden, nicht hinreichend verstanden.

Die Session versammelt Beiträge, die die vielschichtigen anthropogenen und hydromorphologischen Belastungen der Uferzone bewerten, Beurteilungsverfahren zum ökologischen Zustand gemäß der WRRL anhand biotischer Indikatoren entwickeln, wissenschaftlichen Grundlagen zu Prozessen in der Flachwasserzone erweitern, Methoden zur Charakterisierung und Quantifizierung des Feststofftransortes verfeinern und Lösungsvorschläge und Empfehlungen zur nachhaltigen Entwicklung und Nutzung der Uferzone diskutieren.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus)

Remobilisierung und Transport von Partikeln in der Flachwasserzone des Bodensees

Hilmar Hofmann, Pushpa Dissanayake

Arbeitsgruppe Umweltphysik, Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainaustr. 252, 78464 Konstanz, Tel.: 07531-883232, Fax: 07531-883533, E-Mail: hilmar.hofmann@uni-konstanz.de

Keywords: Hydrodynamik, Oberflächenwellen, Strömung, Sedimentdynamik und-transport, numerische Experimente, Modelle

Die Ufer zahlreicher Seen sind strukturell durch Hafenanlagen und Uferverbauungen erheblich beeinträchtig. Diese führen im Zusammenspiel mit Wasserspiegelschwankungen und Starkwindereignissen zur lokalen Erosion der Sedimente. Bislang sind aber die zugrunde liegenden Prozesse wie die Hydrodynamik in der Flachwasserzone und die Sedimentremobilisierung und der Sedimenttransport, die die Erosion hervorrufen, nicht hinreichend verstanden. Die Sedimentdynamik in der Flachwasserzone ist durch die Eigenschaften des Oberflächenwellenfelds, die seeweite Hintergrundströmung, die Partikeleigenschaften der Decksedimente und den Wasserspiegel beeinflusst. Die Hydro- und Sedimentdynamik und der Sedimentnettotransport wurden durch hochaufgelöste Messkampagnen über Monate in der Flachwasserzone des Bodensees erfasst und mit numerischen Experimenten unter Verwendung der Modelle SWAN, SWASH und Delft3D kombiniert. Windwellen sind meist durch niedrige Amplituden und Perioden und kurze Wellenlängen charakterisiert. Nur während Starkwindereignissen konnte eine signifikante Remobilisierung und der Transport von Decksedimenten in der Flachwasserzone des Bodensees beobachtet werden. Die Hintergrundströmung ist vor allem in der Flachwasserzone uferparallel, wo der größte Sedimentnettotransport beobachtet wird. Die Muster des für den Transport entscheidenden Strömungsfelds sind saisonal unterschiedlich und durch die Interaktion zwischen der Richtung des beckenweiten Strömungsfelds, der Richtung des Wellenfelds und der sich lokal ändernden Morphologie, z.B. Hafenanlagen, beeinflusst. Die Wechselwirkung zwischen der Ufermorphologie, Sedimentremobilisierung und Hintergrundströmung bestimmt die resultierende, horizontale Verteilung des Sedimentnettotransports.

Zur Notwendigkeit neuer Diatomeen-Eichdatensätze für die Paläo-Indikation

Thomas Hübener, Mirko Dreßler

Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Wismarsche Str. 44, 18051 Rostock

thomas.huebener@uni-rostock.de, mirko.dressler@gmx.de

Diatomeen sind auf Grund der Menge an diagnostisch wichtigen Arten in nahezu allen Gewässern und der Haltbarkeit ihrer Silikatschalen in aquatischen Sedimenten eine der am häufigsten genutzten Bioindikatoren, sowohl in aktuellen Indikationssystemen (z.B. Kelly et al. 1998, Stevenson & Bahls 1999, Schaumburg et al. 2011) als auch in paläoökologischen Untersuchungen (Berglund 1986, Battarbee et al. 2010, Smol & Stoermer 2010). Diese Anwendung wurde massiv gefördert durch Forderungen der EU-WRRL (EU 2000) nach Ermittlung von Referenzbedingungen, die es in vielen europäischen Regionen nur als historische Gewässerzustände gibt.

Die für Paläorekontruktionen notwendigen Diatomeen-Eichdatensätze (EDS) sind durchgängig 10-30 Jahre alt. Methodische Entwicklungen ergaben sich vor allem durch anschließende Zusammenlegungen dieser EDS (Battarbee et al. 2000, Hübener et al. 2008) für eine überregionale Nutzung, zur Erweiterung der Länge der Gradienten der interessierenden Umweltparameter (TP, pH) sowie zur möglichen Zusammenstellung Projekt- oder Probenpassgenauer Eichdatensätze (Modern Analogue Technique; Moving Window Approach).

Parallel zur Nutzung von Diatomeen EDS erfuhr die Systematik der Diatomeen in den letzten Jahrzehnten massive Veränderungen. Die meisten der klassischen Großgattungen (Navicula, Cymbella, Gomphonema, Amphora, Fragilaria) wurden vollständig neu überarbeitet mit dem Ergebnis, dass zusätzlich zu vielen Neubeschreibungen eine Vielzahl von Gattungen und Arten neu definiert oder umkombiniert wurden. Für diese neuen Taxa fehlen belastbare Angaben zu deren ökologischen Präferenzen, so dass sie noch nicht für eine Indikationsanwendung nutzbar sind. D.h., es entwickelt sich seit einigen Jahren eine Diskrepanz zwischen der Taxonomie/Systematik der Diatomeen und der ökologischen Anwendung vor allem in der Paläo-Indikation.

Aktuell wird die neue Systematik in der Paläolimnologie faktisch negiert, bzw. die entwickelten Indikationssysteme werden durch nachträgliche Wiedervereinigung mit den klassischen Taxa nutzbar gehalten. Eine derartige Anpassung ist über einen längeren Zeitraum nur unter Qualitätsverlust durchzuhalten. Gleichzeitig verschließt man sich neuer Indikationsmöglichkeiten, die sich aus den neuen Erkenntnissen der Systematik ergeben bzw. ergeben könnten. Für diese neuen Taxa müssen gänzlich neue Verbreitungsangaben erhoben bzw. errechnet werden.

Es wird im Weiteren ein Projekt zur Erarbeitung eines neuen überregionalen Diatomeen EDS für die Rekonstruktion wichtiger gewässergüterelevante Parameter vorgestellt. Die Organisation dieses EDS soll auch eine kontinuierliche Berücksichtigung neuer systematischer Erkenntnisse bei den Indikatoren einschließen.

Zeitliche und räumliche Muster der Fraßaktivität der Nase (*Chondrostoma nasus*)

Dirk Hübner[1], Theresa Graf[1], Jan Neuser[2], Tobias Reßing[2], Manfred Fetthauer[3], Jörg Schneider[1], Madlen Gerke[2], Carola Winkelmann[2]

[1] Bürogemeinschaft für fisch- und gewässerökologische Studien, Über dem Grund 1, 35041 Marburg, dirk-huebner@arcor.de, theresa.graf@uni-marburg.de, Unterlindau 78, 60323 Frankfurt, bfs-schneider@web.de

[2] Universität Koblenz-Landau, Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Universitätsstraße 1, 56070 Koblenz, jneuser@uni-koblenz.de, tobiasressing@uni-koblenz.de, mgerke@uni-koblenz.de, cawinkelmann@uni-koblenz.de

[3] ARGE Nister/Obere Wied e.V. , Mühlenweg 3, 57629 Stein-Wingert, m.fetthauer@t-online.de

Die Nase ist eine herbivore Fischart, die in mitteleuropäischen Fließgewässern den Aufwuchs am Gewässergrund abweidet. Mit ihrer Fraßtätigkeit können die Fische daher potentiell Eutrophierungserscheinungen in Mittelgebirgsflüssen (z.B. Kolmation des Kieslückensystems) reduzieren und somit eine wichtige Ökosystemdienstleistung erbringen. Im Rahmen eines Biomanipulationsprojekts zum Einfluss von Fischen auf die Habitatqualität des hyporheischen Interstitials wurde daher die Fraßaktivität der Nasen analysiert. Die räumlichen und zeitlichen Muster der Fraßaktivität können den Einfluss der Nasen auf das Kieslückensystem maßgeblich beeinflussen, zum Beispiel falls nur bestimmte Bereiche beweidet werden oder Fraßpausen in bestimmten Perioden zu Algenmassenentwicklungen führen. An einem Weideplatz der Nase in einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss (Nister) wurden daher ihre Fraßaktivität und deren zeitliche Variabilität dokumentiert. Zur zeitlichen Erfassung der Fraßaktivität am Weideplatz wurden über der Wasserfläche drei Wildkameras angebracht, welche das Flussbett von oben täglich von 6-22 Uhr vollautomatisch in 10-Minuten-Intervallen fotografierten (von Ende Mai bis Mitte November). Durch Auszählen der Fische auf den Fotos konnten die tageszeitlichen Aktivitätsmuster der Nasen am Fraßplatz aufgenommen werden. In Intervallen von 5-7 Tagen (in Abhängigkeit von der Bildqualität) wurden auf diesen Fotos die Fraßaktivitäten quantifiziert, indem die Flächen der typischen Fraßspuren der Nase vermessen und in Beziehung zu den potentiell verfügbaren Fraßflächen gesetzt wurden. Weiterhin wurde die Verteilung weiterer Fraßstellen flächendeckend in einem 500 Meter langen Abschnitt der Nister kartiert. Bei dieser Kartierung wurden die Parameter Substrat, Fließgeschwindigkeit, Beschattungsgrad und Wassertiefe aufgenommen, um die Eigenschaften geeigneter Weideplätze für Nasen zu charakterisieren und den potentiellen Einfluss der Fraßaktivität der Nasen auf das hyporheische Interstitial im gesamten Streckenabschnitt abzuschätzen.

Erste Ergebnisse zeigen hohe saisonale Schwankungen der Fraßaktivität am Weideplatz. Vom Frühjahr bis zum Sommer waren die Fraßaktivitäten am höchsten. Dabei wurde am Fraßplatz teilweise > 70 % der nutzbaren Fläche von den Nasen abgeweidet. In den Herbstmonaten war der relative Anteil mit 10-20 % an dieser Fläche sehr viel geringer. Insbesondere im Sommer konnten ausgeprägte, mehrtägige Fraßpausen beobachtet werden, deren Ursachen aber bislang noch nicht eindeutig identifiziert werden konnte. Des Weiteren zeigten die Nasen in den verschiedenen Monaten unterschiedliche tageszeitliche Aktivitäten am Fraßplatz und ausgeprägte Muster in der räumlichen Verteilung der Nasenfraßplätze im Gewässer.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus)

Transport von Salzen und Schwermetallen beim Niedrigwasser der Elbe im Jahr 2015

Gerd Hübner[1], Daniel Schwandt[1] & Volker Kirchesch[1]

[1] Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz; huebner@bafg.de, schwandt@bafg.de, volker.kirchesch@bafg.de

Keywords: Stofftransport, Salz, Schwermetalle, Niedrigwasser, Monitoring, Modellierung, Elbe

Einleitung

Das Niedrigwasser der Elbe im Sommer und Herbst 2015 war langanhaltend mit zeitweise extrem geringer Wasserführung. Zur Untersuchung der Wasserbeschaffenheit kam – koordiniert von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) – das „Messprogramm für hydrologische Extremereignisse an der Elbe“ (MPE) der Flussgebietsgemeinschaft (FGG) Elbe (FGG Elbe 2015a) zum Einsatz. Beim Niedrigwasser wurden verbreitet erhöhte Konzentrationen von Salzionen und Arsen sowie stellenweise erhöhte Schwermetallkonzentrationen gemessen (Hübner & Schwandt 2016). In diesem Beitrag werden Ergebnisse zur Salz-, Schwermetall- und Arsenbelastung der Elbe im Hinblick auf Einträge und den Stofftransport bilanziert. Die Untersuchungen dienen der Identifizierung von Belastungsquellen und der Optimierung des Monitorings. Sie bilden eine Grundlage für die Modellierung des Schadstofftransports bei Niedrigwasser.

Messprogramm Extremereignisse und weitere Datengrundlagen

Im Rahmen des MPE wurde die Wasserbeschaffenheit der Elbe und ihrer Hauptzuflüsse von Juli bis Oktober 2015 durch 14-tägliche Stichproben an Messstellen zwischen Schmilka und Schnackenburg von Fachbehörden / -institutionen der beteiligten Bundesländer beprobt (Tab. 1). Die Messergebnisse sind von der Informationsplattform Undine (http://undine.bafg.de) und vom FIS-Datenportal der FGG Elbe (http://elbe-datenportal.de) abrufbar. Die hier vorgenommenen Auswertungen beziehen sich bei Schwermetallen und Arsen auf Messergebnisse der unfiltrierten Probe (Gesamtprobe), bei Chlorid und Sulfat auf filtrierte Proben.

Neben den Ergebnissen des MPE wurden folgende Daten aus dem Jahr 2015 einbezogen:

● Messergebnisse aus den Routine-Monitoringprogrammen zur Flusswasserbeschaffenheit im Elbegebiet der Bundesländer Sachsen (Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie [LfULG]), Sachsen-Anhalt (Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft [LHW]), Brandenburg (Landesamt für Umwelt [LfU]), Niedersachsen (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz [NLWKN]) und Mecklenburg-Vorpommern (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie [LUNG]); soweit als möglich wurden die Messwerte aus dem FIS-Datenportal der FGG Elbe bezogen

● Durchfluss (Tagesmittelwerte) an Pegeln der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) und der vorgenannten Bundesländer

● Chloridkonzentration der Elbe bei Geesthacht im Juli/August (2-tägliche Tagesmischproben; Probenahme und Messung durch BfG)

● Abflussbeschaffenheit der Kläranlagen Dresden-Kaditz, Dessau-Roßlau und Magdeburg-Gerwisch

● Jahresemissionen von direkt einleitenden Industriebetrieben im Elbegebiet aus dem „Pollutant Release and Transfer Register" – Datenportal „Thru" des Umweltbundesamtes (www.thru.de), die linear zu Tagesemissionen disaggregiert wurden; für Chlorideinleitungen aus dem Kaliwerk Zielitz lagen Tageswerte vor (K+S Zielitz 2017).

Tab. 1: Gütemessstellen, ihre Betreiber und Bezugspegel beim MPE 2015

Fluss	Messstelle	Fluss-	Flussseite	Betreiber	Bezugspegel
Elbe	Schmilka	3,9	rechts	LfULG Sachsen (Auftraggeber)	Schöna
Elbe	Wittenberg	213,8	Mitte	LHW Sachsen-Anhalt	Wittenberg
Elbe	Magdeburg	318,1	links	LHW Sachsen-Anhalt	MD-Strombrücke
Elbe	Cumlosen	470,0	rechts	LfU Brandenburg	Wittenberge
Elbe	Schnackenburg	474,5	links	NLWKN - Niedersachsen	Wittenberge
Mulde	Dessau	7,6	links	LHW Sachsen-Anhalt	Priorau
Saale	Rosenburg	4,5	rechts	LHW Sachsen-Anhalt	Calbe-Grizehne
Havel	Havelberg	144,9	rechts	LfU Brandenburg	Havelberg-Stadt

Methoden der Frachtbilanzierung und Modellierung

Die mittlere Tagesfracht der Elbe zwischen Schmilka und Schnackenburg im Zeitraum 20.7.-5.10.2015 (= „mittlere Niedrigwasser-Tagesfracht") wurde auf der Grundlage von Tagesmittelwerten des Durchflusses auf drei Wegen berechnet:

1) Die mittleren Niedrigwasser-Tagesfrachten aus Nebenflüssen (alle Nebenflüsse mit MQ > 0,5 m³/d, soweit Messwerte zur Stoffkonzentration vorlagen) und Einleitungen (große Kläranlagen, Direkteinleiter) wurden sukzessive zur mittleren Niedrigwasser-Tagesfracht bei Schmilka (Eingangsfracht aus der Tschechischen Republik, berechnet nach Nr. 3) addiert. Diese mit dem Fließweg der Elbe wachsende Frachtsumme wird nachfolgend „akkumulierte Fracht" genannt.

2) Berechnung der mittleren Niedrigwasser-Tagesfracht anhand der Messergebnisse von Wasserproben (Stichproben) der Elbe nach dem MPE. Zur Berechnung der Fracht der Salzionen der Elbe bei Magdeburg wurden Messwerte des MPE (linkes Ufer) und terminlich entsprechende weitere Messwerte des Landes Sachsen-Anhalt vom rechten Ufer gemittelt. Die Elbe bei Magdeburg weist bekanntermaßen durch das noch nicht vollständig eingemischte Saalewasser signifikante Unterschiede im Gewässerchemismus der rechten und linken Seite des Querprofils auf (z. B. Weigold & Baborowski 2009). Bei den Schwermetallen standen keine entsprechenden Messergebnisse vom rechten Ufer zur Verfügung, weshalb zur Messstelle Magdeburg keine Frachtberechnung erfolgte.

3) Berechnung der mittleren Niedrigwasser-Tagesfracht nach der Konzentration in Wochenmischproben der Elbe bei Schmilka, Wittenberg und Schnackenburg gemäß dem koordinierten Messprogramm der FGG Elbe (2015b).

Für 1) bis 3) gilt, dass Stoffkonzentrationen unter der Bestimmungsgrenze mit der Hälfte dieser Grenze einbezogen wurden. Auch wenn der Begriff „Frachtberechnung" verwendet wird, haben alle dargestellten Frachtergebnisse aufgrund der zugrunde liegenden punktuellen Beprobung den Charakter von Schätzwerten.

Die zur Frachtberechnung unter 1) zusammengestellten Daten bilden gleichzeitig die Datengrundlage für die Modellierung mit dem Gewässergütemodell QSim der BfG (BfG 2012). Das Modell wurde hier als 1-dimensionales Stofftransportmodell für die Elbe zwischen Schmilka und Geesthacht eingerichtet. Unter Einsatz des neu entwickelten QSim-Moduls „Konservative Substanzen“ werden Modellergebnisse zur Wasserführung der Elbe, ihrer Chloridkonzentration und der daraus berechneten Chloridfracht wiedergegeben.

Ergebnisse

Frachtbilanzierung

In den Abbildungen 1 und 2 sind die als akkumulierte Fracht nach Zuflüssen und Einleitungen berechneten mittleren Niedrigwasser-Tagesfrachten der Elbe für Salzionen, ausgewählte Schwermetalle und Arsen flächig dargestellt. Die Dreieckssymbole geben die Berechnungsergebnisse der mittleren Niedrigwasser-Tagesfracht nach Stichproben (MPE) und Wochenmischproben wieder. Bei Schmilka und Wittenberg zeigen sich insgesamt keine großen Abweichungen der unterschiedlich berechneten Frachten. Nach dem Zufluss der Mulde und Saale vergrößerte sich die Fracht erheblich, während die Havel nur bei Sulfat einen größeren Frachtanteil beisteuerte.

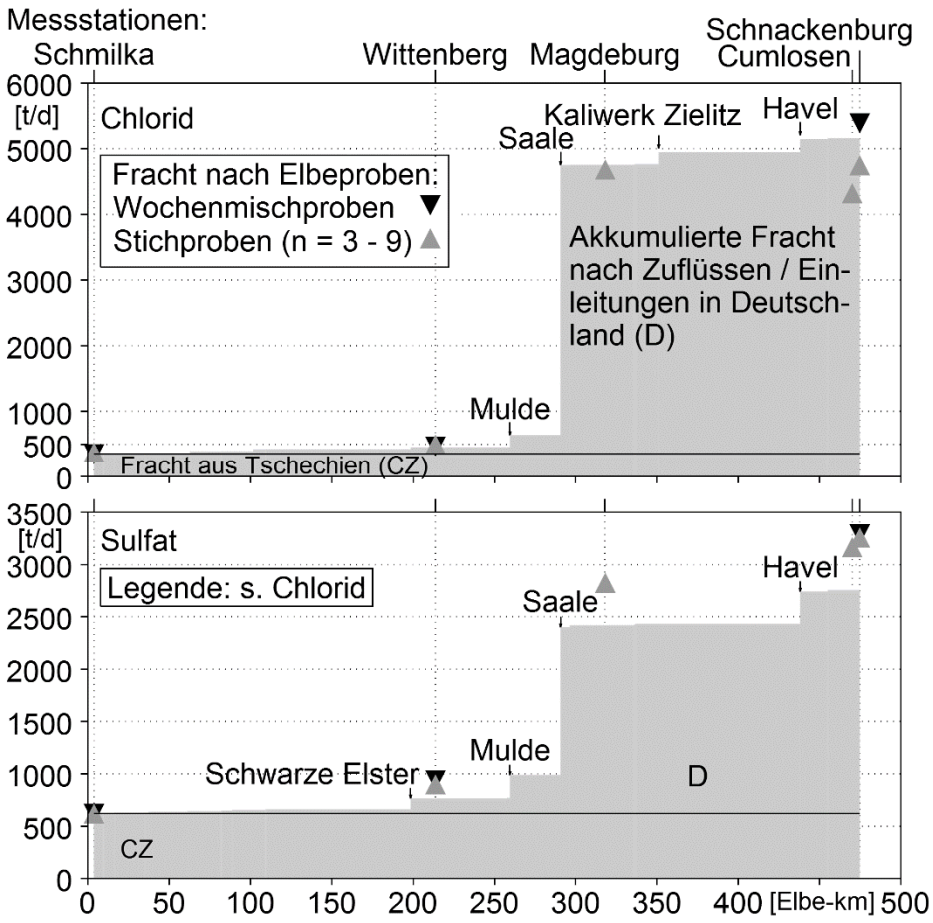


Abb. 1: Mittlere Niedrigwasser-Tagesfracht der Elbe von Chlorid und Sulfat: akkumulierte Fracht nach Zuflüssen / Einleitungen zwischen Schmilka und Schnackenburg versus Fracht nach Wochenmisch- und Stichproben (MPE) aus der Elbe über der Fracht aus der Tschechischen Republik

Im Fall des Chlorids (Abb. 1) stimmen die nach Stichproben berechnete Fracht der Elbe bei Magdeburg und die nach Wochenmischproben berechnete Fracht der Elbe bei Schnackenburg gut mit der

akkumulierten Facht überein. Nur die für Cumlosen und Schnackenburg nach Stichproben ermittelten Frachten sind geringer. Beim Sulfat ist die akkumulierte Fracht in Magdeburg und Schnackenburg deutlich kleiner als die nach Stich- bzw. Wochenmischproben berechnete Fracht.

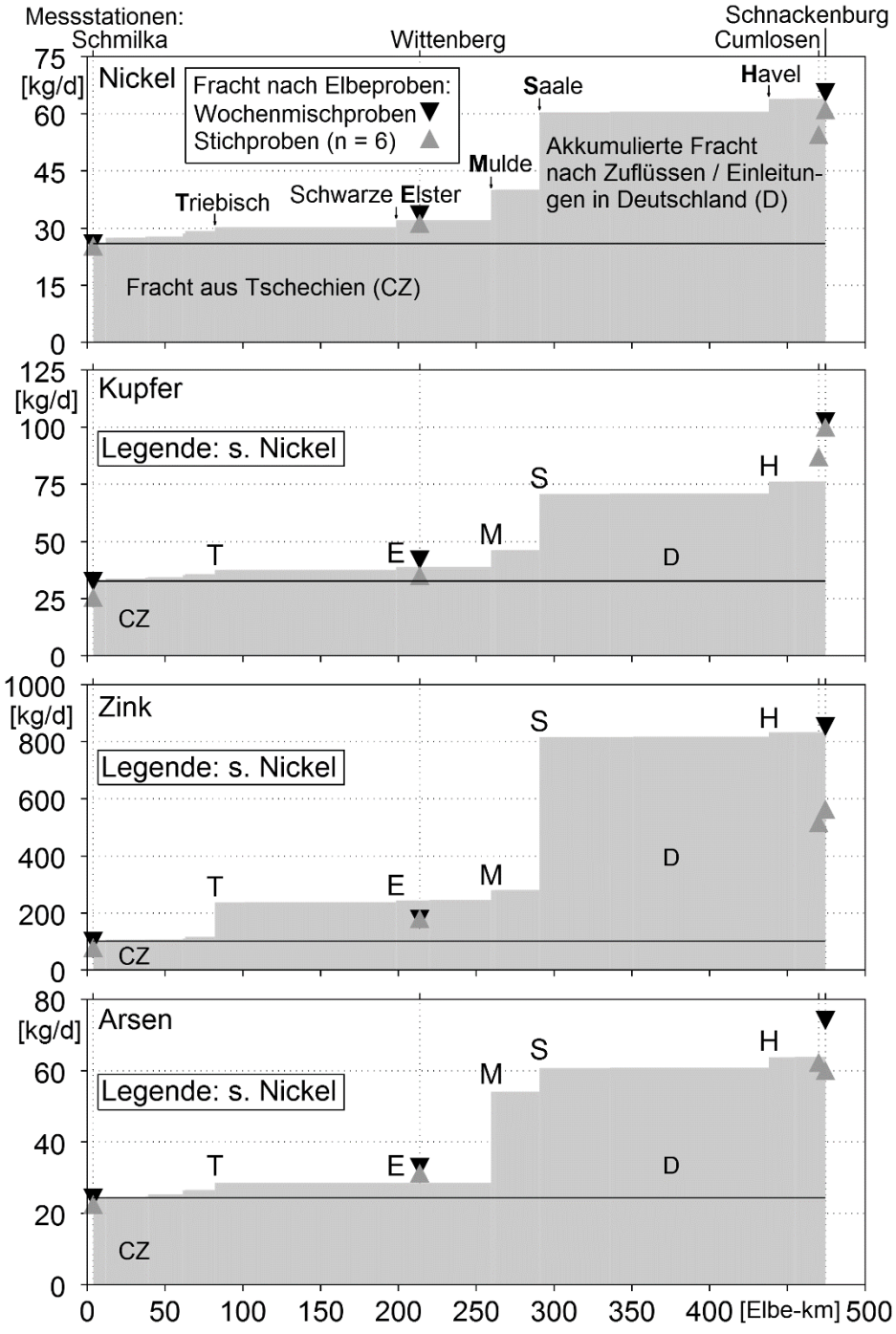


Abb. 2: Mittlere Niedrigwasser-Tagesfracht der Elbe von Schwermetallen und Arsen: akkumulierte Fracht nach Zuflüssen / Einleitungen zwischen Schmilka und Schnackenburg versus Fracht nach Wochenmisch- und Stichproben (MPE) aus der Elbe über der Fracht aus der Tschechischen Republik

Wie Abbildung 2 zeigt, entspricht die nach Wochenmischproben berechnete mittlere Niedrigwasser-Tagesfracht der Elbe bei Schnackenburg im Fall von Nickel und Zink der akkumulierten Fracht, bei Kupfer und Arsen ist sie größer. Die Fracht nach Stichproben (MPE) ist in Cumlosen und Schnackenburg bei allen in Abbildung 2 dargestellten Elementen kleiner (bei Zink erheblich kleiner) als die Fracht nach Wochenmischproben bei Schnackenburg.

Die in Abbildung 2 dargestellten Auswertungen wurden auch für Blei, Cadmium und Chrom vorgenommen. Wesentliche Ergebnisse sind in Tabelle 2 enthalten. Es zeigen sich stark abweichende Ergebnisse der Frachtberechnung für die Elbe bei Schnackenburg: die nach Wochenmischproben berechnete Fracht ist deutlich größer als die akkumulierte Fracht und auch größer als die Fracht nach den Stichproben.

Insgesamt bringen die Ergebnisse die herausragende Bedeutung der Saale für die Belastung der Elbe mit Salzen und Schwermetallen zum Ausdruck. Bei Arsen war die Fracht der Mulde dagegen deutlich größer als die Saale-Fracht.

Tab. 2: Mittlere Niedrigwasser-Tagesfracht der Elbe [kg/d] von Blei, Cadmium und Chrom nach unterschiedlicher Frachtberechnung

Elbe-km	Messstation	Frachtberechnung	Blei	Cadmium	Chrom
3,9	Schmilka	nach Wochenmischproben (= Basis akkumulierte Fracht)	9,6	0,2*	6,8*
		nach Stichproben MPE (n = 6)	5,2	0,1*	4,5*
213,8	Wittenberg	akkumulierte Fracht	13,9	1,0	8,2
		nach Wochenmischproben	12,6	1,9	6,5
		nach Stichproben MPE (n = 6)	7,9	0,6	4,6
474,5	Schnackenburg	akkumulierte Fracht	36,4	3,0	15,8
		nach Wochenmischproben	79,0	5,3	24,7
		nach Stichproben MPE (n = 6)	46,0	3,8	21,7

* alle bzw. der größte Teil der gemessenen Stoffkonzentrationen < Bestimmungsgrenze

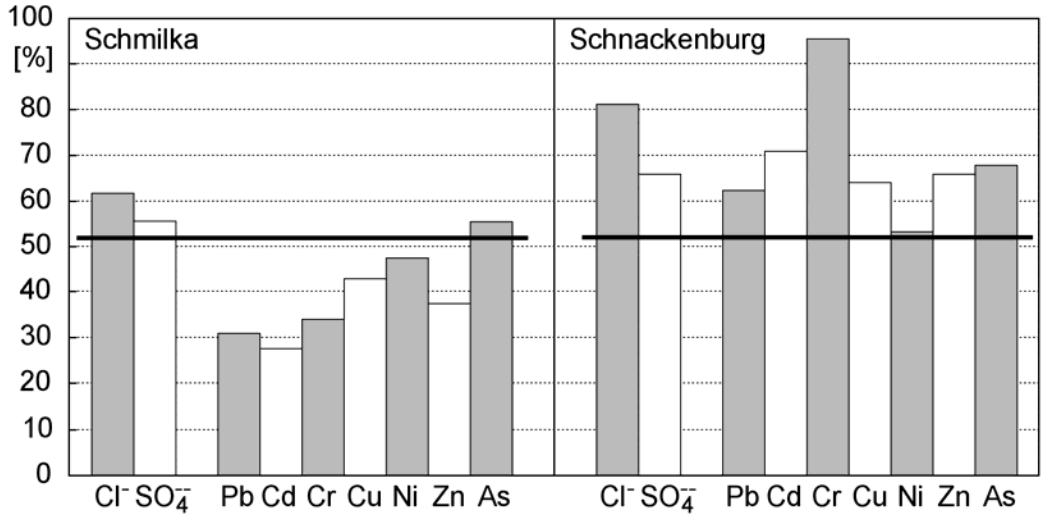


Abb. 3: Verhältnis der mittleren Niedrigwasser-Tagesfracht der Elbe zur mittleren Tagesfracht des Jahres 2015 für Chlorid, Sulfat, Schwermetalle und Arsen bei Schmilka und Schnackenburg (nach Wochenmischproben); schwarzer Balken: Verhältnis mittlerer Tagesdurchfluss beim Niedrigwasser zum mittleren Tagesdurchfluss im Jahr 2015

Die mittlere Niedrigwasser-Tagesfracht der Elbe von Chlorid und Sulfat sowie von Schwermetallen / Arsen war im Verhältnis zur mittleren Tagesfracht des Jahres 2015 – jeweils berechnet nach Wochenmischproben – bei Schmilka kleiner als bei Schnackenburg (Abb. 3). Gemessen am prozentualen Verhältnis des mittleren Tagesdurchflusses im Niedrigwasserzeitraum zum mittleren Tagesdurchfluss im Jahr 2015, das bei Schmilka und Schnackenburg etwa 50 % betrug, errechnet sich für die

Elbe bei Schmilka nur für Chlorid, Sulfat und Arsen, für die Elbe bei Schnackenburg jedoch auch für fast alle betrachteten Schwermetalle eine überproportionale Niedrigwasserfracht.

Modellierung

Die Ergebnisse der QSim-Modellierung des Durchflusses und der Chloridkonzentration der Elbe sind für zwei Messtage des MPE im August 2015 in Abbildung 4 wiedergegeben. Die Modellergebnisse zeigen insgesamt nur geringe Abweichungen von den Messergebnissen. Für den 3. August 2015 liegt die vom Modell als Querprofilmittelwert berechnete Chloridkonzentration bei Magdeburg erwartungsgemäß zentral zwischen den Messwerten vom linken und rechten Ufer der Elbe. Am 17. August 2015 wurden bei sehr geringer Wasserführung und einem höheren Anteil Saalewasser bei Magdeburg am linken Ufer 490 mg/l Chlorid gemessen. Vom rechten Ufer gibt es keinen Messwert, wobei wiederum von einer wesentlich niedrigeren Chloridkonzentration auszugehen ist, vermutlich deutlich unterhalb des modellierten Querprofilmittelwerts. Bei Cumlosen / Schnackenburg wurden etwas niedrigere Durchflüsse und höhere Chloridkonzentrationen (bei Schnackenburg nur am 3. August) modelliert als gemessen, bei Geesthacht wurde die gemessene Chloridkonzentration vom Modell wieder gut getroffen.

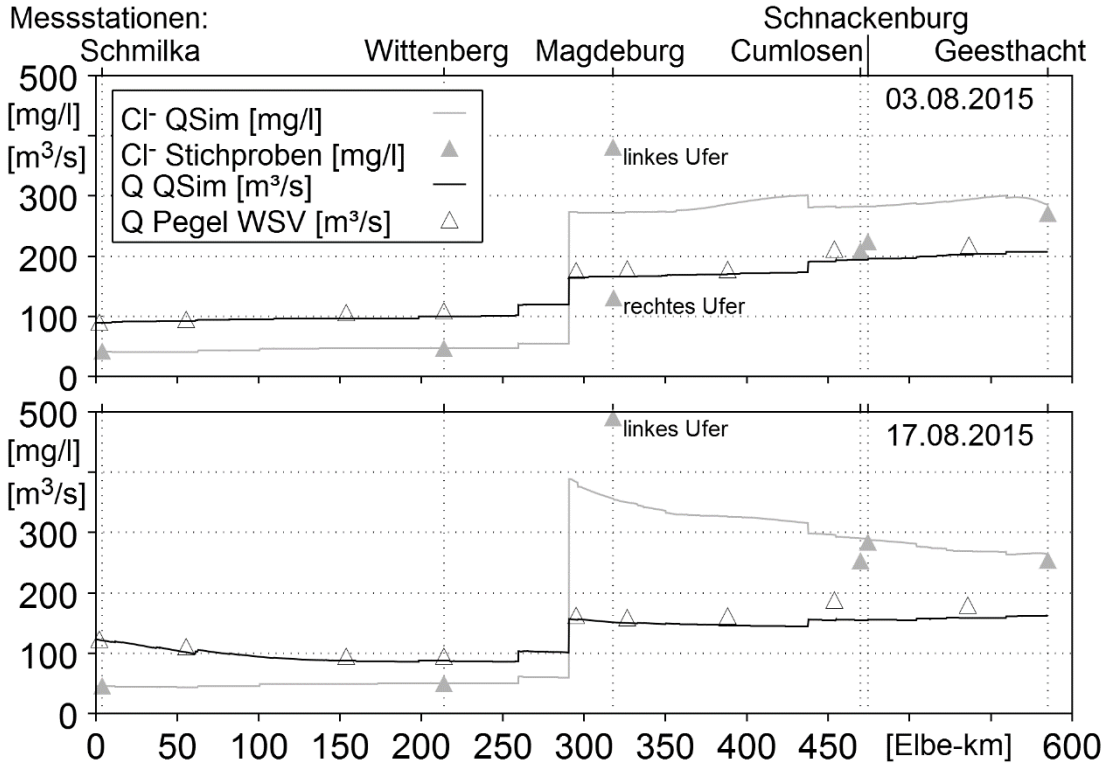


Abb. 4: Durchfluss und Chloridkonzentration der Elbe von Schmilka bis Geesthacht am 3.8. / 17.8.2015 nach QSim (Tagesmittel) im Vergleich zum Durchfluss (Tagesmittel) an Pegeln der WSV und zu Chloridkonzentrationen nach dem MPE

In Tabelle 3 wird die nach den modellierten Durchflüssen und Konzentrationen berechnete mittlere Niedrigwasser-Tagesfracht von Chlorid den vorausgehend dargestellten unterschiedlich berechneten Chloridfrachten gegenübergestellt. Die modellierten Frachten entsprechen nahezu der akkumulierten Fracht und zeigen nur geringe Abweichungen zur Fracht nach den Wochenmischproben. Die Fracht nach den Stichproben fällt insbesondere bei Cumlosen sowie auch bei Schnackenburg niedriger aus (vgl. Abb. 1).

Tab. 3: Mittlere Niedrigwasser-Tagesfracht der Elbe von Chlorid nach Modellberechnung (QSim) im Vergleich zur akkumulierten Fracht und zur Fracht nach Wasserproben der Elbe

Elbe bei	Elbe-km	Chloridfracht [t/d]			
		akkumuliert	Stichproben MPE	Wochenmischproben	QSim
Schmilka	3,9	354	368	354	369
Wittenberg	213,8	450	491	471	469
Muldemündung	259,6	638			655
Saalemündung	290,8	4751			4747
Magdeburg (Mittel links/rechts)	318,1	4756	4675		4756
Havelmündung	438,0	5150			5158
Cumlosen	470,0	5159	4321		5166
Schnackenburg	474,5	5159	4741	5390	5167

Diskussion

Die relativ geringe Schwermetallfracht der Elbe bei Schmilka ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass ein beachtlicher Teil des Niedrigwasser-Durchflusses aus Talsperren in der Tschechischen Republik stammte, was sich günstig auf die Wasserqualität auswirkte (Hübner & Schwandt 2016). Nach Berechnungen der BfG für den Niedrigwasserbericht der IKSE (in Vorbereitung) wurde der Durchfluss der Elbe zu den Zeiten der geringsten Wasserführung infolge des tschechischen Talsperrenbetriebs um etwa 25-30 m³/s erhöht (mittlerer Durchfluss am Elbe-Pegel Schöna bei Schmilka im Niedrigwasserzeitraum: rund 100 m³/s).

Die drei Varianten der Frachtberechnung der Elbe haben je nach betrachteter Kenngröße zu unterschiedlichen Ergebnissen geführt. Aufgrund der hohen Probenahmefrequenz kann angenommen werden, dass die Fracht nach Wochenmischproben den realen Verhältnissen am nächsten kommt. Bei Chlorid, Nickel und Zink zeigten sich gute Übereinstimmungen der akkumulierten Fracht mit den Frachtberechnungen nach Wochenmischproben, bei Chlorid auch mit den modellierten Frachten; offensichtlich wurden hier die wesentlichen Zuflüsse / Einleitungen erfasst. Im Fall von Sulfat, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer und Arsen deuten die mehr oder weniger großen Unterschiede von akkumulierter Fracht und Fracht nach Wochenmischproben bei Schnackenburg darauf hin, dass noch weitere Quellen in die akkumulative Berechnung (und perspektivisch auch in die Modellierung) einzubeziehen sind bzw. aus Zuflüssen / Einleitungen berechnete Frachten einer Überprüfung bedürfen.

Die Frachtberechnung nach Stichproben gemäß MPE ergab für die Elbe bei Schmilka und Wittenberg meist gute Übereinstimmungen mit der Frachtberechnung nach Wochenmischproben. Bei Schnackenburg wurde die Fracht der Elbe anhand der Stichproben insbesondere bei Zink, vermutlich aber auch bei weiteren Schwermetallen und Arsen unterschätzt. Dass die Frachtergebnisse nach Stichproben der Elbe bei Cumlosen in fast allen Fällen noch niedriger waren als beim nahegelegenen Schnackenburg, lässt sich möglicherweise durch eine Beeinflussung der Messstelle Cumlosen durch die an derselben Flussseite einmündende Havel erklären, die gegenüber der Elbe eine geringere Belastung durch Chlorid, Schwermetalle und Arsen aufwies (Hübner & Schwandt 2016).

Um die Schadstofffracht der Elbe besser einschätzen zu können, bedarf es vor allem einer zusätzlichen Messstation mit automatisierter Probenahme (u. a. für Wochenmischproben) zwischen der Saalemündung und Cumlosen / Schnackenburg. Im Hinblick auf das MPE wäre es für die Untersuchung des Stofftransports wünschenswert – sofern die Messstelle Magdeburg, linkes Ufer beibehalten wird – auch die Messstelle Magdeburg, rechtes Ufer einzubeziehen.

Zusammenfassung

Zum ausgeprägten Niedrigwasser der Elbe im Sommer und Herbst 2015 wurden mittlere Niedrigwasser-Tagesfrachten von Chlorid, Sulfat, Schwermetallen und Arsen der Binnenelbe in Deutschland wie folgt berechnet: sukzessive Addition der Fracht aus Zuflüssen und Einleitungen zur Eingangsfracht bei Schmilka (= „akkumulierte Fracht“), Frachtberechnung nach der Stoffkonzentration in Stichproben nach dem „Messprogramm für hydrologische Extremereignisse“ der FGG Elbe und Frachtberechnung nach der Stoffkonzentration in Wochenmischproben. An den Messstationen Schmilka und Wittenberg traten bei ohnehin relativ geringem Frachtniveau in der Regel auch nur geringe Abweichungen zwischen den unterschiedlich berechneten Frachten auf. Nach dem Zufluss der Mulde erhöhte sich die Arsen-, nach Mündung der Saale die Salzionen- und Schwermetallfracht der Elbe maßgeblich. Bei Cumlosen / Schnackenburg ergaben sich je nach betrachteter Kenngröße und Berechnungsvariante teilweise stark divergierende Frachten. Die Ergebnisse geben Hinweise auf Lücken bei der Erfassung der Einträge und zur Optimierung des Monitorings. Aufbauend auf der vorhandenen Datengrundlage wurden Durchfluss und Chloridkonzentration der Elbe mit dem Gewässergütemodell QSim modelliert. Die resultierenden Frachten stehen im gutem Einklang mit der „akkumulierten Fracht“.

Literatur

BfG (2012): QSim - das Gewässergütemodell der BfG. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Koblenz: 8 S. (doi: 10.5675/BfG_QSim).

FGG Elbe (2015a): Messprogramm für hydrologische Extremereignisse an der Elbe. Anlage 7 zum Strategiepapier der FGG Elbe zur Koordinierung der Überwachung an ausgewählten Überblicksmessstellen für Oberflächenwasserkörper des deutschen Elbestroms und bedeutender Nebenflüsse, Stand: 15.10.2015 (https://www.fgg-elbe.de/elbe-datenportal/messprogramme.html).

FGG Elbe (2015b): Koordiniertes Elbemessprogramm (KEMP) 2015. (https://www.fgg-elbe.de/elbe-datenportal/messprogramme.html).

Hübner, G., Schwandt, D. (Bearb.) (2016): Wasserbeschaffenheit und Schadstofftransport beim extremen Niedrigwasser der Elbe von Juli bis Oktober 2015. FGG Elbe (Hrsg.). Fachberichte Hochwasser / Niedrigwasser (https://www.fgg-elbe.de/dokumente/fachberichte.html).

IKSE (in Vorbereitung): Hydrologische Auswertung der Niedrigwassersituation 2015 im Einzugsgebiet der Elbe.

K+S Zielitz (K+S KALI GmbH, Werk Zielitz) (2017): Tageswerte der im Zeitraum 20.7. - 5.10.2015 bei Elbe-km 352,3 eingeleiteten Chloridfracht. Schriftliche Mitteilung vom 24.11.2017 (Akz. 171127_Elbe_019).

Weigold, F., Baborowski, M. (2009): Consequences of delayed mixing for quality assessment of river water: Example Mulde-Saale-Elbe. Journal of Hydrology 369, Amsterdam [u. a.]: 296-304 (doi: 10.1016/j.jhydrol.2009.02.039).

Einfluss der Eutrophierungsentwicklung und von Managementmaßnahmen auf die Sedimentstratigraphie des Feldberger Haussees (Mecklenburg-Vorpommern)

Michael Hupfer[1], Paul Seymer[2], Thomas Gonsiorczyk[3], Peter Kasprzak[3]

[1] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei; Abt. Chemische Analytik und Biogeochemie, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, hupfer@igb-berlin.de

[2] TU Berlin, Fachgebiet Wasserreinhaltung, Straße des 17. Juni 135, 10623 Berlin, Paul.Seymer@web.de

[3] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abt. Exp. Limnologie, Alte Fischerhütte 2, OT Neuglobsow, 16775 Stechlin, daphnia@igb-berlin.de; togo@igb-berlin.de

Im Feldberger Haussee in Mecklenburg-Vorpommern kam es Mitte des letzten Jahrhunderts durch die unzureichende Reinigung von Abwasser und anderen Belastungsquellen zu einer extremen Eutrophierung mit Phosphor (P)-Konzentrationen im Wasserkörper von mehr als 1 mg/L. Maßnahmen zur Reduzierung der P-Last durch Abwasserreinigung, Biomanipulation und die im Jahr 2011 durchgeführte P-Fällung mit Polyaluminiumchlorid haben den See grundlegend verändert und wieder zu einem mesotrophen Zustand geführt. Der Zustand und die Entwicklung des Sees sind seit mehreren Jahrzehnten durch Monitoringprogramme gut dokumentiert. Ziel der Studie ist es, die Sedimentstratigraphie mit der bekannten Entwicklung in Einklang zu bringen und dafür geeignete Sediment-Proxies zu identifizieren. Von der tiefsten Stelle in 12, 5 m wurden 50 cm lange Sedimentkerne entnommen und mit einem µXRF Corescanner (ITRAX) in einer Auflösung von 1 mm analysiert. Außerdem wurden in ausgewählten Horizonten vor, während und nach der hocheutrophen Phase Sedimente für die sequentielle P-Extraktion entnommen, um den Einfluss der Trophie auf die P-Bindungsformen zu untersuchen. Eine besonders deutliche Abhängigkeit von der Trophie zeigt der Schwefelgehalt im Sediment als Ergebnis der verstärkten Sedimentation der Biomasse. Gegenüber der voreutrophen Phase sind die Eisengehalte des Sedimentes gegenwärtig viel geringer. Der Beginn der eutrophen Phase wird mit einem Anstieg des Ca-Gehaltes deutlich, was auf die verstärkte autochthone Calcitfällung zurückzuführen ist. In der anschließenden Re- Oligotrophierungsphase findet bei zunehmenden Schwankungen des Ca-Gehaltes allerdings kein signifikanter Rückgang statt. Die Analyse von Sedimentkernen mit Hilfe geochemischen Indikatoren reflektieren die Veränderungen der der Wasserqualität und der Bewirtschaftung des Einzugsgebietes.

Anthropogenic Stressors Shape Genetic Structure: Insights from a Model Freshwater Population along a Land Use Gradient

Pedro A. Inostroza[a,b], Iván Vera-Escalona[c], Anna-Jorina Wicht[d], Martin Krauss[a], Werner Brack[a,b], Helge Norf[e] (presenting author)

[a] Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ, Department of Effect-Directed Analysis, Leipzig, Germany

[b] RWTH Aachen University, Department of Ecosystem Analyses, Institute for Environmental Research, Aachen, Germany

[c] Dalhausie University, Department of Biology, Halifax, Canada

[d] Eberhard Karls Universität Tübingen, Department of Chemistry, Tübingen, Germany

[e] Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ, Department of River Ecology and Department of Aquatic Ecosystem Analysis and Management, Magdeburg, Germany

Keywords: *Gammarus pulex*, genetic variability, multiple stressor, micropollutant, disturbance

Environmental pollution including mutagens from wastewater effluents and discontinuity by man-made barriers are considered typical anthropogenic pressures on microevolutionary processes that are responsible for the loss of biodiversity in aquatic ecosystems. Here, we tested for the effects of wastewater treatment plants (WWTPs), weirs and other stressors on the invertebrate species Gammarus pulex at the population genetic level combining evolutionary ecotoxicology, body burden analysis and testing for exposure to mutagens. Exposure to chemical pollution alone and in combination with the presence of weirs resulted in a depression of allelic richness in native G. pulex populations. Our results suggest that the input of a mutagenic effluent from a WWTP resulted in a strong increase in private alleles over the affected populations. In addition, the presence of weirs along the river disrupted the migration across the river and thus the gene flow between G. pulex upstream and downstream. This study provides strong evidence that the assessment of genetic variation including private alleles together with the contamination of mutagenic and nonmutagenic chemical pollution offers new insights into the regulation of genetic population structure and highlights the relevance of emerging anthropogenic pressures at the genetic level.

Laufkäfer als Indikatoren zur biozönotischen Bewertung von Auenabschnittstypen

Hannah Jachertz[1], Daniel Hering[2] & Kathrin Januschke[3]

Universität Duisburg-Essen, Abteilung Aquatische Ökologie, Universitätsstrasse 5, 45141 Essen, [1] hannah.jachertz@uni-due.de, [2] daniel.hering@uni-due.de, [3] kathrin.januschke@uni-due.de

Keywords: Flussauen, Habitatspezialisten, Indikatorarten, Laufkäfer, typologisch relevante Parameter

Einleitung

Degradation und Renaturierung von Auenabschnitten verändern die Habitat-Zusammensetzung, die ihrerseits maßgeblich für die Besiedlung mit Pflanzen und Tieren ist. Durch ihre große Anzahl an Habitat- und Auen-Spezialisten (GAC 2009), eignen sich Laufkäfer besonders gut zur Bewertung von Auen. Januschke et al. (in Vorbereitung) entwickelte bereits einen Ansatz für ein bundesweites Verfahren zur biozönotischen Bewertung von Flussauen. Grundlage der Bewertung bilden hierbei leitbildspezifische Referenzartenlisten, die top-down auf Grundlage habitatspezifischer Laufkäferarten für die verschiedenen Auenabschnittstypen Deutschlands (Koenzen 2005) abgeleitet wurden.

Eine Analyse, inwieweit Bereiche der Ufer und Auen heutzutage, trotz ihres bundesweit sehr schlechten Zustands (BMU & BfN 2009), von leitbildspezifischen Arten besiedelt sind und inwiefern typologisch relevante Parameter einen Einfluss auf die Laufkäferbesiedlung haben, fehlt bislang.

Daher befasst sich die hier vorgestellte Studie mit den folgenden Fragen:

Finden sich in den heutigen Laufkäfergemeinschaften

1. Arten als Indikatoren für Naturnähe?
2. Differenzierungen im Hinblick auf auen(abschnitts)typologisch relevante Parameter?

Material und Methoden

Für die Analysen wurden Daten der Abteilung Aquatische Ökologie und Daten aus dem Biofresh-Projekt (Januschke et al. 2016) zu 315 Laufkäfer-Beprobungen verteilt auf 223 Probestellen in Deutschland genutzt (Abbildung 1). Die Daten stammen aus dem Zeitraum 1984 bis 2013.

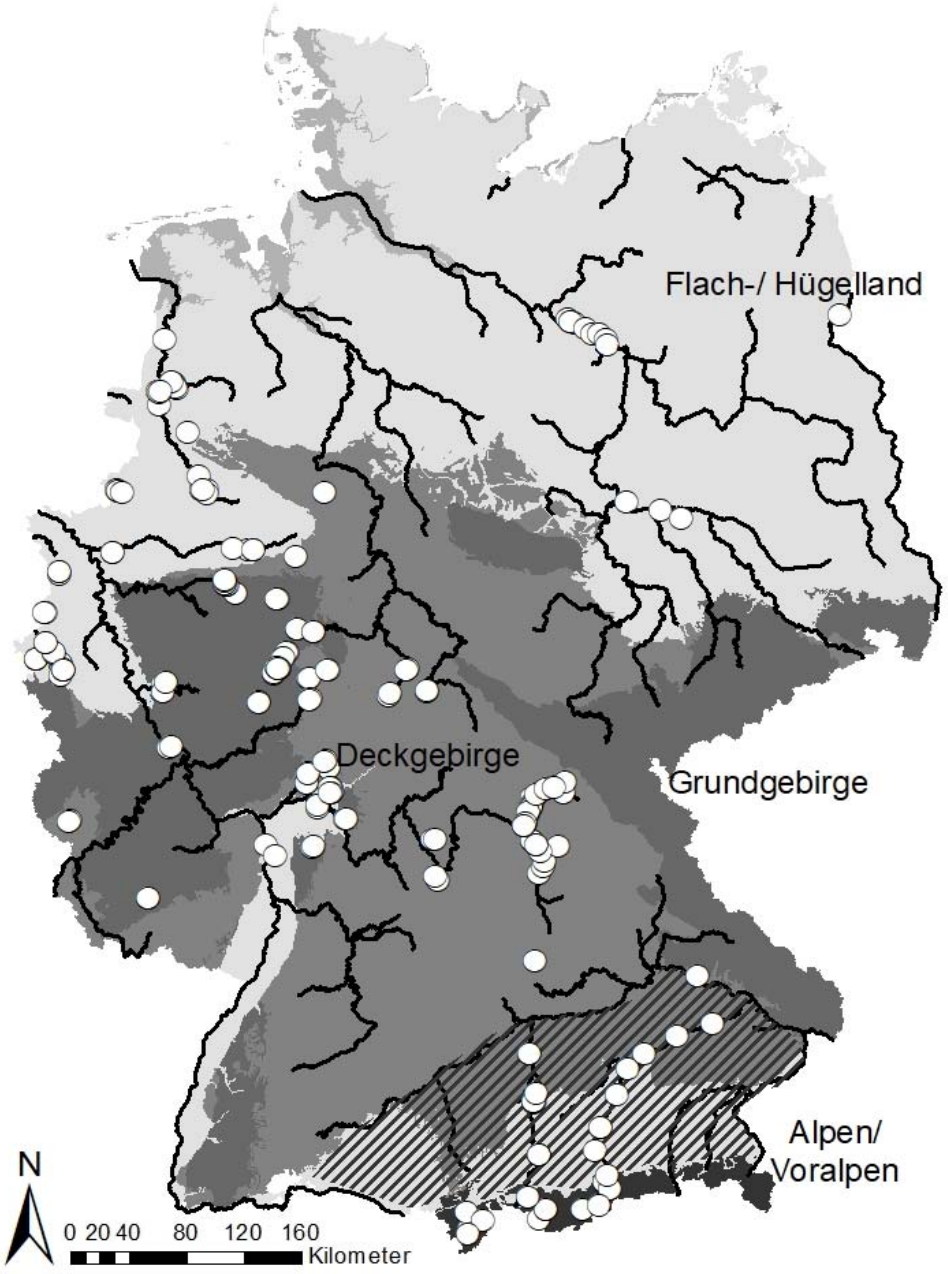


Abbildung 5: Übersicht der beprobten Auenabschnitte (weiß) in Deutschland (Grundlage Koenzen 2005); Grauabstufungen = Gewässergroßlandschaften.

Die Probestellen lagen in den Ufern und Auen entlang degradierter, renaturierter und naturnaher Flussabschnitte. Da sich die in den verschiedenen Projekten durchgeführten Probennahmen bezüglich der Besammlungsmethoden und Erfassungsintensität unterschieden, erfolgte eine qualitative Analyse der Taxalisten auf Präsenz-Absenz-Niveau.

Als Grundlage für die Analyse der Laufkäfergemeinschaften im Hinblick auf Indikatorarten für Naturnähe wurden auenabschnittstypspezifische Referenzlisten genutzt, die im Rahmen der durch das BfN geförderten Machbarkeitsstudie (Januschke et al. in Vorbereitung) für Auen von Gewässern mit einer Einzugsgebietsgröße >1000 km² erstellt wurden. Analysiert wurde die Anzahl erfasster Arten im Vergleich zu der Anzahl zu erwartender leitbildspezifischer Indikatorarten.

Die Auswahl auen(abschnitts)typologisch relevanter Parameter orientierte sich an den von Koenzen (2005) festgelegten Leitbildern für Fluss- und Stromauen von Gewässern mit einer Einzugsgebietsgröße >1000 km². Genutzt wurden die Parameter Gefälle, Großlandschaft, und vorherrschendes Basissubstrat. Um die Differenzierbarkeit der Laufkäfergemeinschaften bezüglich der Parameter Gefälle (gefällearm, gefällereich), Gewässergroßlandschaft (Flach-/ Hügelland, Deckgebirge, Grundgebirge, Alpen/Voralpen) und Substrat (u.a. Sand, Block, Kies) sowie der Auenabschnittstypen (EZG >1000km²) mittels Laufkäfergemeinschaften zu prüfen, wurde eine Indikatorartenanalyse (multi-level pattern analysis) mit Hilfe der Software R durchgeführt. Diese Analyse identifiziert Arten, die in Bezug auf einen definierten Standortparameter signifikant häufiger vorzufinden sind als in anderen (Dufrêne & Legendre 1997).

Ergebnisse und Diskussion

Präsenz von Indikatoren für Naturnähe

In sieben von neun beprobten Auenabschnittstypen konnten zwischen drei und 17 Indikatorarten gefunden werden (Tabelle 1). Die geringe Anzahl gefundener Indikatorarten im Vergleich zu den theoretisch hergeleiteten, leitbildspezifischen Indikatorarten spiegelt die heutigen, anthropogen beeinflussten Bedingungen der Auen wieder; beispielsweise wurden in den „gefällereichen Flussauen des Deckgebirges nur drei Indikatorarten gefunden, wohingegen im Rahmen der Machbarkeitsstudie 54 Arten als Indikatoren für diesen Auenabschnittstypen generiert wurden. In degradierten Abschnitten herrscht Habitatarmut vor und gerade für Ufer- und Auenspezialisten fehlen Lebensräume wie beispielsweise Kies- und Schotterbänke, auf die sie existenziell angewiesen sind.

Tabelle 1: Anzahl erfasster Indikatorarten innerhalb der Beprobungen sowie Anzahl leitbildspezifischer Indikatorarten.

	Indikatorartenzahl (Beprobungsdaten)	Indikatorartenzahl (Machbarkeitsstudie)	Gesamtartenzahl (Beprobungen)
Gefällearme Flussaue des Flach- und Hügellandes (Sand und Sand-Kies)	9	31	132
Gefällereiche Flussaue des Flach- und Hügellandes (Kies)	4	24	82
Gefällereiche Flussaue des Deckgebirges (Sand- und Sand-Kies)	3	16	139
Gefällereiche Flussaue des Deckgebirges (Kies-Schotter)	3	54	48
Gefällereiche Flussaue des Grundgebirges (Schotter)	5	18	75
Gefällereiche Flussaue der Alpen/Voralpen (Kies und Schotter)	10	38	69
Gefällereiche Flussaue der Alpen/Voralpen (Block-Schotter)	17	33	67

Differenzierungen im Hinblick auf auen(abschnitts)typologisch relevante Parameter

Für den Parameter Gefälle ließen sich mittels der Analyse insgesamt 133 Indikatorarten identifizieren (Tabelle 2). Es fällt auf, dass sich die Anzahl an Indikatorarten zwischen gefällearmen und gefällereichen Auenabschnitten deutlich unterscheidet. Während für gefällearme Auen 107 Indikatorarten identifiziert wurden, gingen für die gefällereichen Auen gerade einmal 26 Indikatorarten hervor. Dies ist dadurch zu erklären, dass in den verwendeten Daten eine hohe Anzahl an Beprobungen fallen, die an renaturierten Abschnitten eines gefällearmen Stroms genommen wurden, dessen Ufer- und Auen mit einer Vielzahl von Habitaten besetzt ist. Die gefällereichen Abschnitte, vor allem die des Grundgebirges, bieten hingegen deutlich weniger Lebensräume, was zu einem Verlust von Habitaten und damit Habitatspezialisten führt.

Für die Gewässergroßlandschaften ließen sich insgesamt 150 Indikatorarten ermittelt. Die Anzahl an Indikatorarten variiert zwischen zehn, im durch degradierte Ufer- und Auen geprägten Grundgebirge, bis hin zu 61 im Flach- und Hügelland, die sich durch ausgedehntere Auen mit einer vergleichsweise hohen Habitatvielfalt kennzeichnen.

Die Verteilung der Indikatorarten hinsichtlich der acht verschiedenen Substrattypen weist ein anderes Bild auf. Sechs Substrattypen differenzieren sich deutlich im Hinblick auf das Vorkommen von Indikatorarten; für Kies sowie Kies-Schotter konnte keine Art als Indikator gelten trotz eine hoher Gesamtartenzahl von 125 bzw. 89 Arten. Das Ergebnis lässt darauf schließen, dass die beiden Substrattypen ähnliche Habitate bieten und sich diese hinsichtlich ihrer Artgemeinschaften nicht voneinander abgrenzen lassen. Die höchste Anzahl an Indikatorarten wurde für die Substrat-Mischform Sand-Kies berechnet. Die Vermutung liegt nahe, dass dies an der Vereinigung der zwei Korngrößen Sand und Kies im Parameter Sand-Kies zu begründen ist und damit sowohl Sand- als auch Kiesspezialisten auftreten. Zudem handelt es sich bei der Gruppe der Probestellen mit dem dominierenden Basissubstrat Sand-Kies zum größten Teil um die in gefällearmen Auen gelegenen Probestellen, die ihrerseits von einer hohen Anzahl an Indikatorarten besiedelt sind.

Tabelle 2: Anzahl Indikatorarten als Ergebnis der Indikatorartenanalyse für die Parameter Gefälle, Gewässergroßlandschaft und Substrate sowie Gesamtzahl erfasster Arten und Anzahl der Probenahme.

		Anzahl Indikatorarten	Gesamtartenzahl	Probenahmen
Gefälle	Gefällarm	107	236	109
	Gefällereich	26	216	206
Gewässergroß-landschaft	Alpen/Voralpen	35	112	53
	Deckgebirge	44	159	72
	Grundgebirge	10	116	70
	Flach- und Hügelland	61	234	120
Substrat	Block-Kies	20	45	10
	Block-Schotter	10	86	30
	Kies	0	125	37
	Kies-Schotter	0	89	15
	Organisch	15	84	12
	Sand	10	161	74
	Schotter	1	159	98
	Sand-Kies	104	203	32

Tabelle 3: Anzahl Indikatorarten als Ergebnis der Indikatorartenanalyse für den Parameter Auenabschnittstyp, Gesamtzahl erfasster Arten und Anzahl der Probenahme.

		Anzahl Indikatorarten	Gesamtartenzahl	Probenahmen
Auenabschnittstypen	Gefällearme Flussaue des Flach- und Hügellandes (Sand)	1	132	39
	Gefällereiche Flussaue der Alpen/Voralpen (Schotter)	1	69	12
	Gefällereiche Flussaue des Deckgebirges (Sand-Kies)	2	137	22
	Gefällearmer Strom (Kies-Schotter)	3	20	1
	Gefällearmer Strom (Sand)	3	28	9
	Gefällearmer Strom (Sand-Kies)	48	167	8

Die in dieser Studie berücksichtigten Probestellen liegen in 12 der von Koenzen (2005) beschriebenen Auenabschnittstypen. Für die Hälfte dieser Auenabschnittstypen konnten Indikatorarten in den Probenahmen identifiziert werden (Tabelle 3). Mit 58 Arten ist die Gesamtzahl der identifizierten Indikatorarten rund dreimal geringer als die Gesamtzahl der Indikatorarten der einzelnen Parameter (Gefälle: 133, Gewässergroßlandschaft: 150, Substrat: 160), allerdings ist hier ein ähnliches Muster bezüglich der Verteilung von Indikatorarten zu erkennen: von den insgesamt 58 Indikatorarten können 48 Arten den sand-kies geprägten gefällereichen Strömen als Indikatoren zugeordnet werden, bei denen beispielsweise Weich- und Hartholzauwäldern sowie Dünen und Flugsandfelder als Mesohabitate vorherrschen (Januschke et al. in Vorbereitung). In gefällereichen Flussauen des Deckgebirges mit Sand-Kies hingegen wurden nur 2 Indikatorarten generiert. Es sei darauf hingewiesen, dass die Anzahl der Probennahmen zum Teil sehr gering ist ($n \leq 10$). Dennoch lässt das Ergebnis den Schluss zu, dass das Substrat im Verhältnis nicht so stark ins Gewicht fällt, wie die anderen Parameter.

Zusammenfassung

Insgesamt verdeutlichen die aus den Analysen resultierenden Artenlisten und Indikatorartenzahlen die Unterschiede potenziell natürlicher und anthropogen beeinflusster Laukäferzönosen in Flussauen. Die Studie konnte jedoch zeigen, dass trotz der extremen Degradation von Auen (BMU & BfN 2009) in Deutschland noch besonders spezialisierte Arten existieren. Vor allem in den Auenabschnittstypen „Gefällereiche Flussauen der Alpen/Voralpen“ findet sich eine hohe Anzahl leitbildspezifischer Indikatorarten; der „Gefällearme Strom (Sand-Kies“) weist, im Vergleich zu allen anderen untersuchten Auenabschnittstypen eine hohe Anzahl an Habitatspezialisten auf.

Mit Hilfe einer Indikatorartenanalyse konnte gezeigt werden, dass eine Differenzierung von Auenabschnittstypen anhand von Laufkäfern generell möglich ist und sich die Gemeinschaften unter den heutigen anthropogen beeinflussten Bedingungen entlang von Umweltparametern differenzieren lassen. Je übergeordneter der betrachtete Parameter dabei ist, desto größer ist im Allgemeinen auch die für den Parameter typische Gemeinschaft.

Schlussfolgerung

Auf Grund ihres Bioindikationspotenzials und der Möglichkeit einer Abgrenzung von Auenabschnittstypen sind Laufkäfer für die Bewertung des Renaturierungserfolgs von Flussauen gut geeignet, da man anhand ihrer Habitatspezifität auf die Habitat-Zusammensetzung der untersuchten Flussauen rückschließen kann.

Literatur

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) & BFN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) (2009): Auenzustandsbericht – Flussauen in Deutschland. Berlin & Bonn, 35 S.

Dufrêne, M., Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs 67: 345–366.

GAC (Gesellschaft für Angewandte Carabidologie) (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands – Wissensbasierter Katalog. - Angewandte Carabidologie Supplement 5. 45 S.

Januschke, K., Fritze, M.-A., Holler, T., Pabst, L. & Paill, W. (2016): Dataset of European riparian ground beetles. Freshwater Metadata Journal 13: 1-6. http://dx.doi.org/10.15504/fmj.2016.13.

Januschke, K., Jachertz, H. & Hering, D. (in Vorbereitung): Machbarkeitsstudie zur biozönotischen Auenzustandsbewertung. Bundesamt für Naturschutz, Bonn Bad Godesberg. BfN-Skripten.

Koenzen, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland. Typologie und Leitbilder. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn - Bad Godesberg. - Angewandte Landschaftsökologie 65, 327 S.

Einfluss von Klimawandel und Bewirtschaftung auf die physikalischen Verhältnisse in Trinkwassertalsperren im Herbst und dessen Auswirkung auf die Gewässergüte

Kathrin Jäschke[1], Annekatrin Wagner[1], Thomas U. Berendonk[1], Lothar Paul[2]

[1] TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, kathrin.jaeschke@mailbox.tu-dresden.de

[2] TU Dresden, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, 09514 Pockau-Lengefeld, lothar.paul@tu-dresden.de

Von Mitgliedsunternehmen der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V. bereitgestellte Langzeitdaten wurden hinsichtlich ihres Trendverhaltens im Zeitraum von 1980 bis 2012 analysiert. Es konnte bereits gezeigt werden (Jäschke et al. 2014, DGL), dass die Wassertemperatur der oberflächennahen Schichten der untersuchten Talsperren in den meisten Monaten des Jahres überwiegend steigende Trends aufweist. Für den Winter und Frühling wurde eine von der Höhenlage abhängige Vorverlagerung des Eisaufbruchs und ein für alle TS in ähnlicher Weise vorverlagerter Beginn der Sommerstagnation unabhängig von der geografischen Lage festgestellt (Jäschke et al. 2016, DGL). Während der Einfluss der Bewirtschaftung auf Beginn und Ende der Winterstagnation und der Frühjahrsvollzirkulation gering ist, so zeigt sich im Hinblick auf die Entwicklung der Hypolimniontemperatur im Sommer, auf die Dauer der Sommerstagnation (SST) und damit auf den Beginn der Herbstvollzirkulation ein anderes Bild. In diesen Phasen des Jahres haben nicht nur die klimatischen Verhältnisse einen Einfluss auf das Temperaturregime, sondern auch die Bewirtschaftung. Bei TS mit hoher Rohwasserabgabe nimmt die Temperatur des Hypolimnions und über Grund während der Sommermonate schnell zu. Aufgrund zeitigen Verbrauchs des hypolimnischen Wassers ist das Ende der SST bzw. der Eintritt der Herbstdurchmischung durch die Bewirtschaftung gesteuert. In derart betroffenen TS führt dies im Zusammenhang mit einer tendenzielle Vorverlagerung des Beginns der SST dazu, dass die Rohwassertemperatur zu Beginn der Herbstvollzirkulation einen steigenden Trend aufweist. TS mit geringer Rohwasserabgabe zeigen ein späteres Ende der SST verursacht durch die tendenziell höheren Wassertemperaturen im Herbst, wodurch sich die Dauer der SST verlängert. Im Vortrag wird anhand von Langzeitdaten diskutiert, welchen Einfluss die höheren Oberflächentemperaturen und die Verlängerung der SST auf die Phytoplanktonentwicklung im Herbst und die Sauerstoffverhältnisse am Sediment haben.

Biozönotische Auenzustandsbewertung – Wegweiser für ein bundesweites System

Kathrin Januschke, Hannah Jachertz, Daniel Hering

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

Im Zuge der verstärkten Umsetzung von Gewässer- und Auenrenaturierungen in den letzten 15 Jahren steigt das Interesse an Erfolgskontrollen, die die „biologische Wirksamkeit" von Renaturierungsmaßnahmen messen und ggf. weiteren Handlungsbedarf aufzeigen. Dies gilt auch für die wissenschaftliche Begleitung zur Wirksamkeit und Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen des Bundesprogramms „Blaues Band Deutschland" und für weitere Fördermaßnahmen des Bundes. Im Bereich der Still- und Fließgewässer sind durch die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) seit 2000 biologische Monitoring-Systeme erarbeitet und ein umfangreiches Netz an Monitoring-Stellen etabliert worden. Das WRRL-Monitoring umfasst dabei jedoch ausschließlich aquatische Lebensräume, obwohl Gewässerrenaturierungen gerade auch für ufer- und auentypische Lebensgemeinschaften schnelle und positive Effekte haben. Für diese liegen derzeit zwar verschiedenste Methoden einer biologischen Erfolgskontrolle vor. Allerdings sind die Ansätze sehr heterogen und oftmals zu aufwändig für eine „routinemäßige" Erfassung. Das 2009 im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz entwickelte Verfahren zur Bewertung des Auenzustands bewertet Flussauen anhand ihrer standörtlichen Eigenschaften, so dass Aussagen zum biologischen Zustand von Auen bzw. zur Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen auf die Lebensgemeinschaften bisher nicht möglich sind. Gerade im Hinblick auf die Komplexität und Vielzahl von Nutzungsansprüchen in Auenökosystemen besteht jedoch ein hoher Bedarf an einem standardisierten Verfahren, mit dem Ufer und Auen im Hinblick auf Naturnähe sowie Natur- und Kulturschutz auf Basis der Biozönosen modular bewertet werden können.

Im Rahmen einer vom Bundesamt für Naturschutz geförderten Machbarkeitsstudie wurden Grundlagen für die Erstellung eines bundesweiten leitbildbasierten Verfahrens für eine biozönotische Bewertung des Zustands von Gewässerufern und Auen erarbeitet. Zunächst wurde ein Überblick über bestehende Bewertungsansätze sowie die generelle Eignung von Organismengruppen gegeben. Als Grundlage für eine Bewertung im Hinblick auf Naturnähe erfolgte die Entwicklung einer biozönotischen Auentypologie durch die Beschreibung von Leitbildern zur Habitatausstattung. Es wurde ein genereller Ansatz für die Ableitung von Leitbildern zur Artenausstattung entwickelt. Exemplarisch für die Familie der Laufkäfer wurde ein Katalog mit Schlüsselarten für alle Flussauenabschnittstypen Deutschlands generiert. Als zukünftige Orientierungshilfe wurde ein Prototyp für einen biozönotischen Steckbrief entwickelt.

Letztlich wurden im Rahmen der Studie Vorschläge zu Erfordernissen eines modularen Bewertungsverfahrens gemacht, das zukünftig neben Naturnähe auch naturschutzfachliche Aspekte und Kulturlebensräume mit einbeziehen soll. Anhand von bestehenden Habitat- und Laufkäferdaten erfolgte ein Test eines möglichen Bewertungsverfahrens für Naturnähe. Im Hinblick auf die konkrete Weiterentwicklung einer biozönotischen Auentypologie und -bewertung werden Empfehlungen für das weitere Vorgehen zur Diskussion gestellt.

Besiedlung von kalkarmen Weichwasserseen durch Makrophyten und deren Gefährdung. Ergebnisse aus dem brandenburgischen Jungmoränenland

Timm Kabus

Institut für angewandte Gewässerökologie, Schlunkendorfer Str. 2e, 14554 Seddin, kabus@gmx.de

Im Rahmen einer umfassenden Charakterisierung der Weichwasserseen im Jungglazial des Landes Brandenburg wurde auch die Makrophytenbesiedlung dieses Seentyps untersucht und mit der Besiedlung von Hartwasserseen verglichen.

Grundlage war eine statistische Analyse der Seen Brandenburgs, bei der anhand von über 11.000 Datensätzen aus ca. 2000 Standgewässern geprüft wurde, welche Parameter zur Charakterisierung von Weichwasserseen relevant sind, um sie mittels Clusteranalyse von Hartwasserseen bzw. anderen Standgewässertypen abzugrenzen.

Es wurden insgesamt 207 Seen als kalk- und basenarme Weichwasserseen angesprochen. Sie sind über Grenzwerte der Parameter Alkalinität, Calcium-Konzentration, Gesamthärte, Chlorid und Leitfähigkeit, sowie in einem Subtyp auch durch den pH-Wert definiert.

Insgesamt wurden 220 Taxa der Wasser- und Sumpfpflanzen an den Seen nachgewiesen. Manche Seen werden von 30 und mehr Taxa der Unterwasserpflanzen besiedelt. Es gibt allerdings deutliche Unterschiede zwischen verschiedenen Subtypen: 65% der Untersuchungsgewässer weisen keine oder nur eine submerse Art auf, weitere 26% der Seen werden von 2 bis 5 Arten besiedelt, d.h. wirklich artenreiche Gewässer (6 Arten und mehr) sind selten (9 % der Seen). Dies ist ein deutlicher Unterschied gegenüber Hartwasserseen (rund 1/3 dieser Seen wird von 6 und mehr Unterwasserpflanzen-Arten besiedelt).

In beiden Seentypen ist die Trophie zwar ein wesentlicher Faktor, der die Unterwasserpflanzenbesiedlung bestimmt, in den Weichwasserseen tritt eine Makrophytenverödung aber auch in klaren, nährstoffärmeren Gewässern regelmäßig auf. Ursache ist, dass der Kalk- und Kohlenstoffmangel in Weichwasserseen einen Stressfaktor für die Pflanzenbesiedlung darstellt. Es wird gezeigt, dass der Artenreichtum in Weichwasserseen mit zunehmender Härte und abnehmender Trophie ansteigt.

Weiter wird auf das Artenspektrum dieses Seentyps in Brandenburg eingegangen und ein Vergleich mit dem in Hartwasserseen gezogen. Zur Diskussion einzelner Artvorkommen sei allerdings auf frühere Ergebnisse verwiesen (Kabus 2009).

Literatur

KABUS, T. (2009): Verbreitung submerser Makrophyten in den Weichwasserseen des brandenburgischen Jungmoränenlandes. Erste Ergebnisse. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. der Jahrestagung 2008 (Konstanz): 188-192.

Potential vulnerability of stream benthic invertebrates to projected climate-change induced hydrological alteration

Karan Kakouei[1], Jens Kiesel[1], Sami Domisch[1], Katherine S. Irving[1], Jochem Kail[2], Sonja C. Jähnig[1]

[1] Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), Department of Ecosystem Research, Justus-von-Liebig-Str. 7, 12489 Berlin, Germany

[2] University of Duisburg-Essen, Department of Aquatic Ecology, Universitätsstraße 5, 45141 Essen, Germany

Global change induced flow alteration is anticipated to affect species and communities of stream benthic invertebrates. We analyzed the potential vulnerability of river reaches to projected hydrological alterations in two German study catchments, the Kinzig (central lower mountain region) and Treene (northern low lands). Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) we modelled high-resolution daily mean discharge along the river network using observed gauging data, as well as under projected future climate change scenarios along the river network. We then calculated five hydrological metrics that provide information on magnitude, timing, duration, rate and frequency of flow events. We compiled benthic invertebrate sample data (Kinzig: 223 samples, Treene: 67 samples) and quantified the probability of occurrence of individual taxa according to current hydrological conditions (OP_c) using hierarchical logistic regression models. Potential future probability of occurrence (OP_p) was projected 60, 70 and 80 years into the future, and the difference in modelled probability of taxa occurrence along the current and three projected hydrological conditions was calculated for individual taxa at each sampling site ($\Delta OP_A = OP_P - OP_C$). The resulting parameter (ΔOP_A) then served as a metric to assess the potential vulnerability of river reaches to projected hydrological alteration. The results provide a quantitative description of taxa responses to flow alteration, and allow an estimate of vulnerability of stream benthic communities of flow changes in rivers.

Die Veränderung der bakteriellen und viralen Gemeinschaften entlang eines Flussgradienten am Beispiel der Holtemme

René Kallies[1], Antonis Chatzinotas[1,2]

[1] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department für Umweltmikrobiologie, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, rene.kallies@ufz.de, antonis.chatzinotas@ufz.de

[2] Deutsches Zentrum für Integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig, Deutscher Platz 5E, 04103 Leipzig

Umweltveränderungen beeinflussen neben höheren Organismen auch Mikroorganismen, welche für viele Ökosystemfunktionen eine fundamentale Bedeutung haben, wie z.B. Nährstoff-Recycling, die Mineralisierung organischer Substanzen und die Dekontamination bzw. Säuberung des Habitats von Schadstoffen. Mikroorganismen dienen ebenso als Nahrungsquelle für Organismen höherer trophischer Ebenen, so dass eine Veränderung der Struktur der bakteriellen Gemeinschaft ebenso die Gemeinschaften dieser höheren Organismen beeinflusst. Bakterivore Protisten gehören zu den wichtigsten mikrobiellen Prädatoren; in den letzten Jahren hat sich jedoch herausgestellt, das auch Viren, die Bakterien infizieren (Bakteriophagen), in aquatischen Systemen sehr relevant sind (Newton et al., 2011). Viren spielen eine Schlüsselrolle für bakterielle Mortalität, sie bedingen bakterielle Evolution durch Gentransfer und lysieren Bakterien, wodurch ihnen eine bedeutende Rolle in der Freisetzung von Nährstoffen (DOM) zukommt (der so genannte viral shunt) (Suttle, 2007; Wilhelm and Suttle, 1999). Während marine Systeme im Fokus der Umweltmikrobiologie und -virologie stehen, sind Frischwassersysteme (insbesondere Flüsse) bisher vernachlässigt worden. Noch weniger ist über bakterielle und virale Gemeinschaften entlang eines Flusses bekannt und deren mögliche Veränderungen aufgrund anthropogenen Stresses.

In dieser Studie wurden daher die bakterielle und virale Gemeinschaft des Holtemme-Flusses, welcher im Harz entspringt, von seiner Quelle bis zur Mündung mit Hilfe von Metagenom-Ansätzen und Hochdurchsatzsequenzierung der 16S rRNA Gene analysiert. Der Lauf der Holtemme führt von einer naturbelassenen Flusslandschaft, über urbane und agrarwirtschaftliche Bereiche.

Die bakterielle Gemeinschaft der Holtemme bestand hautsächlich aus Bakterien der Phyla *Proteobacteria, Bacteroidetes, Actinobacteria, Verrucomicrobia* und *Cyanobacteria*. Ein Großteil der viralen Gemeinschaft bestand aus unklassifierten Viren sowie Vertretern der Bakterien-infizierenden *Caudovirales* und *Microviridae*. Weitere detektierte Viren waren Insekten- und Pflanzepathogene. Während die Alphadiversität entlang des Flussverlaufes zunahm, zeigte die Analyse der Betadiversität eine Ähnlichkeit der Gemeinschaften anhand ihrer jeweiligen Landnutzung. Gemessene abiotische und biotische Faktoren fließen zurzeit in weitere Analysen ein, um die auf bakterielle und virale Gemeinschaften wirkenden Parameter zu identifizieren.

Die hier vorgestellten Daten sollen eine Grundlage für das Verständnis bakterieller und viraler Gemeinschaften in Flusssystemen in Abhängigkeit verschiedener natürlicher und anthropogener Einflüsse bilden.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus)

Ein neuer Ansatz zur Bewertung der Transformation von gelöstem organischem Material (DOM) mittels hochauflösender Massenspektrometrie und ihrer Beziehung zu bakterieller Aktivität

Norbert Kamjunke[1,], Wolf von Tümpling[1], Norbert Hertkorn[2], Mourad Harir[2], Philippe Schmitt-Kopplin[2], Helge Norf[1], Markus Weitere[1], Peter Herzsprung[1]*

[1] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg

[2] Helmholtz-Zentrum München, Ingolstädter Landstraße 1, PF 1129, 85758 Neuherberg

*norbert.kamjunke@ufz.de

Fließgewässer sind wichtige Orte der Transformation von gelöstem organischem Material (DOM). Die molekulare Charakterisierung von DOM-Qualitätsänderungen erfordert hochentwickelte analytische Methoden. Das Ziel der Arbeit war es, molekulare DOM-Transformationen mit bakterieller Aktivität zu verbinden. Wir maßen den Abbau von Laub-Extrakt in einem Gradienten der Bakterienproduktion hervorgerufen durch unterschiedliche Perkolationsraten des Sediments in sieben Fließrinnen über fünf Probezeitpunkte. Wir entwickelten eine neue Strategie zur Bewertung von Elementarformeln der hochauflösenden Massenspektrometrie, bei der die zeitliche Veränderung der Komponenten nach Normalisierung der maximalen Masse-Intensitäten durch lineare Regressionen ermittelt wurde. Für alle Komponenten wurden Anstiege in allen sieben Rinnen berechnet und diese Anstiege gegen die kumulative Bakterienproduktion aufgetragen. Die Konzentration des DOM nahm in allen Rinnen schnell ab. Die bakterielle Aktivität in Biofilmen war höher in Rinnen mit perkoliertem Sediment als ohne Perkolation, während die planktische Bakterienaktivität ohne Perkolation höher war. Es gab keine Unterschiede in der molekularen DOM-Qualität zwischen den Rinnen, aber ausgeprägte zeitliche Änderungen. Positive Anstiege, d. h. steigende Intensitäten über die Zeit, wurden für kleine Moleküle ($m/z < 450$) und hohe O/C Verhältnisse gefunden, während sinkende Intensitäten seltener und nur für große Moleküle und niedrige O/C Verhältnisse beobachtet wurden. Die positiven Anstiege der produzierten Komponenten zeigten eine positive Beziehung zur Bakterienproduktion für kleine und sauerstoffreiche Komponenten. Die negativen Anstiege von abgebauten Komponenten waren negativ mit der Bakterienproduktion korreliert für große und sauerstoffarme Moleküle. Insgesamt liefert der Ansatz neue Einblicke in die Transformation spezifischer molekularer DOM-Komponenten.

Gewässermonitoring aus der Ferne: Wie gut ist die Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes in Seen mit Satellitendaten?

Nathalie Karle, Thomas Wolf

Institut für Seenforschung (ISF) der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, Nathalie.Karle@lubw.bwl.de

Satelliten, die große Flächen mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung erfassen, ermöglichen flächenhafte Analysen von Gewässern und stellen damit potentiell eine optimale Ergänzung bestehender In-situ-Punktmessungen dar. In dem Verbundprojekt WasMon-CT wird die Nutzbarkeit von Satellitendaten für das behördliche Gewässermonitoring in Fließgewässern und Seen untersucht. Der Projektpartner Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) beschäftigt sich mit einem satellitengestützten Trübungsmonitoring in Flüssen. Im Teilprojekt der LUBW wird schwerpunktmäßig das satellitengestützte Monitoring von Chlorophyll-a in Seen betrachtet. Der Parameter Chlorophyll-a ist im Gewässerschutz ein wichtiger Indikator für das Algenwachstum, die Primärproduktion sowie für den Gewässerzustand in Seen.

Durch räumlich hoch auflösende Satelliten, wie z.B. Sentinel-2 (Start 2015, Daten frei verfügbar), werden neue Möglichkeiten eröffnet, bessere Informationen über räumliche Inhomogenitäten von Chlorophyll-a-Verteilungen (Patchiness) im Bodensee sowie in weiteren großen Seen zu erhalten. Zudem kann die Gewässerqualität einer größeren Anzahl auch kleinerer Seen überwacht werden. Um die Frage zu klären, wie gut die Bestimmung der Chlorophyll-a-Konzentration mit Satellitendaten funktioniert, wird eine umfangreiche Validationsstudie durchgeführt und hier vorgestellt. Ziel dieser Validation ist es, Aussagen zur Anwendbarkeit und zu potentiellen Limitierungen der Fernerkundungsverfahren für unterschiedliche Seentypen abzuleiten.

Die Satellitendaten werden für den Zeitraum 2000 bis 2017 für Gewässerqualitätsparameter, wie z.B. Chlorophyll-a und Sichttiefe, mit In-situ-Messdaten der LUBW von ca. 30 Seen in Baden-Württemberg verglichen. In dieser Seenauswahl befinden sich unter anderem der Bodensee sowie 12 weitere WRRL-Seen. Die ausgewählten Seen weisen unterschiedliche Ausdehnungen und limnologische Eigenschaften auf und wurden mittels Clusteranalyse in unterschiedliche Seentypen gruppiert.

Erste Ergebnisse der Validationsstudie zeigen, dass systematische Unterschiede zwischen In- situ- und Satellitenmessungen auftreten. In weiteren Validationsschritten werden zudem methodische Unterschiede sowie Zeitdifferenzen zwischen In-situ- und Satellitenmessungen berücksichtigt. Zusätzlich werden in enger Abstimmung mit potentiellen Nutzern Werkzeuge und mögliche anwendungsbezogene, abgeleitete Produkte, wie z.B. Zeitreihen verschiedener Gewässerqualitätsparameter oder Trophieberechnungen, erarbeitet.

Sanierung und Restaurierung des Feldberger Haussees (Mecklenburg-Vorpommern): Was lange währt wird endlich gut?

Peter Kasprzak[1], Hans-Peter Grossart[1], Thomas Gonsiorczyk[1], Michael Hupfer[2], Rainer Koschel[1], Thomas Petzoldt[3], Gerlinde Wauer[4]

[1] Leibniz-Institut f. Gewässerökologie & Binnenfischerei, Berlin, Abteilung Experimentelle Limnologie, Alte Fischerhütte 2, 16775 Neuglobsow, daphnia@igb-berlin.de

[2] Leibniz-Institut f. Gewässerökologie & Binnenfischerei, Berlin, Abteilung Chemische Analytik & Biogeochemie, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

[3] Technische Universität Dresden, Institut f. Hydrobiologie, Zellescher Weg 42, 01217 Dresden

[4] Landesamt für Gesundheit & Soziales, Mecklenburg-Vorpommern, Fachbereich Wasserhygiene, Schlossstraße 8, 17235 Neustrelitz

Obgleich ein umfassender Überblick fehlt, so darf doch angenommen werden, dass der Feldberger Haussee (Mecklenburg-Vorpommern) zu Beginn der 1980er Jahre zu den am stärksten verschmutzten Gewässern des gesamten NO-deutschen Tieflands zählte (Jahresmittel d. TP Konzentration von 1978-80 ca. 1.1 mg/L). Die Entwicklung nahm ihren Anfang 1888, als eine Molkerei damit begann, ungereinigte Abwässer in den See abzugeben. Den Höhepunkt erreichte sie in dem 1970/80ger Jahren, weil die Stadt Feldberg den Abfluss der kommunalen Kläranlage in den See einleitete (jährliche Belastung 1.9 g P/m-2, 11.5 g N m-2). 1980 wurde die Einleitung gestoppt, wodurch die externe Nährstoffbelastung um ca. 90 % gesenkt werden konnte. Damit war die grundlegende Voraussetzung für eine verbesserte Wasserqualität erfüllt.

Obwohl die epilimnische TP-Konzentration bis ins Jahr 2010 auf durchschnittlich 0,5 mg/L zurückgegangen war, blieb die Phytoplanktonbiomasse relativ hoch und wurde von filamentösen Cyanobakterien dominiert. Das Jahresmittel der Sichttiefe lag bei nur 1,5 m. Wegen der touristischen Bedeutung des Gewässers für die Stadt Feldberg und der günstigen Voraussetzungen bezüglich des externen P-Eintrags wurde beschlossen, die Verbesserung der Wasserqualität durch eine P-Fällung mit Polyaluminium-Chlorid zu beschleunigen. Das Sanierungsziel war ein mesotropher See nach den Vorgaben der LAWA-Richtlinie. Berechnungen hatten ergeben, dass 27 g Al/m2 genügen sollten, um die gewünschte schnelle, signifikante und nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität zu erreichen.

Trotz sorgfältiger Vorbereitung des Eingriffs blieb der Haussee nach dem Eingriff im April 2011 für weitere vier Jahre trüb. Die Ursache bestand darin, dass sich die chemischen und biologischen Kriterien der Wassergüte in unterschiedlichem Tempo veränderten. Während die epilimnische TP-Konzentration sofort nach der Fällung auf Werte von <0.025 mg/L sank, wurde das Phytoplankton bis in das zeitige Frühjahr 2015 von Cyanobakterien geprägt. Vergleichende Untersuchungen zeigten, dass die hohe Trübung vor allem durch intensive Kalkfällungen während der Sommermonate verursacht wird. Inzwischen jedoch ist das Restaurierungsziel eines mesotrophen Sees in allen Punkten im Wesentlichen erreicht; selbst wenn sich die Sichttiefen noch immer im unteren Bereich dessen bewegen, was für diese Gruppe von Seen erwartet werden darf. In unserem Vortrag erläutern wir die am Ergebnis beteiligten Mechanismen bei der Restaurierung dieses vormals schwer verunreinigten Sees.

Krebsscherengräben der der Hunte-Weser-Niederung als Lebensraum für die FFH Libellenarten Grüne Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*) – Ökologie und Artenschutzmaßnahmen

Friederike Kastner, Rainer Buchwald

Universität Oldenburg, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Ammerländer Heerstr. 114-118, 26129 Oldenburg, friederike.kastner@uni-oldenburg.de, rainer.buchwald@uni-oldenburg.de

Aeshna viridis (Grüne Mosaikjungfer; RL 2 [D], Anhang IV FFH-RL) ist in Nord- und Mitteleuropa an Gewässer mit Vorkommen von *Stratiotes aloides* (Krebsschere, RL D: 3) als Eiablagepflanze gebunden. Aufgrund dieser engen Bindung gilt *A. viridis* als extremer Habitatspezialist und nimmt unter den Libellen eine Sonderstellung ein (Wildermuth & Martens 2014). Die Art besiedelt, sofern dichte *S. aloides*-Bestände vorhanden sind, Fließgewässer mit geringer Strömung, Gräben sowie Stillgewässer.

Im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projekts „Artenhilfsprogramme für die FFH-Libellenarten *Aeshna viridis*, *Coenagrion mercuriale* und *Coenagrion ornatum* in NW-Deutschland – wissenschaftliche Grundlagen und Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität und des Habitatverbundes“ der Universität Oldenburg fanden neben Untersuchungen zur Ökologie von *A. viridis* auch die Planung und Erprobung von Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität und des Habitatverbundes für diese Art in der Hunte-Weser-Niederung statt.

Die Ergebnisse zeigen, dass in der Hunte-Weser-Niederung *S. aloides*-Gräben mit Populationen von *A. viridis* vorkommen und somit die Libelle eine Charakterart der hiesigen *S. aloides*-Gewässer darstellt. Des Weiteren konnte die Bedeutung großer und dichter emerser *S. aloides*-Bestände für *A. viridis* bestätigt werden. Die durchgeführte Wiederansiedlung von *S. aloides* zur Schaffung weiterer Habitate für *A. viridis* zeigt, dass die Ansiedlung von *S. aloides* erfolgreich durchgeführt werden kann, jedoch nicht immer gelingen muss (Kastner et al. 2016). Darüber hinaus konnte mit den Pflanzen indirekt, über Eier und Larven, die Libelle umgesiedelt werden. Für dauerhafte(n) Schutz und Erhaltung von *A. viridis* sowie *S. aloides*-Beständen spielt eine ökologische Grabenunterhaltung nach dem Vorbild Bremens eine wesentliche Rolle.

Neue Methoden um Grundwasserzustrom in tiefen Seen zu lokalisieren: Am Beispiel des Bodensees

Catharina Keim, Benjamin Gilfedder

Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Hydrologie, 95440 Bayreuth, catharina.keim@uni-bayreuth.de

Der Bodensee ist nicht nur ein einzigartiges Ökosystem, sondern er liefert auch mehr als 4 Mio. Menschen täglich Trinkwasser. Der See und die Zuflüsse werden seit Jahrzehnten genau untersucht. Jedoch wurde noch nie untersucht ob, Grundwasser in den Bodensee strömt und welche Auswirkungen dies auf das Ökosystem hat. Generell kann man sagen, dass Grundwasser in Wasserbilanzen von Seen häufig missachtet wird. Besonders in tiefen Seen, wie dem Bodensee, wurden bisher kaum Untersuchungen durchgeführt wie Seen mit ihrer hydrogeologischen Umgebung interagieren. Das Projekt ´Seezeichen´ untersucht den Bodensee auf Grundwasserzuströme. Dabei stehen die Lokalisierung und Quantifizierung von Grundwasserzuströmen im Vordergrund. Das Ziel der Arbeit ist es die Interaktion von Grundwasser und Seen besser zu verstehen. Es wurde eine neue Methode entwickelt um Grundwasserzuströme anhand von Temperaturanomalien am Seegrund zu kartieren. Diese Methode heißt ´Thermaler Kartierer´. Es wurden im Februar 2016 und im Februar 2017 Daten erhoben. Die Datenerhebung musste im Winter erfolgen, da die Unterschiede in den Temperaturen des Grundwassers und des Seewasser zu diesem Zeitpunkt am Größten sind und der See eine weitestgehend homogene Temperatur aufweist. Anhand der Temperaturanomalien von $\geq 0{,}5$ °C konnten bei ehemaligen Kiesbaggerlöchern im Bodensee Grundwasserzuströme kartiert werden. Zusätzlich wurden über 2 Jahre in mehreren Messkampagnen ^{222}Radon gemessen. Erhöhte Radonkonzentrationen, bis 100 Bq/m^3, wurden an ähnlichen Stellen gemessen, wo auch der Thermale Kartierer Anomalien feststellte. Diese Methoden zur Lokalisierung von Grundwasserzuströmen in tiefen Seen sind Teil eines Methoden Toolkits, welches auch an weiteren Seen eingesetzt werden soll. Die neuen Erkenntnisse sind wichtig um die richtigen Entscheidungen bezüglich eines nachhaltigen Seenmanagements und einer guten Trinkwasserversorgung treffen zu können.

The challenge of the aquatic-terrestrial boundary

Björn K. Klatt[1], Rebecca I. A. Stewart[2,3], Nicoletta Faraone[4], William Sidemo-Holm[2], Lars-Anders Hansson[2], Pablo Urrutia-Cordero[5]

[1] Department of Biology, Biodiversity, Lund University, Sweden

[2] Centre for Environmental and Climate Research, Lund University, Sweden

[3] Department of Biology, Aquatic Ecology, Lund University, Sweden

[4] Department of Biology, Acadia University, Wolfville, Nova Scotia, Canada

[5] Department of Ecology and Genetics, Erken Laboratory, Uppsala University, Norrtälje

Traditionally, aquatic and terrestrial research is strictly separated, not least due to the various differences between both environments. However, major threats as climate change, agriciultural industrialization and a rapidly growing world population not only affect organisms across boundaries but also increase one environment affecting the other. These links have so far been underestimated or even been neglected in aquatic and terrestrial research and thus create the challenge to develop a cross-disciplinary understanding.

Aim of this presenation is to show the importance and challenges of interdisciplinarity between both research environments and to promote the development of an international research platform. First, I will lead into the topic taking examples from the published literature of how pollinators and there services are affected by aquatic organisms in various ways. Second, I will present first results from our recent study, showing that the exposure of to cyano-bacteria via contaminated water negatively affects bumble bee colonies. The presentation will end with an outlook about research ideas and current developments that should further promote this topic.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus)

Schwefel-Retention in einem künstlichen Experimentalgewässer in der Bergbaufolgelandschaft (Hühnerwasserteich, Brandenburg)

Andreas Kleeberg[1], Remo Ender[2] & Dieter Leßmann[3]

[1] Landeslabor Berlin-Brandenburg, Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow, Andreas.Kleeberg@Landeslabor-BBB.de, [2, 3] Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Postfach 101344, 03013 Cottbus, [2] remo.ender@b-tu.de, [3] lessmann@b-tu.de

Keywords: pond, sulfate retention, water quality, oxygen, macrophytes

Einleitung

Für den Sonderforschungsbereich/Transregio (SFB/TR 38) "Strukturen und Prozesse der initialen Ökosystementwicklung in einem künstlichen Wassereinzugsgebiet" (Gerwin et al. 2010) wurde im Jahr 2005 eine Experimentalfläche in der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft geschaffen (Gerwin et al. 2009). Das hydrologisch abgegrenzte Wasser-Einzugsgebiet (EZG) im ehemaligen Quellgebiet Hühnerwasser entwässert in einen ebenfalls künstlich angelegten Teich (Gerwin et al. 2010). Zur Untersuchung der Primärsukzession wurde ein umfangreiches multidisziplinäres Monitoring etabliert (Schaaf et al. 2010).

Zunächst wurde durch Erosion eine erhöhte Sedimentbildung im Teich festgestellt (Kleeberg et al. 2010). Für die ersten Jahre nach dessen Füllung (2005 - 2007) wurde deutlich, dass die pelagische Primärproduktion P- und Si-limitiert war und auf oligo- bis mesotrophem Niveau blieb, jedoch Nährstoffpulse zu einem hohen Primärproduktionspotential ab 2008 führten, das vor allem von Makrophyten genutzt wurde (Lessmann et al. 2010). Seit etwa 2009 überstieg die Primärproduktion der Makrophyten die des Phytoplanktons deutlich und autochthone Prozesse nahmen an Bedeutung zu (Lessmann & Nixdorf 2011).

Mit einsetzender bzw. fortschreitender Teichgenese haben biotische Prozesse insgesamt an Bedeutung gewonnen und den Wasser- und Stoffhaushalt zunehmend geprägt (Kleeberg et al. 2010, Lessmann & Nixdorf 2011). Zudem spiegelten sich die Entwicklungszustände der standorttypischen ungelenkten Sukzession im EZG im Teich wider. Das durch das EZG beeinflusste Ausmaß und die Raten der initialen Prozesse im See steuerten die Phasen seiner weiteren Entwicklung und späteren Systemzustände. Der vorliegende Beitrag schließt an die o. g. Forschungsarbeiten an und dokumentiert beispielhaft die Entwicklung der Schwefelretention im Hühnerwasserteich retrospektiv.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet Hühnerwasserteich

Die Experimentalfläche des SFB/TR 38 befindet sich nahe dem aktiven Tagebau Welzow-Süd (N 51137^0; E 014118^0) ca. 20 km südlich von Cottbus (Gerwin et al. 2009). Der Hühnerwasserteich liegt am Fuß einer künstlichen Erhebung ungefähr 10 m über der umgebenden Bergbaufolgelandschaft.

Die zuerst ausgebrachte Tonschicht dient als horizontale Sperre für das perkolierende Niederschlagswasser. Darüber wurde eine 2 bis 3 m dicke Deckschicht aus pleistozänem Material (Saale-Eiszeit), d. h. aus Pyrit- und Braunkohle-freien sandigen Substraten aufgebracht (Gerwin et al. 2009).

Der Teich wurde im Jahr 2005 angelegt; sein Boden besteht aus einer nicht wasserdurchlässigen 20 bis 30 cm dicken Tonschicht. Das mehr oder weniger schüsselförmige Becken hatte ursprünglich ein Volumen von ca. 55 bis 65 × 3 m. Die unregelmäßige Hohlform war im August 2005 bereits teilweise und nach der Schneeschmelze im Januar 2016 endgültig gefüllt. Eine Vermessung im Jahr 2008 ergab folgende Kennwerte für den Teich: Höhenlage 125,4 m üNN, Fläche 3.805 m^2, Volumen 3.992 m^3, Maximaltiefe 2,4 m, mittlere Tiefe 1,0 m, Verhältnis Fläche EZG : Fläche Teich 14,5. Aus Abflussmengen wurde eine theoretische Wasseraufenthaltszeit von 289 Tagen ermittelt (Kleeberg et al. 2010).

Untersuchungsmethoden und Massebilanzberechnungen

Die Beprobung der Zuflüsse und des Abflusses erfolgte tageweise automatisiert, die des Wasserkörpers 14-tägig bis monatlich. Die genutzten Methoden der Probenahme sowie Sediment- und Wasseranalytik entsprechen limnologischen Standardmethoden und sind an anderer Stelle ausführlich beschrieben (vgl. Kleeberg et al. 2010, Lessmann et al. 2010).

Die verwendeten meteorologischen und hydrologischen Daten wurden alle gebietsbezogen im Rahmen des Monitorings erhoben (Schaaf et al. 2010). Da der gemessene Abfluss größer als der des Zuflusses und damit nicht plausibel war, wurde der Zufluss korrigiert: Zufluss = Abfluss + Niederschlag + Verdunstung. Es wurde davon ausgegangen, dass die Verdunstung von der Schilffläche (41% der Teichfläche) 1,5-mal höher ist als die von der Wasserfläche (DVWK 238 1996). Sämtliche Frachten wurden auf der Basis von Monatsmittelwerten (n = 2 bis 4 Werte) berechnet.

Ergebnisse

Die mittlere Sauerstoffkonzentration im Teich im Jahresverlauf weist auf Übersättigungen im Oberflächenwasser und Untersättigungen in tieferen Wasserschichten hin (Abb. 1).

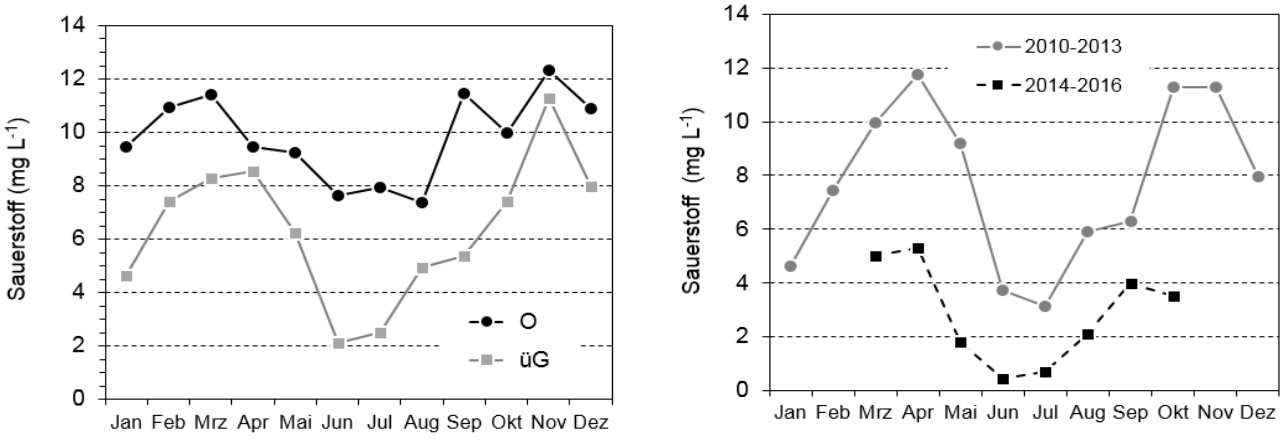


Abb. 1: Mittelwert der Sauerstoffkonzentration (2010 – 2016) an der Oberfläche (O) und über Grund (üG, links) und im Tiefenwasser für 2010 bis 2013 sowie 2014 bis 2016 (rechts).

Relativ synchron verlaufen die Konzentrationen von Chlorid, Calcium und Sulfat, letztere mit einem Maximum im Juni 2009 und einer weiteren tendenziellen Abnahme bis in die Gegenwart (Abb. 2).

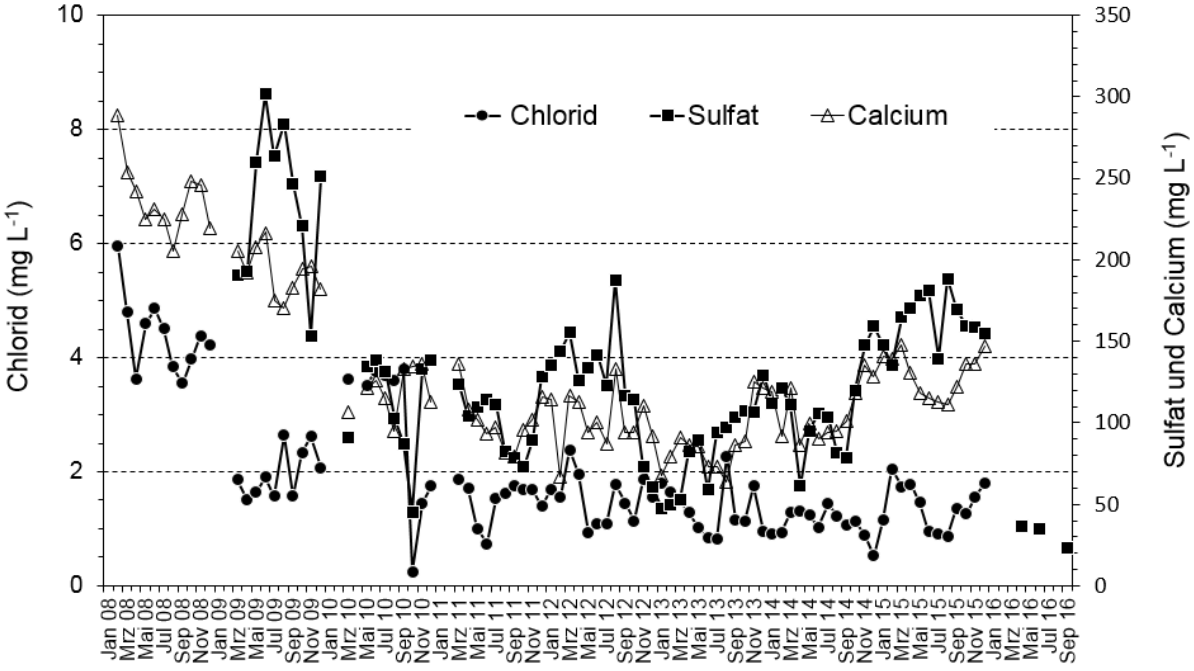


Abb. 2: Verlauf der Konzentration von Chlorid, Calcium und Sulfat im Zufluss des Hühnerwasserteiches von Januar 2008 bis – September 2016.

Die Differenz aus der Sulfat-Fracht des Zu- und Abflusses repräsentiert den Rückhalt an Sulfat im Hühnerwasserteich (Abb. 3). Das atomare S:Fe Verhältnis im Sediment hat sich von rund 0,02 in 27 cm Tiefe um etwa das 6-fache auf 0,12 an der Sedimentoberfläche (2017) erhöht (Abb. 3).

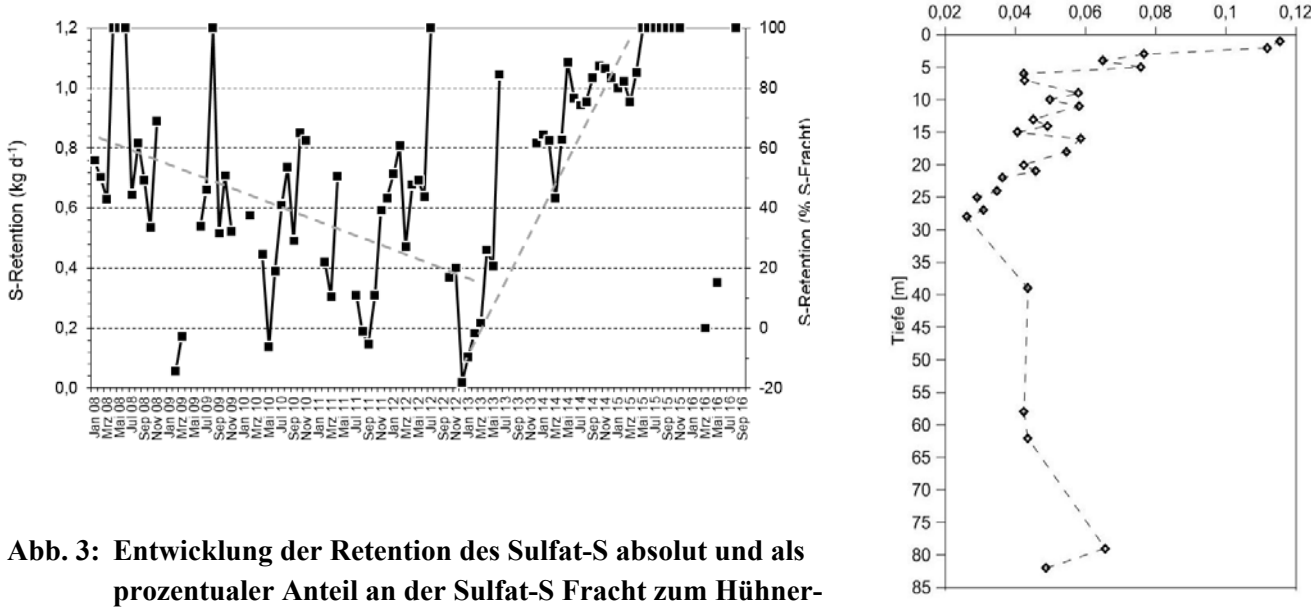


Abb. 3: Entwicklung der Retention des Sulfat-S absolut und als prozentualer Anteil an der Sulfat-S Fracht zum Hühnerwasserteich im Zeitraum von Januar 2008 bis September 2016; die graue Linie verdeutlicht dessen Trend (links). Vertikaler Verlauf des atomaren S:Fe Verhältnisses im Sediment (rechts).

Diskussion

Mit dem relativ geringen, jedoch kontinuierlichen Nährstoffeintrag aus dem EZG konnte sich die im Jahr 2005 künstlich angelegte Hohlform in nur wenigen Jahren (in Analogie zum EZG) von einem vegetationslosen Pionierstadium zu einem makrophytenreichen „gereiften" Teich entwickeln. Ausdruck einer sommerlich stabilen Schichtung (nicht gezeigt), die durch einen rundum geschlossenen Schilfgürtel begünstigt wird und einer intensiven Primärproduktion (vgl. Lessmann & Nixdorf 2010), ist die deutliche Sauerstoff-Übersättigung (O_2 > 10 mg L^{-1}) im Oberflächenwasser. Im Ergebnis des Abbaus der Biomasse wurden deutliche Sauerstoff-Untersättigungen (O_2 < 4 – 6 mg L^{-1}) in den Sommermonaten über dem Sediment registriert (Abb. 1). Im Vergleich der Perioden 2010 bis 2013 und 2014 bis 2016 wird deutlich, dass sich der Trend von ausgedehnten Sauerstoffdefiziten manifestiert hat (Abb. 1). Durch die zunehmende Produktivität des Hühnerwasserteiches wird der Rückhalt des hauptsächlich als Sulfat eingetragenen Schwefels über die Biomasse der Makrophyten (~ 0,5 – 2 mg g^{-1}) und die des Phytoplanktons (~ $C_{106}N_{16}P_1S_{0,7}Fe_{0,05}$) und letztendlich über die Einlagerung im Sediment als hauptsächlich organisch gebundener Schwefel größer. Gleichzeitig begünstigen die Sauerstoffdefizite, d. h. anaerobe wie auch anoxische Verhältnisse am/im Sediment die Sulfatreduktion.

Unerwartet hoch war die Sulfat-Konzentration im Teich in seinen ersten Jahren, d. h. bis 2009/2010 (Abb. 2). Als Ursache wurde die Auflösung von Gipskrusten ($CaSO_4$) in dem geschütteten Material des EZG identifiziert (Schaaf & Elmer 2011). So wurden zunehmende Austräge [kg ha^{-1} a^{-1}] aus dem EZG sowohl an Calcium (2008: 76,5; 2009: 115,9; 2010: 290,5) als auch an Sulfat-S (2008: 61,3; 2009: 80,7; 2010: 107,4) bestimmt. So blieb das molare Ca:SO_4^{2-}-S Verhältnis im Teich zwischen 2008 und 2010 relativ lange stabil bei 1,9 (nicht gezeigt). Erst seit etwa März 2011 stieg das Ca:S Verhältnis von rund 2 kontinuierlich auf Werte um 6 an. Mit der Etablierung biologischer Strukturen im Hühnerwasserteich hat sich ein vorübergehendes neues Gleichgewicht mit einer, in unterschiedlichem Maße erhöhten Ca- wie auch S-Retention eingestellt. Insbesondere das im Teich nachgewiesene *Potamogeton pectinatus* hat einen deutlich höheren Ca-Anteil in der Trockensubstanz (240,3 mg g-1) als *P. natans* (9,7 mg g^{-1}) oder *Phragmites australis* (4,7 mg g^{-1}) (Kleeberg 2013).

Die Konzentration des Chlorids, einem eher inerten Tracer, nahm zwischen 2008 und 2010 auf sehr geringem Niveau in ähnlichem Verlauf wie die des Calciums und des Sulfats ab und stellte sich bei Werten < 2 mg L^{-1} ein (Abb. 2) – ein Indiz für ein anthropogen unbelastetes Gewässer. Das molare Cl:SO_4^{2-}-S Verhältnis blieb für mehrere Jahre (Januar 2008 bis September 2014) mehr oder weniger konstant bei 0,01 und erhöhte sich ab Anfang 2015 bis September 2016 sprunghaft um den Faktor 3 auf 0,03 (nicht dargestellt). Dafür gibt es mindestens zwei Ursachen: zum einen hat sich die Hydrologie im EZG geändert und zum anderen wird Chlorid überwiegend chemisch unverändert „durchgereicht", während Sulfat verstärkt zurückgehalten wird.

In einem, für ein Kleingewässer relativ kurzen Zeitraum, zeigt die S-Retention zwei wesentliche Trends (Abb. 3). Trotz der stark schwankenden Abflüsse im EZG, die in den Schwankungen der S-Retention widergespiegelt werden, zeigt sich einhergehend mit der Abnahme der Sulfat-Konzentration eine Halbierung der S-Retention von rund 0,8 kg d^{-1} auf 0,4 kg d^{-1} zwischen Jan. 2008 und Nov. 2012. Ab Dez. 2012 wird ein deutlicher Anstieg in der S-Retention auf rund 1 kg d^{-1} sichtbar. Der prozentuale Anteil von ca. 80% der S-Fracht ist, in Relation zur Wasseraufenthaltszeit des Teiches, als sehr hoch anzusehen. Aus den Unsicherheiten der Abfluss-Bestimmung und damit der Frachtberechnung resultierend ist die Bilanz stark fehlerbehaftet. So ist eine S-Retention von 100% praktisch nicht möglich, da die Sulfat-Konzentration im Abfluss ungleich Null ist. Der hohe prozentuale Anteil der S-Retention am S-Eintrag zeigt, welches Potenzial ein solcher Teich hat.

Trotz der Unsicherheiten in den Bilanzbetrachtungen wird die Zunahme der S-Retention, in Relation zum Eisen im Sediment widergespiegelt (Abb. 3). Das S:Fe Verhältnis wird als wichtiger Indikator für das Vorhandensein von Vivianite ($Fe_3(PO_4)_2 \bullet 8H_2O$) angesehen (Rothe et al. 2015). Vivianit kann rezent bei einem S:Fe Verhältnis < 1 gebildet werden und so zur dauerhaften, Redox-unabhängigen P-Bindung an Eisen beitragen. Derzeit ist das S:Fe Verhältnis noch deutlich < 1, d. h. Vivianite könnte rezent gebildet werden. Es ist jedoch zu erwarten, dass sich mit einer weiteren Erhöhung der Produktivität die Sauerstoffdefizite im Teich vergrößern, die Sulfatreduktion begünstigt wird. In der Folge wird mehr Sulfid gebildet, das mit dem verfügbaren Eisen zu Eisensulfiden (FeS_x) reagiert und so als ein Rückkopplungsmechanismus die P-Retention verringert bzw. die P-Mobilität erhöht.

Schlussfolgerungen

Es wird deutlich, dass der ursprünglich einfach strukturierte Teich die Analyse der im Laufe seiner Entwicklung relativ schnell wirksam und komplexer werdenden Strukturen und Prozesse in Verbindung zu seinem gering anthropogen beeinflussten EZG (natürliche Eutrophierung) besser erlaubt, als das in einem gereiften und stark anthropogen beeinflussten Gewässerökosystem möglich wäre.

Danksagung

Ohne die umfangreichen Vorarbeiten zum und innerhalb des SFB/Transregios 38 sowie innerhalb des Monitorings durch die Mitarbeiter des Forschungszentrums Landschaftsentwicklung und Bergbaulandschaften der BTU wäre die vorliegende Studie nicht möglich gewesen. Wir möchten deshalb allen direkt und indirekt Beteiligen herzlich für ihre Arbeit und vielseitige Unterstützung danken.

Literatur

DVWK 238 (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. In: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) (Hrsg.): Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH Bonn, 107 S.

Gerwin, W., Raab, T., Biemelt, D., Bens, O., Hüttl, R. F. (2009): The artificial water catchment 'Chicken Creek' as an observatory for critical zone processes and structures. Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss. 6, 1769-1795.

Gerwin, W., Schaaf, W., Biemelt, D., Elmer, M., Maurer, T. Schneider, A. (2010): The artificial catchment 'Hühnerwasser' (Chicken Creek): Construction and initial properties. Ecosystem Development vol. 1: 1-56.

Kleeberg, A. (2013): Impact of aquatic macrophyte decomposition on sedimentary nutrient and metal mobilization in the initial stages of ecosystem development. Aquatic Botany 105: 41-49.

Kleeberg, A., Herzog, C., Jordan, S., Hupfer, M. (2010): What drives the evolution of the sedimentary phosphorus cycle? Limnologica 40(2): 102-113.

Lessmann, D., Deneke, R., Ender, R., Nixdorf, B. (2010): Limnological development of Chicken Creek pond. In: Schaaf, W., Biemelt, D., Hüttl, R. F. (eds.), Initial development of the artificial catchment 'Chicken Creek' – monitoring program and survey 2005 – 2008. Ecosystem Development vol. 2: 119-148.

Lessmann, D., Nixdorf, B. (2011): 'Chicken Creek' pond: aspects of six years of primary succession. In: Elmer, M., Schaaf, W., Biemelt, D., Gerwin, W., Hüttl, R. F. (eds.), The artificial catchment 'Chicken Creek' – initial ecosystem development 2005 – 2010. Ecosystem Development vol. 3: 115-128.

Rothe, M., Kleeberg, A., Grüneberg, B., Friese, K., Pérez-Majo, M., Hupfer, M. (2015): Sedimentary sulphur:iron ratio indicates vivianite occurrence : a case study from two contrasting freshwater systems. PLoS One 10(11): 1-18.

Schaaf, W., Elmer, M. (2011): Soil solution and water chemistry. In: Elmer, M., Schaaf, W., Biemelt, D., Gerwin, W., Hüttl, R. F. (eds.), The artificial catchment 'Chicken Creek' – initial ecosystem development 2005 – 2010. Ecosystem Development vol. 3: 55-66.

Schaaf, W., Biemelt, D., Hüttl, R. F. (eds.) (2010): Initial development of the artificial catchment 'Chicken Creek' – monitoring program and survey 2005 – 2008. Ecosystem Development vol. 2: 1-190.

Erstellung von artspezifischen Fuzzy-Rules für die Habitateignungs-Modellierung kleinerer Fließgewässer mit CASiMiR-Fish 2D

Bastian Knocks[*], *Luise Richter*[*], *Matthias Schneider*[Δ], *Thomas U. Berendonk*[*], *Susanne Worischka*[*]

[*] TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, Zellescher Weg 40, 01217 Dresden

[Δ] sje - Ecohydraulic Engineering GmbH, Viereichenweg 12, 70569 Stuttgart (Vaihingen)

Keywords: Habitat, Präferenzen, Fische, Modellierung, Prävention

Einleitung

In den letzten Jahrzehnten stieg die Anzahl der Fließgewässer-Renaturierungen infolge eines gewachsenen Umweltbewusstseins. Neben der Forderung nach einer Verbesserung des ökologischen Zustands müssen Renaturierungen häufig auch anderen Anforderungen, wie z.B. dem Hochwasserschutz, gerecht werden. Der erwartete Erfolg, in Form einer stabilen Zönose, bleibt bei vielen Projekten jedoch aus (Woolsey et al., 2007), da viele Kompromisslösungen grundlegende Habitatansprüche der Organismen nicht ausreichend berücksichtigen. Deshalb wird in dem Projekt In_StröHmunG interdisziplinär an Lösungsansätzen für erfolgreiche Renaturierungen geforscht.

Die Parameter Strömungsgeschwindigkeit, Wassertiefe, Substratbeschaffenheit und Deckung (Unterstände) sind wesentliche Faktoren eines komplexen Wirkungsnetzes, die ein Fisch-Individuum in Fließgewässern beeinflussen (Vismara et al. 2001; Fukuda et al. 2013; Heggenes et al. 1999). Beispielsweise ist der Reproduktionserfolg der Bachforelle von der Substratbeschaffenheit und der Strömungsgeschwindigkeit abhängig. Für eine funktionierende Zönose stellt die erfolgreiche Reproduktion eine Grundlage dar. Mittels der genannten Parameter kann bereits während der Planung, die Auswirkung von neuen physikalischen Gegebenheiten auf artspezifische Verträglichkeit überprüft werden. Das Habitatsimulationsmodell CASiMiR ermöglicht eine Modellierung von Gewässerabschnitten hinsichtlich der Eignung ökologisch wichtiger Parameter für verschiedene Organismen. Für die Habitat-Modellierung werden die Habitatpräferenzen der zu untersuchenden Organismen benötigt, die in Präferenzkurven oder über fuzzy-logische Ansätze beschrieben werden können. Diese basieren auf klassischen Wenn-Dann-Regeln (Abbildung 6) basieren.

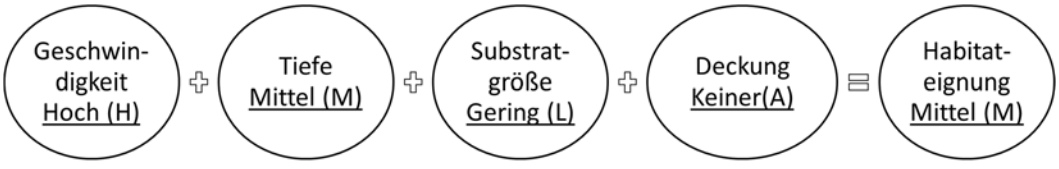


Abbildung 6: Aufbau von Fuzzy-Regeln für die Modellierung der Habitateignung für Fische. Fuzzy-Regeln basieren auf mehreren Parametern, welche im Zusammenwirken eine bestimmte Habitateignung ergeben. Der Parameter Deckungsgrad beschreibt das Vorhandensein von Unterständen.

Den Parametergrößen werden jeweils bestimmte Kategorien (Fuzzy-Mengen) zugeteilt (Abbildung 7). Die Kategorien lassen sich in die Klassen: Hoch, Mittel, Gering – bei Bedarf sehr Hoch und sehr Gering – einteilen. Der Vorteil dieser Methode liegt darin, dass die Übergänge zwischen den genannten Klassen kontinuierlich sind. Dadurch sind die Fuzzy-Regeln (fuzzy = unscharf), welche die Klassen beinhalten besonders geeignet, ökologische Zusammenhänge zu beschreiben.



Abbildung 7: Fuzzy-Mengen für den Habitatparameter Fließgeschwindigkeit (CASiMiR-Fish 2D). gelb = Gering (L); grün = Mittel (M); blau = Hoch (H).

Material und Methoden

Für acht in sächsischen Modellgewässern des Projekts In_StröHmunG präsente Fischarten wurden Habitatpräferenzen in einer Literaturstudie analysiert und in Fuzzy-Regelwerke übertragen. Die Habitatpräferenzen wurden an die Fließgewässer LAWA Typen 5 und 9 angepasst (Pottgiesser und Sommerhäuser 2008). Die Fischarten sind: Bachforelle (*Salmo trutta fario*), Äsche (*Thymallus thymallus*), Mühlkoppe (*Cottus gobio*), Bachschmerle (*Barbatula barbatula*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*), Gründling (*Gobio gobio*), Barbe (*Barbus barbus*) und Döbel (*Leuciscus cephalus*).
Die Daten wurden für die Altersklassen 0+ (young-of-the-year, YOY), 1+ (juvenil) und > 2+ (adult) erhoben. Des Weiteren wurden Fuzzy-Regelwerke für Laichfische der Arten Äsche, Bachforelle und Elritze erstellt.

Ergebnisse

Insgesamt wurden 3774 Fuzzy-Regeln aufgestellt, welche sich auf 34 Fuzzy-Regelwerke aufteilen (Abbildung 8).

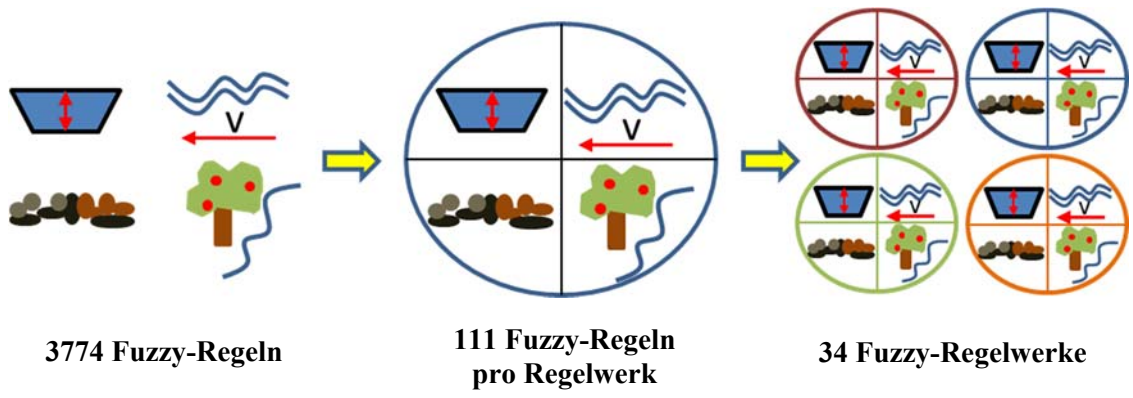


Abbildung 8: Zusammensetzung der Fuzzy-Regelwerke

Der Parameter Deckung (= Unterstände) wurde in vier vereinfachte Kategorien eingeteilt, um die Fuzzy-Regeln auf eine handhabbare Anzahl zu beschränken. Eine Übersicht von Deckungsmöglichkeiten ist in Abbildung 9 dargestellt.

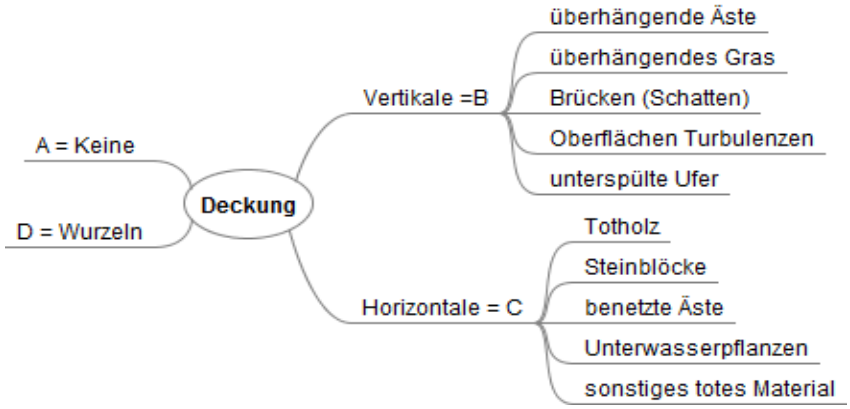


Abbildung 9: Einteilung der Deckungsmöglichkeiten in Gruppen.

Tabelle 1 stellt Auszüge von verschiedenen Fuzzy-Regelwerken dar. Die dargestellten Regeln beschreiben die unterschiedlichen Habitatnutzungen. Beispielsweise lässt sich erkennen, dass Äsche und Bachforelle interspezifische Konkurrenz vermeiden (ID 1+2 & 3+4). Bei der Bachforelle ist auch eine Strategie zur Vermeidung intraspezifischer Konkurrenz (zwischen Altersklassen) erkennbar (ID 3+13+14). Die Daten zur Mühlkoppe zeigen hingegen eine Prädations-Vermeidungsstrategie gegenüber adulten Bachforellen (ID 5:8 + 9:12).

Tabelle 4: Auszug von Fuzzy-Regeln zur Beschreibung der Habitatpräferenzen von Arten und Altersstadien. (VH = sehr hoch; H = hoch; M = mittel; L = gering; VL = sehr gering; HSI = Habitat Eignungs Index).

ID	Fischart	Geschwindigkeit	Tiefe	Substrat	Deckung	HSI
1	Bachforelle adult	H	H	M	A	VL
2	Äsche adult	H	H	M	A	VH
3	Bachforelle juvenil	M	H	H	C	L
4	Äsche juvenil	M	H	H	C	M
5	Bachforelle adult	L	H	M	A	M
6	Bachforelle adult	L	H	M	B	H
7	Bachforelle adult	L	H	M	C	VH
8	Bachforelle adult	L	H	M	D	H
9	Mühlkoppe adult	L	H	M	A	VL
10	Mühlkoppe adult	L	H	M	B	L
11	Mühlkoppe adult	L	H	M	C	L
12	Mühlkoppe adult	L	H	M	D	L
13	Bachforelle adult	M	H	H	C	VH
14	Bachforelle 0+	M	H	H	C	VL

Diskussion

Die Literaturstudie zu Habitatpräferenzen der oben genannten Arten zeigte, dass wenig Wissen über die Habitatansprüche von wirtschaftlich nicht genutzten Fischarten, beispielsweise Bachschmerle, Gründling und Elritze, vorhanden ist.

Die Anwendung von Fuzzy-Regeln auf Habitatpräferenzen ist nicht nur für Fische, sondern auch für andere Organismen möglich. Bei Vorliegen entsprechender ökologischer Kenntnisse bestünde weitergehend die Möglichkeit, themenspezifische Fuzzy-Regeln zu erstellen. Diese könnten sich zum Beispiel auf das Verhalten von Organismen, wie das Fressverhalten, Ruheverhalten, Wanderverhalten, den Tag-Nacht-Rhythmus etc. beziehen.

Fuzzy-Regeln weisen gegenüber Präferenzkurven den Vorteil auf, dass sie eine Gewichtung von Parametern zulassen. Beispielsweise kann ein stark beeinflussender Parameter durch die Anpassung der Regelkonsequenz (Habitateignung; HSI) stärker berücksichtigt werden. Über die Definition der Fuzzy-Mengen für die Habitatparameter ist eine Anpassung der Fuzzy-Regeln an die Fischart und das Gewässer möglich.

Die erstellten Fuzzy-Regeln werden mittels der Software CASiMiR-Fish 2D für die Modellierung der Eignung von ausgewählten Habitaten eines Typ 9 Flusses, der Zwönitz, genutzt, um eine Überprüfung der ökologischen Wirksamkeit von Hochwasserschutzmaßnahmen durchzuführen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Fuzzy-Regeln stellen ein geeignetes Werkzeug da, um Habitatpräferenzen von Organismen für die Modellierung zu nutzen. Sie können allein basierend auf Expertenwissen erstellt werden und sind dann von der Einschätzung des Bearbeiters abhängig. Sie können jedoch auch allein auf Basis von erhobenen Daten zur Habitatnutzung generiert und damit objektiviert werden. Als am zielführendsten wird die Kombination beider Ansätze angesehen, in der Daten aus dem betrachteten Gewässer mit dem Wissen eines ortskundigen Experten abgeglichen werden.

Danksagung

Die Definition der Habitatansprüche von Fischen über fuzzy-logische Ansätze wurde im Rahmen des vom BMBF (ReWaM, FONA) geförderten Projektes In_StröHmunG „Innovative Systemlösungen für ein transdisziplinäres und regionales ökologisches Hochwasserrisikomanagement und naturnahe Gewässerentwicklung“ durchgeführt.

Literatur

Fukuda, S.; Baets, B. d.; Waegeman, W.; Verwaeren, J.; Mouton, A. M. (2013): Habitat prediction and knowledge extraction for spawning European grayling (*Thymallus thymallus* L.) using a broad range of species distribution models. In: Environmental Modelling & Software 47, S. 1–6. DOI: 10.1016/j.envsoft.2013.04.005

Heggenes, J.; Bagliniere, J. L.; Cunjak, R. A. (1999): Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. In: Ecol. Freshwater Fish 8 (1), S. 1–21. DOI: 10.1111/j.1600-0633.1999.tb00048.x.

Pottgiesser, T.; Sommerhäuser, M. (2008): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen. Steckbriefe und Anhang. Hg. v. Umweltbundesamt.

Vismara, R.; Azzelino, A.; Bosi, R.; Crosa, G.; Gentili, G. (2001): Habitat suitability curves for brown trout (*Salmo trutta fario* L.) in the River Adda, Northern Italy: comparing univariate and multivariate approaches. In: Regul. Rivers: Res. Mgmt. 17, S. 37–50.

Woolsey, S.; Capelli, F.; Gonser, T. O. M.; Hoehn, E.; Hostmann, M.; Junker, B. et al. (2007): A strategy to assess river restoration success. In: Freshwater Biol. 52 (4), S. 752–769.DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01740.x

Langzeitentwicklung der Primärproduktion des Phytoplanktons in einem Flachsee: Einfluss von verringerter Nährstoffkonzentration und steigender Temperatur

Jan Köhler[1], Brigitte Nixdorf[2]

[1] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, koehler@igb-berlin.de

[2] Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, nixdorf@b-tu.de

Die Primärproduktion des Phytoplanktons stellt die wichtigste Basis für viele aquatische Nahrungsnetze und beeinflusst stark die Rolle der Gewässer als Quelle oder Senke von CO_2. Sie steht in Wechselwirkung mit der Verfügbarkeit von Licht und Nährstoffen und ist temperaturabhängig. Diese Einflussfaktoren unterliegen einer starken Dynamik, auch längerfristig ändern sich mehrere Faktoren gleichzeitig. So verringerten sich im Müggelsee (Berlin, 7.3 km² Fläche, 4.9 m mittlere Tiefe, ca. drei Monate Verweilzeit) seit 1979 die Frachten an Gesamt-P (TP) und –N (TN) um jeweils 75%, während die mittlere Wassertemperatur um etwa 2°C anstieg. Die Wirkungen der Einzelfaktoren auf die Produktion wurden im Labor gut untersucht, während es kaum mehrjährige Studien zu ihren Interaktionen im Ökosystem gibt. Wir erwarteten, dass die Primärproduktion durch verringerte Nährstoffkonzentrationen ab- und durch steigende Temperatur zunimmt und untersuchten, inwieweit sich beide Effekte kompensieren.

Die planktische Primärproduktion wurde im Müggelsee seit 1979 wöchentlich analysiert, wobei die ^{14}C-Assimilation erst *in situ*, später im Labor gemessen wurde, seit 2002 werden die Photosynthese-Licht-Beziehungen fluorometrisch erfasst. Parallelmessungen sicherten die Umrechenbarkeit der Ergebnisse ab. Ebenfalls mindestens wöchentlich wurden Biomasse und Artenstruktur des Phytoplanktons, Konzentrationen an anorganisch gelösten P, N und C sowie TP und TN, Globalstrahlung, Unterwasserlicht und Wassertemperatur erfasst.

Die Produktion war eng korreliert mit der Biomasse des Phytoplanktons, die wiederum insbesondere von den Konzentrationen an TP im Frühling und an TN im Sommer abhing. Die C-Assimilation bei Lichtsättigung stieg mit zunehmender Temperatur, während bei limitierenden Lichtintensitäten die Produktion pro Biomasse und Licht temperaturunabhängig war. Die Schwelle der Lichtsättigung war eng mit der Temperatur korreliert. Untersucht wurde auch der indirekte Temperatureffekt auf die Stabilität der Schichtung des Wasserkörpers, der zu höheren mittleren Lichtintensitäten im Epilimnion führte. Unsere Langzeitanalyse zeigt, dass eine Verringerung der Nährstoffeinträge im Prinzip durch Erwärmung kompensiert werden kann, im Müggelsee aber der Nährstoffeffekt auf die Produktivität bei weitem überwog.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus)

Untersuchung subletaler Auswirkungen komplexer Mikroschadstoffgemische mittels physiologischer Indikatoren

Meike Koester, Jochen Becker, Chantal Knopp & Carola Winkelmann

Universität Koblenz-Landau, Universitätsstraße 1, 56070 Koblenz, meikekoester@uni-koblenz.de, jochenbecker@uni-koblenz.de, cknopp@uni-koblenz.de, cawinkelmann@uni-koblenz.de

Keywords: Makrozoobenthos, Spurenstoffe, Energiegehalt, Triglyceride, Glykogen, RNA:DNA

Einleitung

Mikroschadstoffe sind synthetische organische Schadstoffe, die im Nano- oder Mikrogrammbereich in der Umwelt vorkommen, bereits in diesen sehr geringen Konzentrationen in Geweben akkumulieren und eine toxische Wirkung hervorrufen können (Abegglen & Siegrist 2012, Luo et al. 2014). Hierzu zählen eine Vielzahl von Stoffgruppen, darunter Arzneimittelrückstände, Industriechemikalien, Röntgenkontrastmittel, Pflanzenschutzmittel, Biozide und Körperpflegeprodukte (Abegglen & Siegrist 2012). In den letzten zwei Jahrzenten wurde eine starke Zunahme von Mikroschadstoffen, insbesondere Arzneimittelrückstände, in Oberflächengewässern nachgewiesen (Cleuvers 2003, Ferrari et al. 2003) und Rückstände von ca. 120 verschiedenen Wirkstoffen detektiert (Schulte-Oehlmann et al. 2007).

Über häusliche Abwässer gelangen Mikroschadstoffe in unveränderter oder metabolisierter Form in die kommunalen Kläranlagen (Hillenbrand et al. 2016). Kommunale Kläranlagen mit einem herkömmlichen dreistufigen Reinigungssystem sind vor allem auf die Eliminierung von Feststoffen, abbaubaren organischen Substanzen und Nährstoffen ausgelegt und eliminieren Mikroschadstoffe daher nur unzureichend aus dem Abwasser (Abegglen & Siegrist 2012). Für eine effektive Reduzierung von Mikroschadstoffen bedarf es daher zusätzlicher Reinigungsschritte wie deren Adsorption an Aktivkohle oder Ozonierung (4. Reinigungsstufe). Diese Verfahren sind jedoch in vielen Abwasserreinigungsanlagen bisher noch nicht verfügbar. Daher stellen kommunale Kläranlagen einen der Haupteintragspfade vieler Mikroschadstoffe in Oberflächengewässer dar (Hillenbrand et al. 2016).

Die Wirkung der in Kläranlagenabläufen enthaltenen Mikroschadstoffe im Freiland ist bisher weitgehend unbekannt (Schulte-Oehlmann et al. 2007), da bisher häufig der Einfluss einzelner Substanzen auf Modellorganismen unter standardisierten Laborbedingungen untersucht wird. Abwassereinleitungen enthalten allerdings normalerweise ein Gemisch aus verschiedenen Schadstoffen und wirken auf komplexe Lebensgemeinschaften. Mikroschadstoffe können in Gemischen synergetische oder antagonistische Wechselwirkungen haben, wodurch Effektkonzentrationen im Gemisch niedriger sein können als die für Einzelsubstanzen bestimmten (Cleuvers, 2003). Zudem könnten sich die Effektkonzentrationen zwischen verschiedenen Makrozoobenthosarten unterscheiden. Daher könnten Mikroschadstoffgemische bereits in geringeren Konzentrationen Effekte auf benthische Lebensgemeinschaften in Fließgewässern unterhalb von Kläranlageneinleitungen haben.

Während letale Effekte durch strukturelle Charakterisierung der benthischen Lebensgemeinschaft evaluiert werden können, erfordert die Untersuchung subletaler Effekte im Freiland andere Ansätze. Hierzu könnte die Verwendung physiologischer Indikatoren ein erfolgsversprechender Ansatz sein.

Als physiologische Indikatoren könnte dabei insbesondere die Gesamtmenge gespeicherter Energie von Bedeutung sein, da diese sowohl für den Grundstoffwechsel als auch für Bewegung, Wachstum und Reproduktion benötigt wird (Koop et al. 2011). Überschüssige Energie wird von Organismen in Form der Speicherstoffe Triglyceride und Glykogen gespeichert. Daher kann die Menge der Speicherstoffe den energetischen Status von Organismen anzeigen. Eine Belastung von Organismen durch Umweltstressoren wie Mikroschadstoffe ist häufig mit energetischen Kosten verbunden, da energieaufwendige Entgiftungsmechanismen notwendig werden und dementsprechend mehr Energie zur Aufrechterhaltung des Grundstoffwechsels aufgewendet werden muss. Einen solchen Mehrbedarf an Energie könnten Organismen 1) durch Aufbrauchen ihrer gespeicherten Energiereserven oder 2) durch Verringerung ihrer energetischen Ausgaben für z.B. Wachstum und Reproduktion kompensieren. In Fall 1) könnte die Konzentration der Speicherstoffe als Indikator genutzt werden um eine Verringerung der Gesamtmenge gespeicherter Energie als Folge einer subletalen Belastung durch Mikroschadstoffe zu erkennen. Wachstum und Reproduktion sind im Freiland direkt nur schwer bestimmbar. Als ein möglicher physiologischer Indikator für das momentane Wachstum von Organismen kann das Verhältnis von RNA zu DNA angesehen werden. Eine intensive Synthese von Proteinen führt zu einem Anstieg des RNA-Gehaltes, während der DNA-Gehalt in den Zellen weitgehend konstant bleibt (Koop et al. 2011). Daher könnte das RNA:DNA-Verhältnis ein geeigneter Indikator sein um im Freiland eine Reduktion des Wachstums als Folge einer latenten Belastung durch Mikroschadstoffe zu identifizieren.

Ziel der Studie war es, die prinzipielle Eignung dieser physiologischen Indikatoren für die Detektion von Stress in Makrozoobenthosorganimen durch Mikroschadstoffe im Freiland zu testen. Mit dieser Methode wäre dann eine Analyse der subletalen Wirkung komplexer Mikroschadstoffgemische auf reale Makrozoobenthos-Gemeinschaften in Gewässern unterhalb von Kläranlagen möglich. Mittels Laborexperiment sollten daher die Hypothesen getestet werden, dass 1) subletale Effekte durch Mikroschadstoffe durch die Bestimmung der Gesamtmenge der in Form von Triglyceriden und Glykogen gespeicherten Energie sowie des RNA:DNA-Verhältnisses nachgewiesen werden können und 2) Makroinvertebraten, die umweltrelevanten Mikroschadstoffbelastungen ausgesetzt sind, niedrigere Gesamtmengen gespeicherter Energie und niedrigere RNA:DNA-Verhältnisse zeigen als solche die dieser Belastung nicht ausgesetzt sind.

Material und Methoden

Design und Durchführung der Versuche

In Laborexperimenten haben wir die häufigen benthischen Invertebraten *Gammarus fossarum*, *Ancylus fluviatilis*, sowie Larven von *Chaetopteryx villosa/fusca* und *Baetis rhodani* für 14 Tage 4 unterschiedlichen Belastungsszenarien ausgesetzt. Da *G. fossarum* als omnivore Art potentiell einen Prädationsdruck auf die drei anderen Arten ausüben könnte (Hellmann et al., 2013), wurde für diese Art ein separater Versuchsdurchlauf durchgeführt. Die anderen Arten wurden in einem gemeinsamen Versuch exponiert. In beiden Versuchsdurchläufen wurde jede Behandlung fünfmal repliziert. Während gereinigtes Abwasser (KA-Ablauf) ein „Standardszenario“ darstellte, simulierte Aktivkohlefilterung die „4. Reinigungsstufe“ (Aktivkohle) und mit 1 mg L^{-1} Diclofenac angereichertes gereinigtes Abwasser (KA-Ablauf+Diclofenac) ein „Worst Case“-Szenario. Als Referenzbedingungen wurde ein Ansatz mit natürlichem Flusswasser oberhalb der Abwassereinleitungen verwendet. Die Versuche wurden in einer Klimakammer bei 16 °C Raumtemperatur in einem 12 stündigen Hell/Dunkel-Zyklus durchgeführt. Als Versuchsbecken dienten mit 5 L Wasser der jeweiligen Behandlung gefüllte, runde, lebensmittelechte Kunststoffschüsseln, in deren Mitte zur Erzeugung einer Kreiselströmung eine Wasserpumpe an einer Glasflasche befestigt wurde. Die Sauerstoffversorgung wurde

mittels handelsüblicher Aquarienbelüftungssteine gewährleistet. Da Mikroschadstoffe unter Freilandbedingungen nicht nur über das Wasser sondern auch über die aufgenommene Nahrung wirken können, wurde während der Versuche Nahrung angeboten, die im Voraus in dem jeweiligen Behandlungswasser vorkonditioniert bzw. kultiviert wurde. Nach einer Laufzeit von 14 Tagen wurden die Versuche beendet, die überlebenden Organismen in flüssigem Stickstoff schockgefroren und bis zur Bestimmung der physiologischen Indikatoren bei -196 °C gelagert.

Laboranalysen

Die Bestimmung der physiologischen Indikatoren erfolgte für 5 Proben je Replikat. Dabei stellten bei *C. villosa/fusca* Einzelindividuen jeweils eine Probe dar, während aufgrund der benötigten Biomasse für die drei anderen Arten jeweils Poolproben aus mehreren Individuen (*G. fossarum*: 5 Ind.; *B. rhodani*: bis zu 5 Ind.; *A. fluviatilis*: bis zu 4 Ind.) verwendet wurden. Für *A. fluviatilis* stand aufgrund hoher Verluste in allen Behandlungen und der geringen Biomasse der Tiere dennoch nicht genügend Probenmaterial für alle Analysen zur Verfügung. Daher wurde für diese Art keine Triglyceridbestimmung durchgeführt.

Zur Bestimmung der physiologischen Indikatoren wurden die Proben für 24 h gefriergetrocknet und danach das Trockengewicht bestimmt. Anschließend wurde jede Probe unter Verwendung von 4 Glasperlen für insgesamt 6 min bei 25 Hz in einer Schwingmühle homogenisiert. Von jedem Homogenat wurden Aliquots für die Bestimmung der Konzentrationen von Triglyceriden und Glykogen, sowie zur Bestimmung des RNA:DNA-Verhältnis entnommen. Die Extraktion und Messung von Triglyceriden und Glykogen erfolgte mit kleineren Anpassungen wie von Winkelmann und Koop (2007) bzw. Becker et al. (2013) beschrieben. Für RNA:DNA Analysen wurden aus einem 0,5 – 1,0 mg Aliquot die gesamten Nukleinsäuren von wie in Normant-Saremba et al. (2015) extrahiert. Hierzu wurden die Proben erneut für 5 min bei 20 Hz in einer Schwingmühle homogenisiert (4 Glasperlen, Durchmesser 3 mm). Die anschließende Bestimmung der RNA- und DNA-Konzen-trationen erfolgte fluorimetrisch mittels Mikrotiterplattenleser unter Verwendung der Quibit™ RNA HS Assay bzw. dsDNA BR Assay Kits (Invitrogen™ Life Technologies).

Datenanalyse

Die Berechnung der gespeicherten Energiemenge erfolgte als Summe aus den bestimmten Reservestoffkonzentrationen unter Berücksichtigung der molaren Masse und des spezifischen Energiegehaltes von Tripalmitin bzw. Glukose. Für *A. fluviatilis* konnte die Menge gespeicherter Energie ausschließlich aus der Glykogenkonzentration berechnet werden. Des Weiteren wurde der Energiegehalt bei dieser Art nicht auf das Trockengewicht sondern auf DNA-Menge bezogen, um das Gewicht der Schale nicht miteinzubeziehen.

Um zu testen ob sich die bestimmten physiologischen Indikatoren der einzelnen Makrozoobenthosarten zwischen den Behandlungen unterscheiden, wurden i.d.R. einfaktorielle ANOVAs mit anschließendem Tukey Post-hoc-Test verwendet. Waren Normalverteilung bzw. Varianzhomogenität der Daten nicht gegeben, wurde stattdessen ein Kruskal-Wallis-Test mit entsprechendem Post-hoc-Test durchgeführt. Alle statistischen Analysen wurden mit der Software R 3.3.2 (R Core Team, 2016) durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Die gespeicherte Gesamtenergiemenge erscheint als geeigneter physiologischer Indikator, um subletale Effekte von Mikroschadstoffgemischen auf Makroinvertebraten zu identifizieren. Die Gesamtmenge der gespeicherten Energie unterschied sich bei *C. villosa/fusca, A. fluviatilis* und *G. fossarum*

zwischen Referenz und dem „Worst Case“-Szenario (KA-Ablauf+Diclofenac) signifikant (s. Abb. 1a, b und d). Obwohl bei *B. rhodani* kein signifikanter Unterschied zwischen der Referenz und den beiden mikroschadstoffbelasteten Behandlungen festgestellt werden konnte, war jedoch auch bei dieser Art ein ähnliches Muster wie bei *C. villosa/fusca* und *A. fluviatilis* erkennbar (s. Abb. 1c).

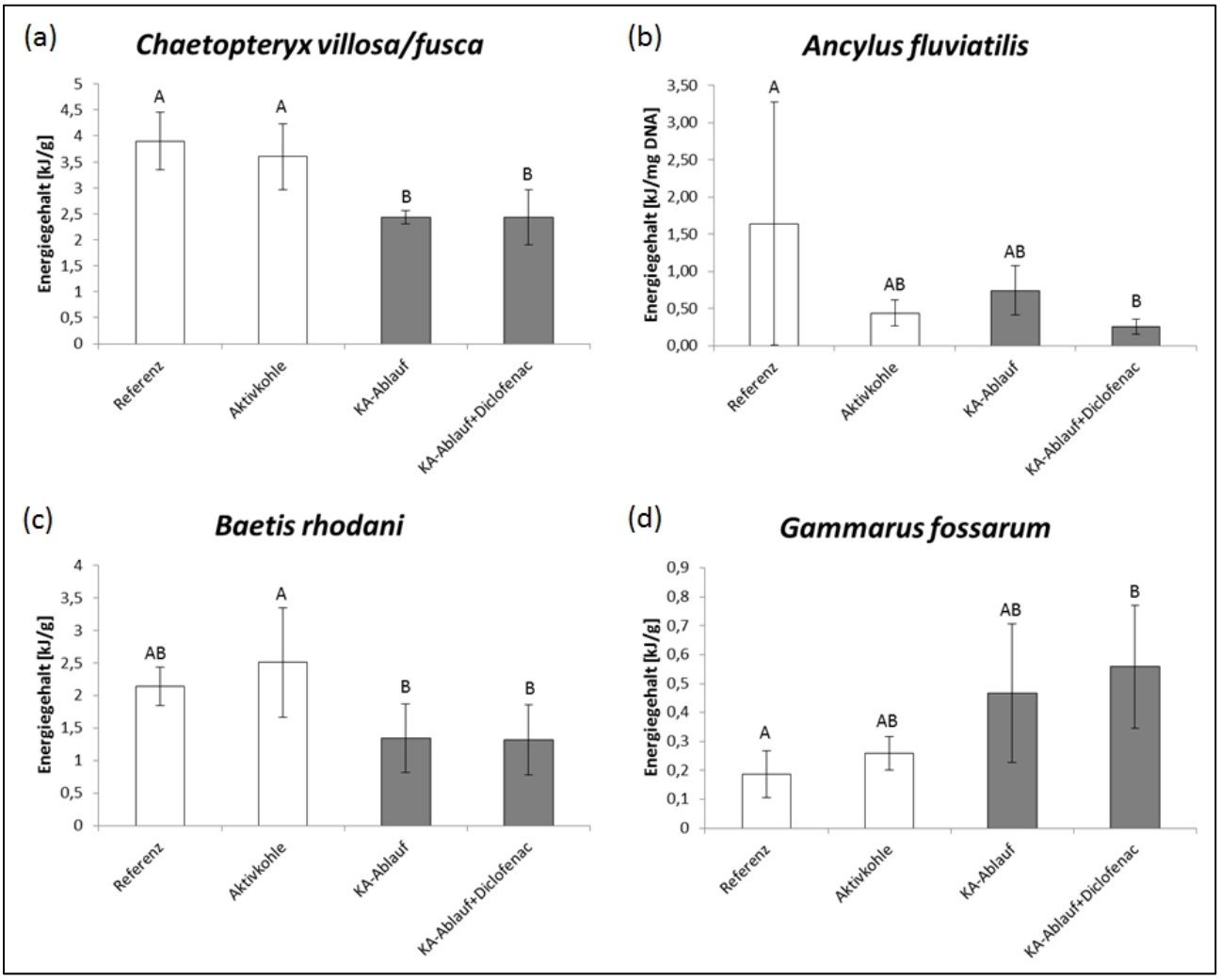


Abb. 10: Mittlere Energiegehalte von (a) *Chaetopteryx villosa/fusca*, (b) *Ancylus fluviatilis*, (c) *Baetis rhodani* und (d) *Gammarus fossarum* in den Behandlungen Referenz, aktivkohlegefilterter Kläranlagenablauf (Aktivkohle), gereinigtes Abwasser (KA-Ablauf) und gereinigtes Abwasser mit 1 mg L^{-1} Diclofenac angereichert (KA-Ablauf+Diclofenac). Unterschiedliche Großbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Behandlungen an.

Die pauschlisierte Annahme, dass Makroinvertebraten unter dem Einfluss von umweltrelevanten Mikroschadstoffbelastungen weniger Energie speichern konnte so nicht bestätigt werden. Vielmehr scheint die Reaktion art- und indikatorspezifisch zu sein. Während *C. villosa/fusca* wie erwartet eine signifikant höhere Gesamtmenge gespeicherter Energie in der Referenz aufwies als in den beiden mikroschadstoffbelasteten Behandlungen (s. Abb. 1a), war die gespeicherte Energiemenge bei *A. fluviatilis* nur im „Worst Case“-Szenario, mit 1 mg L^{-1} Diclofenac angereichertes gereinigtes Abwasser (KA-Ablauf+Diclofenac), signifikant geringer als in der Referenz (s. Abb. 1b). Dies deutet darauf hin, dass *A. fluviatilis* scheinbar zumindest kurzfristig umweltrelevante Konzentrationen von Mikroschadstoffgemischen aus Kläranalgenabläufen tolerieren kann und erst bei erhöhten Konzentrationen beeinträchtigt wird. Bei *B. rhodani* konnten hingegen keine signifikanten Unterschiede zwischen

der Referenz und den beiden mikroschadstoffbelasteten Behandlungen festgestellt werden. Dies weist ebenfalls auf eine kurzfristige Toleranz umweltrelevanter Konzentrationen hin.

Während *Chaetopteryx*-Larven in allen Behandlungen des Versuchs durchschnittlich ca. 60 % der Energie in Form von Glykogen speicherten, hatten *Baetis*-Larven Energie hauptsächlich in Form von Triglyceriden gespeichert (ca. 90 %). Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass eine Expositionsdauer von 14 Tagen, wie in den Versuchen dieser Studie, bei *B. rhodani*, die Triglyceride als Hauptspeicherstoff nutzen, nicht ausreichend ist um Effekte eindeutig nachzuweisen. Diese Annahme wird durch Ergebnisse eines 28-tägigen Hungerversuches mit Amphipoden unterstützt, bei dem erst nach 14 Tagen eine signifikante Abnahme der Triglyceridkonzentration festgestellt werden konnte, während sich die Glykogenkonzentration bereits nach 7 Tagen signifikant unterschied (Hervant et al. 1999).

Entgegen unserer Erwartungen wies *G. fossarum* im „Worst Case"-Szenario eine signifikante und in der Behandlung KA-Ablauf zumindest tendenziell höhere Gesamtmenge gespeicherter Energie auf (s. Abb. 1d). Die erhöhte Menge gespeicherter Energie bei *G. fossarum* in den mikroschadstoffbelasteten Behandlungen könnte aus einer reduzierten Aktivität der Tiere resultieren. Dieses Phänomen konnte bereits für *Gammarus pulex* beobachtet werden, die sehr geringen Konzentrationen von Fluoxetin bzw. Ibuprofen (10–100 ng L^{-1}) ausgesetzt waren (De Lange et al. 2006). Eine höhere Gesamtmenge gespeicherter Energie könnte zwar auch durch ein kompensatorisches Fraßverhalten und somit eine erhöhte Energieaufnahme in den mikroschadstoffbelasteten Behandlungen bedingt worden sein, allerdings erscheint dies eher unwahrscheinlich, da Bundschuh und Schulz (2011) eine reduzierte Nahrungsaufnahme von in Mikroschadstoffgemischen gehälterten *G. fossarum* feststellten.

Im Gegensatz zu dem Indikator gespeicherte Energie zeigten sich bei dem Wachstumsindikator RNA:DNA-Verhältnis für keine der getesteten Arten signifikante Unterschiede zwischen der Referenz und den beiden mikroschadstoffbelasteten Behandlungen. Somit erscheint das RNA:DNA-Verhältnis eher ungeeignet, um subletale Effekte von Mikroschadstoffen aus Kläranlagenabläufen zu erfassen. Dies könnte auf die Spezifität dieses Indikators zurückzuführen sein. Eine Grundannahme bei der Verwendung des RNA:DNA-Verhältnisses als Wachstumsindikator ist, dass die zelluläre DNA-Konzentration während des Wachstums weitgehend konstant bleibt, während die RNA-Konzentration durch die Synthese von Proteinen zum Biomasseaufbau steigt (Koop et al. 2011). Allerdings können Stressoren auch eine molekulare Stressantwort, in Form einer Synthese sogenannter „Hitzeschockproteine" (Hsp), induzieren (Köhler 2009). So wurde bei *G. pulex* beispielsweise nachgewiesen, dass organische Verschmutzungen in einer gesteigerten Synthese von Hsp resultierten (Bedulina et al. 2009). Auch eine Exposition gegenüber Mikroschadstoffen kann eine solche molekulare Stressantwort verursachen, wie für *Daphnia magna* bei Exposition gegenüber hohen Konzentrationen von Diclofenac beobachtet wurde (Haap et al. 2008). Da in unserer Studie die absolute RNA-Konzentration der Proben bestimmt wurde, kann nicht unterschieden werden welchen Anteil dabei die Synthese von Proteinen zum Biomasseaufbau bzw. Hsp ausmachten. Während die in der Referenz gemessenen RNA-Konzentrationen höchstwahrscheinlich hauptsächlich die Synthese von Proteinen zum Biomasseaufbau widerspiegeln, könnten in den mikroschadstoffbelasteten Behandlungen Hsp einen großen Anteil ausmachen. Daher kann trotz vergleichbarer RNA:DNA-Verhältnisse in den unterschiedlichen Behandlungen eine Beeinträchtigung des Wachstums in den mikroschadstoffbelasteten Behandlungen nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerung

Nach den Ergebnissen unserer Laborversuche erscheinen physiologische Indikatoren prinzipiell geeignet, um zukünftig subletale Effekte von Mikroschadstoffen im Freiland zu erkennen. Insbesondere die Menge der gespeicherten Energie erscheint als eine erfolgsversprechende Messgröße. Aufgrund artspezifischer Unterschiede in der Reaktion auf Abwasser-/Mikroschadstoffbelastung sollte die Bestimmung physiologischer Indikatoren von Freilandproben nicht nur für die häufigsten Arten, sondern für möglichst viele verschiedene Arten erfolgen.

Danksagung

Diese Untersuchungen wurden im Rahmen einer Masterarbeit durchgeführt und durch ein Kooperationsprojekt mit dem Erftverband, dem Wasserverband Eifel-Rur, dem Niersverband und der LINEG finanziert. Dank gilt unseren Projektpartnern bei den Verbänden, insbesondere Dr. Udo Rose für die hervorragende Projektkoordination. Außerdem danken wir Christian Sodemann für seine Unterstützung bei technischen Aufgaben und physiologischen Laboranalysen.

Literatur

Abdulla, A.M., Ireland, M.P. (1986): Seasonal studies on cadmium concentration and toxicity, oxygen consumption, digestive gland glycogen, and lipid in dog whelks collected at Aberystwyth, Wales. Marine pollution bulletin, 17: 562-566.

Becker, J., Ortmann, C., Wetzel, M. A., Winkelmann, C., Koop, J. H. E. (2013): Mate guarding in relation to seasonal changes in the energy reserves of two freshwater amphipods (*Gammarus fossarum* and *G. pulex*). Freshwater Biology 58: 372-381.

Bedulina, D. S., Timofeyev, M. A., Zimmer, M., Zwirnmann, E., Menzel, R., Steinberg, C. E. W. (2010): Different natural organic matter isolates cause similar stress response patterns in the freshwater amphipod, *Gammarus pulex*. Environmental Science and Pollution Research 17: 261-269.

Bundschuh, M., Schulz, R. (2011): Ozonation of secondary treated wastewater reduces ecotoxicity to *Gammarus fossarum* (Crustacea; Amphipoda): are loads of (micro)pollutants responsible? Water research 45: 3999-4007.

Cleuvers, M. (2003): Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects. Toxicology letters, 142: 185-194.

De Lange, H. J., Noordoven, W., Murk, A. J., Lürling, M., Peeters, E. T. H. M. (2006): Behavioural responses of *Gammarus pulex* (Crustacea, Amphipoda) to low concentrations of pharmaceuticals. Aquatic Toxicology 78: 209-216

Ferrari, B., Paxéur, N., Giudice, R. L., Pollio, A., Garric, J. (2003): Ecotoxicological impact of pharmaceuticals found in treated wastewaters: study of carbamazepine, clofibric acid, and diclofenac. Ecotoxicology and Environmental Safety 55:359-370.

Haap, T., Triebskorn, R., Köhler, H.-R. (2008): Acute effects of diclofenac and DMSO to *Daphnia magna*: Immobilisation and hsp70-induction. Chemosphere 73: 353-359.

Hellmann, C., Wissel, B., Winkelmann, C. (2013): Omnivores as seasonally important predators in a stream food web. Freshwater Science 32: 548-562.

Hervant, F., Mathieu, J., Barre, H. (1999): Comparative study on the metabolic responses of subterranean and surface-dwelling amphipods to long-term starvation and subsequent refeeding. Journal of Experimental Biology 202: 3587-3595.

Hillenbrand, T., Tettenborn, F., Fuchs, S., Toshovski, S., Metzger, S., Tjoeng, I., Wermter, P., Kerstin, M., Hecht, D., Werbeck, N., Wunderling, P., Geiger, Y., Wöhler, L., Zörb, F., Palm, N., Tettinger, S., Karl, H., Ebben, T., Meier, A. (2016): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrags von Mikroschadstoffen in die Gewässer – Phase 2, Umweltbundesamt, Reihe UBA-Text 60/2016.

Koop, J. H. E., Winkelmann, C., Becker, J., Hellmann, C., Ortmann, C. (2011): Physiological indicators of fitness in benthic invertebrates: a useful measure for ecological health assessment and experimental ecology. Aquatic Ecology 45: 547-559.

Köhler, H.-R. (2009): Die Rolle von Stressproteinen bei der Anpassung an Umweltbedingungen: Ökophysiologische, ökotoxikologische und evolutionsbiologische Implikationen. Environmental Sciences Europe 21: 150-159

Luo, Y., Guo, W., Ngo, H.H., Nghiem, L.D., Hai, F.I., Zhang, J., Liang, S., Wang, X.C. (2014): A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. Science of the Total Environment, 473: 619-641.

Normant-Saremba, M., Becker, J., Winkelmann, C. (2015): Physiological and behavioral responses of the invasive amphipod, *Dikerogammarus villosus*, to ammonia. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology 189: 107-114

Schulte-Oehlmann, U., Oehlmann, J., Püttmann, W. (2007): Humanpharmakawirkstoffe in der Umwelt: Einträge, Vorkommen und der Versuch einer Bestandsaufnahme. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung, 19: 168-179.

Winkelmann, C., Koop, J. H. E. (2007): The management of metabolic energy storage during the life cycle of mayflies: a comparative field investigation of the collector-gatherer *Ephemera danica* and the scraper *Rhithrogena semicolorata*. Journal of Comparative Physiology B 177:119-128

Quantifizierung der Partikel-Sedimentation mit verschiedenen Methoden im bewegten Wasser, u.a. im Leipziger Braunkohlenrevier mit Hilfe von Tellerfallen

Hans-Peter Kozerski

IGB, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, h.p.kozerski@t-online.de

Keywords: Sedimentation, Seston, Algen, Partikel, Messgerät, Pleiße, Eisen

Einleitung

Bewegung gibt es nicht nur in Flüssen, sondern auch Sonnen getriebene Meeresströmungen, Mond beeinflusste Gezeitenströme, Wind geschobene Fluten und Schiffswirkungen. Nicht bewegtes Wasser ist die Ausnahme. Sedimentation (und auch Resuspension) spielen eine bedeutende Rolle für lebende und abgestorbene Algen, Mineralien wie Calzidkristalle und deren Aggregate, partikelgebundene Nährstoffe, das Unterwasserklima beeinflussende Trübstoffe, die Dominanz von Planktonarten, die Kopplung von Pelagial und Benthal sowie für die Lagerstättenbildungen.

Wissenschaftler und Praktiker benötigen Daten von künstlichen und natürlichen Binnengewässern, aber auch von Ozeanen, wenn es um globale und lokale Stoffbilanzen geht. Im Folgenden wird ein kritischer Überblick gegeben über verschiedene Methoden, langjährigen Erfahrungen sowie Zukunftsvorschläge.

Methoden

Peilungen und Bilanzen

Seit jeher werden Ablagerungen in Fließgewässern mit Peilstangen und Probenahmen quantifiziert und das nicht nur, wenn es um Sandbänke geht, sondern auch um weiche Mudde. Wir konnten mit diesen Methoden starke Sedimentanhäufungen unter den dichten Beständen zum Teil schwimmender Wasserpflanzen (Phalaris) im Uferbereich der Spree nachweisen. In einigen Buhnenfeldern der Elbe konnten ergänzend zu unseren Tellerfallenmessungen bis zu 120 cm dicke Muddeablagerungen im Zentrum der typischen Zirkulationsströmung vermessen werden, die nicht einmal durch das Extremhochwassers im Jahr 2001 vollständig hinweg gespült werden konnten (Schwartz & Kozerski, 2003).

Vom IGB wurde u.a. die Spree an vielen Stellen regelmäßig beprobt. Hier bot es sich an, aus den Konzentrationsdifferenzen Schwebstoffbilanzen zu berechnen. Die Verluste an partikulärem Material auf der Strecke waren nicht selten beträchtlich, insbesondere natürlich, wenn submerse Makrophyten die Strömung beruhigten und mit ihren Blättern zusätzliche Absetztflächen boten (Schulz et al., 2003). Zu beachten ist bei solchen Bilanz-Ergebnissen aber, dass auch Verluste durch filtrierende Organismen auftreten. Will man exaktere Daten zur rein physikalischen Sedimentation gewinnen, dann benötigt man noch weitere Methoden.

Sinkgeschwindigkeits-Spektren (SGS)

Um für die mathematische Modellierung von Ökosystemen auch die Sedimentationsgeschwindigkeiten dominanter Phytoplanktonspezies sowie vom Detritus wenigstens unter Ruhebedingungen exakt messen zu können, wurde ein Verfahren entwickelt, das unter dem Namen „Pipettenmethode“ in die Methodensammlung der DVWK einging (Kozerski & Kern 1999) und das von Gust & Kozerski (2000) als „Settling Chamber Method für die Analyse des Sinkgeschwindigkeits-Spektrums“ bezeichnet wurde. Mindestens vier Sedimentationssäulen (besser 16 oder mehr zur statistischen Absicherung der Werte und Quantifizierung von mehr als 5 Fraktionen) mit 4,7 cm Innendurchmesser und 35 cm Höhe werden hier vorsichtig und möglichst direkt aus dem Gewässer randvoll gefüllt und mit einem Stopfen vor Verdunstung und Verschmutzung geschützt. Sie werden dann senkrecht zwecks Thermostatisierung im Gewässer selbst (und gegebenenfalls in einer versenkten Tonne, die vor Wellen und Sonnenschein schützt) oder an Land in einer Wanne im Schatten fest deponiert. Nach genau definierten Zeiten (z.B. t_i = 20, 60, 180 und 1440 Minuten) werden die oberen Wasserlamellen vorsichtig ohne zu rühren zügig nacheinander bis auf eine genau definierte Tiefe (hier 30 cm) abgesaugt.

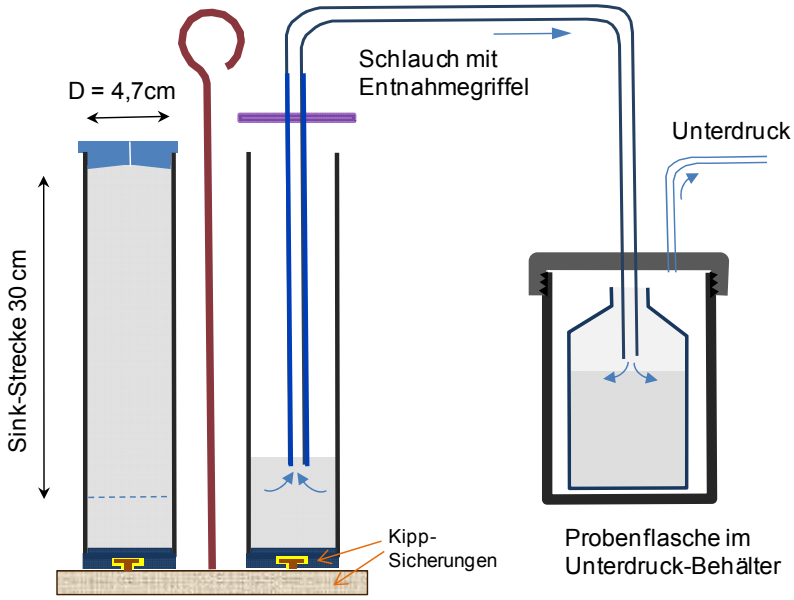


Abb. 1: Apperatur für die Analyse eines SGS

Von dem verbleibenden unteren Wasservolumen (Vol) ist bekannt,

- dass ein Teil der Partikel bereits am Anfang bei der Befüllung im Wasser vorhanden war (Vol * Anfangskonzentration C_0),
- dass die Partikel mit einer Mindest-Sinkgeschwindigkeit W_i = Tiefe/Absetzzeit t_i bereits vollständig hinein sedimentiert sind und
- dass die langsameren Partikel entsprechend ihrer eigenen Sinkgeschwindigkeit anteilweise mit hinein gesunken sind.

Man formuliert für jede Absetzzeit eine mathematische Massenbilanz mit den noch unbekannten prozentualen Anteilen P_i der einzelnen Fraktionen an der Gesamtprobe.
Die in den Wasserproben vorhandene Trockenmasse oder die Anzahl der Algen bildet die linke Seite der Bilanzgleichungen. Man erhält bei vier Säulen fünf Gleichungen mit den fünf noch unbekannten prozentualen Anteilen der einzelnen Klassen.

Die Gleichung für den letzten Absaugtermin enthält als Unbekannte nur noch den prozentualen Anteil der langsamsten Fraktion, der hier P_1 genannt sei. Löst man die Gleichung nach P_1 auf, dann ist diese erste Unbekannte berechnet. Die weiteren folgen in ähnlicher Weise.

Die Anteile P_i der einzelnen Fraktionen können grafisch dargestellt werden. Die Abbildung 2 zeigt ein Beispiel von der Spree, bei dem drei Stationen einer 8 km langen Fließstrecke im oberen Bereich der sog. Krummen Spree vom Autor untersucht worden sind (Pusch & Köhler 2000). Als erstes konnte festgestellt werden, dass die meisten Partikel langsamer als 0,3 m/d sinken. Im sehr wenig strömenden Wasser des Neuendorfer Sees ist der Anteil schnell sinkender (>21,6 m/d) Partikel besonders gering. Mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit in der Spree an den folgenden Stationen erhöht sich der Anteil dieser schnellsten Fraktion systematisch, wie auch bei der Fraktion mit Sinkgeschwindigkeit zwischen 7,2 und 21,6 m/d. Als Ursache dafür sind Aggregationsprozesse und die zunehmende Transportleistungsfähigkeit des fließenden Wassers anzusehen. Gleichartige Veränderungen traten auch auf, nachdem bei dieser sehr umfangreichen Messkampagne der Durchfluss der Spree verdoppelt worden war. Im Rahmen dieser Messkampagne wurde übrigens auch die Sedimentation von Phytoplankton untersucht (Pusch & Köhler 2000).

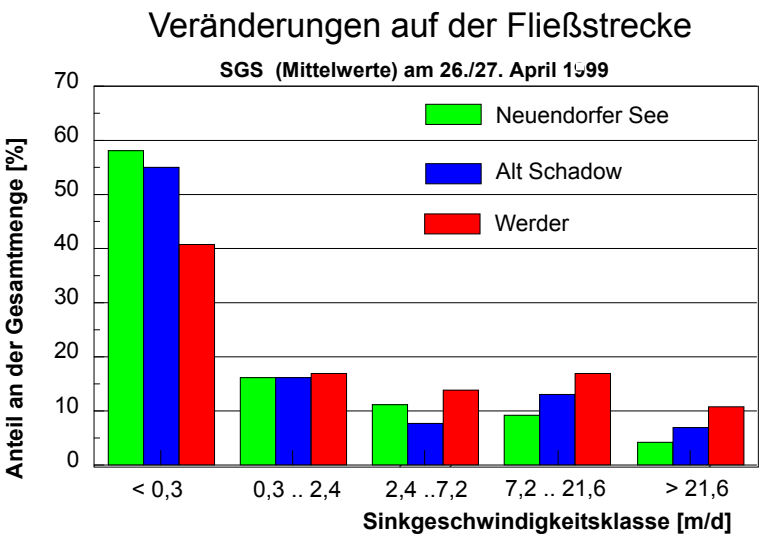


Abb. 2: Sinkgeschwindigkeit-Spektren von der Spree

Der Zeitaufwand für eine Messung ist nicht groß. Man braucht ca. 8 Stunden bis zum Abschluss aller Filtrationen incl. Auf- und Abbau der Gerätschaften.

Anhand der Anteile P_i der einzelnen Sinkgeschwindigkeitsfraktionen kann man auch die Gesamtmasse der Partikel abschätzen, die idealerweise in Zylinderfallen während der Expositionszeit gefangen wird. In vier recht unterschiedlichen Fällen in der Spree und im Tegler See ergaben sich erstaunlich gute Übereinstimmungen dieser Abschätzungen mit den parallel durchgeführten Zylinderfallenmessungen (Kozerski 1994). Aus jetziger Sicht ist dies aber nicht mit völlig identischen Prozessen in den abgeschlossenen Sedimentationssäulen und in den oben offenen Zylinderfallen zu erklären, sondern aus der Tatsache, dass vor allem die sehr schnell sinkenden Fraktionen die Hauptrolle spielen, die von den Zylinderfallen relativ adäquat erfasst werden (Gust & Kozerski 2000).

Traditionelle Sedimentfallen-Messungen

Vorbild für die ersten Sedimentfallen waren wahrscheinlich Regenmesser, mit denen man die fast senkrecht fallenden Wassertropfen auffängt, um Niederschlagsmengen zu messen. Bei den für die Gewässer-Ökologen interessanten Schwebstoffen dominiert demgegenüber aber die horizontale Bewegungsrichtung so stark, dass es keine Rolle spielt, ob sich in einem geringen Abstand über dem Auffanggefäß ein Dach, z.B. in Form einer umgekehrte Schüssel, befindet oder nicht (Kozerski 2006). Ursache dafür ist, dass sich selbst bei nur schwacher Anströmung das Wasser in turbulenten Wirbeln bewegt, die sich auch bis unter eine Überdachung und tief in die Falle hinein erstrecken (Kozerski & Leuschner 1999).

Die Tatsache, dass der Prozess des Particle Trappings recht komplex ist, hatte bereits Gardner (1980) beschrieben. Er fand in Versuchen heraus, dass Zylinderfallen von den damals in Gebrauch befindlichen Fallentypen die vertikalen Stoffflüsse im Ozean am besten quantifizieren. Flaschen als Sedi-

mentfänger erbringen zu hohe Werte, weil im Verhältnis zur Öffnung eine zu große Ablagerungsfläche wirksam wird, während bei Trichterfallen die Messungen durch Resuspensionsvorgänge auf den schrägen Sammelflächen verfälscht werden können.

Es gibt zahlreiche Vergleiche von Massenbilanzverlusten in Binnengewässern mit Zylinderfallen-Messungen. In unserem Institut fand Georg Mothes (unveröffentlicht) im Herbst 1985 im Müggelsee, dass zeitweilig mit den Fallen eine unwahrscheinlich hohe Phosphat-Bruttosedimentation gemessen wurde. Die Werte waren um den Faktor 5 größer als die realistischen, aus kurzzeitigen pelagischen Bilanzen des partikulären Phosphates errechneten Nettosedimentationsraten.

In dem 2,7 km langen alten Mündungsarm der Spree zum Schwielochsee bei Sawall verringerte sich die Konzentration des partikulären Phosphats innerhalb eines nur 600 m langen Abschnitts bei schwacher Strömung von 140 auf 50 µg P/l (Kozerski & Böhme 1990). Für einen Methodenvergleich wurden hier Zylinderfallen mit dem Strom driften gelassen. Die daraus ableitbaren Sedimentationsverluste an Trockenmasse von 3 gTM/m²/d überstiegen die Bilanzverluste von nur 1 gTM/m²/d ebenfalls sehr deutlich. Es gab somit einige Zweifel an der Zuverlässigkeit der verwendeten Sedimentfallen.

Zweifel an der Deutbarkeit von Zylinderfallenmessungen

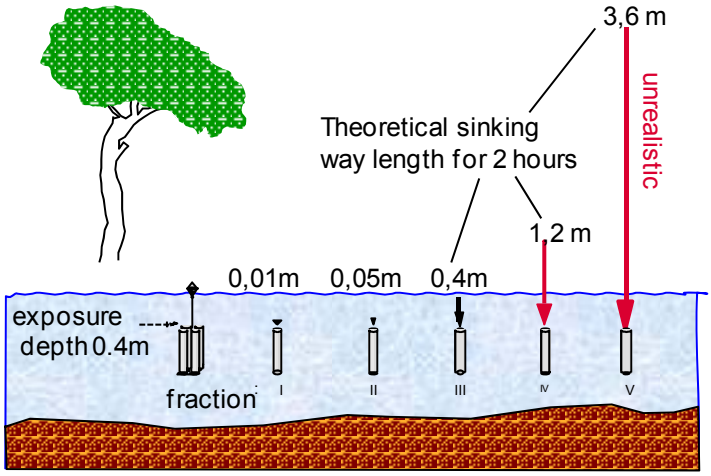


Abb. 3: Rechnerische Sinkstreckenlängen für die einzelnen Partikelfraktionen m Sawaller Altarm

Im einfachsten Fall betrachtet man die zylindrische Sedimentfalle als kleinen Ausschnitt des langen und in der Breite nicht begrenzten Weges, den die Partikel zwischen den oberen und unteren Schichten eines stehenden oder fließenden Gewässers zurücklegen. Was im Gewässer unten ankommt, muss oben fehlen.

Wie bereits erwähnt, haben wir Zylinderfallen an einer Boje in 40 cm Tiefe 2 Stunden lang driften lassen. Aus dem parallel ermittelten Sinkgeschwindigkeits-Spektrum konnte berechnet werden, welche vertikale Strecke (h_i = $Ws_i * \Delta t$) die einzelnen Partikelfraktionen während der zweistündigen Fallenexposition theoretisch zurückgelegt haben müssten. Für die beiden am schnellsten sinkenden Fraktionen ergaben sich die praktisch nicht in dieser Größenordnung vorhandenen Sinkstrecken von 1,2 und 3,6 m. Das ist das drei- bis neunfache der Expositionstiefe von 40 cm. Dies provoziert die Frage, woher die gefangenen Partikel eigentlich kommen, denn eine ständige Neubildung durch Plankton-Wachstum oder Aggregation ist innerhalb von 2 Stunden nicht sehr wahrscheinlich.

Die Antwort liegt in zwei Phänomenen. Als erstes sei die ständige turbulente Vermischung genannt, die außerhalb der Falle die sinkenden Partikel in ihren Wirbeln immer wieder auch ganz nach oben transportiert und somit den gravimetrischen Brutto-Partikel-Strom in die Tiefe vermindert oder gar ganz aufhebt, wie beim Kaffeesatz in einem gerührten Glas.

Als zweites ist die Bodenschubspannung im strömenden Gewässer zu nennen, die Ablagerungen auf dem Gewässergrund verhindert, also etliche Partikel zwingt, in Schwebe zu bleiben, während sie im Innern der Falle von entsprechenden äußeren Wasserbewegungen weitestgehend isoliert sind. Daraus

folgt, dass man die Prozesse innerhalb einer Zylinderfalle nicht einfach mit dem Geschehen im Gewässer gleichsetzen darf. Man misst mit ihnen zumindest keine flächendeckende Akkumulation. Bei den im Zusammenhang mit dem SGS genannten Untersuchungen von 1999 an der Krummen Spree ergaben sich erstaunlicherweise sehr gute Übereinstimmungen zwischen den Zylinderfallenfängen und den Raten, die man aus Sedimentproben von der Sohle des Flusses für die als partikulären Tracer verwendeten Lycopodium-Sporen gewinnen konnte. Als Erklärung dafür wurde genannt, dass es viele Unebenheiten auf dem Gewässergrund gibt, die Totzonen bilden, die ähnlich wie die Zylinder funktionieren.

Vielleicht hilft es zukünftig, grundsätzlich zwischen dem turbulenten Haupttransport und der Randerscheinung Laminarbereich (Gewässergrund oder Totzonen) zu unterscheiden, wo Sinkgeschwindigkeiten und Schubspannungen für die Partikelbewegung tatsächlich bestimmend sind. Innerhalb einer turbulenten Strömung spielt das Sinken vielleicht für das Erreichen des Bodens eine ähnlich geringe Rolle wie für uns ein Fußmarsch vom Heck zum Bug eines Schiffes für unser Eintreffen im Hafen.

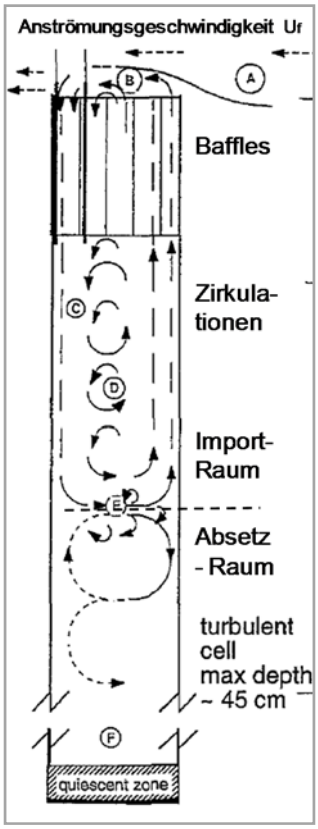


Abb. 4: Skizze einer Zylinderfalle nach Gust et al. (1996)

Die Funktionsweise der Zylinder aus neuerer Sicht

Die Zylinderfallen sind weltweit Standard. Ein wichtiger Schritt zur Beurteilung der Geräte sind Experimente mit Partikeln, deren Sedimentationseigenschaften gut bekannt sind. Gust et al. (1996) haben in einer Fließrinne mit einem 60 cm hohen Acrylzylinder experimentiert, dessen Innendurchmesser 7 cm betrug und in dem oben wabenähnliche Baffles (14 Röhrchen, L = 7,5 cm) zur Minderung der Turbulenz und Ausrichtung der Abwärtsströmung eingebaut waren (siehe Abb. 4). Als Versuchspartikel wurden hauptsächlich Glaskügelchen mit einem mittleren Durchmesser von 25 und 45µm (Spanne von 20 bis 70µm) und mit einer Dichte von 2,42 g/cm³ benutzt, für die mit Hilfe der Stook´schen Formel für eine Temperatur von 31°C Sinkgeschwindigkeiten von 173 und 54 m/d ausgerechnet werden konnten. Ziele dieses recht umfangreichen Experiments waren es,

1. Ergiebigkeitskoeffizienten Y (yield-functions) zu berechnen, die angeben, welcher Anteil der in den Zylinder hinein transportierten Partikel bei den vorgegebenen Randbedingungen auf dem Boden oder auch an den Wänden des Zylinders akkumuliert wird, und

2. zusammen mit weiteren messbaren Parametern der Prozesse innerhalb der Falle eine Massenberechnung durchzuführen und daraus eine Trappingrate für die Falle zu berechnen, deren Übereinstimmung mit einer davon unabhängig ermittelten Sedimentationsrate für den Gewässergrund geprüft werden kann.

Die semi-empirische Gleichung für die Massenbestimmung vermittelt einen Teil der Komplexität der Prozesse und Abhängigkeiten: $M_t = \Sigma_i (Y * C_o * t *(Q + \Sigma_j A_j w_s))_i$

mit: i .. Nummer der Partikelfraktion, M_t .. gefangene Menge, Y .. Yield-Koeffizient, C_o .. Partikelkonzentration im Gewässer, t .. Zeitdauer, Q .. Zufluss, A_j .. Teilfläche des Zylinderquerschnittes, in der die Zirkulationsströmung abwärts gerichtet ist, w_s .. die Stook´sche Sinkgeschwindigkeit der

Partikelfraktion, j .. Index für den Bereich der aktuellen Anströmgeschwindigkeiten (Gust et al., 1996, equation 7).

Die Indizes i und j zeigen an, dass es bei den Variablen noch Abhängigkeiten von der Anströmgeschwindigkeit und von der Partikelgröße und –dichte gibt. Wenn man dann noch liest, dass der Ort der Partikelzugabe und Temperaturgradienten im Zylinder während des Experimentes zu berücksichtigen sind, dann wird klar, dass es alles andere als leicht ist, zu exakten quantitativen Aussagen zu gelangen. Aus einer Grafik ist zu entnehmen, dass Y mit zunehmender Anströmgeschwindigkeit U_f kontinuierlich geringer wird und dass von den sehr leichten Walnusspartikeln, die dem Nanoplankton in unseren Gewässern ähnlich sind, nur sehr geringe Anteile in der Zylinderfalle zur Sedimentation gelangen.

Dem Artikel von Gust et al. (1996) wurde die in Abb. 4 gezeigte Querschnittsskizze des Zylinders entnommen. Diese zeigt oben die Baffles, unten die Ablagerungszone und dazwischen mehrere Zirkulationen übereinander, die sich gegenseitig antreiben, wenn ganz oben Druckunterschiede im Grenzbereich (A) und (B) zum fließenden Gewässer eine primäre Zirkulation verursachen. Ist die Anströmgeschwindigkeit hoch genug, dann erstreckt sich diese obere Zirkulation (C) bis zum Zylinderboden. Auf der rechten (der Anström-) Seite erfolgt die Rückströmung. Etwa in der Mitte gibt es eine vertikale Scherzone zwischen Ab- und Aufwärtsstrom, durch die auch lateraler Austausch von Partikeln erfolgt. Der Punkt (E) markiert die jeweilige Tiefe, unterhalb der das Wasser keinen direkten Austausch mit der Fallenumgebung mehr hat, sondern nur noch Austausch mit dem primären und dem darunter liegenden Wirbel. In der Tiefe (E) endet auch der Importraum, im dem alle Partikelzuflüsse meßtechnisch überschaubar sind. Bei geringem U_f ist der Gleichungsterm C_o*Ws*A_j (das Hineinsedimentieren) von Bedeutung. Bei hohem U_f ist es der konvektive Term $Q*C_o$, wobei angemerkt werden kann, dass man solche Größen wie die Durchflußmenge auch anhand von Beobachtung angefärbten Wassers abschätzen kann (Gust & Kozerski, 2000).

Die Ablagerungsprozesse in der Ruhezone am Fallenboden können bisher leider nur summarisch durch die Yield-Koeffizienten Y_i beschrieben werden.

In der Regel muss der größte Teil der oben in den Zylinder eingetragenen Partikel wieder mit dem aufwärts strömenden Wasser ins Gewässer zurück transportiert werden. Für eine häufig vorkommende Anströmgeschwindigkeit von $U_f = 6$ cm/s geben Gust et al. (1966) eine aufwärts gerichtete Geschwindigkeit von ca. 300 m/d an. Diesem Strom kann keine Alge mit einer Sinkgeschwindigkeit von nur 0,5 m/d entrinnen. Eine solche Alge hat diese Chance nur während des relativ kurzen Aufenthaltes in der Tiefe (E) bei der Umkehr der Strömung und in der Ruhezone, wo in einer dünnen laminaren Grenzschicht am Boden die Bodenschubspannung entscheidend wird.

Schwere Partikel haben eine viel größere Chance zur Ablagerung auf dem Zylinderboden und sehr schwere Partikel besitzen sogar eine Sinkgeschwindigkeit die größer ist als die Aufwärtsgeschwindigkeit des Wassers. Sie können somit überhaupt nicht wieder aus der Falle heraus transportiert werden. Dieser Ausleseprozess erklärt auch die positive Korrelation zwischen Anströmgeschwindigkeit und Ergiebigkeit der Zylinderfalle, wie sie z.B. bei Kozerski & Leuschner (2000) gezeigt ist.

Das Experiment von Gust et al. (1996) konnte erfolgreich beendet werden. Für die 45 µm Glaskugeln mit einer Sinkgeschwindigkeit von 173 m/d bei $U_f = 6$ cm/s und $C_o = 0{,}4$ g/m³ wurde ein Koeffizient von Y = 88 % ermittelt. Die nach obiger Formel berechnete Sedimentationsrate für diese Partikel lag bei 83 g/m²/d, während der Stokes-Wert 69 g/m²/d betrug. Es konnte festgestellt werden, dass diese Differenz im Bereich experimenteller Unsicherheiten liegt und zu weiteren Tests aufmuntert. Ange-

merkt sei zu diesen Untersuchungen, dass dafür sehr günstige Bedingungen wie z.B. runde Glaskörper, einstellbare und stabile Anströmgeschwindigkeiten und Partikelzufuhr sowie für die damalige Zeit hervorragende Messtechnik ausgewählt waren.

In den Jahren 1998 und 1999 haben Gust & Kozerski (2000) ein ähnliches Experiment an der Spree unter natürlichen Bedingungen durchgeführt. Das heißt, dass ein zeitlich veränderliches Gemisch aus unterschiedlich geformten lebenden Algen und Detritus sowie anderen Schwebstoffen, für die es keine Stokes´sche Geschwindigkeit gibt, zu betrachten waren. Mit Hilfe der Analyse von Sinkgeschwindigkeitsspektren waren Partikelgruppen definiert, deren Konzentration $C_{o,i}$ und Sinkgeschwindigkeit Ws_i bekannt war. Auf der Grundlage der umfangreichen Messungen bei den Glaskugel Experimenten (Gust et al. 1996) bei ähnlichen Anströmgeschwindigkeiten von nahe 6 m/d konnten den Sinkgeschwindigkeitsgruppen Yield- Koeffizienten und den verwendeten Fallen flushing-rats (Q) zugeordnet werden. Die hiermit berechneten Massen stimmten befriedigend gut mit den durchgeführten Zylinderfallenmessungen überein (zu 73 bis 96 %). Nur eine Messung, die bei deutlich kühlerem Wasser in einem schneller strömenden Flussabschnitt stattfand, erbrachte eine Überschätzung von 30 %. Das methodische Ziel, die Anwendbarkeit der Bilanzgleichung (siehe oben) in der Natur zu beweisen, wurde erreicht.

„Microcosm“

Von G. Gust wurde ein Gerät zum Erzeugen von definierten Bodenschubspannungen im Wasser entwickelt (Gust, G., 1987): Es handelt sich dabei um ein zylindrisches, ca. 60 cm hohes Gefäß. Zwei vertikalachsige Rührer erzeugen zusammen mit einer vertikalen Absaugung des Wassers eine Strömung über dem Sediment mit einer homogen verteilten und einstellbaren Bodenschubspannung, um bei hohen τ-Werten Resuspensionsvorgänge (Grüneberg et al. 2017) und bei niedrigeren τ-Werten die Sedimentation suspendierter Partikel studieren zu können (Gust & Kozerski, 2000). Eine Pumpe sorgt hier für eine Erneuerung der zu untersuchenden Wassersprobe, deren Trübung kontinuierlich z.B. mittels Turbidometer gemessen wird. Aussagen zum Aufwand kann der Autor leider nicht geben, weil er damit nicht selbst gearbeitet hat. Erlebt hat er in Fürstenwalde, dass Prof. Gust die Bedienung dieses Gerätes und des 70 mm Zylinders allein bewältigt hat. Der Beschaffungsaufwand war bestimmt deutlich größer als für eine Tellerfalle.

Die Tellerfalle

Es ist bekannt, dass kohäsives Material (d.h. organisches und nicht rolliges wie z.B. Sand) auf dem Gewässergrund nur festgehalten wird, wenn eine kritische Bodenschubspannung τ_{crit} nicht überschritten ist. Die Abhängigkeit der Sedimentationsrate von τ wird allgemein durch folgende Gleichung (Krone 1962) beschrieben:

$sed = C * Ws * (1 - \tau / \tau_{crit})$ für $\tau < \tau_{crit}$

mit sed = Sedimentationsrate [gTM/m²/d],
C = Partikel-Konzentration im Flusswasser [gTM/m³],
Ws = maximale Sedimentationsgeschwindigkeit in Ruhe [m/d],
τ = Bodenschubspannung auf der Messfläche [N/m²] und
τ_{crit} = kritischer Wert, oberhalb dessen keine Sedimentation mehr stattfindet.

Ab 1996 wurde im IGB Berlin eine Sedimentfalle entwickelt, bei der es keine Abschottung der Sedimentationsfläche durch eine Zylinder –Wandung gibt, sondern auf deren Messfläche die tatsächlich, im Gewässer vorhandenen Wasserbewegungen einwirken. Gelöst wurde auch das Problem der verlustlosen Bergung des sedimentierten Materials (Kozerski & Leuschner 1999, 2000). Das Absenken der Messfläche erfolgt durch Reduzierung des Wasserdruckes unter dem Kolben mit einer Pumpe. (Abb. 5)

In der Regel werden 8 bis 10 Fallen gleichzeitig über dem Grund so in dem vom Ufer ausgehenden Fließgeschwindigkeitsgradienten verteilt, dass die gesamte Abhängigkeit der Sedimentationsrate von der Bodenschubspannung τ erfasst wird. Vereinfachend haben wir als unabhängige Variable anstelle der Schubspannung τ die Anströmgeschwindigkeit V (U_f bei Gust et al. 1996) verwendet. Ziel fast jeder dieser Mess-Serien war es, erstens den Maximalwert sed_{max} der Sedimentationsrate bei $V = 0$ und zweitens die kritische Anströmgeschwindigkeit V_{crit} zu ermitteln.

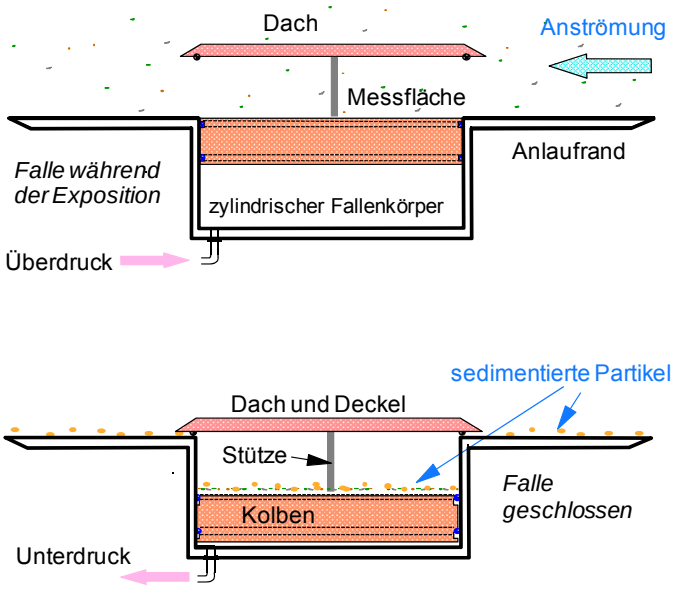


Abb. 5: Skizze einer Tellerfalle.

Um die Ergebnisse universell vergleichen zu können, haben wir die Sedimentationsraten durch die Partikel-Konzentration im Wasser C dividiert und erhalten somit eine Sedimentationsgeschwindigkeit W in Metern pro Tag. Aus den Schnittpunkten der Trendkurve (Abb. 6, lineare Regression) mit den Achsen ergeben sich die Parameter V_{crit} und Ws. Bei Kenntnis der Strömungsverhältnisse kann man damit verschiedene Berechnungen durchführen (siehe unten).

Dieser neue Sedimentfallentyp ist vor allem an der Spree erprobt (Kozerski 2002, 2003) und später in zahlreichen Forschungsprojekten auch an der Elbe (Schwartz & Kozerski 2003), an der Briese, an der Kinzig und an der Pleiße (siehe unten) mit Erfolg eingesetzt worden. Noch während des vom Wissenschaftsministerium geförderten Entwicklungsprojektes wurde ein Vergleich der Tellerfallenergebnisse mit einer Input-Output-Bilanz von eingebrachten Lycopodium Sporen durchgeführt. In einem Arm der Spree (Mühlengraben) in Fürstenwalde waren 20 Fallen im langsam fließenden Wasser gleichmäßig verteilt. Es ergab sich eine gute Übereinstimmung (Kozerski & Leuschner 2000).

Zum Aufwand bei den Tellerfallenmessungen ist anzumerken, dass zwei gut eingespielte Personen an einem Sommertag zwei Messungen mit je 8 Tellerfallen incl. Bestimmungen der Anströmgeschwindigkeiten sowie Auf- und Abbau bewältigen können. Von der Firma Umwelt-Geräte-Technik (UGT) in Müncheberg werden Tellerfallen zum Preis von rund 1000 € angeboten.

Tellerfallenanwendung in der Pleiße im Braunkohlebergbaugebiet nahe Leipzig

Im Rahmen von Untersuchungen, die die Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft bei der Spezial- und Bergbau-Servicegesellschaft Lauchhammer in Auftrag gegeben hatte, wurde die Sedimentation eisenreicher Partikel untersucht, die infolge der Durchsickerung einer Abraumhalde bei Kahnsdorf massenhaft in dem Fluss Pleiße entstehen. Bis zur Mündung in die Weiße Elster in Leipzig waren neun Messstellen für insgesamt 80 Einzelmessungen mit Tellerfallen ausgewählt (Wilczek & Kozerski 2014).

Die Messung an der Messstelle PL 8 (unterhalb des Sickerwasser-Zuflusses), zeigt in Abb. 6. einen steilen Abfall der Funktion W = f(V). Die maximale Sedimentationsgeschwindigkeit betrug unter Ruhebedingungen dicht am Ufer des Flusses Ws = 15 m/d. V_{crit} ergab sich hier zu 12 cm/s. Die Messung an der Messstelle PL 1 (oberhalb des Zuflusses) zeigte im Vergleich zur Messung an der Messstelle PL 8 einen viel flacheren Verlauf der Funktion. Diese Unterschiede kann man beispielsweise folgendermaßen deuten: Das von den Eisenzufuhren noch nicht betroffene Wasser an der Messstelle PL 1 enthält leichte und kleine Partikel mit einer gewissen Klebrigkeit, die die Retention an der Gewässersohle begünstigt. An der Messstelle PL 8 sind die eisenreichen Partikel schwerer und größer und sedimentieren deshalb stärker.

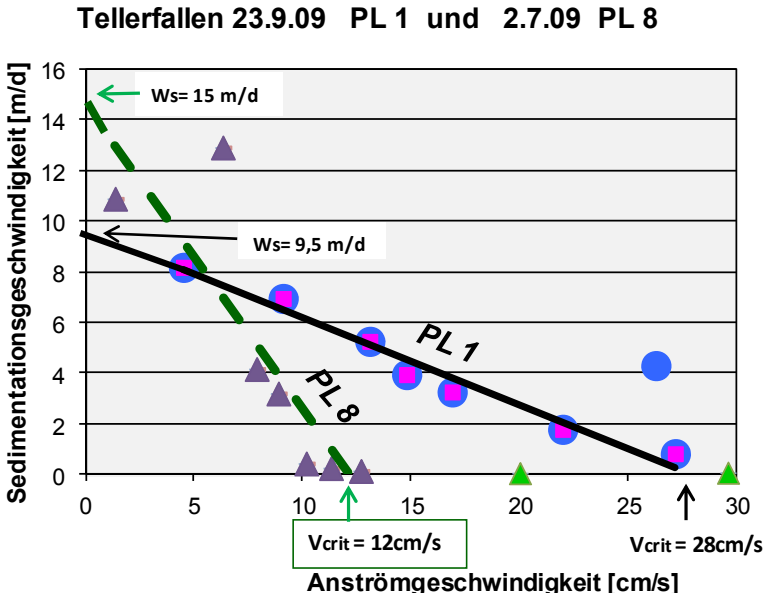


Abb. 6: Ergebnisse von Tellerfallenmessungen in der Pleiße

Mit den beiden Parametern Ws und V_{crit} ist das Partikelgemisch und wahrscheinlich auch zum Teil das Wasser hinsichtlich seiner Sedimentationseigenschaften charakterisiert. Bei Kenntnis der relativ einfach ermittelbaren Fließgeschwindigkeiten ist man nun in der Lage, zum Beispiel abzuschätzen:

- die konkrete Ausdehnung der Sedimentationsfläche im Gewässerabschnitt. Sie reicht z.B. bei PL 8 bis zu einem Uferabstand von 2,15 m[1] (Wilczek & Kozerski 2014),
- die Intensität der Ablagerungsprozesse an beliebigen Punkten,
- die über den Sommer 2009 gemittelte Ablagerung in dem 20,5 m breiten Querprofil bei PL 8 mit 2,9 kgTM je laufendem Meter und Tag,
- die Verminderung der Konzentration auf der Fließstrecke durch Sedimentation.

[1] Diese augenblickliche räumliche Verteilung der Sedimentationsintensität ist der langzeitigen Schlammverteilung am Gewässerboden sehr ähnlich. Als Ablagerungsflächen spielen neben den Uferbereichen vor allem die Aufweitungen des Flusses vor den Staustellen eine große Rolle.

Eine probeweise und stark vereinfachte Simulation (exponentielle Abnahme vom Ausgangsniveau) der Abnahme der Gesamt-Eisen-Konzentration im Verlauf der Pleiße bis nach Leipzig (Abb. 7) demonstriert die prinzipielle Brauchbarkeit der gewonnenen Parameter. Für den oberen Teil der Flusses wurden die Parameter verwendet, die an der Messstelle PL 8 gewonnen werden konnten (die untere Berechnungskurve) und für den unteren Flussabschnitt die Parameter von der Mess-Stelle PL 10A (die dünne obere Kurve).

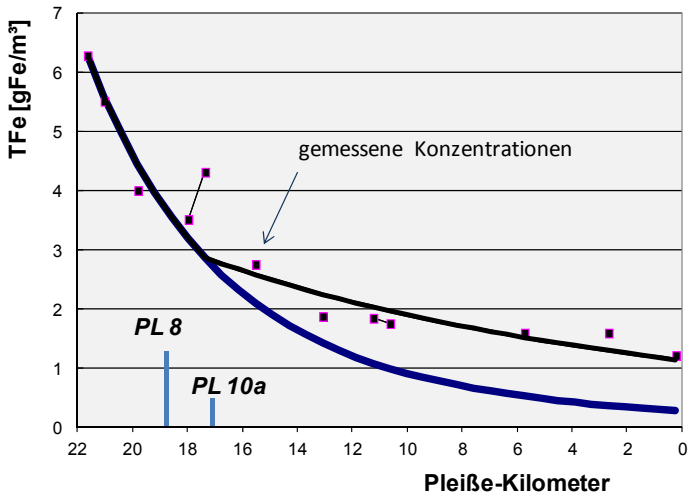


Abb. 7: simulierter Verlauf der Gesamt-Eisen-Konzentration

Angemerkt werden muss, dass die gewonnenen Parameter selbstverständlich keine Konstanten sind und nicht immer so gut wie im Beispiel zu den Konzentrationsmessungen passen. Sie schwanken sehr stark und lassen bisher noch keine klaren Trends erkennen. Man kann dies als einen Mangel ansehen. Aber wir empfinden dies als eine Herausforderung, diese Messergebnisse statistisch abzusichern und vor allem die Ursachen für solche Schwankungen zu finden.

Diskussion

Es ist die Frage zu stellen, was wir wissen und können und was uns fehlt, um gravitationsbedingte vertikale Partikelströme völlig befriedigend zu quantifizieren und stimmige Aussagen zu den Verlustraten für wichtige Ökosystemkomponenten und auch in technischen Prozessen durch Sedimentation bestimmen zu können.

1. Für Ruhebedingungen, d.h. für die Anströmgeschwindigkeit Uf < 1 cm/s liefern alle Methoden gute und theoretisch die gleichen Ergebnisse für den vertikalen Flux über dem Grund, aber nicht zwingend bis zur Ablage, weil hier noch τ Einfluss haben kann.

2. Am aussagekräftigsten ist die Aufnahme von Sinkgeschwindigkeitsspektren (SGS). Man hat direkte Geschwindigkeitsangaben für den Zeitpunkt des Versuchsbeginns und nicht zeitlich gemittelte erst aus einer gefangenen Menge, der Konzentration und der gesamten Expositionsdauer. Die Methode ist ausbaufähig. Man kann das Entnahme-Zeit-Raster verändern, wobei in Richtung höherer Sinkgeschwindigkeiten bei den nur 30 cm langen Sedimentationsstrecke enge Grenzen gesetzt sind, denn das Wasser braucht auch nach sehr vorsichtigem Einfüllen etwa eine Minute zur Beruhigung. Verlängert man die Laufzeit über 1 Tag (1440 Minuten) hinaus, dann wäre unbedingt zu klären, welche Parallelprozesse wie Fraß und Aggregation an Bedeutung gewinnen. Geringere Sinkgeschwindigkeit als 0,3 m/d könnte man auch mit verkürzten Messstrecken (Säulen) erreichen.

Die SGS-Methode ist recht einfach. Ruhebedingungen sind gesichert. Der Aufwand ist relativ gering. Mit zwei langen Leinen und einem Gewicht, das den Auftrieb der leeren Säulen überwindet, kann man die übliche Befüllung der Säulen nahe der Gewässeroberfläche in die Tiefe verlegen.

3. Für eine detaillierte Untersuchung der Sedimentation im bewegten Wasser kann der „Microcosm“ der TU Hamburg-Harburg (Gust & Kozerski 2000, Grüneberg et al. 2017) gute Dienste leisten. Aussagen zum Aufwand kann der Autor leider nicht geben, weil er damit nicht selbst direkt befasst war. Erlebt hat er in Fürstenwalde, dass Prof. Gust die Bedienung dieses Gerätes und des 70 mm Zylinders allein bewältigt hat. Der Beschaffungsaufwand war bestimmt deutlich größer als für eine Tellerfalle.

Tabelle 1: Vergleich der im Mühlgraben Fürstenwalde/Spree im Mai 1998 gemessenen Sedimentationsraten in gTM/m²/d (Gust & Kozerski, 2000)

Nr. der Messung	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*
Anströmung [cm/s]	2,1	3,2	4,5	6,2	6,4
Messdauer [min]	150	150	855	827	150
Tellerfalle	10	7	5	3	44
Microcosm	8	14	2	1	8
Zylinderfalle 45 mm	54	82	62	68	80
Zylinderfalle 70 mm	29		43	37	48

4. Für die Quantifizierung der aktuellen Sedimentation in bewegtem Gewässer und für die Gewinnung von Modell-Parametern hat sich die Tellerfallenmethode bewehrt. Dieser Fallentyp hat einen großen Vorteil gegenüber allen anderen: Es wird kein künstliches hydraulisches Umfeld für die sich auf einer Plastikplatte absetzenden Partikel erzeugt. Nachteilig ist der bisher immer freie Zugang für (recht seltene) kleine Fische, die Angelagertes wegputzen oder Kot hinterlassen könnten. Die bisherigen Ergebnisse sind untereinander weitestgehend konsistent. Das Grundprinzip ist ausbaufähig z.B. in Richtung einer sofortigen Hightech-Erfassung der Partikel vor Ort.

Die von Meyer & Blindow (2015) nach erfolgreicher Erprobungen der Tellerfallen im Boddengewässer aufgeworfene Frage, ob denn das Dach über der Messfläche die von Wellen erzeugte Turbulenz essentiell stört, könnte man mit verlängerten Dachstützen oder noch leichter mit zeitweilig demontierten Dächern klären.

Angemerkt werden soll noch, dass die üblichen Fließgeschwindigkeitsmessungen nicht für jegliche Aussagen zur Sedimentation zwingend notwendig sind. Bei einem relativ langsam und gleichförmig strömenden Gewässer kann man an einer repräsentativen Stelle auch ohne Kenntnis der Fließgeschwindigkeit mit einer einzelnen Messung z.B. mit drei Tellerfallen bereits Informationen zur aktuellen Sedimentation gewinnen.

5. Als Vorteil der Zylinderfalle wird oft der relativ geringe Beschaffungs- und Bedienungsaufwand sowie ausreichende Materialmenge für Analysen angesehen. Nachteilig ist jedoch, dass sie einerseits die tatsächliche Sedimentation insbesondere der ökologisch relevanten Partikel wie z.B. das Phytoplankton unter Turbulenzbedingungen nur unvollständig erfassen und andererseits schwere Partikel massenhaft sammeln. Die Einführung eines experimentell bestimmbaren Yield-Koeffizienten für den Übergang der Partikel aus dem oberen Teil der Falle auf die Sedimentationsfläche kann zur Bestätigung (siehe oben) oder vielleicht auch zur Korrektur von Fallenmessergebnissen genutzt werden, führte aber bei dem benutzen Beispiel (Gust & Kozerski, 2000) nicht zur Überwindung oder Erklärung der Unterschiede zwischen den hohen Raten der Zylinderfallen und den niedrigen Raten, die sich beim Microcosm und bei den Tellerfallen ergeben (siehe Tabelle 1). Der Aufwand für die Berechnungen nach Gust et al. (1996) ist erheblich.

Die ursprüngliche Überzeugung, es bei dieser Sedimentfalle mit leicht verständlichen Prozessen und einfachen Prozeduren zu tun zu haben, schwindet und damit auch das Vertrauen in die Ergebnisse, die vielleicht noch korrigierbar sind. Man kann gespannt sein, wie sich die weitere Entwicklung vollziehen wird.

Vorschläge für weitere Arbeiten

SGS-Methode

Interessant wäre es, den Einfluss von Transportbewegungen der absolut vollen Säulen auf die Ergebnisse zu prüfen. Sind diese gering, dann könnte man alle Prozeduren bei Bedarf auf ein behutsam gesteuertes Messboot oder in den Heimathafen verlagern.

Microcosm

Dieser Gerätetyp sollte in Zukunft dazu eingesetzt werden, die bisher wenig bekannte Rolle der Schubspannung im Verhältnis zur Schwerkraft und zu Haftkräften insbesondere bei den ökologisch wichtigen Partikeln aufzuklären. Umfangreiche und stark routinemäßige Meßaktivitäten könnten vielleicht auch bei Servicegesellschaften in strukturschwachen Landesteilen in Auftrag gegeben werden.

Tellerfallen

Die Falle ist vielmals und auch kritisch von der praktischen Seite her überprüft worden, aber nur ungenügend aus theoretischer Sicht. Zum Beispiel reden wir über Klebrigkeit, ohne Kenntnisse über Wirkungsweisen und Kräfte und deren Interaktionen zu besitzen. Hat man entsprechende Kenntnisse, dann erweitert sich der Aussagewert der Meßergebnisse.

Die Messfläche selbst ist künstlich und bei bisherigen Fallen noch völlig glatt. Mit der neuen 3D-Druckertechnik wäre es jedoch möglich, den Einfluss natürlicher Bodenausformungen im Zentimeterbereich zu analysieren und zu imitieren. Hat man entsprechende Daten, dann weichen (berechtigte) Zweifel an der Qualität der Aussagen.

Oft sehr deutliche zeitliche und räumliche Unterschiede bei den Meßergebnissen (z.B. an der Pleiße) müssen systematisch untersucht werden. Dies könnte das Verständnis der Prozesse im Gewässer (Genese der Partikel und ihrer Eigenschaften) und bei der Sedimentation deutlich erhöhen.

Da es oft nur auf die Bestimmung von Ws und V_{crit} ankommt, könnte man den Messaufwand deutlich reduzieren. Hätte man z.B. ein kleines Gerät, das im Wasser auf seinem Screen die Landung von Partikeln zuverlässig wahrnehmen und τ messen kann, dann bräuchte man dieses im Geschwindigkeitsgradienten des betreffenden Flusses nur so lange hin und her zu bewegen, bis die ersten Landungen erfolgen oder keine weitere Landung mehr feststellbar ist, um τ_{crit} ablesen zu können. Ws wäre mit einer in Ufernähe lokalisierten Zylinderfalle bei $U_f < 1$ cm/s in kurzer Zeit zu ermitteln.

Zylinderfallen

Vielleicht sollte man das Problem der viel zu starken Partikeleinträge in die Falle dadurch zu eliminieren versuchen, dass man den Zustrom künstlich bremst, z.B. mit Hilfe eines regulierbaren Auslasses (Höherlegung, Klappe) oder einer mehrfachen feinmaschigen Umzäunung des Bereichs neben und über der Öffnung. Damit würde sich der Gebrauchswert dieses Fallentyps erhöhen. Auf aufwändige Korrekturverfahren könnte verzichtet werden.

Hinweise auf ähnliche Sedimentationswerte für Lycopodiumsporen bei Zählungen im Sohlsediment der Spree 1999 deuten auf die Bedeutung von Mini-Totzonen hin, die womöglich wie Zylinderfallen funktionieren. Dies wäre zu prüfen.

Alle Methoden

Es ist anzunehmen, dass in nächster Zukunft digitale Analyseverfahren verfügbar sind, die z.B. Massen bestimmen und Algen zählen können. Wenn die Sedimentationsfläche als Förderband angelegt wäre, würde man aus dem zeitlichen Verlauf der Ablagerung die Masse einzelner Fraktionen ablesen

können. Bei der Entwicklung der Tellerfalle war auch der Einbau einer Hightech Waage in Auftrag gegeben worden. Aber die Empfindlichkeit und Zuverlässigkeit war 1998 einfach noch viel zu gering.

Anmerkung

Um derartige Vorschläge umzusetzen, müsste sich zumindest eine (Technische) Universität dafür engagieren, die nicht nur Gewässerkunde betreibt, sondern auch Sensorik, Bilderkennung usw.. betreibt.

Bedankungen

In den vergangenen Jahrzehnten gab es mehr als 40 Personen, die an den erwähnten Projekten und Vorhaben mitgewirkt haben. Diese hier mit ihren Bemühungen um die Messmethoden zu nennen, würde den Rahmen sprengen. Allen sei recht herzlich gedankt. Wenn ich meinen Erfinderkollegen Dr.-Ing. Klaus Leuschner, das IGB Berlin und die Mitstreiter der Spezial- und Bergbau-Servicegesellschaft Lauchhammer GmbH extra nenne, dann weil diese mich in besonderer Weise ausgerüstet haben, im zehnten Jahr meines Rentnerdaseins noch einmal alles zu durchdenken, etwas davon bei der DGL-Jahrestagung 2017 in Cottbus vorzutragen und dann hier aufzuschreiben.

Literatur

Gardener, W.D. (1980): Sediment trap dynamics and calibration. J. Mar. Res. 38, 17–39

Grüneberg, B., Knie, M. , Preiß, J.,Leßmann, D. (2017): Resuspensionsverhalten von Eisenoxydschlämmen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Vortrag 2017 (Cottbus), im Druck

Gust, G. (1987): Verfahren und Vorrichtung zum Erzeugen von definierten Bodenschubspannungen. Deutsches Patentamt, München, Patent Nr. 3717969: 1 - 51

Gust, G., Bowles, W., Giordano, S., Hüttel, M. (1996): Particle accumulation in a cylindrical sediment trap under laminar and turbulent steady flow: an experimental approach. Aquat. Sci. 58: 297-326

Gust, G., Kozerski, H. P. (2000): In situ sinking-particle flux from collection rates of cylindrical traps. Mar Ecol Prog Ser., 208, 95–106

Kozerski, H.P. (1964): Possibilities and limitations of sediment traps to measure sedimentation and resuspension. Hydrobiologia 284, 93–100.

Kozerski, H. P., Böhme, M. (1990): Gewässerinterne Elimination von Phosphaten und Schwebstoffen durch Sedimentation in einem langsam fließenden Arm der Spree (Sawaller Altarm). Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1990 (Essen), 88–92.

Kozerski, H. P. & Kern,U. (1999); Modifizierte Pipettenmethode zur Ermittlung von Sinkgeschwindigkeiten in Absetzzylindern. DVWK Schriften 128, 369–371

Kozerski, H. P., Leuschner, K. (1999): Plate sediment traps for slowly flowing waters. Water Research, 33, 2913–2922

Kozerski, H. P., Leuschner, K. (2000): A new plate sediment trap: design and first experiences. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27, 242–245

Kozerski, H. P.(2002): Determination of areal sedimentation rates in rivers by using plate sediment trap measurements and flow velocity-settling flux relationship. Water Research, 36, 2983–2990

Kozerski, H.-P. (2003): Seston sedimentation in a lowland river (River Spree, Germany): Their spatial and temporal Variations and controlling factors. In: Kronvang B. (eds) “The interactions between Sediments and Water”, Developments in Hydrobiology, 169, 51–55

Kozerski, H.-P. (2006): Sedimentation und Resuspension in Flachgewässern – zwei weiterhin schwer fassbare Größen? Meeresbiologische Beiträge, Heft 16, Rostock: 13–33

Krone, R.B. (1962): Flume studies of transport of sediment in estuarial shoaling processes. Final report, Hydraulic Eng. Lab. and San. Eng. Res. Lab. , Berkely, Univ. of California

Meyer, J., Blindow, I. (2015): Methodenstudie zur Sedimentation im Flachwasserbereich des Grabow (Darß-Zingster-Boddenkette). Rostock. Meeresbiolog. Beitr., 25, 73–91

Pluntke, T., Kozerski, H.P. (2003): Particle trapping on leaves on the bottom in simulated submerged plant stands. Hydrobiologia 506–509, 575–581

Pusch, M., Köhler, J. (2000): Erarbeitung ökologisch begründeter Bewirtschaftungskonzepte für die Spree unter dem Aspekt der bergbaubedingten Durchflußreduktion. Projekt-Endbericht, IGB Berlin, 205 Seiten

Schulz, M., Kozerski,H.P., Pluntke, T., Rinke, K. (2003): The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient retention in the lower River Spree (Germany). Water Research, 37, 569–578

Schwartz, R., Kozerski, H.P. (2003): Entry and deposits of suspended particulate matter in groyne fields of the middle Elbe and its ecological relevance. Acta hydrochim hydrobiol. 31, 391–399

Wilczek, S., Kozerski, H.P. (2014): Bestimmung der Sedimentation von eisenhaltigen Partikel mittels Tellerfallen in Fließgewässern. Vom Wasser, 112, 7–11

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus)

Fluchtdistanzen von Wasservögeln und Rohrsängern in Folge von anthropogenen Störungen am Storkower See und Scharmützelsee

Uwe Krauter

Büro für Garten- und Landschaftsgestaltung, Dipl.-Ing. Uwe Krauter, Siedlerweg 2, 15236 Treplin
Uwe.Krauter@t-online.de

Keywords: Fluchtdistanz, Gewöhnung, Störungstoleranz, Wasservögel, Schilfbrüter

Einleitung

In der gegenwärtigen Genehmigungspraxis der Naturschutzbehörden im Rahmen von wasserrechtlichen Genehmigungen zu baulichen Anlagen im Uferbereich, insbesondere Einzelsteganlagen, werden zur Einschätzung der Eingriffswirkung auf Wasservögel und insbesondere Rohrsänger oft die Fluchtdistanzen von Gassner (2010) verwendet. Die Angaben zu den Fluchtdistanzen einzelner Arten haben dabei eine große Spannbreite. So gibt z.B. Flade (1994, zitiert in Gassner (2010)) für den Haubentaucher eine Fluchtdistanz von 10 bis über 80 m an, für die planerische Berücksichtigung sogar 100 m (Gassner, 2010). In der Praxis wird überwiegend auf diese beiden Quellen (Flade, 1994; Gassner, 2010) zurückgegriffen. Dort gibt es jedoch keine Angaben zur Art der Störung. Spezifische Informationen zu für den Artenschutz optimalen Abständen für Wasservögel und Rohrsänger konnten in der Literatur nicht gefunden werden. Derartige Angaben sind jedoch für die Abschätzung von Beeinträchtigungen, die aufgrund des Naturschutzrechts zu beachten sind (z.B. Lebensraumschutz gemäß §§ 37-39 und Störungsverbote gemäß § 44 Bundesnaturschutzgesetz) für Planungs- und Genehmigungsverfahren von hoher Bedeutung.

Die Untersuchungen wurden am Scharmützelsee und Storkower See (Landkreis Oder-Spree, Brandenburg) durchgeführt. Für das Scharmützelseegebiet existiert eine Landschaftsschutzgebietsverordnung, wonach wasserseitig 5 m Abstand zu Röhrichten einzuhalten sind. Dies führt dauerhaft zu relativ großen Röhrichtlücken, wenn die Regelung im Zusammenhang mit einer genehmigten Ufernutzung eingehalten wird (je 5 m auf beiden Seiten des Steges zuzüglich 5m Nutzungsbereich). Was aber passiert, wenn der Steg im Laufe der Jahre im Röhricht einwächst? Die Bedeutung des Abstandes konnte auch nach intensivem Literaturstudium nicht ermittelt werden. Bezüglich der Störung von Wasservögeln durch vorbeifahrende Boote scheint die Festlegung von 5 m Abstand eher zu gering.

Im Zuge eigener Beobachtungen konnte jedoch festgestellt werden, dass die Verteilung und Besetzung der Reviere für die untersuchten Arten bezüglich der Störungen durch Stege nicht diesen in der Literatur dargestellten Fluchtdistanzen entspricht. Ansonsten wäre die erfasste Dichte der Brutvögel in den besiedelten Uferbereichen nicht möglich. Es stellt sich daher die Frage, welchen Einfluss Gewöhnungseffekte (z.B. Bergmann, 2011) auf die Dichte von Brutvogelrevieren haben können.

Mit der vorliegenden Untersuchung soll überprüft werden, inwiefern sich die gegenwärtig in der Genehmigungs- und Planungspraxis verwendeten Distanzen in der Realität wiederfinden lassen und welche Auswirkungen bezüglich des gesetzlichen Schutzauftrages für den Lebensraum- und Artenschutz zu erwarten sind.

Untersucht wurden die beiden Einflussfaktoren:

- Fluchtverhalten bei sich wasserseitig nähernden Booten sowie
- Reviergrößen in Uferabschnitten mit und ohne Stege.

Das Fluchtverhalten gegenüber wasserseitigen Störungen durch die Gewässernutzung wurde mit einem Ruderboot durch optische Distanzmessung untersucht, die Reviergrößen wurden anhand von Revierkartierungen bzw. Nestfunden ermittelt und dann mit den Stegstandorten verglichen.

Material und Methoden

Als Untersuchungsgebiet wurden der Scharmützelsee und der Storkower See (ca. 80 km südostlich von Berlin) ausgewählt. Erfahrungen aus Beobachtungen vom Großen Müllroser See (Landkreis Oder-Spree, Brandenburg) und vom Groß Glienicker See südwestlich Berlin direkt an der Landesgrenze zu Brandenburg fließen ebenfalls in die Betrachtungen mit ein. Die Beobachtungen an Gewässern wurden seit 2009, verstärkt seit 2015 durchgeführt.

Die Auswahl der Arten wurde aufgrund der Häufigkeit (regelmäßige Anwesenheit auf dem Gewässer) bzw. der guten Hörbarkeit – der Drosselrohsänger singt auch tagsüber - und guten Erkennbarkeit der Arten gewählt.

Das Fluchtverhalten gegenüber sich wasserseitig nähernden Booten wurde mit einem mit 2 Personen besetzten Ruderboot (3sitzer, Porta-Bote, ca. 3,5 m lang) untersucht, das mit einem Elektromotor angetrieben wurde. Gemessen wurde die Entfernung, ab wann die Tiere die aktuelle Tätigkeit unterbrechen und sich abwenden bzw. Schutz in den angrenzenden Lebensräumen suchen.

Die Geschwindigkeit des Bootes war dabei relativ gering (ca. 2 bis 3 km/h), damit die Messungen exakt ausgeführt werden konnten.

Tabelle 1: Beispiel für Inhalte der örtlichen Datenerfassung mit dem GPS-Gerät

Art	ToDo	Abstand	Annaeherung mit	Geschwind.	Datum	Zeit	LfdNr
rd	Abflug	37,00	Boot	langsam	11.05.2017	12:36:04pm	1
ht	Röhrichtkante	13,00	Boot	langsam	11.05.2017	12:38:15pm	2
hs	pflege	24,00	Boot	langsam	11.05.2017	12:39:53pm	3
gr	Abfl vom Nest	24,00	Boot	langsam	11.05.2017	12:41:54pm	4
br	pflege röhricht	8,00	Boot	langsam	11.05.2017	12:46:15pm	5
br	Nest 7 Jt, füttert	8,00	Boot	langsam	11.05.2017	12:53:25pm	6
ht	Brut	12,00	Boot	langsam	11.05.2017	01:03:39pm	7
br	pflege	6,00	Boot	langsam	11.05.2017	01:06:52pm	8
drs	sm	12,00	Boot	langsam	11.05.2017	01:25:24pm	9
ht	brut im töhricht	17,00	Boot	langsam	11.05.2017	01:40:39pm	10
ht	sicherung	21,00	Boot	langsam	11.05.2017	01:43:28pm	11

Tabelle 1 zeigt die örtlich erfassten Daten: Art (gemäß den üblichen Abkürzungen), aktuelle Beschäftigung (ToDo), gemessener Abstand, womit erfolgte die Annäherung (es wurden bereits einige Datensätze auch bei Annäherungen zu Fuß landseitig erhoben), grobe Angaben zur Annäherungsgeschwindigkeit, aktuelles Datum und Uhrzeit.

Für die Durchführung der Messungen wurden 2 unterschiedliche Geräte ausprobiert, zum einen ein Distanzmessgerät der Firma Leica (Disto 810 touch mit Monitor als Visier-Hilfe) und das Distance-Messgerät Nikon Aculon AL11. Praktikabler in der Anwendung war das Nikon-Gerät.

Für die Erfassung der aktuellen Mess-Position und der erfassten Daten wurde ein Submeter-GPS-Gerät der Firma Trimble GeoExplorer 6000 XT verwendet.

Die gesamte Datensammlung entstand ab März 2017 im Zusammenhang mit jeder Befahrung eines Gewässers. Für diesen Artikel werden beispielhaft die Daten vom 11. Mai 2017 dargestellt, erfasst wurde an diesem Tag im Zeitraum von 12:30 Uhr bis 17:30 Uhr die Südspitze am Storkower See.

Der Zusammenhang zwischen Reviergröße und Beeinträchtigungen durch vorhandene Stege einschließlich deren Nutzung wurde durch eine Revierkartierung bzw. Nesterkartierung und der Vergleich mit den ebenso kartierten Stegstandorten untersucht. Die Revierkartierung wurde im Zitraum Anfang März bis Anfang September 2016 nach „Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands“ (Südbeck et al. 2005) durchgeführt und die daraus ermittelte Reviermitte in der Auswertung der Karten als Punkt dargestellt.

Die Reviere wurden wasserseitig wie folgt erfasst:

- Drosselrohrsänger - Erfassung der Standorte singender Männchen
- Bleßralle und Haubentaucher - Nestfunde im Frühjahr, wachende Männchen vor der Röhrichtkante, führende Alttiere.

Die Erfassung erfolgte mit dem weiter oben beschriebenen Submeter-GPS-Gerät rechtwinklig zur Uferlinie und Schätzung des Abstandes zur Röhrichtkante im Jahr 2016 auf dem Storkower See.

Die durch die Diagramme visualisierten Daten werden dann mit den empirisch erhobenen Daten bei den Befahrungen abgeglichen und Tendenzen abgeleitet.

Begriffsdefinitionen

Fluchtdistanzen definiert Altmann (1958) als Mindestabstand, den ein Tier zu einem anderen, potenziell bedrohlichen Lebewesen akzeptiert, ohne vor dem möglichen Angreifer zu fliehen. Nach Reimers (2006) hat die Fluchtdistanz zweierlei Bedeutung:

- Mindestabstand, dessen Unterschreitung eine Flucht auslöst
- Distanz, die durch Flucht zum fluchtauslösenden Objekt hergestellt wird.

Gewöhnung wird durch Bergmann (2011) im Zusammenhang mit dem Thema „Nationalparkeffekt“ wie folgt beschrieben: „Je häufiger die Besucher auf den Wegen vorbeikommen, ohne die Vögel zu stören, desto vertrauter werden sie. Den dieser Verhaltensänderung zugrunde liegenden Lernvorgang nennen wir Gewöhnung. Diese Gewöhnung ist die **Chance für die Koexistenz der Wildtiere mit uns Menschen** in der vielfach genutzten Zivilisationslandschaft. Nur durch Gewöhnung sind die Tiere in der Lage, mit der Vielzahl der Erscheinungen und Objekte fertig zu werden, die ihnen hier begegnen: Flugzeuge, Traktoren, Pkws, Fahrradfahrer, Fußgänger, Zäune, Häuser, Windkraftanlagen und vieles mehr.“

Bergmann (2011) stellt für Wildgänse Unterschiede der Fluchtdistanzen zu Menschen fest:

- in Nationalparken bis 20 m
- in bejagten Gebieten bis mehrere Kilometer.

Für den Begriff „Gewöhnung“ wird in der Literatur der Begriff „Störungstoleranz“ häufig synonym verwendet.

Fehlerbetrachtung

Bei der Messung der Fluchtdistanzen ist nicht immer eindeutig zu definieren, ob das beobachtete Tier sich tatsächlich gestört fühlte oder ob es ohne Störungsempfinden die gerade durchgeführte Tätigkeit unterbrochen hat. Insbesondere bei den Rohrsängern gehören häufige Wechsel der Sitz- und Singwarten zum normalen Verhalten im Lebensraum, sodass es hier besonders schwierig ist, das Verhalten in den Zusammenhang zur Störung zu setzen. Der Reviermittelpunkt muss nicht zwingend der Neststandort sein, jedoch bildet die erfasste Region den unmittelbaren Lebensraum.

Ergebnisse

Fluchtdistanzen

Die Messergebnisse werden hier beispielhaft für die Erfassung vom 11. Mai 2017 vorgestellt, die Messergebnisse der anderen Erfassungstage (ab März 2017) ähneln den hier abgebildeten Ergebnissen.

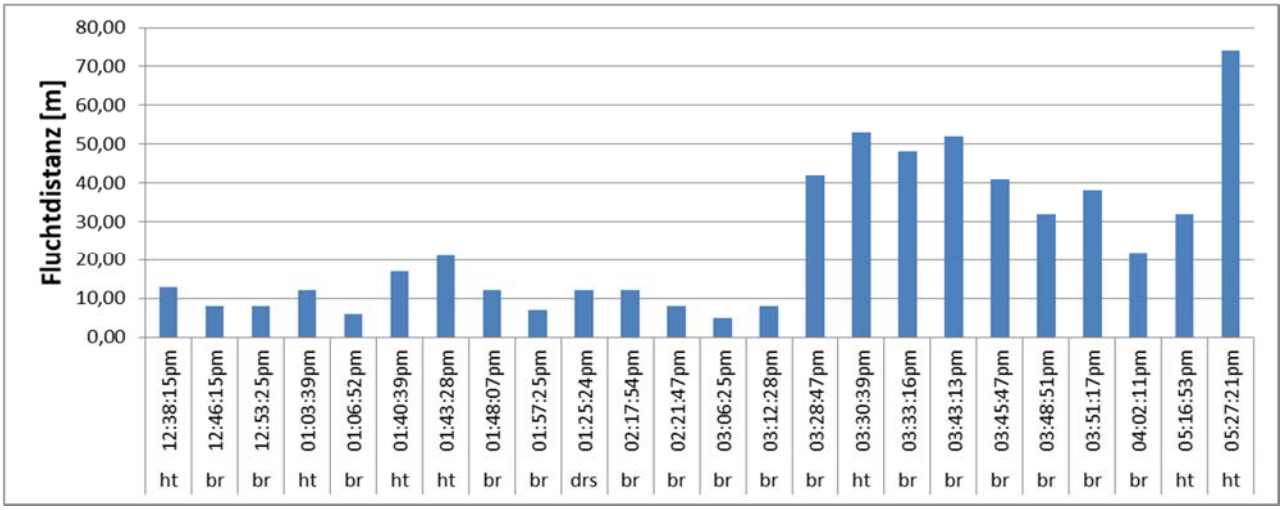


Abb. 1: Fluchtdistanzen gemessen am 11.05.2017 an der Südspitze des Storkower Sees mit Uhrzeit Bleßralle (br), Drosselrohrsänger (drs), Haubentaucher (ht).

Revierabstände in unterschiedlich geprägten Uferabschnitten

Am Beispiel Storkower See ergibt sich für die Reviererfassung, die im Zeitraum Anfang März bis Anfang September 2016 das in Abb. 2 dargestellte Bild für die 3 im Wesentlichen untersuchten Arten.

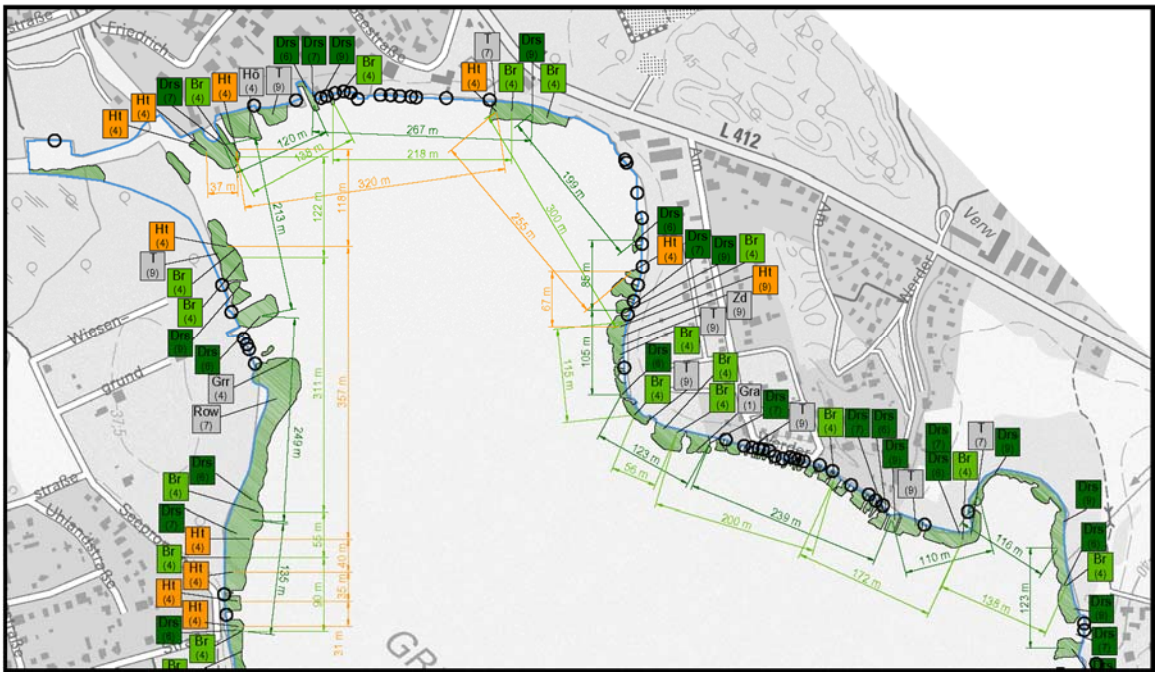
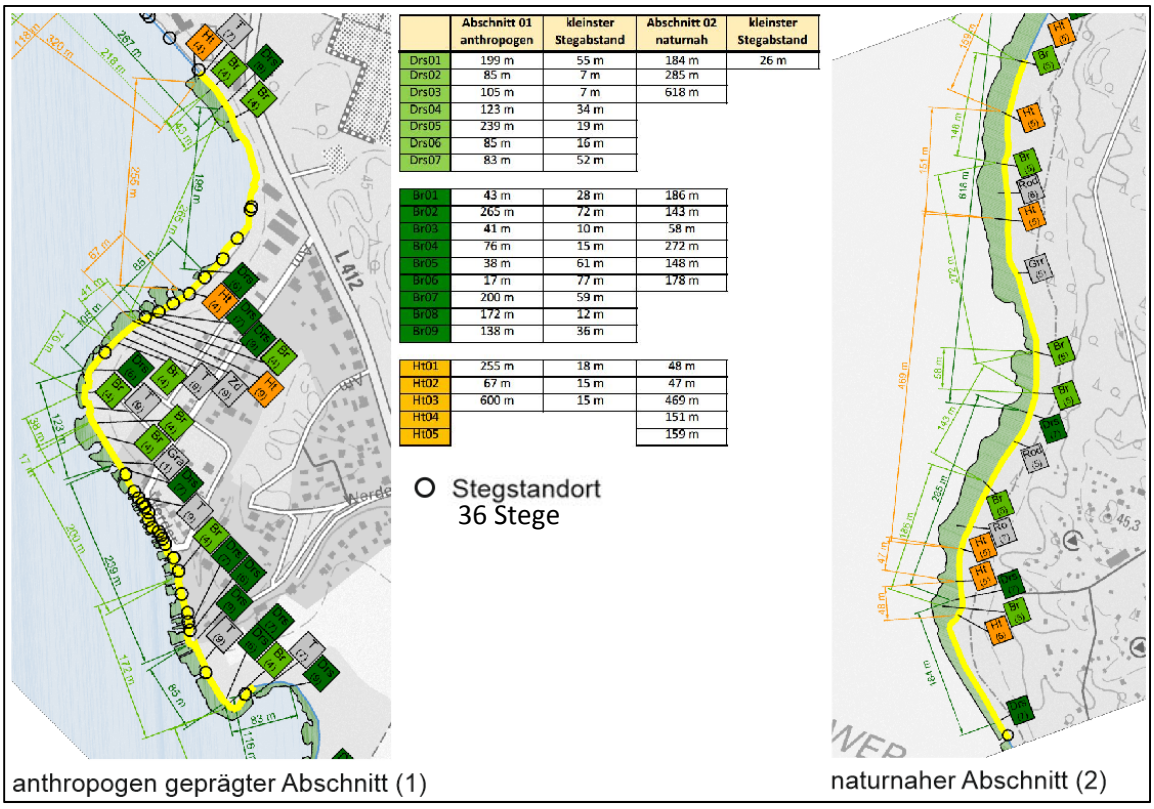


Abb. 2: Ausschnitt Revierabstände getrennt nach erfassten Arten (hier am Beispiel Nordseite Storkower See) – Bleßralle (Br hellgrün), Haubentaucher (Ht orange), Drosselrohrsänger (Dr, dunkelgrün)

Die Abbildung zeigt die Gesamtergebnisse, aus denen deutlich wird, dass in Abschnitten mit Stegabständen ab ca. 15 m eine gute Revierdichte erreicht wird, röhrichtfreie Abschnitte und Abschnitte mit zu dicht aneinander gebauten Stegen stören die Revierbildung. Für einen Vergleich wurden die 2 folgenden Uferabschnitte am Storkower See ausgewählt:



	Abschnitt 01 anthropogen	kleinster Stegabstand	Abschnitt 02 naturnah	kleinster Stegabstand
Drs01	199 m	55 m	184 m	26 m
Drs02	85 m	7 m	285 m	
Drs03	105 m	7 m	618 m	
Drs04	123 m	34 m		
Drs05	239 m	19 m		
Drs06	85 m	16 m		
Drs07	83 m	52 m		
Br01	43 m	28 m	186 m	
Br02	265 m	72 m	143 m	
Br03	41 m	10 m	58 m	
Br04	76 m	15 m	272 m	
Br05	38 m	61 m	148 m	
Br06	17 m	77 m	178 m	
Br07	200 m	59 m		
Br08	172 m	12 m		
Br09	138 m	36 m		
Ht01	255 m	18 m	48 m	
Ht02	67 m	15 m	47 m	
Ht03	600 m	15 m	469 m	
Ht04			151 m	
Ht05			159 m	

Abb. 3: Vergleich der Revierabstände zwischen anthropogen geprägtem Uferabschnitt und naturnahem Uferabschnitt (Erfassungsergebenisse aus den Kartierungen 2016)

Der anthropogen geprägte Abschnitt befindet sich am Nordufer. Hier grenzen bewohnte Bereiche unmittelbar an das Seeufer. Insgesamt befinden sich in diesem Uferabschnitt 36 Stege. Die Stegabstände variieren stark. Der naturnahe Abschnitt ist durch einen großen zusammenhängenden, jedoch unterschiedlich breiten Röhrichtgürtel geprägt, das Hinterland überwiegend durch Erlenbruch bzw. bewaldete Bereiche ohne anthropogene Störungen.

Tabelle 2: Zusammenfassung der 2016 ermittelten Revier- und Stegabstände

	Revierabstand Abschnitt 01	Stegabstand Abschnitt 01	Revierabstand Abschnitt 02	Stegabstand Abschnitt 02
Drs	83 - 239 m	7 - 52 m	184 - 618 m	26 m
Br	17 - 265 m	10 - 77 m	58 - 272 m	
Ht	67-600 m	15 - 18 m	47 - 469 m	

In Tabelle 2 sind die Reviergrößen für die betrachteten Uferabschnitte zusammengefasst. Sie sind im anthropogen geprägten Abschnitt überwiegend kleiner, als im naturnahen Abschnitt, außerdem gibt es eine sehr große Spanne im Abstand zwischen Steg und Reviermitte.

In der Literatur sind bezogen auf die untersuchten Lebensräume folgende Angaben zu den Fluchtdistanzen der untersuchten Arten vorhanden:

Tab. 3: Fluchtdistanzen aus der Literatur im Vergleich mit eigenen Werten für die erhobenen Arten

ausgewählte Leitarten der Röhrichte und eutrohper Seen nach FLADE	Fluchtdistanzen FLADE	Empfehlung GASSNER	eigene Werte
Teichrohrsänger	<10 m	10 m	n.e.
Schilfrohrsänger	<10 – 20 m	20 m	n.e.
Teichralle **in Parks**	<5 – 10 m	40 m	n.e.
Teichralle **sonst**	10 – 40 m	40 m	n.e.
Rohrweihe	>100 – 300 m	200 m	n.e.
Drosselrohrsänger	10 – 30 m	**30 m**	**>10-15 m**
Rohrschwirl	<10 – 20 m	20 m	n.e.
Rohrdommel	>50 oder Pfahlstellung	80 m	n.e.
Zwergdommel	10 – 50 m	50 m	**(10) – 20 m**
Blaukehlchen	10 – 30 m	30 m	n.e.
Haubentaucher	**10 - >80 m**	**100 m**	**8 – 74 m**

Es sind in der Literatur keine Angaben über die Art der Störungen enthalten, sodass eine zielorientierte planerische Verwendung der Daten bezogen auf bestimmte Nutzungen fachgerecht nicht möglich ist.

Die Tabelle 3 zeigt 2 wichtige Ansätze, die im Rahmen dieser Arbeit eine besondere Bedeutung haben:

Flade (1994), ein Landschaftsplaner und Umweltschützer, gibt z.B. für die „Teichralle in Parks“ andere Fluchtdistanzen als für die „Teichralle sonst“ an, was bereits auf Gewöhnungseffekte hinweist. Gassner (2010), ein Experte für Umweltrecht, verwendet in nahezu allen Fällen jeweils die bis-Spanne von Flade (1994), dies deutet darauf hin, dass für die Planungsansätze aus rechtlicher Sicht

immer die Maximaldistanzen verwendet werden sollen, auf Gewöhnungseffekte geht Gassner (2010) gar nicht ein.

Diskussion

Fluchtdistanzen

Die über den gesamten Datenbestand ausgewerteten Fluchtdistanzen lagen im Bereich von unter 5 m (Mindestabstand für das Nikon-Messgerät) bis über 100 m (bei Großvögeln).

Fluchtdistanzen sind offenbar direkt abhängig vom veranlagten Verhaltensmuster der jeweiligen Arten, individuellen Erfahrungen und außerdem von der aktuellen Beschäftigung der Tiere und auch der Tageszeit:

- Nistplatzsuche und Nestbau - sehr große Fluchtdistanzen,
- Paarung - geringe Fluchtdistanzen je nach Phase der Paarung,
- Brut / Bewachung - mittlere Fluchtdistanzen, artbedingt auch Täuschungsmanöver, die beim Partner die Fluchtdistanz verringern (das Weibchen bleibt auf dem Nest und das Männchen versucht, den Störer wegzulocken)
- Aufzucht der Nestlinge / Bewachung - geringe Fluchtdistanzen, artbedingt auch Täuschungsmanöver wie bei der Brut
- Koloniebildung im Winterquartier - große Fluchtdistanzen
- Nahrungssuche - geringe Fluchtdistanzen
- Tagesrhythmus/Ruhezeiten - stark variierende Fluchtdistanzen

Weitere individuelle Faktoren, die die Fluchtdistanzen verändern:

- individuelle und artgeprägte Toleranzschwelle - einzelne Individuen flüchten eher als andere Individuen der gleichen Art, Haubentaucher flüchten durchschnittlich eher als Bleßrallen
- vorhandene Biotopstruktur und Nahrungsangebot - im Freiwasser wurden größere Fluchtdistanzen als im Röhricht festgestellt, Röhrichte werden oft zum Schutz aufgesucht und verkürzen erheblich die Fluchtdistanzen
- erworbene Kenntnisse und Erfahrungen der einzelnen Individuen
- vorhandener „Störungsdruck“ vermindert die Fluchtdistanzen – Siedlungsnähe (Badestellen, gewerbliche Nutzungen, Stege an öffentlichen Wegen oder bewohnten Grundstücken) oder völlig ungestörte naturnahe Bereiche
- besondere Bedingungen – Futterplätze (Badestellen, öffentliche Steganlagen, sonstige Futterplätze) - verändern das Verhaltensmuster völlig.

Erhebliche wasserseitige Störungen für die keine Gewöhnung (vermutlich aufgrund der Unregelmäßigkeit der Störung) beobachtet wurden:

- dichte und sehr langsame Vorbeifahrten an der Röhrichtkante z.B. durch durch Kanu, Ruderboote,
- Liegeplätze, auch für Angelboote, dicht an der Röhrichtkante (Problem: in der Brutzeit können dadurch Gelege auskühlen),
- Baden außerhalb der Badestellen zwischen ankerndem Boot und Röhrichtkante

Fluchtdistanzen für Rohrsänger sind schwer ermittelbar, da diese im Revier häufig mobil mit oft nur kurzen Zwischenhalten auch ohne erkennbare Störungen unterwegs sind, auf der Singwarte wurden oft nur sehr geringe Fluchtdistanzen ermittelt. Inwiefern der Ortswechsel mit der Störung zusammenhängt, kann nicht sicher bestimmt werden. Fluchten aus Nestern der Rohrsänger konnten mit der

gewählten Methode, die den zu erwartenden Störungen jedoch gut nahekommt, nicht beobachtet werden.

Gewöhnungseffekte bezüglich Steganlagen

Ein hoher Gewöhnungseffekt entsteht durch:

- optimales Nahrungsangebot und optimale Habitiatqualität im Umfeld des Brutplatzes
- Regelmäßigkeit der Störung, auch regelmäßige Wiederkehr von Störungen in zeitlich größeren Abständen mit lokaler Bindung ohne Gefahr für das Individuum
- möglichst langzeitige und regelmäßige Wirkung der Störung
- lokale Erfahrungswerte der Individuen

Beobachtete Besonderheiten:

- die Revierdichte ist im anthropogenen Bereich etwas höher
- kleinere Röhrichtlücken werden bei der Revierwahl gut toleriert
- bisher konnten keine sinnvollen verallgemeinerbaren Werte zu optimalen Stegabständen gefunden werden, da die Natur offensichtlich sehr anpassungsfähig ist
- bereits in den wenigen vorgestellten Daten ist eine hohe Spannbreite der Revierabstände von 17 m bis 600 m enthalten, was mit hoher Sicherheit auf die Lebensraumqualität (z.B. ausreichend Röhrichtbereiche) zurückzuführen ist,
- Bereiche mit sehr dicht beieinander angeordneten Stegen und wenig Röhricht oder bei größeren Steganlagen (Marina) können durch die betrachteten Arten nicht besiedelt werden.

Es kann also festgestellt werden, dass bei sonst optimalen Lebensbedingungen anthropogene Störungen und auch aus der Natur selbst resultierende Störungen (Prädatoren) gut toleriert werden, die nicht Leib und Leben direkt beeinträchtigen. Weiterhin wurde in diesem Zusammenhang beobachtet, dass die anthropogenen Strukturen (hier die betrachteten Stege) gern als Sitzwarte, Landzugang oder Prädatorenschutz (durch gute Deckung unter dem Steg) Verwendung finden, also einen Ersatzlebensraum z. B. für ins Wasser gefallene Bäume bilden.

Unabhängig von den über das Jahr gegenwärtig vorhandenen wasserseitigen Störungen und dem Vorhandensein und der Nutzung der Stege konnten insbesondere für die Bleßrallen und den Haubentaucher gute Reproduktionsergebnisse festgestellt werden. Die Verluste an Jungtieren sind mit hoher Sicherheit nicht aufgrund der hier betrachteten Störungen, sondern aufgrund der im Lebensraum vorhandenen Prädatoren zu suchen.

Meine Messungen und Beobachtungen bestätigen die Angabe von Martin Flade (1994), mit starker Tendenz zu den von-Werten, die Angaben von Gassner 2010 dagegen wurden signifikant unterschritten. Die Angaben von Bergmann (2011) konnten ebenfalls bestätigt werden. An Futterplätzen, wie z. B. am Strand, tendieren die Fluchtdistanzen gegen 0 m, die gleichen Tiere halten im eigenen Revier jedoch einen größeren Abstand. Die Tiere können also die Gefahren differenziert abschätzen.

Fazit

Die Festlegung von numerisch exakten Abständen für Fluchtdistanzen und Gewöhnungseffekte ist nach meiner Meinung nicht sinnvoll möglich und gewässerspezifisch zu ermitteln. Wichtig ist eine fachgerechte Einschätzung des vorhandenen Störungsgrades eines Uferabschnittes und der daraus resultierenden Beeinträchtigungen vorhandener Arten auf der Basis einer Bestandserfassung des nä-

heren Umfeldes unter Berücksichtigung der aktuell vorkommenden Arten. Im Vergleich mit den üblichen Reviergrößen könnten dann die Beeinträchtigungen hinreichend genau abgeschätzt werden. Eine Gesamtbetrachtung des Gewässers führt dabei zu den besten Ergebnissen.

Bezüglich der Gewöhnung/Störungstoleranz konnten teilweise erstaunliche Verhaltensweisen beobachtet werden, so z.B. am Groß Glienicker See, wo eine Bleßralle direkt unter einem häufig genutzten Steg mit Plattform, Badeleiter und dauerhafter Bestuhlung erfolgreich brütete. Das Vorkommen der untersuchten Arten in unmittelbarer Nähe von Steganlagen zeigt deutlich, dass eine Gewöhnung/Störungstoleranz abweichend vom ermittelten Fluchtverhalten gegenüber unregelmäßigen Störungen vorhanden sein muss. Die numerischen Angaben in den Ergebnissen sollten daher als Tendenz und nicht als absolute Zahl verstanden werden. Es ist aufgrund nicht gemessener Beobachtungen durchaus denkbar, dass im Rahmen der Gewöhnung bei sonst optimalem Lebensraum noch geringere Distanzen toleriert werden.

Bezüglich der Fluchtdistanzen bezogen auf unregelmäßige Störungen in anthropogen geprägten Abschnitten ergibt sich hier bei ca. 30 m ein Abstand, bei dem sich nur ein Teil der Tiere gestört fühlt bzw. die Störungen nur gering sind, in naturnahen Abschnitten sollte ein Abstand von ca. 50 m eingehalten werden, wenn die Tiere weitgehend ungestört bleiben sollen.

Durch die meist große Spannbreite der Fluchtdistanzen (z.B. in Flade (1994) für den Haubentaucher von 10 m bis 80 m) ist es schwer, die Angaben planungssicher zu verwenden. Aufgrund der festgestellten Gewöhnungseffekte reduziert sich die in der Literatur bekannte bis-Fluchtdistanz, sodass insbesondere bezogen auf dauerhafte und regelmäßige Störungen die in der Literatur benannten von-Werte in der Planung angewandt werden können, wenn es sich um bereits gestörte Bereiche handelt.

Zusammenfassung

Die Arbeit diente der Klärung von Beeinträchtigungen durch anthropogene Ufer- und Gewässernutzungen für 3 häufige Arten der gewässertypischen Avifauna. Die Erkenntnisse sollen der Schaffung von Grundlagen für fachgerechte Planungen für den Arten- und Gewässerschutz dienen.

Im Ergebnis der Arbeit kann folgendes festgestellt werden:

- die Angaben in der Literatur zu Fluchtdistanzen konnten mit einer Tendenz zu den von-Werten bestätigt werden, z.B. 10 m für den Haubentaucher
- in der Literatur beschriebene Gewöhnungseffekte konnten ebenfalls bestätigt werden, bergen hohe Potenziale für eine verträgliche Koexistenz insbesondere mit anthropogenen Störungen und können nicht mit den Fluchtdistanzen aus der Literatur gleichgesetzt werden, die offenbar überwiegend auf unregelmäßige Störungen ausgerichtet sind
- der gegenwärtige Zustand der untersuchten Uferabschnitte birgt im Rahmen von Planungen Potenziale für eine Aufwertung der Lebensraumqualität für die untersuchten Arten durch Anpassung von Abstandsregelungen und Lebensraumoptimierungen
- die gegenwärtige Genehmigungspraxis kann mit den Ergebnissen unter Beachtung der Gewöhnungseffekte besser am aktuellen Bestand ausgerichtet, naturschutzrechtliche Beeinträchtigungen können damit realitätsnäher abgeschätzt werden,
- lediglich für extrem stark genutzte Bereiche mit Lebensraumverlust konnten spürbare Beeinträchtigungen durch ungewöhnlich große Revierabstände nachgewiesen werden
- wasserseitige Abstände zu Röhrichten sollten für die Sicherung störungsarmer Bruten 30 m in anthropogen genutzten Bereichen und 50 m in naturnahen Bereichen nicht unterschreiten,
- schmale Unterbrechungen in Röhrichten werden gut toleriert, breitere Röhrichtlücken führen zu größeren Revierabständen,

- größere Abstände für wasserseitige Nutzungen kommen auch den Großvögeln durch Minderung der Störungen zugute.

Literatur

Altmann, M. (1958): The flight distance in free-ranging big game. In: The Journal of Wildlife Management, S. 207–209.

Bergmann, H.-H. (2011): Nationalparkeffekt: Tiere werden vertraut, http://www.zwangsbejagung-ade.de/naturohnejagd/nationalparkeffekt/index.html

Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. - IHW-Verlag, Eching.

Gassner, E., Winkelbrandt, A., Bernotat, D. (2010): UVP und strategische Umweltprüfung: rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltverträglichkeitsprüfung C.F. Müller GmbH.

Reimer, E. et al. (2006): Flight by feral reindeer Rangifer tarandus tarandus in response to a directly approaching human on foot or on skis. In: Wildlife Biology 12, Nr. 4, S. 403–413.

Südbeck, P. et al. Hrsg. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands, Radolfzell

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus)

Die Fischregionen des nördlichen Oberrheins vor TULLA

Lothar Kroll[1], Roman Hugo[2]

[1] Landesamt für Umwelt, Kaiser-Friedrich-Str. 7, 55116 Mainz, Lothar.Kroll@lfu.rlp.de

[2] ecolo-GIS, Brahmsstr. 1, 66440 Blieskastel, r.hugo@ecolo-gis.de

Mit der Kanalisierung des 19. Jh. und dem Abwasser des 20. Jh. wurde der Oberrhein zu dem, wozu er jeweils planmäßig konzipiert war: ein Kanal mit schrecklich viel Abwasser, ein Abwasser-Kanal.

Was auf festen Füßen stehend ordentlich untersucht werden kann, war damit bereits vorher gründlich auf den Kopf gestellt: typische Inventarien, natürliche Prozesse, limnologische Typisierungen waren nicht mehr diagnostizierbar. V. d. BORNE sah bereits 1883 keine klare Gliederung in der knapp 400 km langen Fließstrecke von Basel bis Bingen, sondern die Fische der Barben- und Bleiregion seien darin vertreten, mit Resten guter Äschenpopulationen unterhalb Basel und überall viel Nasen. Genau hundert Jahre nach TULLA's Oberrheinkorrektion fand der Rhein einen Interessenten für seine naturraumtypische Einbettung und sein biologisches Inventarium: LAUTERBORN's geographische und biologische Gliederung des Rheins (1916-1918) beschreibt aus einer scheinbar noch erlebten Nähe zu den Zeiten TULLA'S und HONSELL'S einen natürlich durchscheinenden aber bereits deutlich degradierten Zustand. Eine namentliche Zuordnung seiner natürlich gemeinten Gliederung zu den limnologisch frisch bestätigten Fließgewässertypen der Fischereibiologen unternahm er nicht, was seine Beschreibungen jedoch erlauben. Nachdem ILLIES (1961) seine seither verbindliche Theorie einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer eingeführt hatte, mussten die darauf reflektierenden, insgesamt jedoch nur sehr wenigen Versuche einer (nachträglichen) Typisierung des Rheins aufgrund des strukturell und stofflichen Zustands scheitern (KNÖPP, SCHWOERBEL). Auch LELEK in den 80ern de 20. Jh. scheint vor dem noch sehr einheitlich verschmutzten Rhein kaum mehr eine natürlich begründete Gliederung erkannt zu haben: in seinem Buch über die Rheinfische finden sich keine Hinweise auf eine heutige Gliederung noch eine Darstellung der ehemaligen Fischregionen.

Fischregionen als eine ökologische Beschreibung einer natürlich-potenziellen Lebensgemeinschaft eines Fließgewässers bilden eine sichere Bewertungsgrundlage für den Grad der Abweichung von Natürlichkeit.

Überzeugende „Re-Naturierungs-Konzepte" bauen auf hilfreiche Vorstellungen von dem „Zurück" auf, um das „Wohin" vernünftig begründen zu können. In meiner Präsentation stelle ich einen Versuch zur Rekonstruktion der Fischregionen am Oberrhein vor. Diese Rekonstruktion der quasi-natürlichen Verhältnisse am Oberrhein (vor TULLA) wird schrittweise aus allen verfügbaren Quellen versucht: aus den wenigen Aufzeichnungen des biologischen Inventars aus der Zeit vor TULLA und den vermutlich damals vorherrschenden abiotischen Bedingungen. TULLA's kartografische Aufnahmen in Vorbereitung seiner Rektifikationen erlauben gute Vorstellungen von den Habitatqualitäten der ehemaligen Furkations- und Mäanderzone des Oberrheins. Nachträgliche Berechnungen von Gewässerbreiten und Gefälle wurden stichprobenartig angestellt. Die Anwendung des Gefällegesetzes von HUET zur Ableitung der Fischregionen wurde mit einem Abgleich einer berechneten Strömungsleistung (FERGUSSON) als Grad der Rheophilie verifiziert.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus)

Entwicklung von Schilfbeständen in Tagebauseen der Lausitz in Abhängigkeit von der Morphometrie und Hydrochemie

Sarah Kruber[1] & Christian Hildmann[2]

[1] BTU Cottbus-Senftenberg, LS Gewässerschutz, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, sarah.kruber@b-tu.de, [2] Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V. (FIB), Brauhausweg 2, 03238 Finsterwalde, c.hildmann@fib-ev.de

Keywords: Schilfausbreitung, Tagebauseen, Alkalinisierung, Luftbildauswertung

Einleitung

Die bergbaulichen Aktivitäten in der Lausitz führen durch die Belüftung eisensulfidreicher Sedimente zur starken Versauerung der entstehenden Tagebauseen. Das hochmineralisierte und acidreiche Wasser hemmt die Besiedlung durch Organismen.

Die Ufer dieser Seen differenzieren sich in die beiden Typen gewachsene und gekippte Ufer. Die gekippten Ufer weisen oftmals über längere Zeit vegetationsfreie schwefelsaure Rohböden auf. Schilfbestände dienen als Erosionsschutz, so dass Säureeinträge durch abgeschwemmtes Kippenmaterial vermindert werden. Ebenso kann Schilf durch seine z. T. hohe Biomasseproduktivität unter bestimmten Bedingungen zur biogenen Alkalinisierung der Gewässer beitragen.

Ziel der Arbeit ist am Beispiel von elf Tagebauseen unterschiedlichen Alters und Chemismus die Entwicklung der Schilfbestände im Zeitraum von 2006 bis 2014 zu quantifizieren und mögliche Prognosen für die weitere Entwicklung abzuleiten. Anhand von Luftbildern erfolgt eine Bestandsaufnahme. Um die Gewässer untereinander vergleichen zu können, werden die potentiell durch Schilf besiedelbaren Flächen anhand von Tiefenprofilen der Seen ermittelt.

Die Tagebauseen unterscheiden sich in ihrem Alter sowie ihrem Chemismus. Es wird die Möglichkeit, Schilf zur Indikation des Entwicklungsstandes der Tagebauseen zu nutzen, überprüft und dessen Entwicklung auf Beziehungen zur Hydrochemie untersucht. Bei der Auswertung wird zwischen gekippten und gewachsenen Uferabschnitten unterschieden. Darüber hinaus wird auch der Grundwasserstrom berücksichtigt, da oftmals der Zustrom aus den Kippenbereichen mit einer hohen Säurefracht verbunden ist.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Lausitz ist eine jung- und nacheiszeitlich geprägte Moränenlandschaft (Nixdorf et al. 2001). Sie erstreckt sich vom Süden Brandenburgs bis in das östliche Sachsen.

Die aus den Sumpfwäldern des Miozäns entstandenen Braunkohlevorkommen liegen eingebettet in nicht kohleführende Ablagerungen des Tertiärs. Überdeckt wird diese durch die in der Eiszeit entstandene quartäre Deckschicht mit einer Mächtigkeit von 10 bis 150 m (Großer 1998).

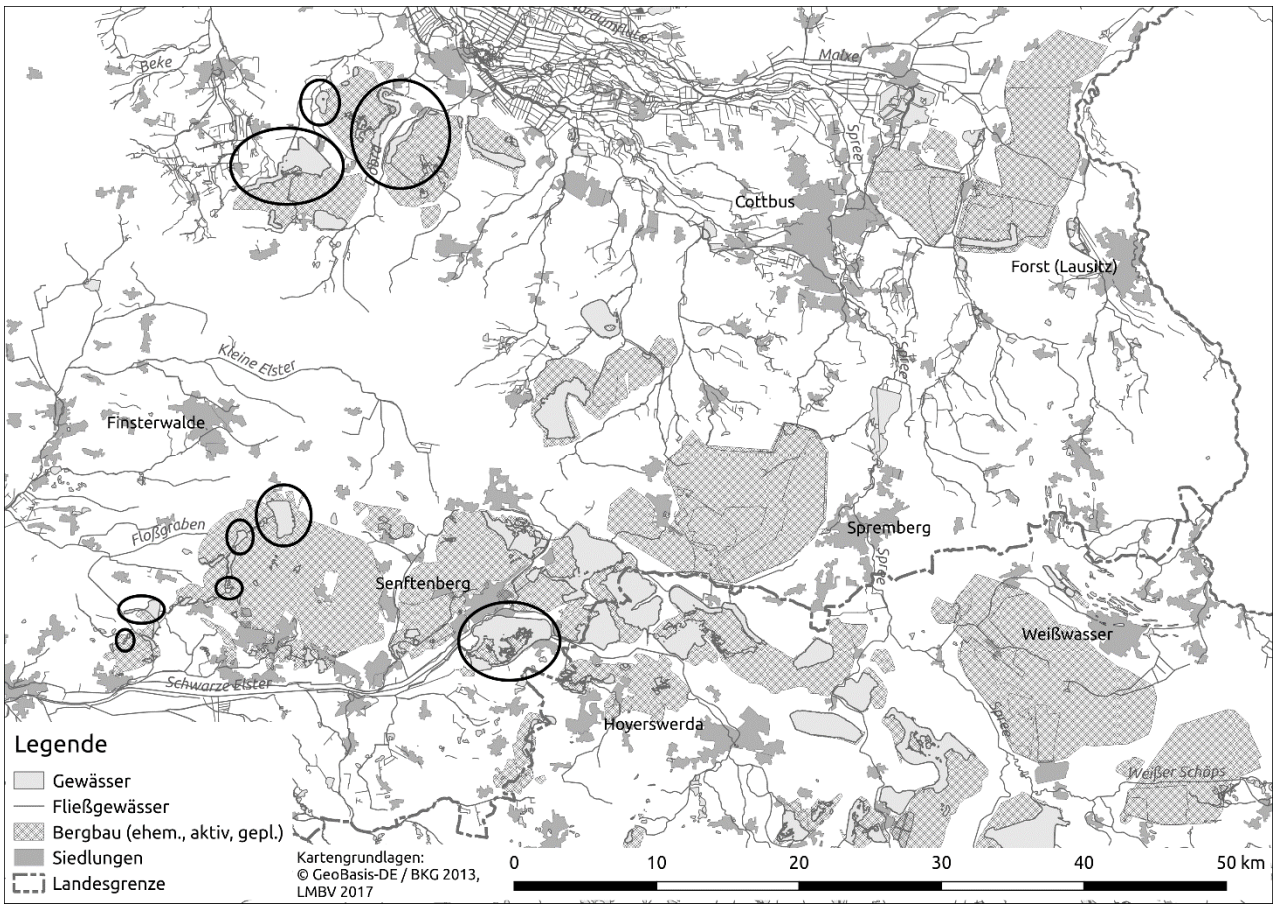


Abb. 11: Karte des Lausitzer Braunkohlereviers mit den gefluteten Restlöchern, untersuchte Beispielseen eingekreist

Die Lausitz ist eine bergbaulich geprägte Region (Abb. 1). Tertiäre Braunkohle wird seit Mitte des 19. Jahrhunderts industriell abgebaut und um 1900 begann ihre Förderung über Tage (Großer 1998). Durch die Massenverluste im Zuge des Braunkohleabbaus prägen Restlöcher das Lausitzer Revier, die nach der Einstellung der bergbaulichen Wasserhebung geflutet werden. Die Wasserhebung senkte das Grundwasser bis in Tiefen von 100 m ab und ließ einen Grundwasserabsenkungstrichter bis 2100 km^2 entstehen (LMBV 2009; VEM 2014), der zu Trockenlegungen von Feuchtgebieten und Mooren führte und führt.

Für die Untersuchung wurden folgende elf Seen ausgesucht: Bergheider See (Klettwitz-Nord), Grünewalder Lauch Ost (RL 117), Grünewalder Lauch West (RL 118), Heidesee (RL 131N), Koynesee (RL 113), Lichtenauer See (RL F), Plessaer See (RL 111), Schlabendorfer See (RL 14/15), Schönfelder See (RL 4), Senftenberger See (RL Niemtsch) und Stoßdorfer See (RL C).

Datengrundlage

Um eine Quantifizierung und Qualifizierung der Schilfvorkommen in den zu untersuchenden TBS vorzunehmen, wurden Luftbilder herangezogen. Datengrundlage bildeten digitale Orthofotos als 3-Kanalbild-RGB. Seitens der LMBV wurden diese für 09/2006, 09/2009 und 12/2014 zur Verfügung gestellt.

Für die Erstellung eines Höhenmodells wurden für alle Seen Lotungen herangezogen. Diese wurden ebenfalls von der LMBV bereitgestellt.

Des Weiteren stellte die LMBV Analysendaten von Seewasserbeprobungen des Jahres 2014 zur Verfügung, die die Parameter pH, Leitfähigkeit (LF), Eisen-(II)-konzentration, Konzentration Eisen gelöst, Konzentration Eisen gesamt, Sulfat- und Phosphorkonzentration beinhalteten.

Vorgehen

Das Röhricht sowie die Seefläche werden mittels GIS digitalisiert. Anschließend werden die Lotungsdaten in den Risswerken zu Höhenmodellen interpoliert.

Nach Schnell (1988), LUNG (2004) und Schoenberg et al. (2008) ist die Ausbreitung von Schilf auf eine maximale Wassertiefe von 1,5 m begrenzt. Schilf kann jedoch standortabhängig auch tiefere Bereiche besiedeln. Laut Krauß et al. (2013) wurden bei Stillgewässern Tiefen von 2,10 m ermittelt. Dies konnte an den untersuchten Tagebauseen bestätigt werden. Beispiele sind Bereiche des Westufers des Bergheider Sees, am südlichen Ufer des Grünewalder Lauchs Ost, am Ostufer des Heidesees, verschiedene Bereiche des Lichtenauer Sees, an der Westspitze des Schlabendorfer Sees und an fast allen Bereichen des Schönfelder Sees. Folgend wird trotzdem die 1,5-m-Tiefenlinie als Ausbreitungsgrenze verwendet, da die Tiefenlinie in den meisten Bereichen der Seen die Schilf-Freiwassergrenze gut abzeichnet.

Für die Ermittlung einer maximal möglichen Ausbreitungsfläche ist die 1,5 m-Tiefenlinie zu bestimmen. Mittels Interpolation von Höhenpunkten wird ein Höhenmodell erstellt, aus dem die 1,5 m-Tiefenlinie für die jeweiligen Wasserstände extrahiert werden kann. Aus dieser Linie und der zugehörigen Uferlinie ergibt sich die potentielle Röhrichtzone. Die Wasserstände werden für das jeweilige Jahr per Luftbild und Höhenmodell ermittelt.

Damit eine qualitative Bewertung vorgenommen werden kann, wird das Gewässer entlang der Uferlinie in Abschnitte geteilt. Die Längen der Abschnitte sind nach einer weitgehenden Einheitlichkeit innerhalb der Strukturelemente gewählt. Erst dies ermöglicht eine Bewertung und somit einen Vergleich mit anderen Seen. Das Ufer wird zwischen Kippenflächen und gewachsenem Boden differenziert, um eine mögliche Abhängigkeit der Ausbildung des Röhrichts vom Substrat und letztendlich dem sauren Kippenwasserzustrom in Betracht zu ziehen. Die Lagen der gekippten Bereiche werden mit Hilfe von Tagebauverlaufsplänen der LMBV rekonstruiert.

Kriterien für die Abgrenzung der Abschnitte sind die Schilfausbreitung, die Nutzung des Gewässerrandstreifens (z. B. Siedlungen, forstwirtschaftlich oder landwirtschaftlich genutzte Fläche) und die Art des Ufers (gekippt oder gewachsener Standort). Die Länge der gewählten Bereiche liegt bei mindestens 100 m bis maximal 2000 m.

Ergebnisse

Für die Untersuchung wurden Seen unterschiedlichen Alters gewählt. Abb. 12 zeigt die untersuchten Beispielseen geordnet nach deren Flutungsbeginn. Die Seen lassen sich in die drei Altersgruppen alte Seen (über 45 Jahren), mittelalte Seen (zwischen 25 und 45 Jahren) und junge Seen (unter 25 Jahren) unterteilen.

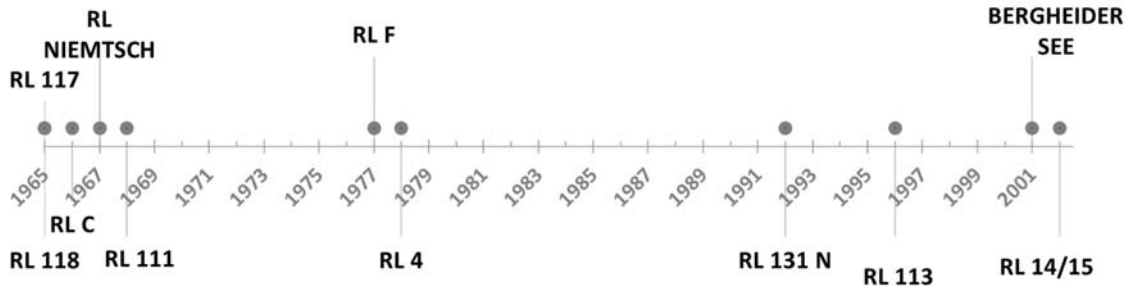


Abb. 12: Zeitliche Abfolge der Flutungen der untersuchten Seen, benannt nach ihrer Restlochnummer

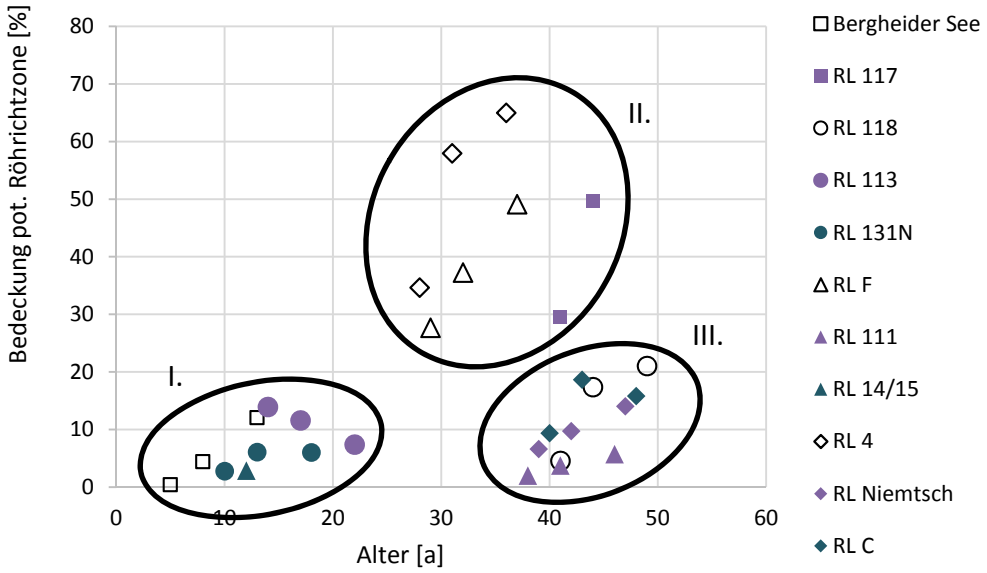


Abb. 13: Ausnutzung der besiedelbaren Röhrichtzone in Abhängigkeit zum Alter des Sees

Die potentielle Ausnutzung des Schilfröhrichts ist in jungen Seen (I.) gering und liegt in einem Bereich von 0,4 % bis 13,9 % (Abb. 13). Ältere Seen haben die Möglichkeit einer besseren potentiellen Ausnutzung der Röhrichtzone (II.) zwischen 27,7 % und 65,0 %, oder stagnieren auf dem Niveau der jungen Seen (III.).

Flutung

Ursächlich für die verzögerte Besiedlung bei jungen Seen ist die anhaltende Flutung der Seen, die das Schilf überstaut. Während Schilf durchaus in der Lage ist, eine zeitweilige Überstauung zu überleben, führt eine dauerhafte Überflutung zum Absterben. Im Betrachtungszeitraum befanden sich sechs der elf Seen in Flutung, darunter alle jungen Seen, sowie der Schönfelder See (RL 4) und Lichtenauer See (RL F). Dabei erfuhren die beiden letzteren Seen lediglich einen Wasseranstieg von 1 m bzw. 1,5 m in den acht Jahren.

An zwei Abschnitten des Bergheider Sees (Abb. 14) wird beispielhaft deutlich, wie sich ein rascher Wasserspiegelanstieg auf die Ausbreitung des Röhrichts auswirkt. Das Röhricht, dass sich außerhalb der 1,5 m-Tiefenlinie befindet, stirbt ab. Lediglich das Schilf am Ufer kann sich in den folgenden Jahren etablieren und größere Bestände ausbreiten. Mit zunehmender Flutung werden auch diese absterben. Dies kann eine Erklärung für die geringen Röhrichtanteile während der Flutungsphase sein.

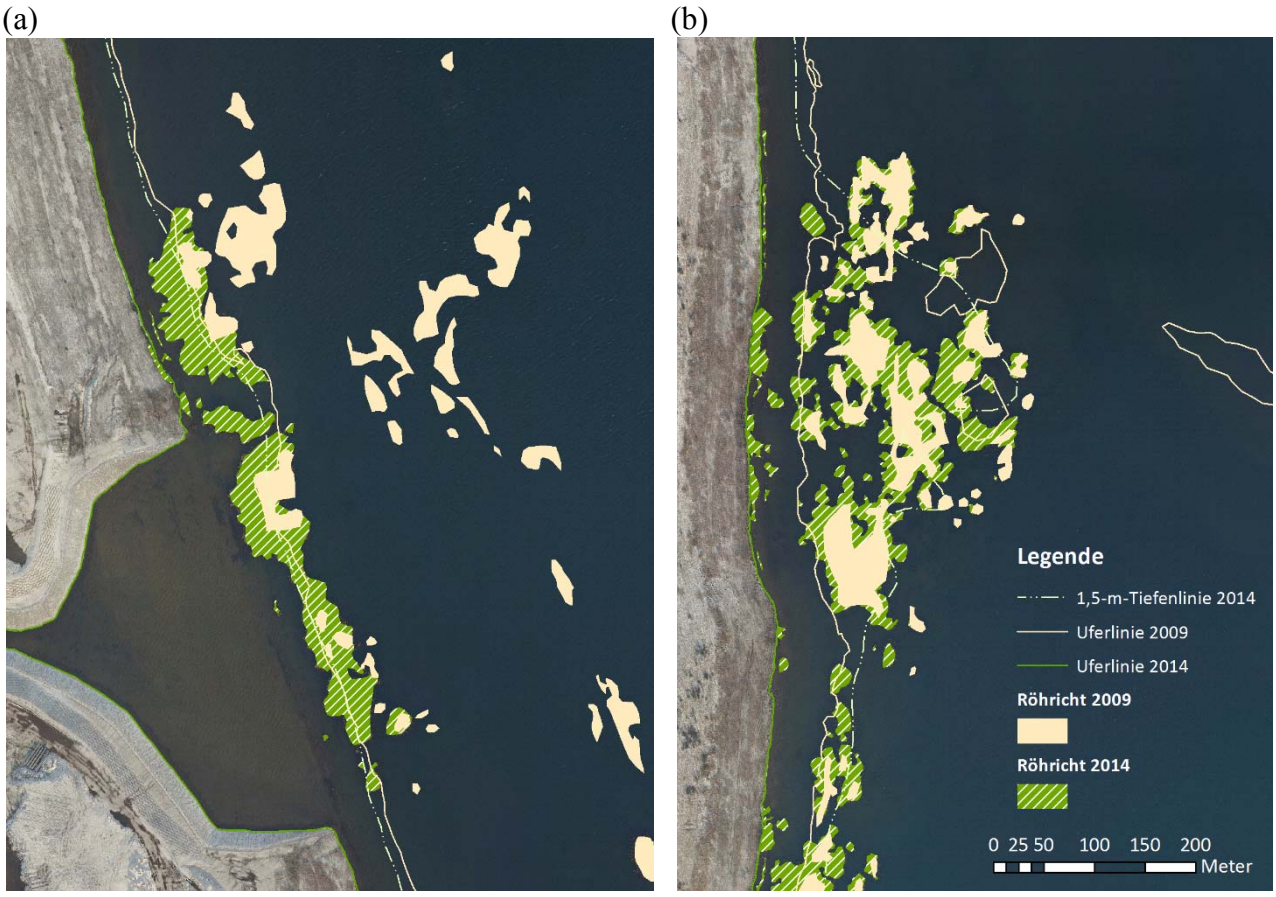


Abb. 14: Veränderung des Schilfbestandes und der Uferlinie am Westufer des Bergheider Sees von 2009 zu 2014

Hydrochemie

Die Eisen- und Sulfatkonzentrationen der Seen scheinen keinen direkten Einfluss auf das Schilfvorkommen zu haben (Abb. 15). Es hat den Anschein, dass sich hohe Eisenkonzentrationen negativ auswirken. Jedoch kann dies mit den einhergehenden hohen Konzentrationen anderer Metallionen zu erklären sein. Nach Untersuchungen von Hildmann & Walko (2013) haben vor allem hohe Aluminiumkonzentrationen in Böden einen negativen Effekt auf das Schilfwachstum.

Schilf kann auch auf Standorten gedeihen, die nur sehr geringe pH-Werte aufweisen. Dennoch deutet sich zwischen dem pH-Wert der Seen und der Besiedlung mit Schilf eine Wechselwirkung an (Abb. 15). Der abweichende Senftenberger See (RL Niemtsch) teilt sich chemisch in die zwei Bereiche neutraler Nordraum und durch Kippengrundwasser geprägten sauren Südraum. Die Messstelle im Nordraum des Sees repräsentiert somit nicht den gesamten See.

Beim Stoßdorfer See (RL C) bestehen noch Unsicherheiten bei der Auswertung der Lotungsdaten, so dass der potentielle Röhrichtbereich womöglich zu groß ausgewiesen wurde.

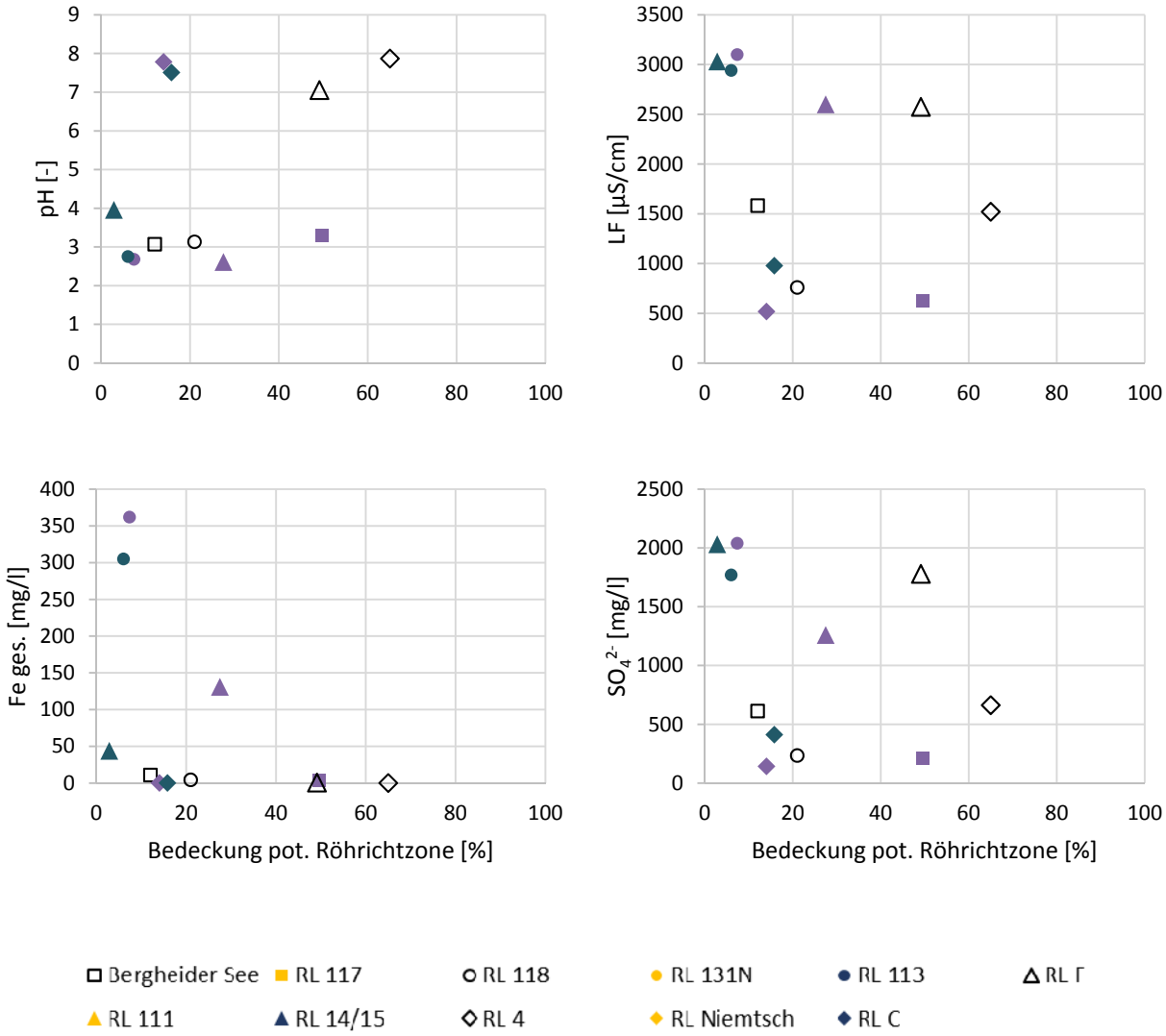


Abb. 15: Chemische Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, Eisen gesamt- und Sulfatkonzentration

Kippe und gewachsenes Ufer

Schließlich spielt auch der Chemismus des Untergrundes im Uferbereich eine Rolle. In Abb. 16 wird deshalb zwischen den gewachsenen und den gekippten Uferbereichen differenziert. An gewachsenen Standorten besiedelt Schilf größere Anteile gegenüber den gekippten Uferbereichen, wie dies z. B. der Lichtenauer See (RL F) zeigt. Diese Differenzierung nimmt bei älteren Seen eine untergeordnete Rolle ein (Bsp. Grünewalder Lauch Ost und West (RL 117, RL 118)). Zu erwähnen ist, dass sich die gekippten Bereiche im Anteil zur Versauerung neigenden tertiären Sedimente unterscheiden.

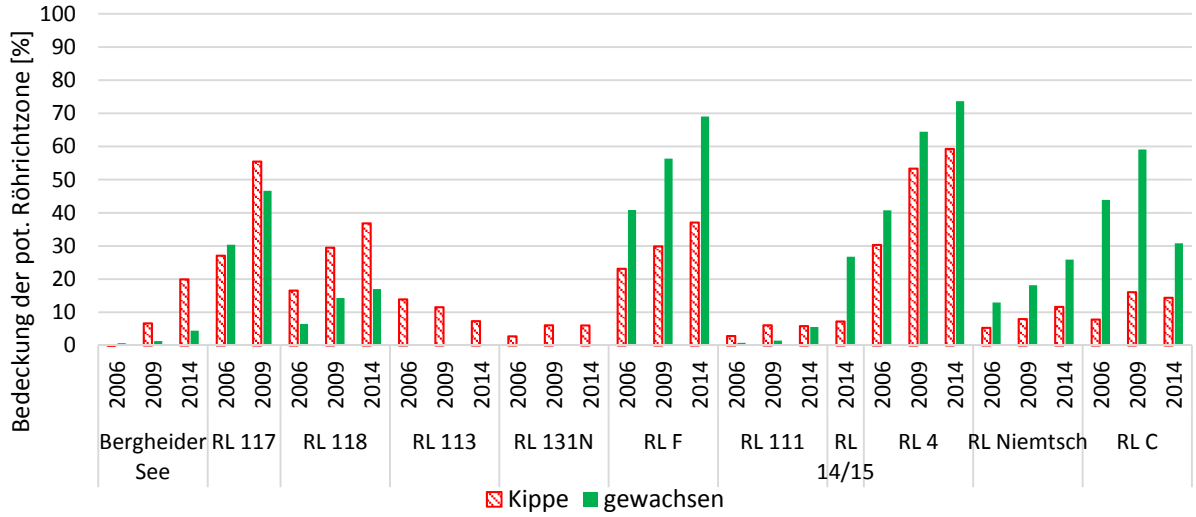


Abb. 16: Potentielle Bedeckungsgrade der untersuchten Seen differenziert in gekipptes und gewachsenes Ufer

Grundwasserzustrom

Der kippenseitige Zustrom acidreichen Wassers scheint eine weitere Ursache für die geringe Ausbildung von Röhricht in jungen Seen zu sein. Die Bedeckung der potentiellen Röhrichtzone in den durch Grundwasserzustrom geprägten Kippenbereichen fällt bei jungen Seen sehr gering aus (Tab. 2). In Kippenbereichen ohne Grundwasserzustrom ist die Besiedlung größer. Dieser Effekt nimmt mit steigendem Alter der Seen ab. Dies erklärt die Zunahme der Besiedlung an gekippten Standorten mit zunehmendem Alter.

Tab. 2: Einfluss des Grundwasserzustroms durch gekippte Uferbereiche auf die Bedeckung der pot. Röhrichtzone gruppiert nach dem Alter der Seen; gemittelte Werte aus dem Betrachtungszeitraum 2006 bis 2014

See	Grundwasserzustrom durch Kippe	Bedeckung pot. Röhrichtzone [%]
	Alte Seen (über 45 Jahren)	
Plessaer See (RL 111)	Ohne Zustrom	4,9
Stoßdorfer See (RL C)	Ohne Zustrom	10,8
	Zustrom	13,6
Grünewalder Lauch Ost (RL 117)	Zustrom	41,2
Grünewalder Lauch West (RL 118)	Zustrom	27,6
	Mittelalte Seen (zwischen 25 und 45 Jahren)	
Lichtenauer See (RL F)	Zustrom	30,8
Schönfelder See (RL 4)	Zustrom	47,5

Junge Seen (zwischen 25 und 45 Jahren)		
Heidesee (RL 113)	Ohne Zustrom	41,3
	Zustrom	0,1
Koynesee (RL 131N)	Zustrom	4,7
Bergheider See	Ohne Zustrom	9,7
	Zustrom	0,0
Schlabendorfer See (RL 14/15)	Zustrom	0,3

Zusammenfassung

- An allen untersuchten Seen konnten Schilfvorkommen mit unterschiedlicher Ausbreitung identifiziert werden (Bedeckung potentieller Röhrichtzone: 0,4% - 65,0%).
- Junge Seen sind in der Röhrichtentwicklung durch den Wasserspiegelanstieg und kippenseitigen Säurezustrom eingeschränkt.
- Mit zunehmendem Alter können Seen auch einen größeren Schilfanteil aufweisen, ohne dass dies mit der Hydrochemie erklärt werden kann. Einige Seen stagnieren in ihrer Ausbreitung auf dem Niveau junger Seen.
- Es sind Unterschiede in der Besiedlung von Kippen- zu gewachsenem Standorten vorhanden, die mit zunehmendem Entwicklungsalter abnehmen. Ebenso erfolgt mit zunehmendem Alter eine Zunahme des Bewuchses auf dem mit Grundwasser durchströmten Kippenflächen. Dies könnte auf die verringerten Säure- und Mineralfrachten des Grundwasserzustroms zurückzuführen sein.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit ist im Zuge der Erlangung des Bachelor of Science Grades an der BTU Cottbus-Senftenberg entstanden. Ich bedanke mich beim Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V. (FIB) in Finsterwalde für das zur Verfügung stellen des Themas und bei allen Mitarbeitern für die konstruktiven Diskussionen und Anregungen.

Literatur

Großer, K.H. (1998): Der Naturraum und seine Umgestaltung. in Pflug, W. (ed.), *Braunkohletagebau und Rekultivierung - Landschaftsökologie - Folgenutzung - Naturschutz*, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.

Hildmann, C. & Walko, M. (2013): Renaturierung schwefelsaurer Tagebauseeböschungen – Zwischenbericht. Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V. (FIB), Finsterwalde.

Krauß, M., von Lürthe, A. & Fietz, M. (2013): Berliner Röhrichtschutzprogramm - Bericht zur Luftbildauswertung 2010. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, Berlin.

LMBV (2009): Landschaften nach dem Bergbau - Von Tagebauen zu Seen. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschafft mbH, Senftenberg.

LUNG (2004): Entwicklung eines Kartierverfahrens zur Bestandsaufnahme des Strukturstandes der Ufer von Seen >= 50 ha in Mecklenburg-Vorpommern. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Berlin.

Nixdorf, B. (2001): Limnologie/Fischerei. in LMBV mbH (ed.), *Wissenschaftliche Begleitung der ostdeutschen Braunkohlesanierung, Forschungsprojekte 1994 bis 2000*, Eigenverlag, Berlin.

Schnell, G. (1988) Schilfrohr, *Phragmites australis*. in Biologische Schutzgemeinschaft Hunte Weser-Ems (ed.), *Ökoporträt 15*.
Schoenberg, W., Holsten, B. & Jensen, K. (2008): Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz - Maßnahmenplanung für Röhrichtschutz und -entwicklung am Großen Plöner See und am Großen Eutiner See. Abteilung 4: Gewässer, Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig Holstein.
VEM (2014): Wasserbalance - Dichtewandtechnik im Lausitzer Braunkohlenbergbau. Vattenfall Europe Mining AG, Cottbus.

Räumliche Kriterien zur ökologischen Beurteilung von Flussnetzwerken und deren Anwendung im Fließgewässermanagement

Mathias Kuemmerlen[1], Diana van Dijk[2], Rosi Siber[1], Nele Schuwirth[1], Peter Reichert[1]

[1] Eawag, Abteilung Systemanalyse, Integrated Assessment und Modellierung, Überlandstrasse 133, CH-8600 Dübendorf, Schweiz

[2] Eawag, Abteilung Umweltsozialwissenschaften, Überlandstrasse 133, CH-8600 Dübendorf, Schweiz

Der Zustand von Fließgewässern wird ausschließlich auf der Ebene von Fließgewässerabschnitten erhoben. Das gilt sowohl für biologische als auch für morphologische und chemische Bewertungen. Im Gegensatz dazu erfolgen die Bewirtschaftung und das Management von Fließgewässern zunehmend auf Einzugsgebietsebene. Ein effektiver Schutz aquatischer Ökosysteme, sowie eine erfolgreichere Planung und Durchführung von Renaturierungsmaßnahmen, kann von Ansätzen profitieren, die das gesamte Einzugsgebiet berücksichtigen. So können wesentliche Aspekte einbezogen werden, die innerhalb eines Gewässerabschnittes nicht ersichtlich sind. Diese Erkenntnis kommt in vielen gesetzlichen Vorschriften auf nationaler (z.B. Schweiz) und regionaler Ebene (z.B. Europäische Union) zum Ausdruck, z.B. um Zuständigkeiten bei grenzüberschreitenden Gewässern zu klären. Um eine Aussage über den Zustand der Gewässer eines Einzugsgebietes zu machen, ist es aber erforderlich, (a) die Bewertungen aller Gewässerabschnitte in einem Einzugsgebiet zu aggregieren und (b) diese mit verschiedenen Bewertungskriterien für das Einzugsgebiet zu ergänzen. Wir wenden Methoden der multikriteriellen Entscheidungsanalyse für ein Einzugsgebiet des Schweizer Mittelandes an, um die Bewertungen der Fließgewässer bezüglich ihrer Ökomorphologie und Nährstoffe zu aggregieren (Langhans et al. 2014), sowie um diese mit der Durchgängigkeit für Fische und der räumlichen Anordnung der als gut bewerteten Abschnitte zusammen zu fügen (Reichert et al. 2015). Die Bewertung des Einzugsgebietes und einzelner Teileinzugsgebiete kann mit vorhandenen Werten des Makrozoobenthos Bioindikators für die Schweiz (IBCH; Stucki 2010) geprüft und verglichen werden. Eine treffende, fließgewässerökologisch relevante Bewertung von Einzugsgebieten hat vielfache Anwendungen. Beispielsweise kann sie dazu dienen, Gewässerabschnitte zu bestimmen, deren Renaturierung den Effekt auf das Einzugsgebiet maximieren.

Literatur

LANGHANS, S. D., P. REICHERT, AND N. SCHUWIRTH. 2014. The method matters: A guide for indicator aggregation in ecological assessments. Ecological Indicators 45:494–507.

REICHERT, P., S. D. LANGHANS, J. LIENERT, AND N. SCHUWIRTH. 2015. The conceptual foundation of environmental decision support. Journal of Environmental Management 154:316–332.

STUCKI, P. 2010. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Makrozoobenthos Stufe F. Bundesamt für Umwelt, Bern Umwelt-Vollzug 1026:61.

Bewertungsrobustheit der Gewässerstrukturkartierung nach dem Deutschen Vor-Ort-Verfahren

Georg Lamberty, Thomas Zumbroich

Planungsbüro Zumbroich, Breite Straße 21, 53111 Bonn, gl@zumbroich.com

Das Deutsche Vor-Ort-Verfahren der Bund- und Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA-VO-Verfahren) liefert Gewässerstrukturdaten als Grundlage für zahlreiche wasserwirtschaftliche Anwendungen wie Wasserkörperbewertung, Defizitanalyse sowie Planung und Erfolgskontrolle von Renaturierungen.

Die Erfassung der gewässerstrukturellen Einzelparameter erfolgt im Rahmen des LAWA-VO-Verfahrens durch eine visuelle Einschätzung von Zustandsausprägungen im Gelände. Diese Ausprägungen werden anhand eines Abgleichs mit Referenzzuständen bewertet und zu Hauptparameterbewertungen und letztlich zu einer Gesamtbewertung für jeden Kartierungsabschnitt zusammengefasst. Das Verfahren lässt dabei unterschiedliche Aggregationsvarianten zu und ermöglicht eine zusätzliche Plausibilitätskontrolle durch die Anwender. Darüber hinaus sind verschiedene Verfahrensversionen im Einsatz, die sich teilweise in Parameterzahl und Bewertungsmethodik unterscheiden.

Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, was dieses visuelle Schnellverfahren in Sachen Bewertungsrobustheit leisten kann. Bewertungsabweichungen können auftreten aufgrund unterschiedlicher Aggregationsvarianten, Zustandserfassungen und Verfahrensversionen. Derzeit liegen keine veröffentlichten, wissenschaftlichen Untersuchungen über die Verfahrensrobustheit gegenüber diesen potenziellen Abweichungsfaktoren vor. Ziel der Arbeit ist es deshalb, die Wissenslücke bezüglich der Bewertungsrobustheit des LAWA-VO-Verfahrens zu schließen.

Systematische Bewertungsabweichungen werden quantifiziert und Abweichungsursachen – hervorgerufen durch unterschiedliche Aggregationsvarianten, Zustandserfassungen und Verfahrensversionen – identifiziert. Als zentrales Maß für Bewertungsabweichungen wird das Robustheitsmaß eingeführt. Das Robustheitsmaß quantifiziert die Wirkung von Abweichungsfaktoren und ermöglicht damit eine nachvollziehbare Identifizierung von Abweichungsursachen. Datengrundlage für die Untersuchungen sind Strukturgütedaten der berichtspflichtigen Fließgewässer des Großherzogtums Luxemburg (Gesamtlänge: 1.227 km).

Das Verfahren ist gegenüber den oben genannten Abweichungsfaktoren auf der höchsten Aggregationsebene (Gesamtbewertung) sehr robust. Mit zunehmender Differenzierung in unterschiedliche gewässerstrukturelle Zustandsmerkmale (Hauptparameter und Einzelparameter) sinkt die Bewertungsrobustheit teilweise sehr deutlich. Insgesamt betrachtet üben unterschiedliche Verfahrensversionen die größte Abweichungswirkung aus, gefolgt von unterschiedlichen Zustandserfassungen.

Im Ergebnis liefert die Arbeit wissenschaftlich fundierte Aussagen über die Verlässlichkeit, die Vergleichbarkeit und letztlich über die Anwendbarkeit der Bewertungsergebnisse des LAWA-VO-Verfahrens für gewässerökologische Fragestellungen. Die Arbeit leistet somit einen Beitrag zur Qualitätssicherung des Verfahrens.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus)

Mittel- bis spätholozäne Ökosystemveränderungen im Hochgebirgssee Son Kol (Tian Shan) rekonstruiert mithilfe von Chironomidenlarven-Mikrofossilien

Andreas Laug[1], Anja Schwarz[1], Stefan Lauterbach[2], Steffen Mischke[3] & Antje Schwalb[1]

[1] TU Braunschweig, Institut für Geosysteme und Bioindikation, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig, a.laug@tu-bs.de, anja.schwarz@tu-bs.de, antje.schwalb@tu-bs.de,

[2]Universität Innsbruck, Institute für Geologie, 6020 Innsbruck, Austria, stefan.lauterbach@uibk.ac.at

[3] University of Iceland, Faculty of Earth Sciences, 101 Reykjavik, Iceland, smi@hi.is

Keywords: Holozän, Zentralasien, Chironomiden, Kipp-Punkte

Einleitung

Das aride Zentralasien befindet sich im Einflussbereich der relativ feuchten Westwindzone, dem trockenen Sibirien-Hoch und den Ausläufern der Monsun-Systeme. Bereits geringe Veränderungen der vorherrschenden Windsysteme wirken entscheidend auf den Wasserhaushalt der Region ein, welche eine Schlüsselrolle für das Verständnis des Klimas in der Nordhemisphäre einnimmt (Cheng et al. 2012). Mit paläolimnologischen Studien können Klimaänderungen auf der Ebene der aquatischen Ökosysteme abgebildet werden (Battarbee 2000; Laird et al. 2003; Cartier et al. 2015; Schwarz et al. 2017). Bisherige Studien zeigen, dass die Klimaentwicklung in Zentralasien (Mischke & Wünnemann 2006; Prokopenko et al. 2007; Felauer et al. 2012; Cai et al. 2017; Zhao et al. 2017) sich von der im monsunbeeinflussten Süd- und Ostasien (Zhu et al. 2008; Chang et al. 2017; Li et al. 2017), aber auch innerhalb der Region unterscheidet.

Der im Zentrum Kirgistans gelegene Son Kol ist mit einer Fläche von ca. 273 km2 und einer maximalen Wassertiefe von ca. 13 m ein großer, flacher See auf 3016 m Höhe (Academy of Science of the Kyrgyz SSR 1987). Die bedeutendsten Wasserquellen sind Oberflächenabflüsse und einige kleinere, größtenteils saisonale Zuflüsse. Im Südosten des Sees befindet sich ein Abfluss, sodass der Süßwassersee heute ein offenes System darstellt (Lauterbach et al. 2014). Mit seiner Lage im Grenzbereich von Westwindzone und Sibirien-Hoch bietet der Son Kol exzellente Voraussetzungen deren Einflussbereiche zu untersuchen.

Dieser Studie vorangegangene Untersuchungen (Lauterbach et al. 2014; Schwarz et al. 2017) eines 153 cm langen, ca. 6000 Jahre umfassenden Sedimentkerns aus dem Südosten des Sees (s. Abbildung 1) zeigten deutliche hydrologische Änderungen im Son Kol seit dem mittleren Holozän an, welche im Zusammenhang mit einem wiederholt sich ändernden Westwindeinfluss stehen. Vor 6000 bis 5050 Jahren vor heute lag der Seespiegel mehrere Meter unter dem derzeitigen Abflussniveau und der Son Kol war ein saliner, geschlossener See. Infolge größeren Einflusses der Westwinde 5050-4400, 3800-3250 und 1950-0 Jahre vor heute stieg der Seespiegel an und der Son Kol entwickelte sich vor etwa 3800 Jahren zum Süßwassersee (Schwarz et al. 2017).

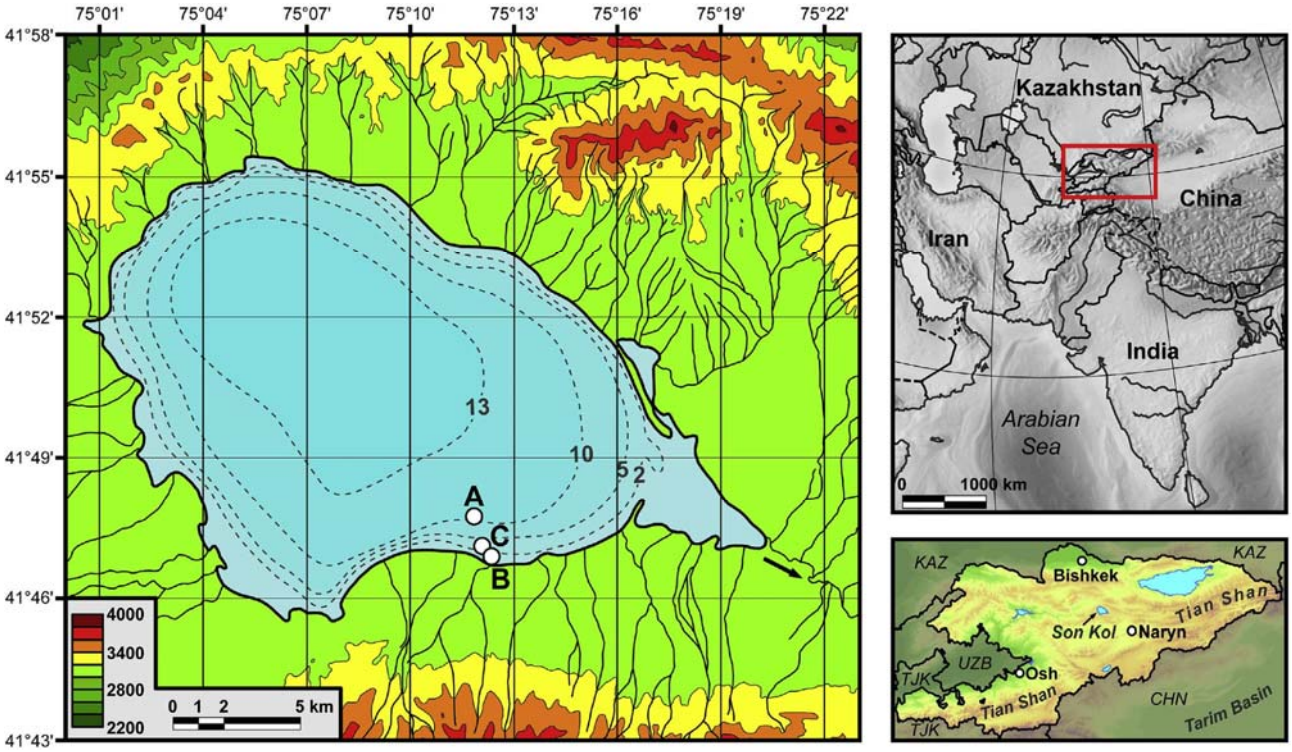


Abb. 1: Lage des Son Kol. „A“ markiert die Position des Sedimentkerns (aus Schwarz et al. 2017)Mikrofossilien von Chironomidenlarven (Diptera: Chironomidae) sind in Seesedimenten gut archivierte und in ihrer Erhaltung insbesondere vom pH-Wert unabhängige Bioindikatoren (Brooks et al. 2006). Ziel dieser Arbeit ist es, Chironomiden zu nutzen, um (1) die rekonstruierte Entwicklung zu überprüfen und zu ergänzen, (2) die Phase des geschlossenen Salzsees (vor 6000-5050 Jahren) näher zu beleuchten und beispielsweise nach Anzeichen für temporäre Austrocknung zu suchen sowie (3) die Übergänge zwischen den Zonen zu charakterisieren und dabei zwischen graduellen und abrupten Übergängen zu unterscheiden, um Kipp-Punkte („tipping points“) während der Ökosystementwicklung zu identifizieren.

Material und Methoden

Eine insgesamt 141 cm lange Sedimentsequenz (SONK_11_D1/2, 12-153 cm) bestehend aus zwei einzelnen Sedimentkernen, die im Sommer 2011 im Südosten des Son Kol (41°47‘38‘‘N, 75°11‘49‘‘E, 10,5 m Wassertiefe) mit einem UWITEC gravity corer gewonnen, datiert und analysiert (Lauterbach et al. 2014, Schwarz et al. 2017) wurde, werden in dieser Studie Mikrofossilien (Kopfkapseln) von Chironomidenlarven untersucht. Ab einer Tiefe von 12 cm wurden etwa alle 5 cm Proben genommen. Anschließend wurde der Probenabstand an den Zonenwechseln (94 cm, 106 cm, 122 cm) verdichtet. Pro Probe wurden 1-15g Sediment nach Standard-Methoden aufbereitet (Brooks et al. 2007), anschließend für 20 Minuten in 10%iger KOH-Lösung bei 80-90 °C erhitzt und durch ein 100 µm Netz gesiebt. Die Kopfkapseln wurden in Bogorov-Zählkammern ausgelesen und in Euparal© eingebettet. Pro Probe wurden, wenn möglich, mindestens 50 Kopfkapseln ausgezählt. Waren nicht genügend Kopfkapseln vorhanden, wurden die Proben nicht verwendet oder mehrere Proben zusammengefasst. Die Bestimmung erfolgte unter 400facher Auflösung mithilfe von Brooks et al. (2007), Rieradevall et al. (2001) und Bitusik & Hamerlik (2014). Die Anzahl signifikanter Zonen wurde nach dem „broken stick model“ bestimmt (Bennett 1996) und mithilfe einer Clusteranalyse in Zonen unterteilt.

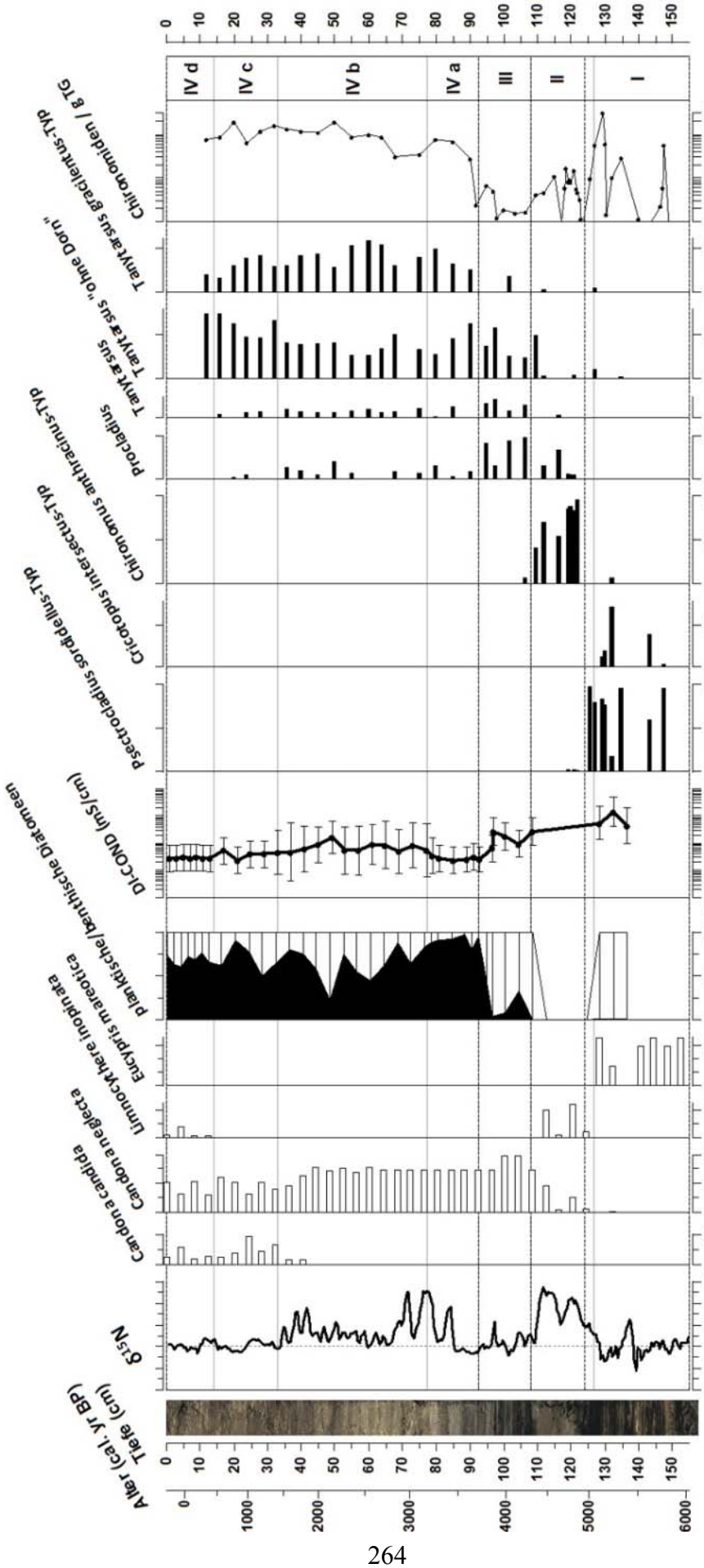


Abb. 2: Son Kol – Ergebnisse der Chironomidenanalyse, verglichen mit $\delta^{15}N$-Werten (Lauterbach et al. 2014), den häufigsten Ostrakoden-Arten, dem Verhältnis planktischer zu benthischer Diatomeen, sowie der anhand der Diatomeen rekonstruierten Salinität (Schwarz et al. 2017)

Die Chironomiden-Kopfkapseln wurden 15 Taxa zugeordnet, die Erhaltung war bei teilweise sehr niedriger Konzentration gut. Anhand der Chironomidenverteilung wurde der Sedimentkern in vier Zonen unterteilt. Die Konzentration in den Zonen II und III war sehr gering, sodass hier auch Proben mit weniger als 50 Kopfkapseln in die Auswertung eingegangen sind. Für die Auswertung wurden das Verhältnis von benthischen und planktischen Diatomeen, die Salinitätsrekonstruktion anhand der Diatomeen-Arten, die wichtigsten Ostrakoden-Arten und die Einteilung in 7 Zonen anhand dieser Bioindikatoren (Schwarz et al. 2017) herangezogen.

Zone I: 6000-4950 Jahre vor heute (153-124 cm)

Es dominieren der Psectrocladius sordidellus-Typ und der Cricotopus intersectus-Typ. Es schwanken sowohl die Konzentration der Kopfkapseln (0-306,3 Kopfkapseln pro Gramm Trockengewicht), als auch die Anteile der beiden Typen zwischen den einzelnen Proben.

Zone II: 4950-4400 Jahre vor heute (124-108 cm)

Der Chironomus anthracinus-Typ dominiert nach einem abrupten Zonenwechsel.

Zone III: 4400-3800 Jahre vor heute (108-92,5 cm)

Nach einem weiteren abrupten Zonenwechsel bilden Procladius und Tanytarsus „ohne Dorn“ die Artengesellschaft.

Zone IV: seit 3800 Jahren vor heute (92,5-12 cm)

Dominanz von Tanytarsus „ohne Dorn“ und dem Tanytarsus gracilentus-Typs sowie kleinere Anteile von Procladius. Tanytarsus „ohne Dorn“ wurde in dieser Zone dem Tanytarsus gracilentus-Typ zugeordnet. Es fehlen zwar Merkmale zur eindeutigen Bestimmung, allerdings wurden auch nur vereinzelte Exemplare eines anderen Tanytarsus Typen gefunden. Die Konzentration der Kopfkapseln steigt stark an.

Diskussion

In Zone 1 war der Son Kol ein flacher, geschlossener und vermutlich zeitweise trockengefallener Salzsee. Psectrocladius sordidellus-Typ und Cricotopus intersectus-Typ sind als salztolerante Artengruppen bekannt (Zhang et al. 2007; Dickson et al. 2014) und bestätigen das Signal der Diatomeen und Ostrakoden (Schwarz et al. 2017). Die Ursache für die stark und abrupt schwankende Konzentration der Chironomiden-Kopfkapseln konnte nicht abschließend geklärt werden. Mögliche Ursachen könnten zeitweise Trockenfallen des Sees oder schwankende Sedimenteinträge, durch größere Nähe zum Ufer und den Zuflüssen, sein. Es wurden jedoch keine eindeutigen Anzeichen, z.B. semiterrestrische oder lotische Taxa, gefunden.

Vor etwa 5050-4950 Jahren änderten sich die Bedingungen am Son Kol drastisch. Die hier dominierende Artengruppe des Chironomus anthracinus-Typs enthält sehr tolerante Arten und tritt unter verschiedenen widrigen Bedingungen, beispielsweise erhöhter Salinität (Dickson et al. 2014), niedrigen pH-Werten (Henrikson et al. 1982) oder Sauerstoffarmut infolge von Eutrophierung (Meriläinen et al. 2000) auf. Dies steht teilweise im Kontrast zu den Ergebnissen von Lauterbach et al. (2014) und Schwarz et al. (2017), die einen verstärkten Westwindeinfluss verbunden mit erhöhtem Eintrag zeigten und höhere Turbulenzen sowie pH-Werte vermuteten. Auffällig ist die verzögerte Reaktion der Chironomiden, die als schnell reagierende Bioindikatoren gelten (Luoto & Ojala 2016). Offenbar reagieren Diatomeen und Ostrakoden direkt auf sich ändernde aquatische Bedingungen und die Chironomiden auf eine sekundäre Veränderung. Sowohl der Psectrocladius sordidellus-Typ als auch der Cricotopus intersectus-Typ sind mit Makrophyten assoziiert, während der Chironomus anthracinus-

Typ in lockerem Sediment vorkommt (Brooks et al. 2007). Das lässt auf ein verzögertes Zusammenbrechen der Makrophyten-Vegetation schließen.

Der zweite abrupte Wechsel fand vor 4400 Jahren statt, ist ebenfalls bei allen Bioindikatoren erkennbar und stimmt mit dem Rückgang der durch erhöhten Sedimenteintrag induzierten δ15N-Werte überein (Schwarz et al. 2017). Nach diesem Wechsel ist Tanytarsus gracilentus-Typ die häufigste Artengruppe und zeigt die heute herrschenden frischen Bedingungen an. In Zone III zeigen höhere Anteile der Gattung Procladius noch leicht erhöhte Salzgehalte an (Zhang et al. 2007; Dickson et al. 2014), während gleichzeitig benthische Diatomeen dominierten. Die geringen Anteile des Tanytarsus gracilentus-Typs im Verhältnis zu Tanytarsus „ohne Dorn" sind vermutlich mit höherer Turbulenz verbunden. Diese These wird von der in dieser Phase durchgängig niedrigen Konzentration der Kopfkapseln unterstützt.

Die Entwicklung des Son Kol während der letzten 6000 Jahre war durch zwei Kipp-Punkte („tipping points") charakterisiert. Sowohl vor 5050 (Diatomeen, Ostrakoden) bzw. 4950 (Chironomiden) als auch vor 4400 Jahren änderte sich die Artenzusammensetzung aller Bioindikatoren abrupt und kehrte nicht wieder in den vorherigen Zustand zurück. Der Zonenwechsel vor 3800 Jahren hingegen besteht aus einer graduellen Veränderung der Anteile von Procladius und des Tanytarsus gracilentus-Typs.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Entwicklung des Son Kol unterlag in den letzten 6000 Jahren starken Veränderungen mit Kipp-Punkten um 5000 und 4400 Jahren vor heute. Der Psectrocladius sordidellus-Typ und der Cricotopus intersectus-Typ dominierten den vermutlich zeitweise trockengefallenen, geschlossenen Salzsee unter primärem Einfluss des Sibirien-Hochs. Als der Einfluss der Westwinde sich verstärkte, änderte sich vor 4950 Jahren, etwa 100 Jahre verzögert zu den

anderen Bioindikatoren, die Artenzusammensetzung der Chironomiden abrupt zur Dominanz des Chironomus anthracinus-Typs, vermutlich in Folge des Zusammenbrechens der Makrophyten-Vegetation. Seit etwa 4400 Jahren, nach dem zweiten Kipp-Punkt im Ökosystem, bilden Procladius und der Tanytarsus gracilentus-Typ die Chironomiden-Artengesellschaft. Der Rückgang von Procladius vor etwa 3800 Jahren begleitet das Aussüßen des Son Kol. Diese Studie zeigt, dass die Chironomidenfauna des Son Kol deutlich auf Veränderungen der entscheidenden Windsysteme reagiert und sich in dieser Region gut für die Nutzung als Bioindikator eignet.

Danksagung

Diese Untersuchung fanden im Rahmen des BMBF-Projektes Central Asian HOLocene Climate (CAHOL) statt. Ein besonderer Dank gilt Dr. Stefan Engels (Birkbeck University of London, Departure of Geography) für die Unterstützung strittiger Chironomiden-Kopfkapseln.

Literatur

Academy of Science of the Kyrgyz SSR (1987): Atlas of the Kyrgyz Soviet Socialistic Republic. Volume 1: Natural Conditions and Resources.: State Agency for Cartography and Geodesy, Central Directorate for Geodesy and Cartography,Council of Ministers of the USSR, Moskau.

Battarbee, R. W. (2000): Palaeolimnological approaches to climate change, with special regard to the biological record. Quaternary Science Reviews 19: 107–124.

Bitusik, P., Hamerlik, L. (2014): Prirucka na urcovanie lariev pakomarov (Diptera: Chironomidae) Slovenska. Cast 2. Tanypodinae. (Identification key for Tanypodinae): Belianum, Banska Bystrica.

Brooks, S. J. (2006): Fossil midges (Diptera Chironomidae) as palaeoclimatic indicators for the Eurasian region. Quaternary Science Reviews 25: 1894–1910.

Brooks, S. J., Langdon, P. G., Heiri, O. (2007): The identification and use of palaearctic chironomidae larvae in palaeoecology. Quaternary Research Association (Technical Guide, 10).

Cai, Y., Chiang, John C.H., Breitenbach, S. F. M., Tan, L., Cheng, H., Edwards, R. L., An, Z. (2017): Holocene moisture changes in western China, Central Asia, inferred from stalagmites. Quaternary Science Reviews 158: 15–28.

Cartier, R., Brisset, E., Paillès, C., Guiter, F., Sylvestre, F., Ruaudel, F., Anthony, E. J., Miramont, C. (2015): 5000 years of lacustrine ecosystem changes from Lake Petit (Southern Alps, 2200 m a.s.l.). Regime shift and resilience of algal communities. The Holocene 25 (8): 1231–1245.

Chang, J., Zhang, E., Liu, E., Shulmeister, J. (2017): Summer temperature variability inferred from subfossil chironomid assemblages from the south-east margin of the Qinghai–Tibetan Plateau for the last 5000 years. The Holocene online first.

Cheng, H., Zhang, P. Z., Spötl, C., Edwards, R. L., Cai, Y. J., Zhang, D. Z., Sang, W. C., Tan, M., An, Z. S. (2012): The climatic cyclicity in semiarid-arid central Asia over the past 500,000 years. Geophysical Research Letters 39: L01705

Dickson, T. R., Bos, D. G., Pellatt, M. G., Walker, I. R. (2014): A midge-salinity transfer function for inferring sea level change and landscape evolution in the Hudson Bay Lowlands, Manitoba, Canada. Journal of Paleolimnology 51 (3): 325–341.

Felauer, T., Schlütz, F., Murad, W., Mischke, S., Lehmkuhl, F. (2012): Late Quaternary climate and landscape evolution in arid Central Asia. A multiproxy study of lake archive Bayan Tohomin Nuur, Gobi desert, southern Mongolia. Journal of Asian Earth Sciences 48: 125–135.

Henrikson, L., Olofsson, J. B., Oscarson, H. G. (1982): The impact of acidification on Chironomidae (Diptera) as indicated by subfossil stratification. Hydrobiologia 86: 223–229.

Laird, K. R., Cumming, B F., Wunsam, S., Rusak, J. A., Oglesby, R. J., Fritz, S. C., Leavitt, P. R. (2003): Lake sediments record large-scale shifts in moisture regimes across the northern prairies of North America during the past two millennia. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 100: 2483–2488.

Lauterbach, S., Witt, R., Plessen, B., Dulski, P., Prasad, S., Mingram, J., Gleixner, G., Hettler-Riedel, S., Stebich, M., Schnetger, B., Schwalb, A., Schwarz, A. (2014): Climatic imprint of the mid-latitude Westerlies in the Central Tian Shan of Kyrgyzstan and teleconnections to North Atlantic climate variability during the last 6000 years. The Holocene 24 (8): 970–984.

Li, N., Chambers, F- M., Yang, J., Jie, D., Liu, L., Liu, H., Gao, G., Gao, Z., Li, D., Shi, J., Feng, Y., Qiao, Z. (2017): Records of East Asian monsoon activities in Northeastern China since 15.6 ka, based on grain size analysis of peaty sediments in the Changbai Mountains. Quaternary International 447: 158–169.

Luoto, T. P.; Ojala, A. E. (2016): Meteorological validation of chironomids as a paleotemperature proxy using varved lake sediments. The Holocene 27 (6): 870-878.

Meriläinen, J. J., Hynynen, J., Palomäki, A., Reinikainen, P., Teppo, A., Granberg, K. (2000): Importance of diffuse nutrient loading and lake level changes to the eutrophication of an originally oligotrophic boreal lake: a palaeolimnological diatom and chironomid analysis. Journal of Paleolimnology 24 (3): 251–270.

Mischke, S.; Wünnemann, B. (2006): The Holocene salinity history of Bosten Lake (Xinjiang, China) inferred from ostracod species assemblages and shell chemistry. Possible palaeoclimatic implications. Quaternary International 154-155: 100–112.

Prokopenko, A. A., Khursevich, G. K., Bezrukova, E. V., Kuzmin, M I., Boes, X., Williams, D. F., Fedenya, S. A., Kulagina, M. I., Letunova, P. P., Abzaeva, A. A. (2007): Paleoenvironmental proxy records from Lake Hovsgol, Mongolia, and a synthesis of Holocene climate change in the Lake Baikal watershed. Quaternary Research 68: 2–17.

Rieradevall, M., Brooks, S. J. (2001): An identification guide to subfossil Tanypodinae larvae (Insecta: Diptera: Chrironomidae) based on cephalic setation. Journal of Paleolimnology 25 (1): 81–99.

Schwarz, A., Turner, F., Lauterbach, S., Plessen, B., Krahn, K. J., Glodniok, S., Mischke, S., Stebich, M., Witt, R., Mingram, J., Schwalb, A. (2017): Mid- to late Holocene climate-driven regime shifts inferred from diatom, ostracod and stable isotope records from Lake Son Kol (Central Tian Shan, Kyrgyzstan). Quaternary Science Reviews 177: 340–356.

Zhang, E., Jones, R., Bedford, A., Langdon, P., Tang, H. (2007): A chironomid-based salinity inference model from lakes on the Tibetan Plateau. Journal of Paleolimnology 38 (4): 477–491.

Zhao, J., An, C.-B., Huang, Y., Morrill, C., Chen, F.-H. (2017): Contrasting early Holocene temperature variations between monsoonal East Asia and westerly dominated Central Asia. Quaternary Science Reviews 178: 14–23.

Zhu, L., Wu, Y., Wang, J., Lin, X., Ju, J., Xie, M., Mäusbacher, R., Schwalb, A., Daut, G. (2008): Environmental changes since 8.4 ka reflected in the lacustrine core sediments from Nam Co, central Tibetan Plateau, China. The Holocene 18 (5): 831–839.

Biogene Entkalkung: Die Grünalge *Phacotus lenticularis* und ihr Beitrag zur Karbonatfällung in Seen mit unterschiedlicher Trophie

Sebastian Lenz, Uta Raeder

TU München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Aquatische Systembiologie, Limnologische Station Iffeldorf Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf, s.lenz@tum.de

In Seen mit ausreichend hohen Gehalten an gelöstem anorganischem Kohlenstoff (DIC), ist die autochthone Karbonatfällung für einen großen Teil des vertikalen Kohlenstoff-Flusses verantwortlich. Unter diesen Bedingungen bildet auch der Phytoflagellat *Phacotus lenticularis* eine massive mineralische Hülle aus Calcit. Dadurch akkumuliert der Flagellat besonders während Algenblüten mit Populationsdichten von > 500 000 Ind./l beträchtliche Mengen an $CaCO_3$ was den Kohlenstoffhaushalt von Seeökosystemen in erheblichem Maße beeinflusst.

Zur Ermittlung seines Einflusses wurde die Populationsentwicklung 2016 in sechs bayerischen Seen verschiedener Trophie gemessen und die daraus resultierenden Massen an suspendiertem Karbonat im Epilimnion berechnet. Zusätzlich wurde die jeweils seespezifische Kalkschalen Morphometrie sowie Sedimentationsraten an vier dieser Seen untersucht. In Zwei der untersuchten Seen wurden Massenvorkommen mit Individuendichten von > 500.000 Ind./l festgestellt. Während solcher Massenvorkommen war *P. lenticularis* für den Großteil des gesamten suspendierten Karbonats verantwortlich. Die Schalen zeigten signifikante Größen Unterschiede bzgl. Ihres Ursprungs und des Probenahmezeitpunktes. Die daraus errechneten Schalenmassen liegen zwischen 0,6 - 1,8 ng $CaCO_3$. Die Sedimentationsraten und das Verhältnis von TIC zu TOC des Materials aus Sedimentationsfallen schwankten immens entsprechend der Trophie der Seen.

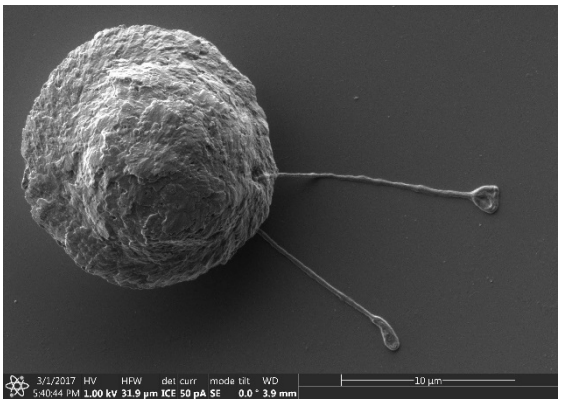


Bild 1: Phacotus lenticularis mit typischer Calcit-Schale und zwei Flagellen aus dem mesotrophen Igelsbachsee in Franken.

P. lenticularis macht in den untersuchten Seen während seines Hauptauftretens den überwiegenden Anteil des suspendierten Karbonates aus. Seine Kalkschale variiert in Größe und Volumen beträchtlich. Die von uns ermittelte Schalenmasse liegt beim 2,8 fachen von zuvor veröffentlichten Abschätzungen. Folglich leistet *Phacotus lenticularis* einen viel größeren Beitrag zur langfristigen Bindung anorganischen Kohlenstoffs als bisher angenommen. In den untersuchten Seen wurde somit der gebundene Kohlenstoff allen weiteren Stoffwechselprozessen entzogen und verblieb dauerhaft als Karbonat im Sediment erhalten.

Das Projekt wird durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz finanziert.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus)

Vergleich von Homogenisierungsmethoden zur Probenvorbereitung für die TN- und TP-Bestimmung von Gewässerproben

Gudrun Lippert[1], Markus Jessen[1] & Hans-Peter Köhler[2]

[1] BTU Cottbus Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, gudrun.lippert@b-tu.de, Markus.Jessen2@b-tu.de, [2] Medizin- und Labortechnik Engineering GmbH Dresden, Bernhard-Voß-Straße 27, 01445 Radebeul, koehler@mle-dresden.de

Keywords: Homogenisierung, Blaualgen, Partikelgrößen, Mikroskopie, TP- und TN-Bestimmung

Einleitung

TN- und TP-Konzentrationen sind Basisparameter für limnologische Untersuchungen. Sie müssen zeitnah und wirtschaftlich erhoben werden. Dafür bietet sich der Einsatz der Fließanalysentechnik an. In der Laborroutine sind bei Wiederholungsmessungen zu den beiden Parametern Abweichungen von bis zu 30 % sowie häufige Störungen im Analysefluss aufgefallen. Das führte zu verschobenen und unsymmetrischen Absorptionspeaks und zu fehlerhaften Ergebnissen. Die Probleme traten zusammen mit hohen Blaualgenanteilen im Phytoplankton auf. Es wurde vermutet, dass selbst nach dem Homogenisieren Bruchstücke vorhanden sein könnten, die eine Störung des Analyseflusses bewirken. Wegen der geringen Schlauchdurchmesser ist die Fließanalyse nur für Partikel < 50 µm geeignet. Größere Partikel müssen zerkleinert werden (*MLE 2010, 2012*).

Um den Zusammenhang zwischen Partikelgröße und –form und den Abweichungen bei TN- und TP-Analysen zu untersuchen und quantifizieren zu können, wurden an Blaualgen- und Grünalgenkulturen, die in den natürlichen Gewässerproben vorkommen, mikroskopische Untersuchungen vor und nach der Probenbehandlung bezüglich der Partikelgröße und -form durchgeführt. An diesen Proben erfolgte auch die Analyse von Gesamt-Stickstoff bzw. Gesamt-Phosphor. Zur Homogenisierung standen ein Rotor/Stator-Dispergierer und ein Ultraschalldesintegrator zur Verfügung. Die Wirkprinzipien zum Homogenisieren waren die mechanische Zerkleinerung durch Rotations- und Scherkräfte bzw. der Eintrag von Ultraschallenergie (*Müller 2012*).

Fragestellungen

- In welcher Größe und Form liegen die Partikel in den unbehandelten und in den homogenisierten Proben vor?
- Wie können die Unterschiede in der Partikelgröße und -form erfasst werden?
- Wirkt sich die Größe und Form der Partikel auf das Analysenergebnis aus?
- Kann durch eine geeignete Probenvorbehandlung die Messung mit der Fließanalytik verbessert werden?

Material und Methoden

Material

Als Proben wurden verdünnte Algenkulturen verwendet, die aus den zu untersuchenden Gewässern der Scharmützelseeregion isoliert wurden (Tab.1). Ein anderer Probenpool bestand aus einem Mesokosmenversuch zum Algenwachstum, in dem *Aphanizomenon gracile* zusammen mit Grünalgen etwa je zur Hälfte enthalten waren (*Kolzau 2017*). Ein dritter Probensatz bestand aus realen Gewässerproben des Scharmützelseegebietes.

Tab. 1: Algenkulturen für die Untersuchung der Homogenisierungsmethoden (Stammsammlung vom LS Gewässerschutz)

Art	Stammbezeichnung original	Ursprungsgewässer	Isoliert durch
Dolichospermum flos-aquae	AB 2008/22	Scharmützelsee Plankton	Andreas Ballot
Aphanizomenon gracile	AB 2008/18	Scharmützelsee Plankton	Andreas Ballot
Cylindrospermopsis raciborskii	19 F 6	Melangsee Plankton	Karina Preußel
Aphanizomenon gracile	AB 2008/39	Langer See Plankton	Andreas Ballot
Cuspidothrix issatschenkoi	AB 2008/05	Langer See Plankton	Andreas Ballot
Anabaenopsis cunningtonii	MK2015-LAN01	Langer See Sediment	Matthias Knie
Dolichospermum compactum	MK2015-LAN02	Langer See Sediment	Matthias Knie
Aphanizomenon gracile	MK2015-LAN04	Langer See Sediment	Matthias Knie
Chlamydomonas acidophila		Universität Potsdam	AG Gaedke
Chlorella vulgaris		aus der Kosmetikproduktion	

Methoden



Die Homogenisierung der Proben vor der TN- und TP-Analyse wurde mit zwei Methoden durchgeführt:

1. Mit dem Dispergierer *Polytron* ***PT 1200 E*** (Abb. 1) erfolgt die Homogenisierung extern, d. h. außerhalb des Analysensystems. Die Probe wird 10 min mit der maximalen Umfangsgeschwindigkeit von 12 UG $m*s^{-1}$ homogenisiert und unmittelbar danach im FIA-System auf Gesamt-Stickstoff bzw. Gesamt-Phosphor (*MLE 2010, 2012*) analysiert. Dieser Ablauf ist die bisher angewendete Laborroutine.

Abb. 1: Polytron PT 1200 E, KINEMATICA Luzern

2. Die Homogenisierung erfolgt mit dem ***SampleHomogenizer*** (Abb. 2)**.** Eine Ultraschallsonde taucht in das Untersuchungsvial und beschallt die Probe mit einer Leistung von 30 W und einer Dauer von 2 Minuten. Im Anschluss taucht die Probennadel in dasselbe Vial ein und injiziert die Probe in das FIA-System (*MLE 2010, 2012*). Diese Probenvorbehandlung ist in das Analysensystem integriert, so dass zusätzliche Um- und Einfüllschritte entfallen.



Abb. 2: *SampleHomogenizer* mit FIA-compact, MLE Dresden

Die mikroskopische Untersuchung der Proben vor und nach der Probenbehandlung erfolgte mit der Utermöhl-Methode am Umkehrmikroskop Nikon Eclipse. Die mit Lugollösung fixierten Proben wurden in 10 ml–Utermöhl-Kammern angesetzt und ausgewertet. Da die Partikelzahl in vielen Proben sehr hoch war und auch die Probenzahl, wurde die Methode modifiziert und die Probenmenge reduziert. Die Partikelgrößen- und Häufigkeitsbestimmung wurde nach einer speziell für diese Untersuchung angepassten Zähltechnik durchgeführt. Für die Beantwortung der Fragestellung war die Gesamtzahl der Partikel nicht relevant, deshalb wurde die Anzahl der ausgemessenen Objekte pro Probe auf 100 begrenzt. Aus den gemessenen Partikelgrößen erfolgte die Berechnung der Häufigkeit. Charakteristische Partikel für die einzelnen Probengruppen wurden fotografisch dokumentiert (*Jessen 2017*).
Die Ermittlung der TP- und TN-Konzentrationen der Proben erfolgte überwiegend als Dreifachbestimmung aus denen der Mittelwert berechnet wurde. Zur Beurteilung der Wirksamkeit der Homogenisierung wurden die Differenzen der Analysenergebnisse ermittelt. Da die TP- und TN-Konzentrationen der Proben, die mit der Ultraschallsonde vorbehandelt wurden, meistens höher waren, wurden diese Werte als Bezug gesetzt, um die prozentualen Differenzen berechnen zu können. Damit ist der Vergleich der Wirksamkeit der zwei Homogenisierungsmethoden unabhängig von der absolut gemessenen Konzentration möglich.

Ergebnisse und Diskussion

Mikroskopische Beurteilung

Die mikroskopische Untersuchung (Abb. 3) der Partikel in den verdünnten Ausgangsproben der Algenkulturen auf Größe und Form zeigt deutlich, dass die betrachteten Algenarten wesentlich größer als 50 µm sind. Eine Analyse mit der Fließanalysentechnik ist deshalb nicht ohne eine Vorbehandlung dieser Algenarten möglich. Nach einer 10 minütigen Homogenisierung mit dem Rotor/Stator-Dispergierer liegen die Algen im Wesentlichen dispergiert vor. Es sind aber noch Partikel von 100 µm Länge zu finden. Diese führen mit der Zeit in dem FIA-Analysator zu Störungen im Fließsystem und falschen Analysewerten. Eine zweiminütige Beschallung der Algen mit der Ultraschallsonde bewirkt, dass die Partikel wesentlich kleiner und homogener verteilt vorliegen. Es sind keine Partikel größer 50 µm mehr zu finden. Eine Ausnahme ist die Alge *Cylindrospermopsis raciborskii*, die zwar durch die Homogenisierung in kleinere Partikel zerlegt wurde, aber immer noch einen beachtlichen Anteil an Partikeln größer 50 µm aufweist. Deshalb kann sie Probleme bei der Analyse mit der Fließanalysentechnik bereiten.

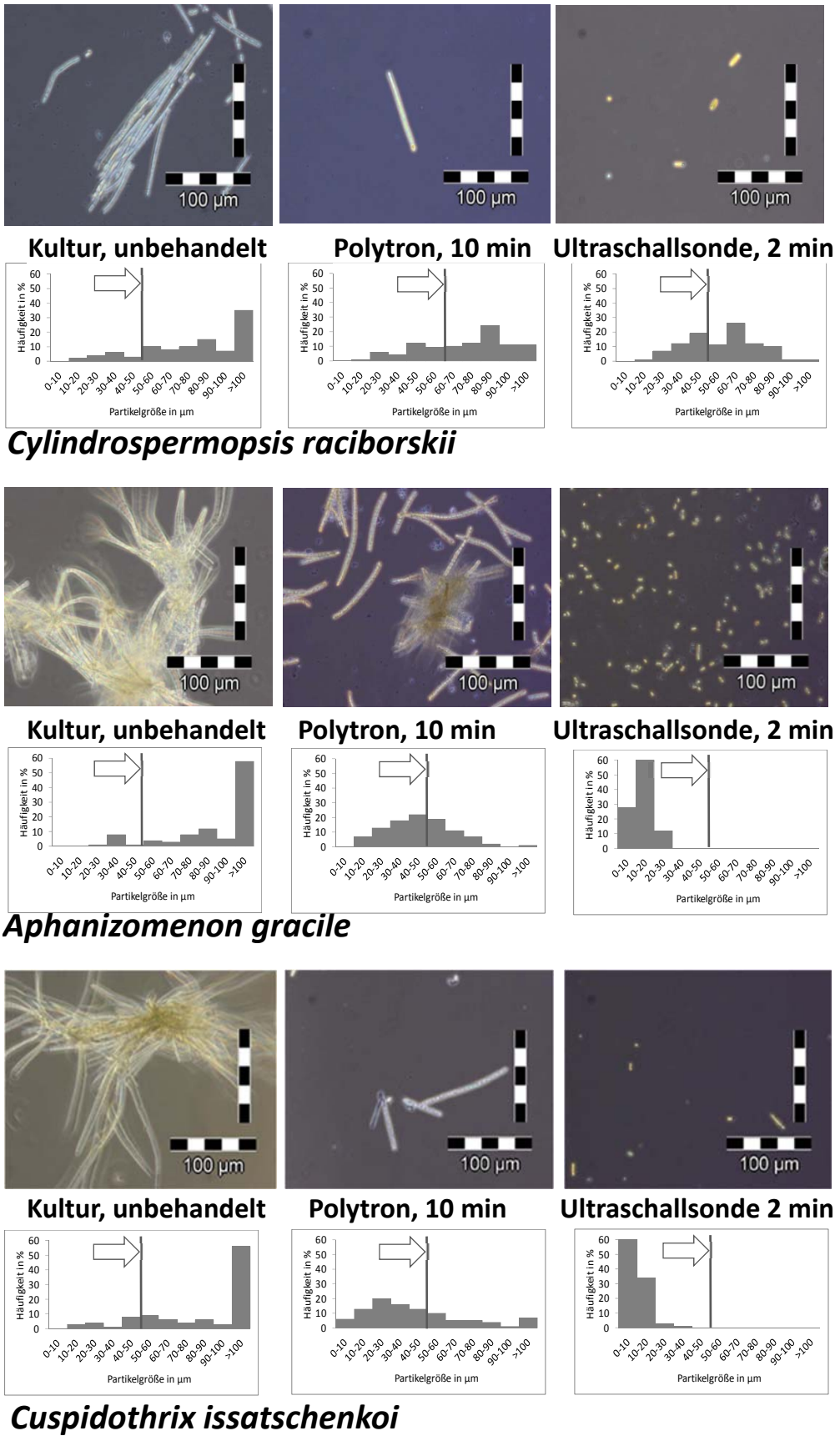


Abb. 3: Mikroskopische Betrachtung und Partikelgrößenanalyse von Algenkulturen, unbehandelt und nach Homogenisierung mit dem Polytron sowie der Ultraschallsonde (*Jessen 2017*)

Auswirkung der Homogenisierung auf die TN- und TP-Analysenwerte

Die Partikelgröße in den homogenisierten Algenkulturen hat einen bedeutenden Einfluss auf die Ergebnisse der TN- und TP-Bestimmung. Die höchsten Werte wurden in den Proben mit den kleinsten Partikeln gefunden. Das waren ausschließlich die Proben, die mit dem Ultraschalldesintegrator homogenisiert worden sind. Die Analysenwerte der verdünnten Algenkulturen nach der Ultraschallbehandlung waren für TN (Abb. 4) um bis zu 57 % und für TP (Abb. 5) um bis zu 15 % höher als mit dem Rotor/Stator-Dispergierer.

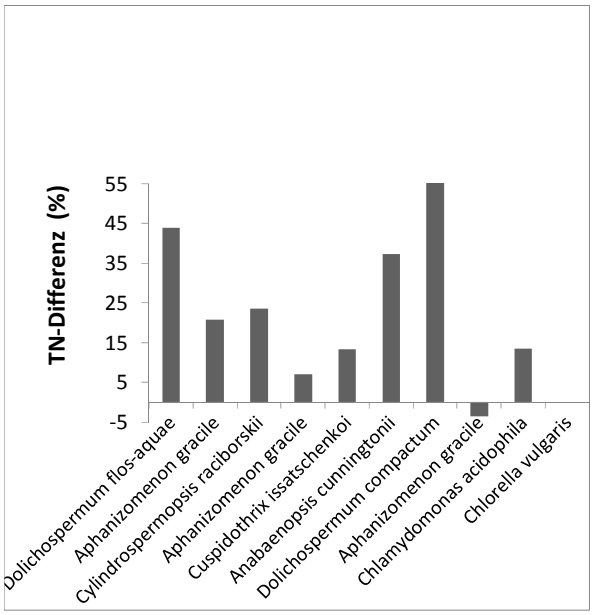


Abb. 4: Prozentuale Differenz vom Maximum der TN-Analysen von Algenkulturen (Tab. 1) bei Homogenisierung mit der Ultraschallsonde und dem Rotor/Stator-Dispergierer

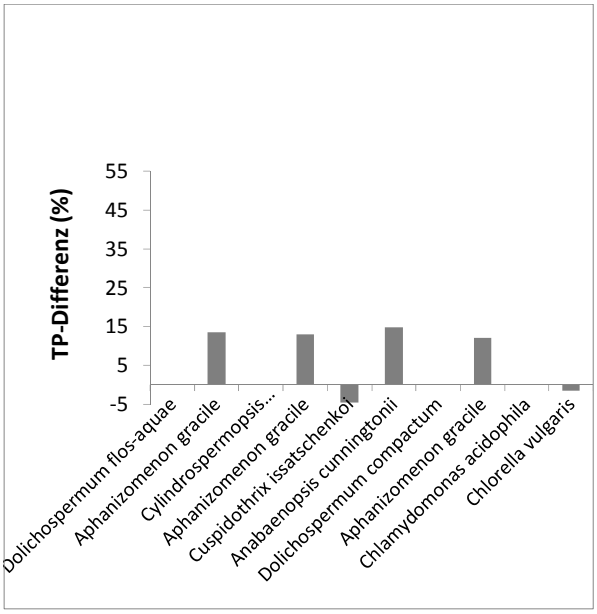
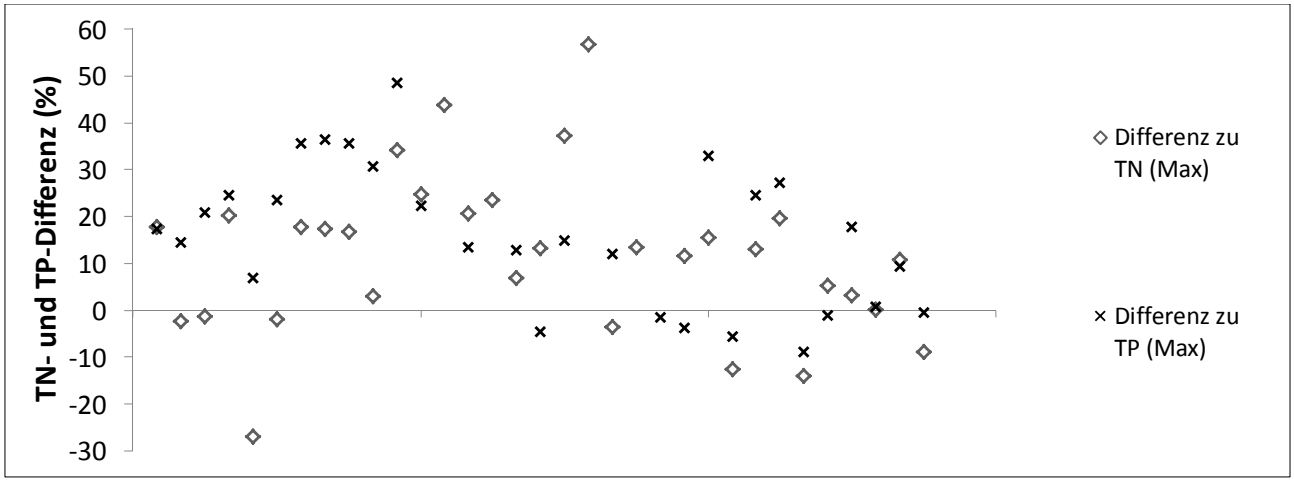


Abb. 5: Prozentuale Differenz vom Maximum der TP-Analyse von Algenkulturen (Tab. 1) bei Homogenisierung mit der Ultraschallsonde und dem Rotor/Stator-Dispergierer

Die Untersuchungen an Algenkulturen (Tab. 1)
bezüglich der Homogenisierung und Auswirkung auf die TN- und TP-Analyse stellten bezüglich der Partikelgröße und Häufigkeit die maximale Beeinflussung dar. Es konnte erkannt werden, wie die Algen dispergiert werden und sich die Partikelgröße auf die Analysenergebnisse auswirkt und das darin die Ursachen für Fehler und Störungen bei der Fließanalytik liegen können. Ein weiterer Probensatz, der aus einem Mikrokosmenversuch (*Kolzau 2017*) zur Verfügung stand, wurde auch mit den zwei Homogenisierungsmethoden vorbehandelt und anschließend die TN- und TP-Konzentrationen gemessen. Diese Proben enthielten eine einheitliche Algenzusammensetzung von *Aphanizomenon gracile* und Grünalgen zu gleichen Teilen. Ein dritter Probensatz bestand aus realen Gewässerproben des Scharmützelseegebietes mit unterschiedlicher Algenzusammensetzung, an dem ebenfalls die zwei Homogenisierungsmethoden angewendet und anschließend die TN- und TP-Konzentrationen gemessen wurden. Bei den meisten Proben (Abb. 6) waren die Analysenwerte bei der Vorbehandlung mit dem Ultraschalldesintegrator am höchsten. Bei unzureichender Homogenisierung traten erhebliche Minderbefunde auf. Die größten Differenzen traten bei der Analyse der Mesokosmenproben und Algenkulturen auf. Die Differenzen der Analyse der natürlichen Gewässerproben bei den zwei Homogenisierungsmethoden waren nicht so hoch. Das hängt von dem vorliegenden Anteil an schwer homogenisierbaren Algen ab und kann sich saisonal sehr unterscheiden. Die beschriebenen Unterschiede müssen unter Berücksichtigung eines Fehlers von 10 %, mit dem bei Nutzung der FIA-Technik zu rechnen ist, interpretiert werden. Die Einhaltung dieses Systemfehlers, der sich aus der

Automatisierung der Analyse und dem dynamischen Verhalten des Schlauchsystems ergibt, wurde durch Standardmessungen und Messungen von Blindwerten während jeder Messserie kontrolliert.



Mikrokosmenproben (N=12) / Algenkulturen (N=10) / natürliche Gewässer (N=11)

Abb. 6: Prozentuale Differenzen vom Maximum der TN- bzw. TP-Analysen bei Homogenisierung mit der Ultraschallsonde und dem Stator/Rotor-Dispergierer

Diskussion

Die mikroskopische Untersuchung ergab, dass in den Gewässerproben häufig Partikel um 100 µm und größer zu finden sind (Tab. 2). Die großen Partikel stören den Analysefluss im FIA-System und Verstopfungen und Minderbefunde treten auf. Für größere Partikel ist diese Methode nach der Arbeitsanleitung (*MLE 2010, 2012*) wegen der geringen Schlauchdurchmesser nicht anwendbar. Deshalb ist eine Homogenisierung der Proben notwendig, deren Wirksamkeit überprüft werden sollte. Die mikroskopische Untersuchung der Partikelgröße ist dazu geeignet. Die Homogenisierung mit der Ultraschallsonde (Tab. 2) ist wirksamer als mit einem Stator/Rotor-Dispergierer, stellt aber nicht absolut sicher, dass alle Partikel ausreichend zerkleinert vorliegen. So ist der Anteil an Partikel nach der Ultraschallbehandlung von *Cylindrospermopsis raciborskii*-Proben immer noch größer 61 % (Tab. 2). Im Vergleich dazu enthalten *Aphanizomenon gracile* und *Cuspidothrix issatschenkoi* nach der Ultraschallbehandlung ausschließlich Partikel kleiner als 50 µm (Tab.2), die für die Fließanalysentechnik geeignet sind.

Tab. 2: Zusammengefasste Häufigkeitsverteilung in den Partikelgrößen größer und kleiner 50 µm

Algenkultur	Partikelgröße	Anteil der Partikel im Größenbereich in %		
		unbehandelt	Polytron	Ultraschallsonde
Cylindrospermopsis raciborskii	0-50 µm	15	23	39
	50-<100 µm	85	77	61
Aphanizomenon gracile	0-50 µm	10	60	100
	50-<100 µm	90	40	0
Cuspidothrix issatschenkoi	0-50 µm	16	68	100
	50-<100 µm	84	32	0

Zusammenfassung

- Die Partikelgröße in den untersuchten Proben lag erheblich über 50 µm. Die großen Partikel sind Filamente, die auch koaguliert vorliegen und 100 µm überschreiten können. An den homogenisierten Proben waren deutliche Unterschiede zu den unbehandelten Proben bezüglich der Partikelgröße und Verteilung sichtbar.
- Die mikroskopische Messung der Partikelgröße und –form und fotografische Dokumentation ist geeignet, quantifizierte Aussagen über die Größenverteilung und der Wirksamkeit der Homogenisierung zu treffen.
- Die Größe der Partikel in den Proben wirkt sich stark auf das Analysenergebnis aus. Je kleiner die Partikel in den Proben sind, je höher werden die Analysenwerte.
- Durch die Anwendung der Ultraschallsonde zur Probenvorbehandlung kann die Messung mit der Fließanalytik wesentlich verbessert werden. Es treten weniger Störungen auf und höhere Analysenwerte werden erzielt.

Der ***SampleHomogenizer*** ist gut geeignet zur Probenvorbereitung von blaualgenhaltigen Proben für die Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphoranalyse. Eine Homogenisierung mit dem Stator/Rotor-Dispergierer ist für diese Proben nicht ausreichend. Die Beurteilung der Wirksamkeit der Probenvorbereitung erfolgte anhand der Berechnung der Differenzen der Analysenwerte. Im Maximum kam es bei den TN-Analysen zu einer Minderbestimmung von 56,7 %. Bei den TP-Analysen wurde eine maximale Minderbestimmung von 48,5 % gemessen. Diese Werte traten bei der Homogenisierung mit dem Stator/Rotor-Dispergierer von Algenkulturen und Mesokosmenproben auf. Neben der wirksamen Homogenisierung durch die Ultraschallsonde ist der Zeitgewinn ein weiterer Vorteil, der in dieser Anwendung 8 min pro Analyse betrug. Aber auch die Vorbehandlung mit einer Ultraschallsonde garantiert nicht die Homogenisierung aller Probenarten wie die *Cylindrospermopsis raciborskii*-Proben zeigen. Bei Nutzung der Fließanalalytik sollte der Anwender die Wirksamkeit der Homogenisierung für die spezifischen Proben überprüfen.

Danksagung

Die Untersuchung ist Teil der Ergebnisse eines Studienprojektes (*Jessen 2017*). Danke an Dr. J. Rücker, Dr. J. Ramm und Dipl. Biol. M. Knie für die Anleitung in die mikroskopischen Untersuchungen. Danke an Prof. B. Nixdorf und Dr. B. Grüneberg für die Diskussionen zu den Ergebnissen. Danke an die Firma MLE für die Probestellung des ***SampleHomogenizers***.

Literatur

Jessen, M.: Untersuchung unterschiedlicher Homogenisierungsmethoden als Probenvorbereitung für die Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphorbestimmung von Blaualgenkulturen und natürlichen Gewässerproben. BTU Cottbus - Senftenberg, Studienprojekt (in Arbeit)

Kolzau, S., 2017: Phytoplankton nitrogen and phosphorus limitation and the N_2-fixation potential of Nostocales at varying nitrogen supplies and light intensities in lakes. Dissertation BTU Cottbus - Senftenberg.

Müller, F. 2012: Optimierung der Probenvorbereitung bei der Bestimmung von Gesamt Phosphor in Klär- und Oberflächengewässern. BA Sachsen. Staatliche Studienakademie Riesa. Bachelorarbeit

MLE Arbeitsanleitung Gesamt-Phosphor, TP Anr., FIA-LAB II, 2012

MLE Arbeitsanleitung Gesamt-Stickstoff, FIAcompact, 2010

Natural ponds in an agricultural landscape: External drivers, internal processes, and the role of the terrestrial-aquatic interface

Gunnar Lischeid[1,2], Thomas Kalettka[1], Matthias Holländer[1,2], Jörg Steidl[1], Christoph Merz[1,3], Ralf Dannowski[1], Tobias Hohenbrink[4,5], Christian Lehr[1,2], Gabriela Onandia[1], Florian Reverey[1], Marlene Pätzig[1]

[1] Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research, Eberswalder Straße 84, 15373 Müncheberg, Germany

[2] University of Potsdam, Institute of Earth and Environmental Sciences, Karl-Liebknecht-Strasse 24-25, 14476 Potsdam, Germany

[3] Free University of Berlin, Institute of Geological Sciences, Malteserstr. 74-100, 12249 Berlin

[4] Technical University of Berlin, FG Ecohydrology and Landscape Evaluation, Ernst-Reuter-Platz 1, 10587 Berlin

[5] Technical University of Braunschweig, Landscape Ecology and Environmental Systems Analysis, Institute of Geoecology, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig, Germany

The pleistocenic landscape in North Europe, North Asia and North America is spotted with thousands of natural ponds called kettle holes. Due to small size, small perimeter and shallow depth biological and biogeochemical processes in kettle holes are closely linked to the dynamics and the emissions of the terrestrial environment. On the other hand, their intriguing high spatial and temporal variability makes a sound understanding of the terrestrial-aquatic link very difficult. This study aimed at elucidating the interplay between external drivers and internal processes based on a thorough analysis of a comprehensive kettle hole water quality data set. To study the role of external drivers, effects of land use in the adjacent terrestrial environment, effects of vegetation at the interface between terrestrial and aquatic systems, and that of kettle hole morphology on water quality was investigated. None of these drivers was prone to strong with-in year variability. Thus temporal variability of spatial patterns could point to the role of internal biogeochemical processes. To that end, the temporal stability of the respective spatial patterns was studied as well for various solutes. All of these analyses were performed for a set of different variables. Different results for different solutes were then used as a source of information about the respective driving processes. In the Quillow catchment in the Uckermark region, about 100 km north of Berlin, Germany, 62 kettle holes have been regularly sampled since 2013. Kettle hole catchments were determined based on a groundwater level map of the uppermost aquifer. The catchments were not clearly related to topography. Spatial patterns of kettle hole water concentration of (earth) alkaline metals and chloride were fairly stable, presumably reflecting solute concentration of the uppermost aquifer. In contrast, spatial patterns of nutrients and redox-sensitive solutes within the kettle holes were hardly correlated between different sampling campaigns. Correspondingly, effects of season, hydrogeomorphic kettle hole type, shore vegetation or land use in the respective catchments were significant but explained only a minor portion of the total variance. It is concluded that internal processes mask effects of the terrestrial environment. There is some evidence that denitrification and phosphorus release from the sediment during frequent periods of hypoxia might play a major role. The latter seems to boost primary production occasionally. These processes do not follow a clear seasonal pattern and are still not well understood.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus)

Ungebundenes Phycocyanin als Indikator für Zelllyse und Freisetzung von Geschmacks-, Geruchsstoffen und Cyanotoxinen

Detlev Lohse[1], Christian Moldaenke[2]

[1] bbe Moldaenke, Preetzer Chaussee 177, 24222 Schwentinental, DLohse@bbe-moldaenke.de

[2] bbe Moldaenke, Preetzer Chaussee 177, 24222 Schwentinental, CMoldaenke@bbe-moldaenke.de

Das Konzept eines neuen Spektralfluorometers wird vorgestellt. Dieses Instrument ist darauf ausgelegt, das potentielle Auftreten von Geschmacks-, Geruchsstoffen und Cyanotoxinen in Gewässern und bei der Behandlung durch Wasserwerke besser einschätzen zu können.

Ein Ziel der dargestellten Ergebnisse von Forschungsarbeiten war es, Korrelationen zwischen Geosmin bzw. Microcystin und ‚ungebundenem' Phycocyanin zu finden. Ungebundenes Phycocyanin bezeichnet das Phycocyanin in Cyanobakterien, das energetisch nicht mehr an Chlorophyll gebunden ist und die Zelle unter Lysebedingungen sogar verlassen hat. Es wird gezeigt, dass parallel zu dem Lyseprozess auch weitere Zellinhaltsstoffe wie Geruchsstoffe oder Cyanotoxine außerhalb der Zellen auftreten und damit ein anderes Wirkungsspektrum bekommen. Lyse kann zum Beispiel durch Oxidationsmittel, mechanischen Stress und Starklicht erzeugt werden. Am Beispiel zweier Wasserwerke wird gezeigt, wie eine optimierte Behandlung in Bezug auf Vorbehandlung des Rohwassers durch Oxidationsmittel erreicht werden kann. Zusätzlich werden Daten gezeigt und interpretiert, die mit einer tauchbaren Version des Fluoreszenzspekrometers in natürlichen Gewässern aufgenommen wurden. Physiologische Effekte werden diskutiert und ihre Auswirkungen auf die Bestimmungen durch remote sensing eingeschätzt.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Test eines Bewertungssystem zur Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen – bzw. wieso bleibt der Erfolg aus?

(Dieser Beitrag enstand zur DGL-Jahrestagung 2016 in Wien).

Armin Lorenz[1], Daniel Hering[1] & Michael Nohl[1]

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

Keywords: Fließgewässer, Fische, Makrozoobenthos, Gewässerstruktur, Erfolg, Bewertungssystem

Einleitung

Im Jahr 2014 hat das UBA einen Leitfaden veröffentlich zur Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen (UBA 2014). Dieses Verfahren sollte auf kleinräumige Veränderungen reagieren, unabhängig von den Messstellen des operativen Monitorings sein, ein schnelles und kostengünstiges Bewertungsverfahren sein und besonders auch kurze Gewässerabschnitte bewerten können. Gleichzeitig sollte diese Methode den möglichen „time lag“ einbeziehen, der für die biologische Reaktion auf hydromorphologische Veränderungen allgemein angenommen wird. Bei der Bewertung wurden deswegen Parameter einbezogen und beurteilt, die unmittelbar auf Renaturierung reagieren. Das System basiert auf dem Vergleich einer renaturierten Stelle mit der Situation vor dem Umbau oder einer nicht renaturierten Stelle oberhalb. Es ist modular aufgebaut (4 Module) und analysiert spezifische für die Fauna (Makrozoobenthos und Fische) relevante Parameter der Hydromorphologie. Dabei erfolgt jeweils der Abgleich mit dem „guten ökologischen Zustand“ des jeweiligen Gewässertyps, welche im gleichen Leitfaden in Form von hydromorphologischen Steckbriefen hinterlegt sind (UBA 2014). Im Endeffekt kommt es bei dieser Erfolgskontrolle zu einer Zustandsbewertung, einer Entwicklungsbewertung (Diagnose) und einer Prognose für den jeweiligen renaturierten Abschnitt.

Der theoretischen Entwicklung dieses Bewertungssystems folgte bis dato nur ein Praxistest (Hoffmann 2015) an 3 Stellen in hessischen Gewässern. Somit stellt sich die Frage, ob das System an sich funktioniert und ob es bei einer größeren Zahl von renaturierten Abschnitten die jeweiligen Probleme diagnostizieren und anzeigen kann.

Material und Methoden - Testgrundlage

29 renaturierte Abschnitte, hauptsächlich aus den Bundesländern Hessen und NRW wurden für den Test verwendet. Die Abschnitte gehörten den Gewässertypen 5, 9 und 15 an. Es handelte sich jeweils um große Renaturierungsmaßnahmen, bei denen auf mehreren hundert Metern der Gewässerverlauf und die Ufer signifikant verbessert wurden (Haase et al. 2013). An den Abschnitten wurden das Makrozoobenthos nach der Vorgabe des Handbuchs zur Fließgewässerbewertung (Meier et al. 2006) und die Fische nach Vorgabe zur Bewertung nach EU-WRRL (Diekmann et al. 2005) standardisiert beprobt. Des Weiteren wurden die neuesten Gewässerstrukturgütekartierungen der beiden Bundesländer für die Auswertung verwendet.

Ergebnisse

Im Modul 1 des Bewertungssystems, welches die Gewässermorphologie betrachtet, zeigten die 29 Renaturierungsmaßnahmen eine insgesamt hohe Zielerreichungsquote im Abgleich mit dem guten ökologischen Zustand laut hydromorphologischem Steckbrief. Besonders GSG-Parameter der Laufentwicklung, der Uferstruktur und des Gewässerumfelds erfüllten bei einem überwiegenden Anteil der Maßnahmen die Vorgaben (Tab. 1). Demgegenüber waren die Substratdiversität und der Uferbewuchs bei vielen Maßnahmen noch defizitär. Bei diesen beiden Parametern wurden auch die geringsten Verbesserungsquoten im Vergleich zum oberhalb liegenden nicht renaturierten Vergleichsabschnitt festgestellt.

Tab. 1: Zielerreichungsquote (ZQ) und Verbesserungsquote (VQ) der GSG-Einzelparameter in % nach Typ und im gewichteten Mittel. Zahlen in Klammer benennen die Probenanzahl.

	Typ 5 (8)		Typ 9 (20)		Typ 15 (1)		gew. MW (29)	
	ZQ	VQ	ZQ	VQ	ZQ	VQ	ZQ	VQ
Laufkrümmung	100	62,5	100	20	100	100	100	34,5
bes. Laufstrukturen	100	50,0	100	20	100	100	100	31,0
Strömungsdiversität	75,0	37,5	80	10	100	100	79,3	20,7
Substratdiversität	25,0	25,0	30	5	100	100	31,0	13,8
bes. Sohlstrukturen	87,5	0,0	70	10	100	100	75,9	10,3
Breitenvarianz	87,5	50,0	25	40	100	100	44,8	44,8
Uferbewuchs	37,5	0,0	25	10	0	0	27,6	6,9
bes. Uferstrukturen	87,5	12,5	80	25	100	100	82,8	24,1
Gew. Randstreifen	100	0,0	65	20	100	100	75,9	17,2

Die niedrige Zielerreichungsquote bei der Substratdiversität spiegelt sich auch in der Zielerreichung bei den Schlüsselhabitaten wider (Tab. 2). Nur knapp ein Drittel der Maßnahmen erreicht die Vorgaben des guten ökologischen Zustandes bei den Habitaten Psammopelal, Xylal und Phytal. Auch die Verbesserungsquote ist ähnlich gering.

Tab. 2: Zielerreichungsquote (ZQ) und Verbesserungsquote (VQ) der Schlüsselhabitate in % nach Typ und im gewichteten Mittel. Zahlen in Klammer geben die Probenanzahl an.

	Typ 5 (12)		Typ 9 (36)		Typ 15 (3)		gew. MW (51)	
	ZQ	VQ	ZQ	VQ	ZQ	VQ	ZQ	VQ
Psammopelal	16,7	33,3	36,1	38,9	33,3	33,3	29,7	37,3
Akal	Keine Zielvorgabe	41,7	Keine Zielvorgabe	38,9	33,3	0,0	/	37,3
Xylal	0,0	33,3	36,1	16,7	0,0	33,3	25,5	21,6
CPOM	Keine Zielvorgabe	25,0	Keine Zielvorgabe	22,2	Keine Zielvorgabe	0,0	/	21,6
Phytal	25,0	16,7	5,6	41,7	66,7	33,3	10,6	35,3

Im Modul 2a, der Beurteilung der Ergebnisse der biologischen Metrics des Makrozoobenthos, zeigte sich, dass für die Zielerreichung entscheidend war in welchem Gewässertyp eine Maßnahme durchgeführt wurde (Tab. 3). Fast die Hälfte der Maßnahmen in den silikatischen Mittelgebirgsbächen (Typ 5) erreichten die Ziele des guten ökologischen Zustandes, wohingegen die Maßnahmen in den silikatischen Mittelgebirgsflüssen (Typ 9) nur in einem von 10 Fällen die Ziele erreichten. Besonders die Metrics zur Zonierung (bei den Typ 9 Gewässern ist das der Metric % Metarhithralbesiedler) erwiesen sich bei allen untersuchten Maßnahmen als defizitär. Desgleichen war die Verbesserungsquote

bei den meisten Metrics gering. Nur beim Fauna Index in den Untersuchungsabschnitten der Mittelgebirgsflüsse und bei der Anzahl der Plus-2-Taxa des Fauna Index in den Mittelgebirgsbächen verbesserten sich mehr als die Hälfte der Probenahmen.

Tab. 3: Zielerreichungsquote (ZQ) und Verbesserungsquote (VQ) der Core Metrics des Makrozoobenthos-Bewertungssystems PERLODES in % nach Typ und im gewichteten Mittel. Zahlen in Klammer geben die Probenanzahl an. MMI = Multimetrischer Index der allgemeinen Degradation, Rheo = Rheoindex für Typ 5, EPTCBO = Anzahl EPTCBO Taxa für Typ 9 und T = Anzahl Trichoptera Taxa für Typ 15.

	Typ 5 (12)		Typ 9 (36)		Typ 15 (3)		gew. MW (51)	
Metrics	ZQ	VQ	ZQ	VQ	ZQ	VQ	ZQ	VQ
MMI	50	30	5,3	36,8	66,7	33,3	25,0	34,4
Fauna Index	50	30	10,5	57,9	33,3	0,0	25,0	43,8
EPT-Taxa [%]	40	46,2	10,5	36,8	0,0	66,7	18,8	42,6
Zonierung	40	40	0,0	36,8	100	66,7	21,9	40,6
Rheo/EPTCBO/T	50	40	52,7	47,4	66,7	100	53,1	50,0
FI +2 Taxa	n.a.	50	n.a.	26,3	n.a.	33,3	n.a.	34,4

Bei den ergänzenden Metrics sieht man deutlich die mangelhafte Ausstattung mit den Schlüsselhabitaten in den renaturierten Abschnitten (Tab. 4). (Es gibt keine Zielwerte für diese Metrics, weswegen auch keine Zielerreichungsquote errechnet werden kann.) Die Verbesserungsquote der Holzfresser, der Akal- und Psammal-Besiedler sowie der Phytal-Besiedler liegt weit unter 50 %. Nur der Anteil an Zerkleinerern und CPOM-Besiedlern zeigt einen positiven Trend, was wahrscheinlich durch die aufkommende Ufervegetation und deren Laubfall weiter verstärkt werden wird.

Tab. 4: Verbesserungsquote ergänzender Metrics des Makrozoobenthos-Bewertungssystems PERLODES in % nach Typ und im gewichteten Mittel. Zahlen in Klammer geben die Probenanzahl an.

Metrics	Typ 5 (10)	Typ 9 (19)	Typ 15 (3)	gew. MW (32)
Holzfresser	30	10,5	33,3	18,7
Zerkleinerer	50	31,6	66,7	40,6
Weidegänger/Filtrierer	60	42,1	100	53,1
Akal/Psammal-Besiedler	20	31,6	66,7	31,3
CPOM-Besiedler	60	52,6	---	55,2
Phytal-Besiedler	50	19,4	33,3	30,3

Die Ergebnisse der Fischerhebung (Modul 2b) zeigten, dass im Gegensatz zum Makrozoobenthos bereits ein Drittel der Probenahmen den guten ökologischen Zustand erreicht haben (Tab. 5). Maßgeblich dafür war eine Verbesserungsquote von mehr als 70 % der Maßnahmen in Mittelgebirgsflüssen. Die einzelnen Metrics wiesen darauf hin, dass in den renaturierten Abschnitten das Arten- und Gildeninventar und die Altersstruktur der Fischbestände schon vielfach den guten Zustand erreicht haben. Dagegen lassen sich eindeutige Defizite bei der Artenabundanz und der Migration feststellen. Beide Metrics zeigten auch kaum Verbesserungen durch die Renaturierungsmaßnahmen.

Die ergänzenden Fischmetrics (Tab. 6) verdeutlichen, dass sich einerseits die Dominanzverhältnisse der einzelnen Arten zueinander in den renaturierten Abschnitten durch die Renaturierungsmaßnahmen klar verbessert haben aber sich andererseits die Abundanz bzw. Präsenz der Leitarten (Leitartenindex) kaum verändert haben.

Tab. 5: Zielerreichungsquote (ZQ) und Verbesserungsquote (VQ) der Core Metrics des Fischbewertungssystems fiBS in % nach Typ und im gewichteten Mittel. Zahlen in Klammer geben die Probenanzahl an.

	Typ 5 (12)		Typ 9 (36)		Typ 15 (3)		gew. MW (51)	
Metrics	ZQ	VQ	ZQ	VQ	ZQ	VQ	ZQ	VQ
Gesamtbewertung	33,3	33,3	33,3	71,4	0,0	100	30,0	66,7
Arten-/Gildeninventar	50,0	33,3	52,4	38,1	100	33,3	56,7	36,7
Artenabundanz/Gildenverteilung	16,7	16,7	4,8	38,1	0,0	0,0	6,7	30,0
Altersstruktur	50,0	16,7	61,9	47,6	0,0	100	53,3	46,7
Migration	16,7	16,7	9,5	0,0	0,0	0,0	10,0	3,3
Fischregion	33,3	0,0	66,7	19,1	100	33,3	63,3	16,7
Dominante Arten	33,3	0,0	14,3	23,8	0,0	33,3	16,7	20,0

Tab. 6: Verbesserungsquote ergänzender Metrics des Fisch-Bewertungssystems fiBS in % nach Typ und im gewichteten Mittel. Zahlen in Klammer geben die Probenanzahl an. FRI = Fischregionsindex.

Metrics	Typ 5 (6)	Typ 9 (21)	Typ 15 (3)	gew. MW (30)
Abweichung vom FRI	16,7	51,1	66,7	45,8
Leitarten-Index	0,0	28,6	33,3	23,4
Community-Dominance-Index	---	76,2	66,7	75,0

Diskussion und Zusammenfassung

Das Bewertungssystem bewertet die Struktur und die Biologie nach allgemeinen Standards. Es erweist sich mit seinen verschiedenen Modulen als interessantes Mittel um Effekte und noch vorhandene Defizite in renaturierten Fließgewässerabschnitten zu diagnostizieren.

Bei den untersuchten 30 Maßnahmen zeigte sich, dass die mesoskaligen Strukturen (Laufstrukturen, Längsprofil) größtenteils naturnah umgebaut wurden. Demgegenüber zeigen die kleinskaligen Strukturen (Schlüsselhabitate) bei einem Großteil der Maßnahmen noch erheblichen Abstand zum Ziel, welches durch die hydromorphologischen Steckbriefe für den guten ökologischen Zustand festgelegt ist. Besonders die Substratdiversität und –zusammensetzung entspricht nicht der des guten ökologischen Zustands. Das Makrozoobenthos und die Fische spiegeln die defizitäre Substratdiversität wider.

Des weiteren ist die Zielerreichungsquote bei den meisten untersuchten Metrics schwächer als die Verbesserungsquote, was bedeutet dass es Verbesserungen gibt in den Metrics aber der gute ökologische Zustand (noch) nicht erreicht wird. Hauptgrund für das Nicht-Erreichen scheint neben der defizitären Substratdiversität eine mangelhafte Wiederbesiedlung der Probestellen zu sein. Bei den Fischen sind das größte Problem die Migrationsbarrieren, welche eine Wiederbesiedlung besonders auch mit Leitarten nahezu unmöglich machen.

Fazit

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass das Augenmerk bei künftigen Fließgewässerrenaturierungsmaßnahmen besonders auch auf eine naturnahe Verteilung der Sohlsubstrate gerichtet wer-

den sollte. Aktives Einbringen von Totholz in adäquaten Mengen ist essentiell erforderlich. Ein aktives Einbringen von Substraten (und Substratdepots) hätte darüberhinaus durch Hochwasserereignisse den positiven Nebeneffekt, dass verschiedene Sohlstrukturen erzeugt würden, die wiederum einer diverseren Fauna und Flora als Habitat dienen.

Da die Fauna sehr vieler Gewässersysteme durch anthropogene (Über-)Nutzung stark verarmt ist, sollte nach der naturnahen Umgestaltung (auch der Sohlsubstrate) über Wiederansiedlungsmaßnahmen nicht nur mit Fischen sondern besonders auch von Makrozoobenthos nachgedacht werden (Dumeier & Kiel, in diesem Band).

Literatur

Diekmann, M., Dußling, U., Berg, R. (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS). Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Langenargen.

Dumeier, A., Kiel, E. (2017): Wiederansiedlung gewässertypspezifischer Makroinvertebraten in einen Tieflandbach. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2016 (Wien), Weißensee Verlag, Berlin: in diesem Band.

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.

Hoffmann, K. (2015): Anwendung verschiedener Bewertungsverfahren zur Erfolgskontrolle von Fließgewässer–Renaturierungen und Entwicklung von Optimierungsvorschlägen. Masterarbeit (unveröffentlicht), Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt am Main.

Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. www.fließgewaesserbewertung.de.

UBA (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer- Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. Texte 43/2014 (Vol. XXXIII). Dessau-Roßlau. (Kapitel 9: Erfolgskontrolle von Fließgewässer-Renaturierungen) https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/strategien-zur-optimierung-von-fliessgewaessern

Ammonium exposure of *Daphnia* (*Daphnia hyalina*) induces similar life history shifts as fish kairomones

Patrick Lorenz, Gabriele Trommer, Anna Hofmeister, Herwig Stibor

LMU Ludwig-Maximilians-University, Aquatic Ecology, Großhaderner Str. 2, 82152 Planegg-Martinsried, lorenz@bio.lmu.de

Due to globally intensive fertilizer application, the supply of ammonium (NH_4^+) in freshwater lakes is proposed to increase in the future. Potential effects on ecosystems and organisms are still not completely understood. The aim of this study was to investigate chronic effects of NH_4^+ on survival and life history patterns of *Daphnia* (*Daphnia hyalina*). In a laboratory experiment, neonate age synchronized *Daphnia* were exposed for 24 days to a gradient of NH_4^+ concentrations (0 – 87.8 mg/l). Days of survival, age at first reproduction (AFR), size at first reproduction (SFR), size of neonates and clutch sizes were measured. Above a threshold concentration of 4.22 mg/l, NH_4^+ had acute toxic effects and life time of daphnids decreased significantly. At highest non-lethal NH_4^+ concentrations (4.22 mg/l), *Daphnia* were smaller at first reproduction and reproduction happened 5 days earlier. Accordingly, the neonates were smaller but clutch sizes were significantly larger. The observed responses of *Daphnia* to NH_4^+ are similar to those that are known to be induced by fish released kairomones.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

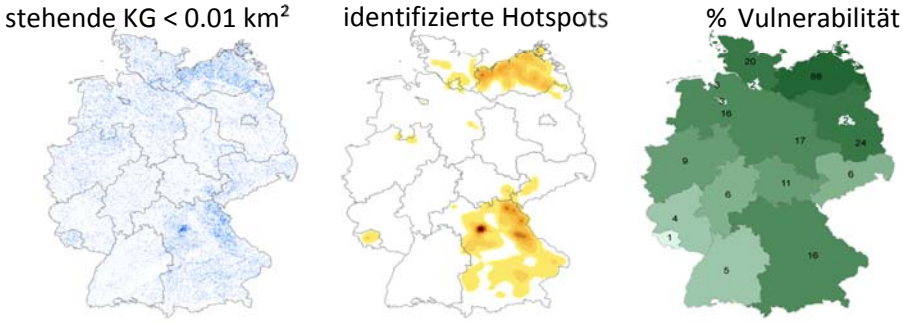
Vulnerabilität stehender Kleingewässer gegenüber Pflanzenschutzmittel-Einträgen

Stefan Lorenz[1], Peter Horney[2], Burkhard Golla[2], Matthias Stähler[1]

[1] Julius Kühn Institut, Institut für Ökologische Chemie, Pflanzenanalytik & Vorratsschutz, Königin-Luise-Straße 19, 14195 Berlin, stefan.lorenz@julius-kuehn.de, matthias.staehler@julius-kuehn.de

[2] Julius Kühn Institut, Institut für Strategien und Folgenabschätzung, Stahnsdorfer Damm 81, 14532 Kleinmachnow, peter.horney@julius-kuehn.de, burkhard.golla@julius-kuehn.de

Kleingewässer (KG) sichern und fördern Biodiversität in Agrarlandschaften (Biggs et al. 2014). Allerdings sind KG häufig durch ihre direkte Nähe zu landwirtschaftlichen Flächen in besonderem Maß den Einträgen von Pflanzenschutzmitteln (PSM) ausgesetzt (Taghavi et al. 2010, Bereswill et al. 2012, Stehle & Schulz 2015). Allerdings beschäftigte sich bisher nur ein unverhältnismäßig geringer Anteil an Studien mit dem Einfluss von PSM in KG im Allgemeinen und für stehende KG im speziellen (Lorenz et al. 2017). Die Ursache hierfür liegt wahrscheinlich in der (trotz ihrer unverkennbaren Dominanz in der Landschaft) ungenügenden Beschreibung der stehenden Kleingewässerlandschaften.



Übersicht über die stehende Kleingewässerlandschaft Deutschlands und deren Vulnerabilität gegenüber möglichen landwirtschaftlichen Einträgen.

Ein geeignetes Management zur Reduzierung der PSM-Einträge in KG benötigt Informationen über den aktuellen Schutzstatus stehender KG auf großen, vorzugsweisen nationalen Skalen. Die Präsentation gibt einen Überblick über die Vulnerabilität der stehenden Kleingewässerlandschaft Deutschlands gegenüber PSM-Einträgen durch die Analyse struktureller Landnutzungen angrenzend zu den KG. Mittels GIS wurden die direkten Nachbarschaften stehender KG < 0.01 km² analysiert und die Anteile unterschiedlicher Strukturen angrenzend zu KG auf landwirtschaftlichen Flächen berechnet. Dabei zeigte sich, dass es starke regionale Differenzen in der Vulnerabilität stehender KG gibt, die nicht zwangsläufig mit den identifizierten Hotspots übereinstimmen. Daten eines parallelen KG-Monitorings im nord-deutschen Raum zeigen, dass PSM in stehenden KG häufig nachgewiesen werden, jedoch nur in Einzelfällen auch in Größenordnungen oberhalb akzeptabler Konzentrationen.

Literatur

BERESWILL, R., B. GOLLA, M. STRELOKE, R. SCHULZ, 2012: Entry and toxicity of organic pesticides and copper in vineyard streams: erosion rills jeopardize the efficiency of riparian buffer strips. Agric. Ecosyst. Environ. **146**, 81-92.

BIGGS, J., P. NICOLET, M. MLINARIC, T. LALANNE, 2014: Report of the Workshop on the Protection and Management of Small Water Bodies, Brussels, 14th November 2013. The European Environmental Bureau (EEB) and the Freshwater Habitats Trust: 23 p.

LORENZ, S., RASMUSSEN, J.J., SÜß, A., KALETTKA, T., GOLLA, B., HORNEY, P., STÄHLER, S., HOMMEL, B., SCHÄFER, R.B., 2017: Specifics and challenges of assessing exposure and effects of pesticides in small water bodies. Hydrobiologia **793**, 213-224.

STEHLE, S., R. SCHULZ, 2015: Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. **112**, 5570-5575.

TAGHAVI, L., J. PROBST, G. MERLINA, A. MARCHAND, G. DURBE, A. PROBST, 2010: Flood event impact on pesticide transfer in a small agricultural catchment (Montoussé at Auradé, south west France). Int. J. Env.. Anal. Chem. **90**, 390-405.

Einfluss von Großtierkadavern auf aquatische Ökosysteme

Bartosz Lysakowski, Udo Bröring, Klaus Birkhofer

Brandenburgische Technische Universität Cottbus – Senftenberg, Fachgebiet Ökologie,

bartosz.lysakowski@b-tu.de

Die Kadaver von großen Wirbeltieren gelangen aus unterschiedlichen Gründen ins Wasser, etwa aufgrund externer Einflüsse wie Hochwasser, Eisbruch, Jagd, oder auch aufgrund interner Gegebenheiten wie Krankheiten und Schwäche. Die Verwesungsprozesse in aquatischem Ökosystem sind bislang kaum erforscht. Es ist bekannt, dass in der Tiefsee ganze Ökosysteme auf Kadaver angewiesen sind. Die bis jetzt durchgeführten Süßwasseruntersuchungen wurden an kleinen Kadavern und außerhalb Europas durchgeführt, Auswirkungen auf Biodiversität und Nahrungsnetzte blieben weiterhin unerforscht. Die Erkenntnisse über Sukzessionen am Kadaver haben eine Verwendung in der Forensik gefunden. Diese Fragestellung steht für aquatische Systeme noch aus. In den folgenden Untersuchungen wird versucht mit Hilfe von künstlichen Substraten und Fotofallen die Sukzession am Kadaver zu dokumentieren und ein entsprechendes Modell zu Dekompositionsprozessen zu entwickeln. Sowohl Populationen von Vögeln, Säugetieren als auch von Insekten (Odonata, Trichoptera, Ephemoptera, Coleoptera) und von Mollusken werden von Verwesungsprozessen beeinflusst.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Biomanipulation durch den Kormoran: Das Beispiel Dümmer

Gerhard Maier[1], Rainer Deneke[2], Hans-Heinrich Schuster[3]

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

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

[3] NLWKN Niedersachsen, Am Bahnhof 1, 27232 Sulingen, Hans-Heinrich.Schuster@NLWKN-SU.Niedersachsen.de

Das Zooplankton des Dümmers wies in den Jahren vor 2000 die typische Zooplankton Artenzusammensetzung eines Flachsees auf: In den 80iger Jahren ausschließlich kleine Cladoceren; aspektbestimmende Taxa waren *Bosmina longirostris* und *Chydorus sphaericus*. In den Jahren nach 2000 veränderte sich das Cladocerenspektrum innerhalb von wenigen Jahren grundlegend. Größere Cladoceren (Daphnien) kamen immer stärker auf. Im Jahr 2010 war sogar die große Art *Daphnia magna* aspektbestimmend. Danach, von 2011 bis 2014 wurde das Cladocerenplankton von *D. pulicaria* beherrscht. Die Art stellte im Jahr 2012 an allen Probenahmetagen 90-100 % der Cladocerenmasse. Ab dem Jahr 2015 war *D. pulicaria* nicht mehr in den Proben vorhanden; innerhalb der Daphnien bestimmte *D. galeata* das Bild und in zunehmendem Maße kamen wieder Bosminen (*B. longirostris*) und *Chydorus sphaericus* vor. Die drastischen Veränderungen beim Cladocerenplankton hatten eine ebenfalls drastische Zunahme der Sichttiefe und flächige Ausbreitung von Makrophyten zur Folge trotz unverändert hoher Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen. Als Ursache für die Veränderungen des Zooplanktonspektrums in den Jahren um 2000 bis ca. 2015 gelten die Fraßaktivitäten des Kormorans. Die jährliche „Fisch-Entnahme“ durch den Kormoran wird von der Fischerei auf ca. 30 Tonnen geschätzt. Mit der Ausbreitung der Unterwasservegetation verbesserten sich auch die Reproduktionsbedingungen vieler Fische. Gleichsam stieg der Bestand an überwinternden Kormoranen bis auf über 190.000 Vogeltagen im Jahr 2014. Mit dem vollständigen Verschwinden der Unterwasservegetation sank auch der Bestand an Kormoranen auf weniger als ein Viertel. Nachdem Rückgang des Kormorans stieg in den letzten Jahren auch wieder die Anzahl planktivorer Jungfische was zu einer Rückentwicklung beim Cladocerenplankton wieder hin zu kleineren Taxa führte, wobei ein extremer Zustand wie in den 80iger Jahren bei weitem noch nicht erreicht ist.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Fließgewässer-Versauerung in Baden-Württemberg, für Makrozoobenthos noch ein Thema?

Marten, Michael

Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Griesbachstr. 1, D-76185 Karlsruhe; michael.marten@lubw.bwl.de

Keywords: Gewässerversauerung, Makrozoobenthos, Bewertungsverfahren, Baden-Württemberg, ASTERICS, Säureindex.

Einleitung

Saurer Regen, verursacht durch luftgetragene Schadstoffe, führte zu Umweltschäden in Wäldern und Gewässern mit der Folge der biologischen Verarmung von gefährdeten Gebieten auch in Baden-Württemberg (UM 1994). Erste Untersuchungen zur Wirkung auf Flora und Fauna wurden in den 1980er Jahren im Rahmen des Ökologischen Wirkungskatasters, der heutigen Medienübergreifenden Umweltbeobachtung, und im Zuge der wasserwirtschaftlichen Überwachung durchgeführt. Verschiedener Bewertungsverfahren für den Schädigungsgrad dieser Ökosysteme folgten (LfU 1986, 1989, UBA 1990, Rapp 1990, Böhmer & Rahmann 1992a, 1992b, Braukmann 1992).

In den Jahren 2012-2014 wurden erneut Untersuchungen des Makrozoobenthos in 11 kleinen Fließgewässern der Medienübergreifenden Umweltbeobachtung (MUB) durchgeführt. Die Probestellen liegen mit 1,3 – 4,3 km Quellentfernung in geogen versauerungsgefährdeten Waldgebieten im Odenwald und Schwarzwald. Zum Vergleich werden Befunde aus meist älteren Untersuchungen herangezogen (Rapp 1990, Messnetze Gewässergüte und Wasserrahmenrichtlinie der LUBW).

Untersuchungsgebiet

Die 11 Bäche der MUB liegen im Odenwald (2) und im Schwarzwald (9). Dem Gewässertyp 5, grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche, sind 6 Bäche zugeordnet (AC060-Brandbach, KA012-Blauenbach, KI605-Waldsteinbach, MU069-Wälzbach, WI043-Schleifenbach, WU001-Goldersbach), 5 Bäche dem Typ 5.1, feinmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche (EN121-Kaltenbach, KI109-Kleine Kinzig, MU070-Vorderer Seebach, YA011-Bärenbach, YA012-Steinbach).

Physiographie und Gewässerstruktur der 11 Bäche sind an den Untersuchungsabschnitten weitgehend naturnah. Nach den Ergebnissen der aktuellen pH-Wert-Messungen ist der Kaltenbach gemäß Definition nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Säureklasse 5 (von 5), „permanent extrem sauer“ einzuordnen. Blauenbach und Schleifenbach sind dagegen Säureklasse 1, „permanent neutral = nicht sauer“. Die anderen 8 Bäche (Bärenbach, Brandbach, Goldersbach, Kleine Kinzig, Steinbach, Wälzbach, Waldsteinbach, Vorderer Seebach) repräsentieren nach den pH-Messungen die Säureklasse 2, „überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer“.

Methoden

Die Bewertung des Versauerungsgrades der Fließgewässer mit Makrozoobenthos erfolgt nach dem kumulativen Ausschlussverfahren durch Indikator-Artenlisten Abgleich, beginnend bei Säureklasse 1, nicht sauer. Zunächst wurde ein 4-stufiges Verfahren aufgestellt und angewendet (Braukmann 1992, 1995, 2001), mit Probengrößen von damals 0,3/0,5 m^2 und einem Schwellenwert für den Klassenübergang von ΣHK = 5. D. h. 5 Arten mit 1 Individuum oder 1 Art á 101-300 Individuen der Säureklasse 1 führten zur Ausweisung dieser Klasse, schlechtere Klassen somit ausgeschlossen. Waren weniger Individuen vorhanden, wurden diese für die anschließende Prüfung auf Klasse 2 mitgezählt (kumuliert), usw. (UM 1992, LfU 1998). Als Ergebnis sind explizit Klassen des Säurezustandes ausgewiesen. Ausführlichere Darstellungen des speziell zur Beurteilung des Säurezustandes aufgestellten Bewertungsverfahrens und der zugrunde liegenden Korrelation des Vorkommens von Makrozoobenthos-Indikatorarten mit wasserchemischen Kennwerten siehe LfU (2000).

Mit Einführung der zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) entwickelten Untersuchungs- und Bewertungsmethodik (Meier et al. 2006) und dem Auswerteprogramm ASTERICS wurde das Bewertungssystem für den Säurezustand der Fließgewässer bundesweit übernommen, aber von vier auf fünf Klassen gemäß Braukmann & Biss (2004) umgestellt, bei Vorgabe von 0,5 m^2 Probefläche, einem geringeren Schwellenwert ΣHK = 4 sowie Anpassung der Indikatorarten-Listen. Nach WRRL wird der Säurezustand nun auch Gewässertyp bezogen bewertet, klassisch aber nur in den zwei als versauerungsgefährdet geltenden Fließgewässer-Typen 5 und 5.1. Mit ASTERICS Version 3.1.1, Mai 2008, wird der „Typ bedingt stärker ausgeprägte natürliche Säurezustand" im Programm berücksichtigt: „Im Falle einer natürlicherweise bedingten Versauerung auch im Grundzustand (Typ 5.1) werden die Qualitätsklassen um jeweils eine Stufe angehoben, so dass sich die folgende Zuordnung ergibt: die Säureklassen 1 und 2 entsprechen der Qualitätsklasse ‚sehr gut', Säureklasse 3 entspricht der Klasse ‚gut', Säureklasse 4 der Klasse ‚mäßig' und Säureklasse 5 der Klasse ‚unbefriedigend'. Die Qualitätsklasse ‚schlecht' wird bei Gewässern des Typs 5.1 somit nicht vergeben". Fortan sind daher Säureklasse (original) und Qualitätsklasse (aufgewertet) zu unterscheiden. Die Säureklasse wird im ASTERICS-Protokoll mitgeführt.

In der Gewässerüberwachungspraxis haben sich Abundanz gewichtete arithmetische Mittel der Art-Indikationswerte über den Gesamtbefund bewährt (Pantle & Buck 1955, Friedrich & Herbst 2004, Marten 2010, LUBW 2011). In Anlehnung an dieses auf Pantle & Buck (1955) zurückgehende Verfahren wurde zusätzlich zur Auswertung mit ASTERICS ein Abundanzklasse gewichter Säureindex 4-stufig und 5-stufig, auf Basis der entsprechenden Indikatorenlisten (LfU 2000, Braukmann & Biss 2004) berechnet. Als weiteres „relatives" Verfahren wurde alternativ auch das Dominanzschwellen-Verfahren (10 %) für den Klassenübergang geprüft (Braukmann 1992, LfU 2000, Braukmann & Biss 2004).

Die mit den verschiedenen Verfahren erzielbaren Bewertungen werden für alle bisher vorliegenden Untersuchungsergebnisse der 11 Bäche vergleichend betrachtet und der Einfluss der in der Historie unterschiedlichen methodischen Vorgaben auf das Bewertungsergebnis dargestellt.

Ergebnisse

Alle Bäche weisen eine relativ geringe Artenvielfalt auf. Der saure Kaltenbach, im Fichtenwald mit Hochmoorcharakter gelegen, ist mit durchschnittlich 11 Arten je Untersuchung, resp. nur 30 nachgewiesenen Makrozoobenthos-Species über den Gesamtzeitraum 2012-2014 (12 Untersuchungster-

mine), ausgesprochen artenarm. Der Vordere Seebach ist mit durchschnittlich 28 Arten je Untersuchung und 83 nachgewiesenen Makrozoobenthos-Species über den Gesamtzeitraum 2012-2014 der artenreichste der 11 Bäche.

Die biologische Indikation nach den Modulen „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“ des WRRL-Verfahrens PERLODES/ASTERICS fallen mit überwiegend Klasse 1, „unbelastet resp. sehr gut“, in der Mehrzahl der Bäche der Erwartung entsprechend gut aus (keine sichtbare organische Belastung oder Gewässerverbau). Wie nachfolgend ausgeführt, haben dagegen beim Säurezustand das verwendete Verfahren, die je nach beprobter Fläche erzielte Probengröße, die Probenahme-Jahreszeit und die Bestimmungstiefe der Proben Einfluss auf das Bewertungsergebnis.

Unterschiede über die Bewertungsverfahren

Von der Aufwertung des Ergebnisses der Säureklassenberechnungen bei Gewässertyp 5.1 sind 5 der 11 Bachsysteme betroffen (Kaltenbach, Kleine Kinzig, Vorderer Seebach, Bärenbach, Steinbach). Die Folge ist eine Verringerung der indizierten „Versauerung“ gegenüber der Bewertung mit dem 5-stufigen Verfahren nach Braukmann & Biss (2004). Das nur 4-stufige Originalverfahren nach Braukmann (1992, Schwellenwert ∑HK 5, angewandt in UM 1992, LfU 1998) weist in diesen Gewässern eine nochmals strengerer Bewertung aus, was vor allem am höheren Schwellenwert liegt (Abb. 1). Die Abweichung der auf 100 % gescorten Ergebnisse der ASTERICS Bewertung liegt bei +13,4 % gegenüber Braukmann & Biss (2004) und bei +25,3 % gegenüber Braukmann (1992). Das Originalverfahren von Braukmann (1992) bewertet damit Gewässer des Typs 5.1 durchschnittlich um mehr als eine Klasse, im sauren Bereich sogar 1,5 Klassen strenger als die WRRL-Bewertung.

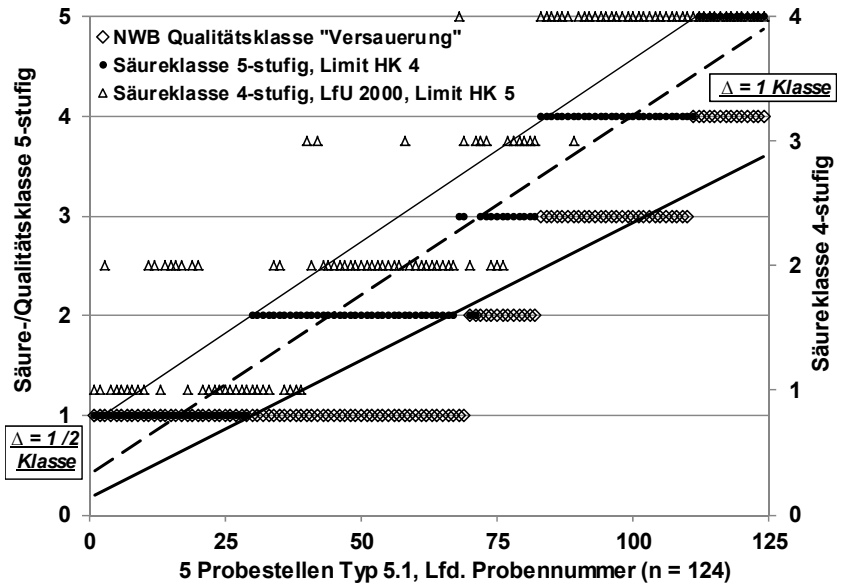


Abb. 1: Vergleich der Säureklassen- resp. Qualitätsklasse-Einstufung nach drei Berechnungsverfahren für 5 Probestellen des Gewässertyps 5.1.

Ein weiterer Unterschied liegt in der Probenahmezeit im Jahresverlauf. Für Gewässergüteuntersuchungen (bis 2004) galt: „Der günstigste Zeitraum liegt in der wärmeren und regenarmen Jahreszeit bei Niedrigwasser, weil zu dieser Zeit die eher pessimalen Zustände vorherrschen, die ja in der Gütekartierung zum Ausdruck gebracht werden sollen.“ (LfU 1992). Nach WRRL-Methode (Meier et al. 2006) sind die hier behandelten Bachtypen von Februar bis April zu beproben, die Bewertung kann daher auch um eine Klasse besser ausfallen (Marten 1996, LUBW 2011).

Einfluss der Größe der Probefläche auf das Bewertungsergebnis

Die Probenbezugsgröße der aufgestellten Zeitreihe (Größe der beprobten Fläche 0,3 – 1,25 m^2, oder Sammelzeit 2012-2014 1,5 Stunden) hat sich, im Laufe der Beobachtungsreihe signifikant verändert

(Abb. 2). Für die Befunde des Trendbiomonitoring wurde die Sammelzeit (aquatische Phase) von 1,5 Stunden 1:1 mit der Fläche gleichgesetzt. Die tatsächlich besammelte Fläche ist eher größer.

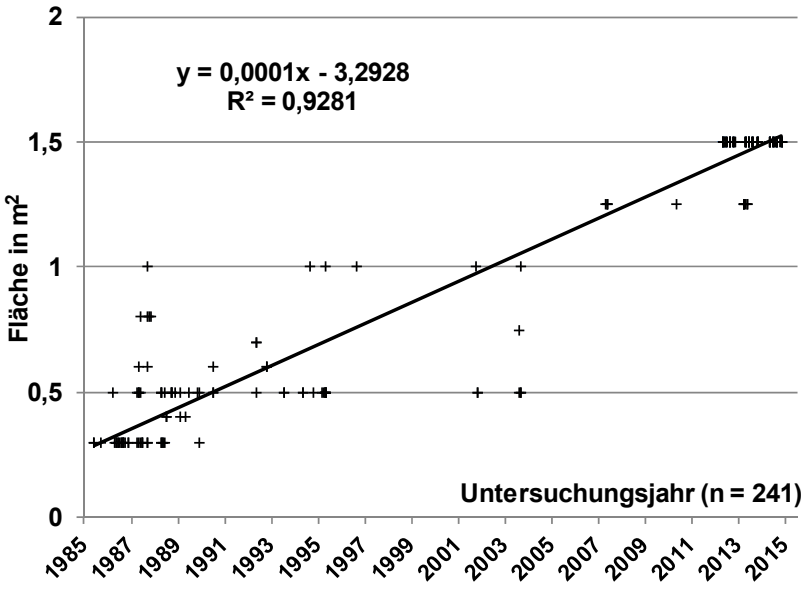


Abb. 2: Größe der beprobten Fläche (Gewässergüte- und WRRL-Untersuchungen, 0,3-1,5 m²) und der Sammelzeit (TBM, 1,5 Stunden) im Verlauf der gesamten Beobachtungsreihe (n = 241, ohne Proben von Rapp 1990, Sammelbezug nicht bekannt).

Das Bewertungsergebnis korrespondiert mit der Größe der beprobten Fläche, besonders augenfällig an der Probestelle YA009 am Steinbach (Abb. 3). Die Säureklasse verbessert sich von 4 – unbefriedigend auf 2 – gut, im gleichen Zuge wie sich die Artenzahl von 2 auf 14 erhöht. Als Stichprobenfehler hinsichtlich der Indikatoren-Erfassung wird in der Zeitreihe aufeinanderfolgender Werte als deutlichster Anstieg jener zwischen beiden WRRL Beprobungen offenbar (um 8 Arten = 133 %).

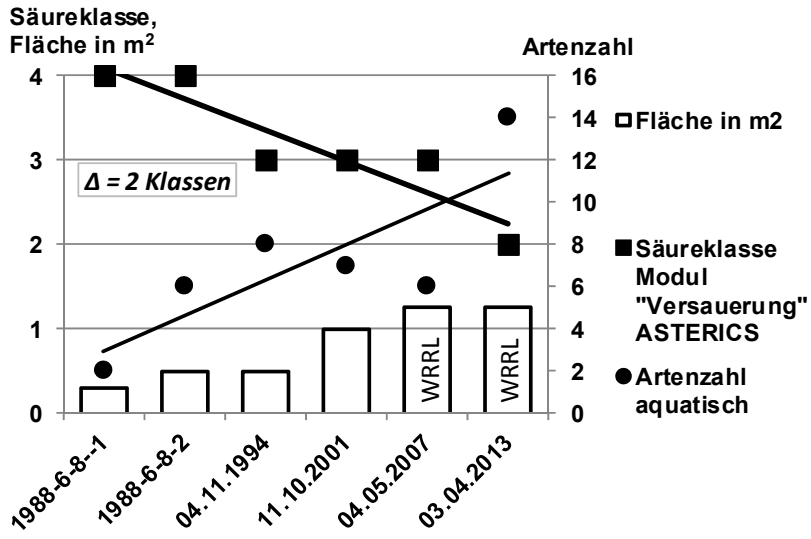


Abb. 3: Artenzahl und Säureklasse nach Braukmann & Biss (2004) im Vergleich zur beprobten Fläche der Probestelle YA009 am Steinbach im Odenwald.

Generell nimmt der Säurezustand in der Zeitreihe an den Probestellen um etwas mehr als eine Säureklasse ab (Abb. 4). Herausgelassen wurde hier der in der Zeitreihe fast durchgehend saure Kaltenbach, mit knapp einem Drittel der Befunde auch heute noch in Säureklasse 5. In zwei Drittel der mit „schlecht" bewerteten Proben ist das Artenspektrum so gering, dass es nicht für eine signifikante ASTERICS-Bewertung reicht.

Aus den ersten Jahren der Beobachtungsreihe liegen Parallelproben vom gleichen Tag oder von verschiedenen Terminen innerhalb eines Jahres vor. Die Säureklasse dieser kleinen, älteren Proben (Probenfläche 0,3 m²) schwankt im Jahr um bis zu 3 Klassen (von 5!), zwischen Parallelproben des glei-

chen Probennahmetages um 2 Klassen. Um den Zusammenhang Probengröße und Bewertungsergebnis zu prüfen, wurden die Bestimmungsergebnisse kumuliert und neu ausgewertet. Abhängig von der Anzahl der Parallelproben resp. jahresweise zusammengefasster Proben kann die Bewertungsklasse nach ASTERICS dadurch bis zu 3 Klassen besser ausfallen.

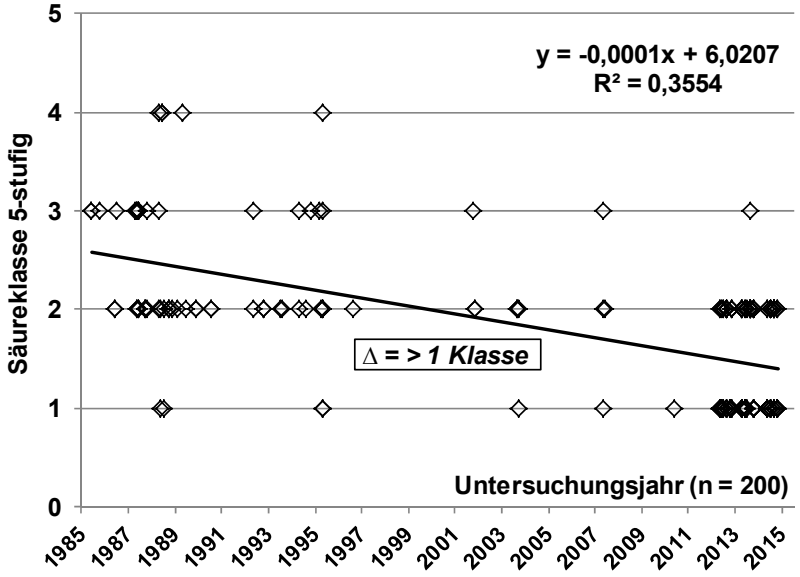


Abb. 4: Säureklasse für 200 Proben an 10 Bächen, aufgetragen über dem Jahr der Untersuchung (1985-2014). Ohne Proben von Rapp (1990) und Kaltenbachsystem.

Wie beispielhaft für die 9 in 1986 an EN116 im Kaltenbachsystem z. T. am gleichen Tag (21.8.1986) genommen Proben dargestellt, liegt die Säureklassen-Bewertung der neun kumulierten Proben um 2 Klassen über der mittleren Bewertung der Einzelproben (Tab. 1, vorletzte und letzte Spalte).

Tab. 1: Ökologische Bewertungen nach ASTERICS von 9 Proben am Kaltenbach in 1986 einzeln, gemittelt und kumuliert.

Kaltenbach, 9 Proben 1986 Probestelle/Datum	EN116 30.4.1986	EN116 22.5.1986	EN116 19.6.1986	EN116 24.7.1986	EN116 21.8.1986-1	EN116 21.8.1986-2	EN116 21.8.1986-3	EN116 25.9.1986	EN116 4.12.1986	Mittelwert 9 Proben	EN116 1986 ∑ 9 Proben
Fließgewässertyp	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1		5.1
Fläche in m^2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	2,7
Taxazahl aquatisch	13	15	21	12	11	16	7	18	5	13,11	42
Artenzahl aquatisch	9	10	12	6	3	11	2	7	1	6,78	20
Bestimmungstiefe Art aquat. in %	69,2	66,7	57,1	50,0	27,3	68,8	28,6	38,9	20,0	47,39	47,6
NWB Ökologische Zustandsklasse	4	4	4	5	3	4	5	2	5	4	2
NWB Qualitätsklasse Modul "Saprobie"	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
NWB Qualitätsklasse Modul "Allgemeine Degradation"	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1,22	1
Säureklasse Modul "Versauerung" ASTERICS	4	4	4	5	3	4	5	2	5	4	2

Mit Verbesserung der Säureklasse durch Zusammenfassen der Proben ändert sich nach dem Worst-Case-Prinzip auch die Ökologische Zustandslasse. Die Verbesserung der Bewertung durch Zusammenfassen der Proben ist verfahrensbedingt immer dann zu erwarten, wenn bereits bei einer Einzelprobe (am 25. 9. 1986) die Säureklasse 2 ausgewiesen ist. Es müssen bei Berücksichtigung dieser Probe dann auch genügend Vertreter der Säureklasse 2 oder besser im Gesamtbefund vorhanden sein. Allerdings kommt man zum gleichen Gesamtergebnis, wenn diese Einzelprobe vom 25. 9. 1986 aus der Befund-Addition herausgelassen wird, also lediglich mit der Befundsumme der 8 schlechteren Teilproben gerechnet wird. Die wenigen Vertreter der Säureklasse 2 der einzelnen 8 Teilproben werden im Gesamtbefund kumuliert und ermöglichen die Ausweisung der Säureklasse 2 und entsprechend das Erreichen der Ökologischen Zustandsklasse „gut“.

Zur weiteren Absicherung der getroffenen Aussagen wurde der generelle Einfluss der Probengröße auf das Bewertungsergebnis auch durch Ausdünnen (jede 2. Art raus, jede 3. Art raus, Einzelfunde raus) und Verdichten (Zusammenfassen von 2 Terminen, 4 Terminen, 12 Terminen) der Taxalisten der Intensivuntersuchung in 2012-2014 für alle 11 Probestellen geprüft. Mit der Anzahl der Taxa des resultierenden Befundes (Abb. 5a) verändert sich erwartungsgemäß auch das Ergebnis der WRRL-Bewertung. Im Falle der Qualitätsklasse Versauerung beträgt der Unterschied fast eine Klasse zwischen kleinster und größter Probenkonfiguration (Abb. 5b). Dagegen werden die Allgemeinen Degradation nur mäßig und die Saprobie kaum betroffen. Auch sind Einflüsse unterschiedlicher Häufigkeitsangaben (z. B. Individuenzahlen oder reine Präsenz) im Effekt auf die Bewertung zu vernachlässigen (Marten in Vorb.). Die Saprobie, basierend auf inzwischen vielen saprobiell indizierenden Arten (Marten 2004), ist praktisch unabhängig von der Befundgröße. Im Proben-Kollektiv wird allerdings meist nur das obere Ende der Bewertungsskala abgebildet, die Aussage ist aber durch Auswertungen stärker saprobiell belasteter Probenstellen bestätigt (LUBW 2011).

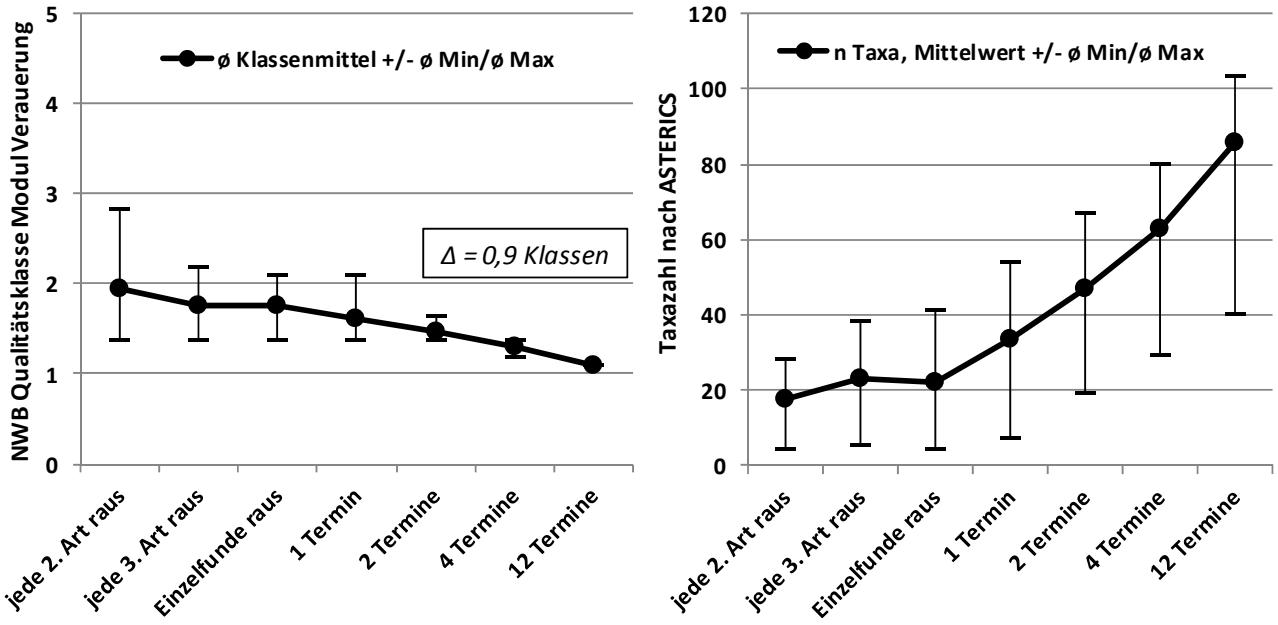


Abb. 5: Taxazahlen (a) und NWB Qualitätsklasse Versauerung (b) an 11 Probestellen 2012-2014 (n = 132) für verschiedene Befund-Konfigurationen (vgl. Text).

Der Einfluss der Bestimmungstiefe auf das Bewertungsergebnis

Die Bestimmbarkeit des Makrozoobenthos hat sich in den letzten Jahren für die Gewässerüberwachungspraxis durch taxonomische Bearbeitungen der hier relevanten Larvenformen sowie durch neue übersichtliche Bestimmungsschlüssel weiter verbessert. Auch durch verfahrensbedingt höhere Anforderungen bei der Auftragsvergabe konnte die Bestimmungstiefe, d. h. der Prozentanteil der bis zur Art bestimmten Taxa, im Verlauf der Zeit verbessert werden (Abb. 6).

Mit besserer Bestimmungstiefe gelingt immer auch der Nachweis einer höheren Artenzahl, was auch Auswirkungen auf das Ergebnis der ökologischen Bewertung haben kann, gerade beim festen Schwellenwert-Verfahren der Säureindikation. Zum kausalen Nachweis des Einfluss der Bestimmungstiefe auf das Ergebnis der ökologischen Bewertung wurde das im Datenkollektiv in der Zeitreihe unterschiedliche Bestimmungsniveau auf den „kleinsten gemeinsamen Nenner“ reduziert, und

zwar im 1. Ansatz auf den kleinsten gemeinsamen Nenner der Proben eines Bachsystems („probestellenweise“) und im 2. Ansatz auf den kleinsten gemeinsamen Nenner des gesamten Probenkollektivs („über 11 Bachsysteme“). Das Taxa-/Artenspektrum verringert sich mit zunehmender Reduktionsstufe von 344 Taxa/193 Arten (Original) auf 215 Taxa/98 Arten bei probestellenweiser Reduktionstufe und auf 113 Taxa/32 Arten bei Abgleich über alle Bachsysteme.

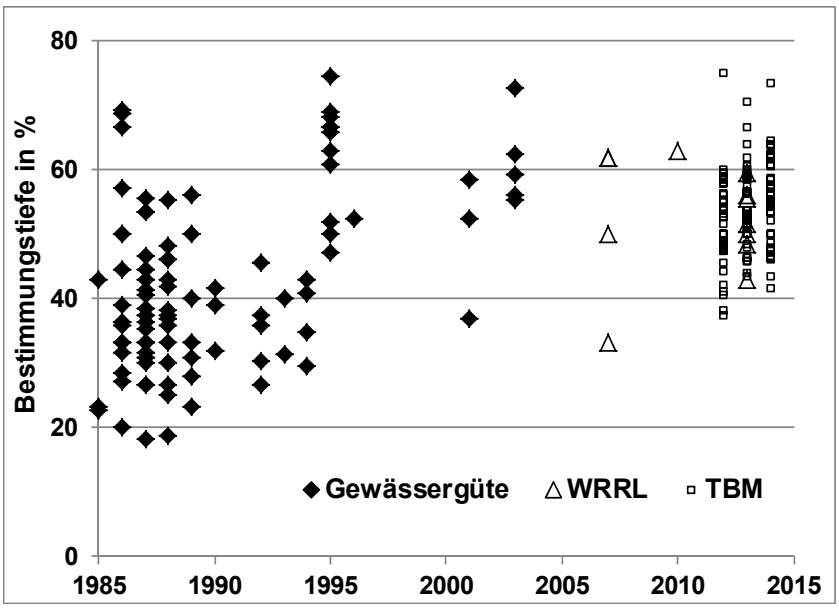


Abb. 6: Die Änderung der Bestimmungstiefe im Entwicklungsverlauf der Makrozoobenthos-Analyse bei Gewässeruntersuchungen an 11 Bachsystemen mit insgesamt 241 Proben.

Im Mittel der 11 Bachsysteme ergibt sich durch die Reduktion eine geringe gerichtete Zunahme der ausgewiesenen Qualitätsklasse (um 0,28) und der 5-stufigen Säureklasse (um 0,31, Abb. 7) mit abnehmender Bestimmungstiefe. Bezogen auf das einzelne Bachsystem kann der Einfluss der Bestimmungstiefe auf das Ergebnis der Bewertung je nach Artenspektrum sehr unterschiedlich ausfallen. Bei 4 der 11 Bachsysteme liegt der Unterschied zwischen den verschiedenen Bestimmungsniveaus bei einer halben NWB Qualitätsklasse Versauerung oder mehr (Brandbach 0,50, Steinbach 0,53, Kaltenbach 0,54, Vorderer Seebach 0,68). Eine leichte Tendenz zur Zunahme dieses Effekts der Bestimmungstiefen Reduktion ist bei säurebelasteteren und damit artenärmeren Bachsystemen erkennbar.

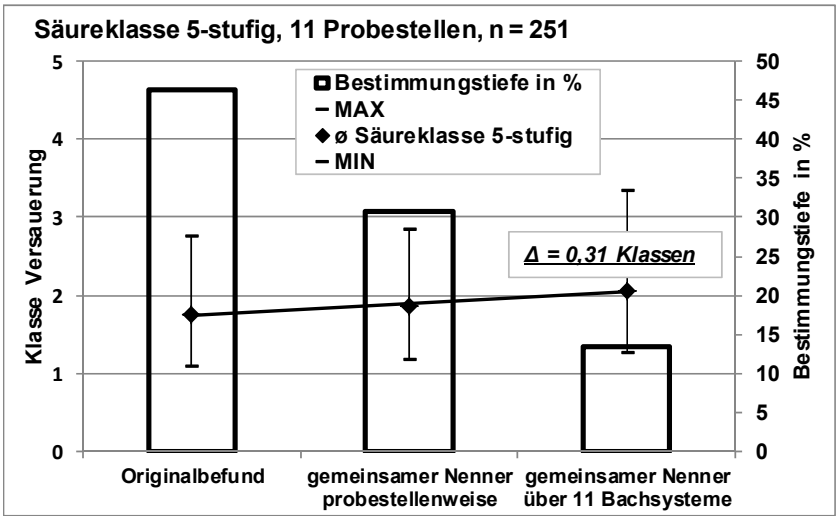


Abb. 7: Verifizierung des Einfluss der Bestimmungstiefe auf die Säureklasse durch Angleichung des Bestimmungsniveaus.

Einen ähnlichen Effekt wie die Verbesserung des Bestimmungsniveaus hat die Erweiterung der Liste der Säure-Indikatoren nach Hess & Heckes (2014) für die Auswertung der Makrozoobenthos-Befunde aus „25 Jahre Versauerungsmonitoring SAMOWA25“. Um die Belastbarkeit der Ergebnisse durch eine möglichst hohe Anzahl indikativer Taxa zu verbessern, wurde die bisher bei der Verfahrensgestaltung vermiedene Übertragung auf Gruppen-Taxa bzw. die konsequente Anwendung des Prinzips des "schlechtesten Wertes" für Gruppentaxa wieder eingeführt. Vom bayerischen Artenspektrum in sauren Gewässern sind gegenüber 186/50,5% Taxa in ASTERICS jetzt 269/73,1% Taxa eingestuft (s. Hess & Heckes 2014). Die umfangreichere Indikatorenliste führt zu einer größeren Trefferquote des festgestellten Befundes bei der Indikation. Im Ergebnis der Prüfung des hier behandelten Probenkollektivs ist dies, bei Berücksichtigung der Sprünge um 2 Klassen eine Abweichung von 14 %, hin zu einer besseren Säurezustandsklasse. Dabei sind vor allem die artenärmeren Befundlagen mit höheren berechneten Belastungsklassen betroffen. In einem Fall (0,4 %) gab es eine Verschlechterung der Säurezustandsklasse (von SZK 2 auf SZK 3, Marten in Vorb.).

Abhilfe aus dem Bewertungsdilemma

Verfahren, welche die Häufigkeit der Indikatoren in Bezug zum Gesamtbefund der Probe berücksichtigen sind von der methodisch vorgegebenen absoluten Befundgröße unabhängiger, so der als Abundanz gewichtete Säureindex sensu Pantle & Buck (1955) oder die Säureklassenzuordnung anhand der relativen Abundanz (Dominanz 10 %) für den Klassenübergang (LfU 2000).

Bei beiden Verfahrensweisen fällt die Anhebung des Bewertungsergebnisses durch Zusammenfassen der Proben (Befund-Vergrößerung), wie noch in Tab. 1 für den Kaltenbach dargestellt, für das gleiche Probenstellen-Kollektiv wie erwartet weitgehend aus (Tab. 2). Lediglich beim 5-stufigen System fällt die Probensumme gegenüber dem Probenmittel beim Säureindex um eine Klasse besser aus, mit 4,48 jedoch nur 0,02 Punkte von der Grenze zur schlechteren Klasse entfernt.

Tab. 2: Ökologische Bewertungen anhand „relativer Verfahren“ von 9 Proben am Kaltenbach 1986 einzeln, gemittelt und kumuliert.

Über alle Probestellen/Ergebnisse mit flä- Kaltenbach, 9 Proben 1986 Probestelle/Datum	EN116 30.4.1986	EN116 22.5.1986	EN116 19.6.1986	EN116 24.7.1986	EN116 21.8.1986-1	EN116 21.8.1986-2	EN116 21.8.1986-3	EN116 25.9.1986	EN116 4.12.1986	Mittelwert 9 Proben	EN116 1986 ∑ 9 Proben
Säureklasse Ausschlussvf., 5-stufig, Dominanz 10%	5	4	4	5	3	5	5	5	5	4,56	5
Abundanzklasse gewichter Säureindex 5-stufig	4,76	4,68	4,68	4,91	4,22	4,68	5	4,64	5	4,73	4,48
Säureklasse Ausschlussvf., 4-stufig, LfU 2000, Dominanz 10%	4	4	4	4	2	4	4	4	4	3,78	4
Abundanzklasse gewichter Säureindex 4-stufig, LfU 2000	4	3,94	3,95	4	3,28	3,95	4	3,84	4	3,88	3,78

chenbezogener Beprobung (Gewässergüte- und WRRL-Messnetz) zeigt sich der Abundanzklasse gewichtete Säureindex als das von der Probefläche unabhängigste Verfahren, im Vergleich zur Säureklassen-Berechnung nach ASTERICS und auch zur Dominanz bezogenen Zuordnung zur Säureklasse nach Braukmann & Biss (2004) (Abb. 8). Der Abundanzklasse gewichtete Säureindex bleibt auch mit einem Δ von 0,05 praktisch unbeeinflusst von der gezielt erzeugten Reduktion der Bestimmungstiefe. Es ist anzunehmen, dass die verbleibende, gegenüber der Säureklasse nach ASTERICS nur etwa halb so große Verbesserung der Säureklasse mit zunehmender Probefläche, auf eine reale Verbesserung des Säurezustandes in der Zeitachse zurückzuführen ist.

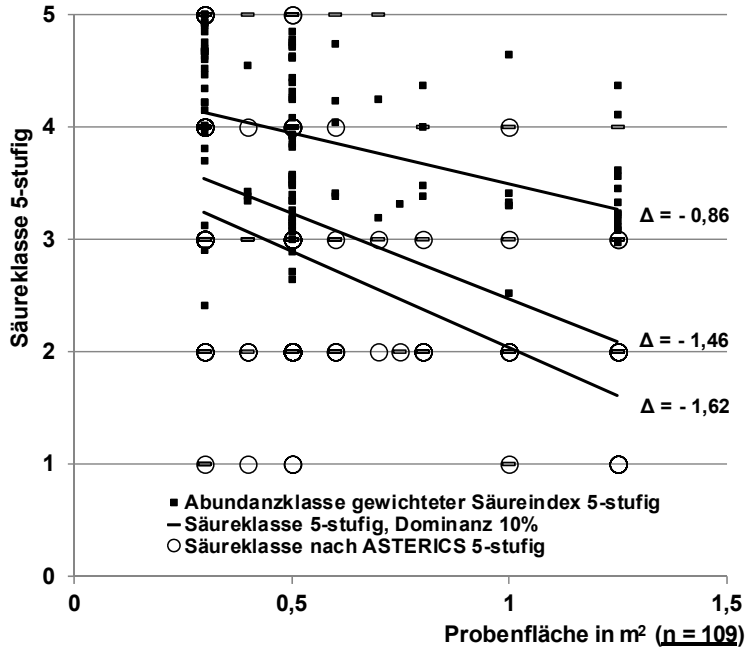


Abb. 8: Vergleich der Säureklassen Bewertung mit „relativen" Verfahren mit der Säureklasse nach ASTERICS (Schwellenwert-Verfahren). Darstellung für alle Proben mit flächenbezogener Aufsammlung.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Zusammenschau der Befunde aus der Intensivuntersuchung 2012-2014 und den verglichenen Ergebnissen aus den Messnetzen Gewässergüte und WRRL weist verschiedene generelle Verfahrensunterschiede aus. Dies betrifft die Gewässertyp bezogene pauschale Aufwertung der Befunde, den Zeitpunkt der Probenahme und die Abhängigkeit der Bewertungsergebnisse von Probengröße und Bestimmungstiefe. Die verschiedenen Aufnahmeverfahren und deren Verfahrensumsetzung, letztlich in Kartendarstellungen, sind daher nicht unmittelbar vergleichbar.

In der Langzeitbetrachtung der Befunde an den 11 Bächen der MUB ergibt sich in der Summe folgender methodischer Fehler: Verfahrensänderungen vom 4-stufigen auf das 5-stufige Verfahren mit Schwellenwert-Absenkung bedingen eine Abmilderung der Beurteilungsschärfe um eine halbe Klasse. Für Fließgewässertyp 5.1 erfolgt nunmehr nach WRRL eine systematische Aufwertung um eine Klasse. Durch Zunahme der Probefläche ist eine Verbesserung der Bewertung um mindestens eine weitere Klasse zu erklären und die Verbesserung der Bestimmungstiefe führt zu durchschnittlich 0,3 Klassen Aufwertung. Insgesamt muss im Falle von Fließgewässertyp 5.1 bei Effekt-Addition mit einer methodisch bedingten Aufwertung um insgesamt 2,8 Klassen gerechnet werden. Bei Fließgewässertyp 5 beträgt die Fehlersumme 1,8 Klassen. Verbessernd wirkt auch die Verschiebung der Probenahme vom Sommer auf Frühjahr mit besserer Nachweischance für MZB-Arten.

Die methodischen Unterschiede können die ausgewiesene Differenz im Säurezustand zwischen früher und heute erklären. Am unabhängigsten von den Fehlerquellen erweist sich der aufgestellte Säureindex. Hiernach verbleibt eine Verbesserung des Säurezustandes von knapp einer Klasse. Damit kann aber keineswegs Entwarnung gegeben werden, alle 11 Bäche weisen noch deutliche Defizite auf, besonders der Kaltenbach. Dies entspricht der Beobachtung der im Trend zumeist nur geringen Veränderungen im pH-Wert der Gewässer sowie der anhaltenden Vermoorung vieler Quellgebiete auch infolge waldbaulicher Intensiv-Nutzung mit Fichten. Die Ergebnisse der Untersuchung unterstreichen die Erfordernis langjähriger, in sich konsistenter Messnetze.

Danksagung

Untersuchungen des Makrozoobenthos 2012-2014 wurden im Auftrag der LUBW vom Büro für Angewandte Limnologie und Landschaftsökologie (BAL) nach Konzept und Methode des Trendbiomonitoring (LUBW 2011) durchgeführt. Ergebnisse der bisherigen Untersuchungen Gewässergüte und Wasserrahmenrichtlinie wurden vom LUBW Referat 41, Gewässerschutz, bereitgestellt.

Literatur

Böhmer, J. & H. Rahmann (1992a): Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung – Literaturstudie zur Erarbeitung von Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. – Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LfU, Hrsg.), Karlsruhe 1992: 195 S.

Böhmer, J. & H. Rahmann (1992b): Gewässerversauerung –Limnochemische Untersuchungen zur Versauerung stehender Gewässer im Nordschwarzwald unter besonderer Berücksichtigung der Amphibienfauna. – ecomed 1992: 231 S.LfU (1986): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg, Jahresbericht 1985. – Landes-anstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LfU), Karlsruhe: 281 Seiten incl. Anhang.

Braukmann, U. (1992): Biological indication of stream acidity in Baden-Württemberg. – In: Böhmer, J. und Rahmann, H.: Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung, Literaturstudie zur Erarbeitung von Bioin-dikationsverfahren zur Gewässerversauerung, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Karlsruhe: 58-71.LfU (1989): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg, Jahresbericht 1988. – Landes-anstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LfU), Karlsruhe: 154 Seiten, Anhang.

Braukmann, U. (1995): Biologische und chemische Untersuchungen zur Gewässerversauerung in Baden-Württemberg. – Seiten 205-224 in: Umweltministerium Baden-Württemberg [Hrsg.]: Saurer Regen - Prob-leme für Wasser, Boden und Organismen. – Reihe Umweltforschung in Baden-Württemberg, Ecomed, Landsberg: 302 Seiten.

Braukmann, U. (2001): Stream acidification in South Germany - chemical and biological assessment methods and trends. – Aquatic Ecology 35: 207-232.

Braukmann, U. & R. Biss (2004): Conceptual study - An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. – Limnologica 34: 433-450.Pantle, R. & Buck, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. – Gas- und Wasserfach, 96, 604.

Friedrich, G. & V. Herbst (2004): Eine erneute Revision des Saprobiensystems - weshalb und wozu?. – Acta hydrochim. hydrobiol. 32, 1, Weinheim: 61-74.

Hess & Heckes (2014)LfU (1986): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg, Jahresbericht 1985. – Landes-anstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LfU), Karlsruhe: 281 Seiten incl. Anhang.

LfU (1989): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg, Jahresbericht 1988. – Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LfU), Karlsruhe: 154 Seiten, Anhang.

LfU (1992): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung - Arbeitsanleitung. Ermittlung der Gewässergüteklassen in Baden-Württemberg. – Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LfU), Handbuch Wasser 2, Karlsruhe 1992.

LfU (1998): Gewässergütekarte Baden-Württemberg. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie Nr. 49, Karlsruhe: 65 Seiten, Anhang.

LfU (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionale Bachtypen in Baden-Württemberg. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 56, Karlsruhe: 501 Seiten.

LUBW (2011): Trendbiomonitoring - Biozönotisches Langzeit-Monitoring in Fließgewässern Baden-Württembergs. – Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Karlsruhe, Dezember 2011, 95 Seiten: http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/content/101750/U64-M331.

Marten, M. (1996): Das Makrozoobenthos der oberen Donau, Arteninventar, Erfassungsstand, Längszonierung und saprobiologische Auswertungen. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V. (1996), Tagungsbericht 1995, Band II, Kaltenmeier Söhne, Krefeld: 582-586.

Marten, M. (2004): Revision der DIN 38410 Saprobienindex – Eine kritische Betrachtung aus Sicht von Theorie und Praxis. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V. (2005), Tagungsbericht 2004, Weißensee Verlag: 607-611.

Marten (in Vorb.): Ökologische Zustandsbeschreibung an elf Bächen der Medienübergreifenden Umweltbeobachtung unter dem Aspekt der Gewässerversauerung. Ergebnisse der Intensivuntersuchung des Makrozoobenthos in 2012 bis 2014 im Vergleich zu verschiedenen Voruntersuchungen mit unterschiedlichen methodischen Herangehensweisen. – Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (Hrsg.) - FADO-Fach-Dokumentation, Karlsruhe.

Meier et al. (2006): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. – Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Förderkennzeichen (UFOPLAN) 202 24 223: 198 Seiten, 12 Anhänge.

Pantle, R. & Buck, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. – Gas- und Wasserfach, 96, 604.

Rapp, N. (1990): Untersuchungen zur Auswirkung von Gewässerversauerungserscheinungen auf die Invertebratenfauna von Fließgewässern sowie Erarbeitung einschlägiger Biotestverfahren“. – unveröffentlichter Werkvertragsbericht des Zoologischen Instituts der Universität Heidelberg im Auftrag des UM Baden-Württemberg, O. Nr. 62-86.18., WV 28 LfU: 66 S.

UBA (1990): Untersuchungen zur Auswirkung von Versauerungserscheinungen auf Fische und Amphibien sowie Erarbeitung einschlägiger Bioindikationsverfahren. - Projektbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin, Juli 1990, 188 S., Anhang (WV27).

UM (1992): Gütezustand der Gewässer in Baden-Württemberg, 7, Zustandsuntersuchungen auf biologisch ökologischer Grundlage. – Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (Hrsg.), Stuttgart: 64 Seiten, Anhang.

UM (1994): Saurer Regen. Probleme für Wasser, Boden und Organismen. – Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg., Konzeption und Redaktion Dr. H. Gebhardt), ECOMED, Landsberg. 302 pp.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Der Kalikokrebs am Oberrhein: Suche nach Ausbreitungsmustern und aktuellen Verbreitungsgrenzen

Andreas Martens, Robin Wegner, Alexander Herrmann, Adam Schnabler, Karsten Grabow

Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, martens@ph-karlsruhe.de robinwegner@gmx.net, al.hermann@web.de, adam.schnabler@gmx.de grabow@ph-karlsruhe.de

Das bisher bekannte Verbreitungsgebiet des Kalikokrebses *Orconectes immunis* in Europa reicht am Oberrhein von Kehl bis Worms, wobei die Art im Süden von Karlsruhe die gesamte Rheinebene zwischen Rhein und Schwarzwald besiedelt, im Norden von Karlsruhe im Wesentlichen auf die Rheinaue beschränkt ist. Der Kenntnisstand zum Vorkommen in der Pfalz und in Frankreich war gering.

Seit Herbst 2015 wurde planmäßig die Verbreitung in den Fließgewässern und Gräben am nördlichen Oberrhein untersucht. Dazu wurden an mehr als 200 Stellen 11-Loch-Kalksandsteine (240x115x113 mm, Löcher 30 mm Durchmesser) als künstliche Verstecke ausgebracht und in etwa 7-tägigem Turnus beprobt. Insgesamt gab es fünf Untersuchungsschwerpunkte: (1) die rechtsrheinischen Zuflüsse nördlich von Karlsruhe, (2) die Fließgewässer in der Pfalz, (3) das Vorkommen im Elsass, (4) das Vorkommen im Kontaktbereich zum Signalkrebs am Schwarzwaldrand und (5) die Südgrenze der Verbreitung im Raum Offenburg/Kehl.

Die Untersuchungen gestatten sowohl ein aktuelles und detailliertes Verbreitungsbild als auch Aussagen zu den Ausbreitungswegen der Art und Prognosen über zukünftige Trends. Im Tiefgestade des Oberrheintals sind linksrheinisch zwischen Lauterbourg und Speyer nahezu alle Bäche, Altarme, Kanäle und Gräben vom Kalikokrebs besiedelt. Rechtsrheinisch ist die Situation zwischen Kehl und Mannheim entsprechend. In vielen Bereichen wurde die Ausbreitung durch die als Hochwasserentlaster angelegten, die Bäche aus dem Schwarzwald bzw. dem Pfälzer Wald untereinander verbindenden Gräben und Kanäle erleichtert. Lehmig-schlammige Fließgewässer sind mit hoher Stetigkeit besiedelt. In Sandbächen hat die Art ihr Pessimum.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Klimawandel & Wetteranomalien: Bewertung von Agrar-Umwelt-Maßnahmen

Marisa Matranga & Andreas Gericke[1]

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

Keywords: Klimawandel, Nährstoffeinträge, Gewässer, Maßnahmen, WRRL, MONERIS

Einleitung

Hinsichtlich möglicher Auswirkungen des Klimawandels im Einzugsgebiet der Spree und Havel (vgl. Gericke & Matranga 2018) gewinnen Maßnahmen zum Nährstoff- und Wasserrückhalt auf den überwiegend sandigen Böden für den Boden- und Gewässerschutz zunehmend an Bedeutung. Eine im Rahmen dieser Studie durchgeführte Befragung zum Erfahrungswissen der Landwirte in zwei Modellregionen bestätige, dass Anpassungen zum Nährstoff- und Wasserrückhalt teilweise stattfinden. Sie zeigt aber auch eine große Unsicherheit hinsichtlich der Auswirkungen von Klimawandel und Bewirtschaftungsmaßnahmen. Aufgrund der sozioökonomischen Rahmenbedingungen wie Preisdruck, kurze Pachtvertragsdauer und fehlende Beratungsangebote ist eine nachhaltige Bewirtschaftung oft nur auf den z.B. durch Agrarumwelt- und Klimaschutzmaßnahmen (AUMK) geförderten Flächen möglich. Insbesondere bei Starkregen weisen konventionell bewirtschaftete Flächen infolge von Bodenverdichtung und Humusschwund höhere Nährstoffverluste auf als nachhaltig bewirtschaftete Flächen (vgl. ZALF 2013).

Trotz der Umsetzung von Bewirtschaftungsplänen zur Verbesserung der Gewässergüte, sind die Zielkonzentrationen in den Gewässern noch nicht erreicht (NITROLIMIT, 2016). Im Rahmen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) müssen zur Erreichung des guten ökologischen Zustands bis 2027 deshalb die Nährstoffkonzentrationen der Gewässer im Einzugsgebiet der Spree und Havel weiterhin reduziert werden.

Ziel der Studie ist, für repräsentative Bilanzpegel die aktuellen Eintragspfade für Nährstoffe in die Gewässer zu quantifizieren, die Eintragsreduktion zum Erreichen des guten ökologischen Zustands zu ermitteln und geeignete Maßnahmen zur Frachtreduzierung im Bereich Land- und Siedlungswasserwirtschaft zu identifizieren.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Einzugsgebiet von Spree und Havel umfasst eine Fläche von 23800 km² und liegt zu 79 % in Brandenburg. Beide sind typische Flachlandflüsse, deren Abfluss durch intensive Bewirtschaftung und Bergbau stark reguliert ist. Das Einzugsgebiet ist durch ein kontinentales Klima geprägt. Die mittlere Jahresniederschlagssumme im Referenzzeitraum (2012-2014) lag bei 560 mm a^{-1} und die mittlere Temperatur bei 10 °C, wodurch sich eine aktuelle Wasserbilanz von 120 mm a^{-1} ergab. Durch

die verbreitet sandigen Böden ist die Wasserspeicherkapazität gering. Geringe Niederschläge und hohe Verdunstungsraten führen zeitweise zu Trockenstress in der Landwirtschaft. 89% der landwirtschaftlichen Nutzflächen haben niedrige Ackerzahlen zwischen 23 und 36. 43% der Fläche wird landwirtschaftlich genutzt (31% Ackerland, 12% Grünland). Die im Rahmen der AUKM nachhaltig bewirtschafteten Flächen nehmen 59% der Grünland- und 26% der Ackerfläche ein.

Abfluss- und Gütetrends

Für die Bilanzpegel repräsentativer Standorte der Länder Berlin und Brandenburg (LFU und Berliner Senat, 2012, Abb. 17) wurden die gemessenen Abflüsse (Q) sowie Konzentrationen von Gesamtstickstoff (TN) und Gesamtphosphor (TP) für die Jahre 2001–2015 monatlich gemittelt. Die Trendanalyse basierte auf dem nichtparametrischen Seasonal Mann-Kendall (SMK, Hirsch 1992). Der SMK ist ein nichtparametrischer Trendtest und testet die gemessenen Daten auf die Existenz eines signifikanten monotonen absteigenden oder aufsteigenden Trends. Der Zeitpunkt einer Trendänderung in den Messwerten wurde mit dem Pettits's Test ermittelt. Der Signifikanzlevel für die Existenz eines Trends wurde für beide Tests auf kleiner als 5% gesetzt.

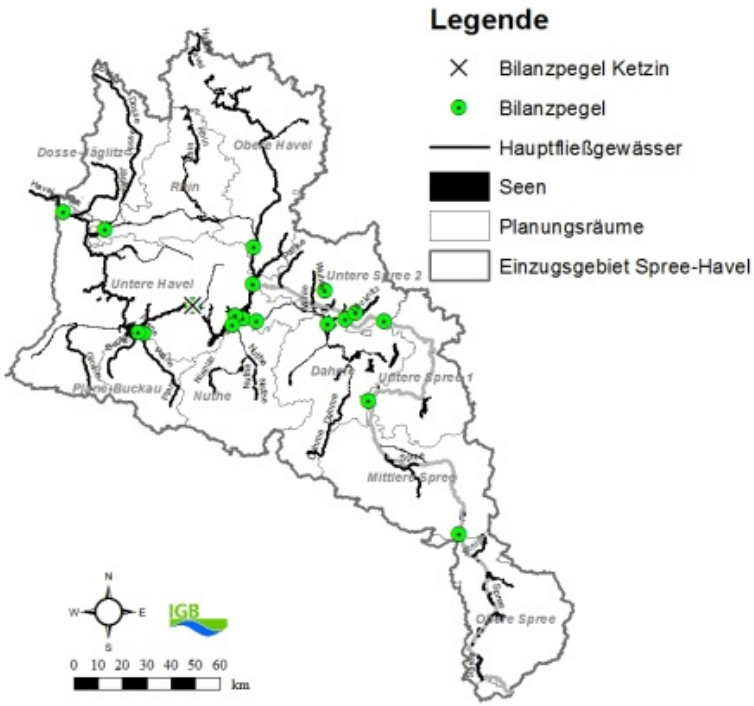


Abb. 17: Planungsräume und Bilanzpegel im Einzugsgebiet der Spree-Havel

Nährstoffeintragsberechnung

Für die Beurteilung des aktuellen Gewässerzustands wurden die Einträge und Frachten für TN und TP mit dem Nährstoffeintragsmodell MONERIS (Venohr et al. 2011) berechnet. MONERIS berücksichtigt Nährstoffeinträge aus unterschiedlichen Quellen (z. B. Landwirtschaft, Kläranlagen) und Eintragspfaden (z. B. Grundwasser, Kanalisation). Grundlage der Modellberechnungen ist eine Untergliederung in 613 Teilgebiete für das Flusssystem der Spree und Havel bis zum Auslasspunkt der Havel in die Elbe bei Havelberg. Die Validierung und Bewertung der modellierten Abflüsse, Einträge und Frachten wurde an den Bilanzpegeln vorgenommen (Abb. 17).

Nährstoffreduktionsbedarf und Maßnahmenwirksamkeit

Aufgrund seiner Nähe zum Referenzpegel Ketzin wurde die TN- und TP-Zielwertkonzentration des Trebelsees für die Berechnung des Nährstoffreduktionsbedarfs zur Erreichung des guten chemischen Zustands der Unteren Havel gewählt. Der Trebelsee ist ein ungeschichteter Flusssee (Seetyp 12, Matthes et al. 2002) mit einer maximalen Wasserverweilzeit von 30 Tagen. Der Pegel Ketzin deckt 70% des Einzugsgebietes ab.

Dabei wurde vereinfachend davon ausgegangen, dass mit dem Erreichen des guten chemischen Zustands am Trebelsee auch die Ziele der entlang der Abflusstopologie eingebundenen Seen und verbindenden Fließgewässer erreicht werden. Entsprechend der für diesen Seentyp anzustrebenden Orientierungswerte von 90 µgl^{-1} TP (LAWA, 2015) und 900 µgl^{-1} TN (Dolman, 2016) wurde in MONERIS der Reduktionsbedarf für die TN- bzw. TP-Einträge und -frachten berechnet. Dafür wurden mittels linearer Regression zwischen Jahreskonzentrationen und Konzentrationen innerhalb der Vegetationsperiode mittlere jährliche Zielwertkonzentrationen von 79 µgl^{-1} TP und 1,2 mgl^{-1} TN abgeleitet, die in den Nebengewässern nicht überschritten werden dürfen (siehe Abb. 18).

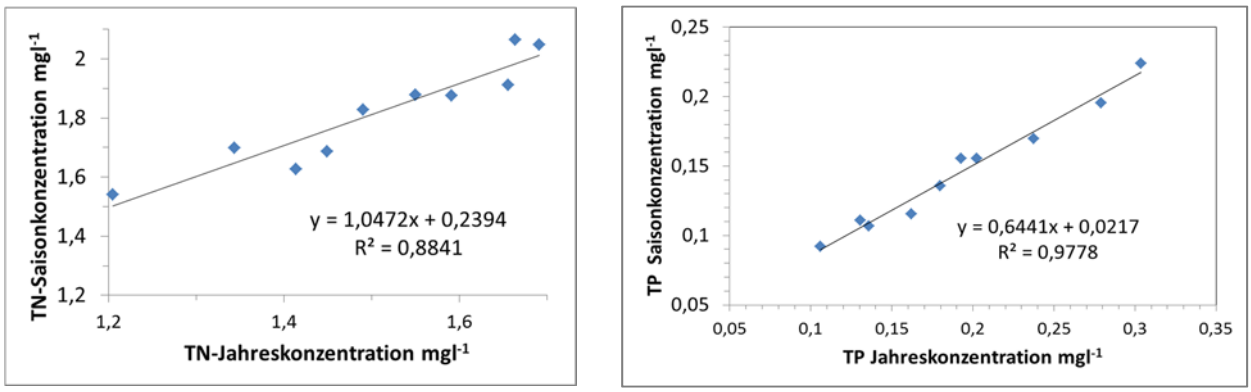


Abb. 18: Ableitung der mittleren jährlichen Zielkonzentration 2005-2014 von TN und TP für den Trebelsee aus den gemessenen TN- und TP- Jahreskonzentrationen und den Konzentrationen innerhalb der Vegetationsperiode (März-Oktober) am Bilanzpegel Ketzin

Die Bewertung der Maßnahmeneffekte auf die Gewässerqualität basiert auf den mittleren hydrologischen und klimatischen Bedingungen im Referenzzeitraum. Zusätzlich erfolgte eine Berechnung der Maßnahmeneffekte bis zum WRRL-Referenzjahr 2027. Die im Modell verwendeten Nährstoffreduktionspotentiale der untersuchten Agrarumweltmaßnahmen und der Maßnahmen im Siedlungswasserbereich sind in den Tabellen 1 und 2 dargestellt.

Tab. 1: Ablaufkonzentrationen von Kläranlagenmaßnahmen, Jahresmittel (NITROLIMIT 2016)

	Wirkung im Ablauf Kläranlage im Jahresmittel									
	[mgl^{-1} TP]					[mgl^{-1}TN]				
Größenklasse	GK1	GK2	GK3	GK4	GK5	GK1	GK2	GK3	GK4	GK5
Optimierung im Bestand (OPT)	2	2	2	2	-		18	18	18	.
Ausbau der Klärwerke (AUS)	-	-	-	0,3	0,1	30	-	10	10	9
Optimierung und Ausbau (AUS+OPT)	2	2	2	0,3	0,1		18	10	10	9

Tab. 2: Agrarumweltmaßnahmen zur Reduktion der TN- und TP-Salden (Osterburg 2017)[1]

Effekt auf TN-Saldo [kgha^{-1}a^{-1}]				
ACKER Ökologischer Landbau	**ACKER. Zwischenfrucht**	**Grünland Ökologischer Landbau**	**Grünland extensiv**	**Stilllegung / Brache**
-30	-10	-30	-15	-30

Ergebnisse

Güte- und Abflusstrends

Tab. 3 und Abb. 3 zeigen die Ergebnisse der Trendanalyse für wichtige Bilanzpegel mit signifi-kantem Trend in den Jahren 2001–2015. Die mittleren TP-Konzentration an den Bilanzpegeln in den Planungsräumen Obere Spree, Untere Spree 2, Dahme und Untere Havel sind seit 2010 im Vergleich zur Vorperiode (2001–2009) signifikant um ca. 1/3 gesunken, ebenso die TN-Konzentration im Spree-Einzugsgebiet (-28%). Die TN-Konzentration in der Unteren Havel zeigen hingegen keinen (Pegel Havelberg) oder gar einen steigenden Trend (Pegel Ketzin, + 15 %). Ein steigender Trend für die TN bzw. sinkender für die TP konnte für die Erpe und Löcknitz nachgewiesen werden (hier nicht dargestellt).

Tab. 3: Seasonal Mann-Kendall und Pettits's Test Signifikanzlevel * für $p \leq 0.001$, ** für $p \leq 0.01$, * für $p \leq 0.05$, nicht signifikant (NS) für $p > 0.05$; Trendvelauf – für Abnahme, + für Zunahme, 0 kein Trend**

Bilanzpegel	**Planungsraum**	**TP-Konzentration**			**TN-Konzentration**			**Abfluss**		
		Signifikanz	**Trend**	**Trendwende**	**Signifikanz**	**Trend**	**Trendwende**	**Signifikanz**	**Trend**	**Trendwende**
Schmöckwitz	Dahme	***	-	2011	***	-	2011	***	+	2010
Henningsdorf	Obere Havel	***	+	2009	NS	0	NS	NS	0	NS
Spremberg	Obere Spree	**	-	2013	***	-	2013	***	+	2010
Havelberg Stadt	Untere Havel	**	-	2011	NS	0	NS	***	+	2010
Ketzin	Untere Havel	***	-	2010	***	+	2011	***	+	2010
Neuzittau	Untere Spree	NS	0	NS	NS	0	NS	***	+	2010
Sophienwerder	Untere Spree	***	-	2009	***	-	2004	***	+	2010

Umgekehrt zu TP, stiegen die Abflüsse der Oberen Spree, Unteren Spree 2, Dahme und Unteren Havel seit 2010 im Mittel um ca. 1/3. Ein klimabedingter Einfluss auf die Abflusszunahme ist auszuschließen. Weder für den Jahresniederschlag an den Klimastationen Lindenberg und Potsdam noch für die Abflüsse und Nährstoffkonzentration der Nebengewässer der Spree (ohne Dahme) und Havel sind signifikant ansteigende Trends zu beobachten. Die gemessenen TN- und TP-Frachten der meisten Bilanzpegel zeigen keinen signifikanten Trend. Am Pegel Ketzin haben sich seit 2010 die mittleren TN-Frachten auf 409 t/a im Vergleich zur Vorperiode verdoppelt. Ein Rückgang der TP-Frachten war nur an den Bilanzpegeln der unteren Havel signifikant.

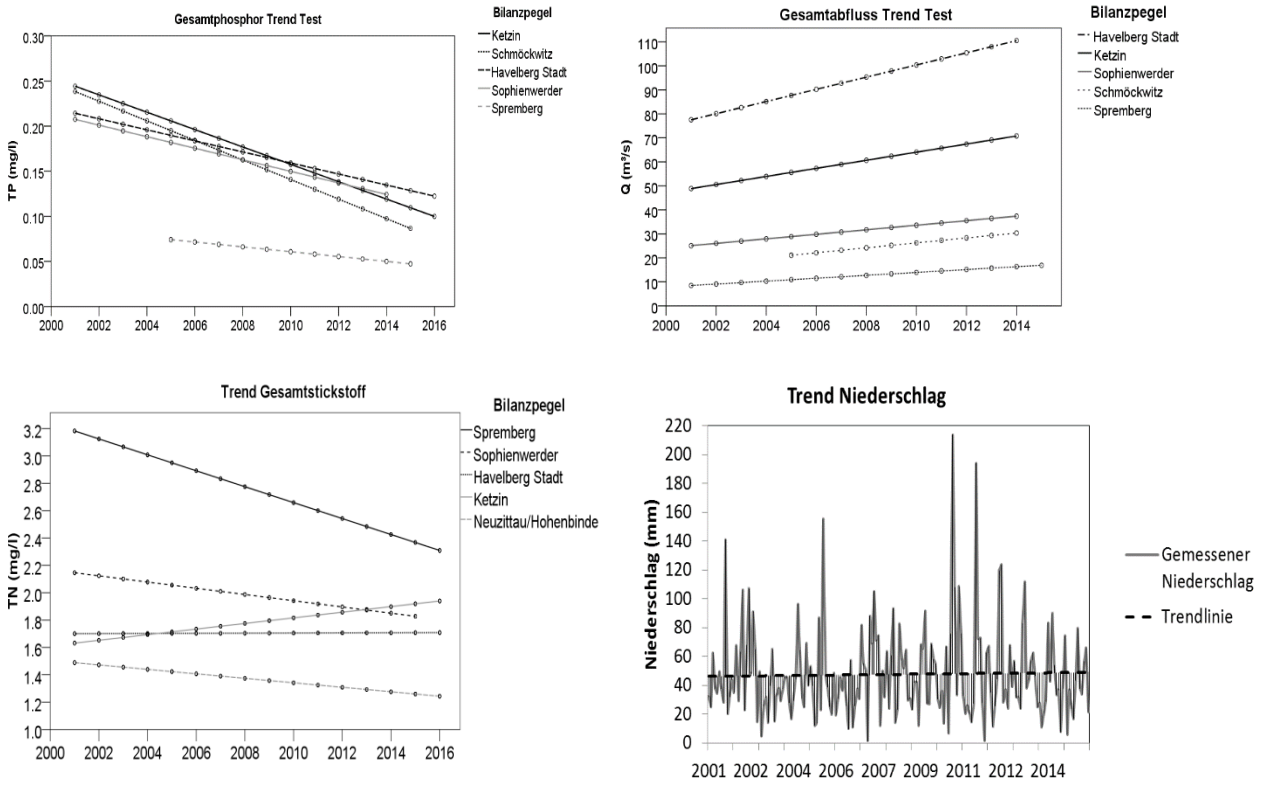


Abb. 19 Lineare Trends für TP (o. links), TN (u. links), Q (o. rechts) und Niederschläge (u. rechts)

Nährstoffeinträge und -frachten

Die modellierten Abflüsse und Frachten weisen mit einer mittleren Abweichung von kleiner als 10% eine gute Übereinstimmung zu den gemessenen Werten auf.

Abb. 20 zeigt die modellierten mittleren Nährstoffeinträge am Pegel Ketzin für die Periode 2012 bis 2014. Dabei beziehen sich die Angaben jeweils auf das Einzugsgebiet, das durch den Pegel Ketzin erfasst wird. Der TN-Eintrag von 8108 t/a entstammt überwiegend diffusen Einträgen (61%), insbesondere über Grundwasser (27%), Oberflächenabfluss (13%), atmosphärische Deposition auf Wasserflächen und Drainagen (jeweils 10%). 38% der Einträge konnten direkt oder indirekt der Landwirtschaft (Düngemittel, NH_y-Deposition), 15% der Industrie (NO_x-Deposition) und 38% punktförmigen Quellen (Kläranlagen und Kanalisation) zugeordnet werden. Nur 9 % sind geogenen Ursprungs. Beim TP ist zu erkennen, dass der überwiegende Anteil (49%) des TP-Eintrages (534 t/a) in die Gewässer aus Punktquellen (Kläranlagen = 30%, Kanalisation = 19%) stammt, während über landwirtschaftliche Quellen 28% des TP eingetragen wird. 10 % der TP-Einträge sind geogenen Ursprungs. Grundwasser ist mit 36% der bedeutendste diffuse Eintragspfad für TP, gefolgt von der Erosion (7%) und atmosphärischen Deposition (4%). Eine untergeordnete Bedeutung mit einem Anteil von jeweils ungefähr 2% hat der TP-Eintrag über die Drainagen und den Oberflächenabfluss.

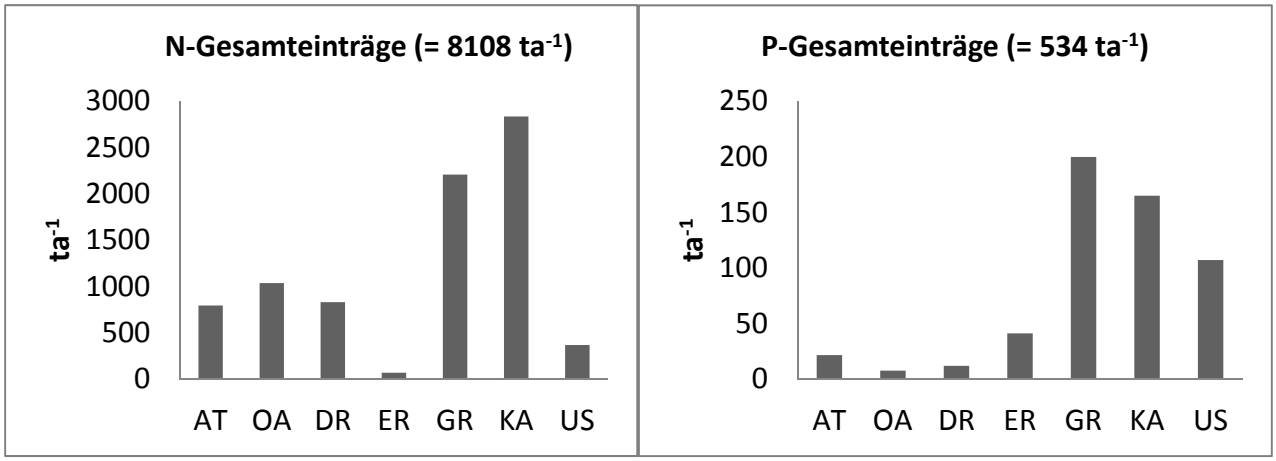


Abb. 20: TN- und TP-Eintrag nach Eintragspfad für den Bilanzpegel Ketzin, AT = atmosphärische De-position, OA = Oberflächenabfluss, DR = Drainage, ER = Erosion, GR = Grundwasser, KA = Ka-nalisation, US = urbane Systeme

Maßnahmeneffekte

Die Abb. 21 zeigt die pfadspezifischen Nährstoffeinträge, die erzielten Konzentrationen und den verbleibenden Reduktionsbedarf unter Status-quo-Bedingungen und nach Umsetzung AUMK- und Kläranlagenmaßnahmen (Szenarios). Der Maßnahmenumfang der verwendeten Szenarien ist in Tab. 4 wiedergegeben.

Tab. 4: Maßnahmenumfang der verwendeten Szenarien

Szenario	Maßnahemnumfang
IST	Status quo 2013, AUKM auf 59% der Grünland- und 26% der Ackerlandfläche
2027	Status quo bis 2027, AUKM auf 59% der Grünland- und 26% der Ackerlandfläche
1	AUMK 100 % bis 2027, AUKM auf 100 % der Grünland- und 100 % der Ackerlandfläche
2	Status quo bis 2027, AUKM auf 59% der Grünland- und 26% der Ackerlandfläche + OPT
3	Status quo bis 2027, AUKM auf 59% der Grünland- und 26% der Ackerlandfläche + OPT/AUS
4	AUKM auf 100 % der Grünland- und 100 % der Ackerlandfläche + OPT
5	AUKM auf 100 % der Grünland- und 100 % der Ackerlandfläche + OPT/AUS

Die Modellergebnisse zeigen, dass zur Erreichung der Zielwerte bis 2027 im Einzugsgebiet des Pegels bei Ketzin die TN-Einträge im Vergleich zum Status quo um 28% auf 6300 ta^{-1} reduziert werden müssen (Szenario IST). Auch unter Fortführung der Status-quo-Bewirtschaftung wird bis 2027 aufgrund hoher TN-Überschüsse der Jahre 1980-1990 (110 kg ha^{-1} a^{-1}) und langer Grundwasseraufenthaltszeiten der diffuse TN-Eintrag in die Gewässer nicht sinken (Szenario 2027). Aufgrund der geringen Effekte von AKUM auf den TN-Eintrag über das Grundwasser wurde der Maßnahmenumfang vom Ist-Zustand ausgehend auf 100% erhöht, wodurch ein mittleres N-Saldo von 26 kg ha^{-1} a^{-1} erzielt wird. Durch die Umwandlung aller Flächen in AUMK-bewirtschaftete Flächen wird der TN-Eintrag über das Grundwasser bis 2027 nur um 9% reduziert (Szenario 1). Dagegen wirkt sich eine Reduzierung der TN-Salden unmittelbar auf die TN-Einträge über die schnell abfließenden Drainagen (-65%). Entsprechend der in Szenario 1 ermittelten Reduktion wird durch den Ausbau der Kläranlagen

(Szenario 3) eine TN-Eintragsreduktion von 11% erzielt, während die Optimierung von Kläranlagen (Szenario 2) nur eine geringe TN-Eintragsreduktionsleistung zeigt (-4%). Höhere Effekte werden durch die Kombination von AUMK- und Kläranlagenmaßnahmen in den Szenarios 4 und 5 erzielt. Bei maximaler Umsetzung von AUMK - und Kläranlagenmaßnahmen (Szenario 5) wird ein jährlicher Zielwert von 1,3 mgl^{-1} TN erreicht, wodurch ein TN-Reduktionsbedarf von 3% verbleibt. Im Gegensatz zu TN- müssen die TP-Einträge im Vergleich zum Status quo nur um 6% auf 500 ta^{-1} reduziert werden, um den jährlichen Zielwert von 0,079 mgl^{-1} TP zu erreichen. Bereits durch Optimierung aller Kläranlagen (Szenario 2) könnte eine jährliche TP-Konzentration von 0,094 mgl^{-1} am Pegel Ketzin erzielt werden. Bei maximaler Umsetzung aller Maßnahmen (Szenario 5) wird ein TP-Konzentrationswert von 0,04 mgl^{-1} erreicht.

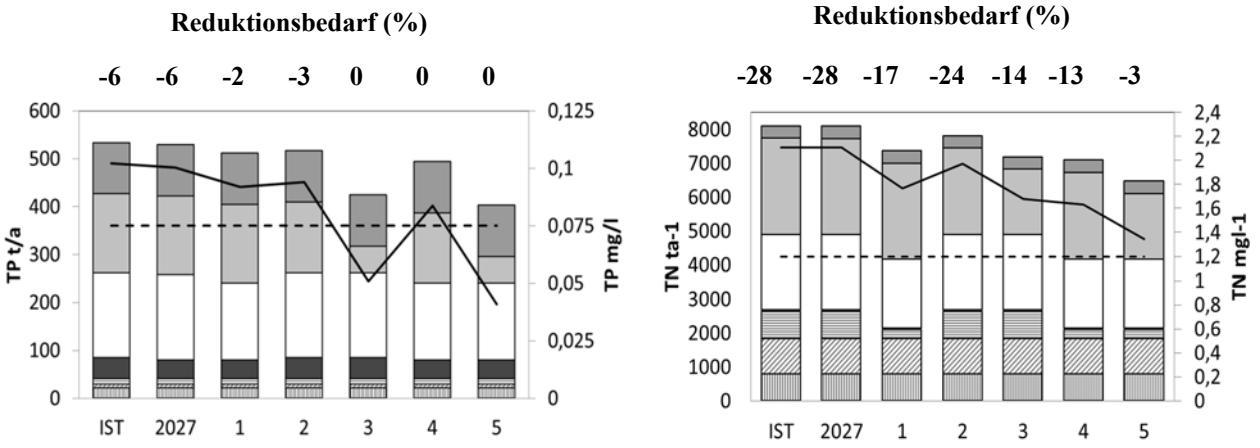


Abb. 21: Effekt von AUMK und Kläranlagenmaßnahmen nach Eintragspfad an der Unteren Havel bei Ketzin, erzielte Einträge in ta^{-1} (Balken), Konzentrationen in mgl^{-1} (Linien) und Eintragsreduktionsbedarf in % für TP (links) und TN (rechts)

Diskussion

Die Ergebnisse der Trendanalyse zeigen, dass die abnehmenden Konzentrationen in Spree und Havel im Zeitraum von 2010 – 2015 eine Folge der höheren Abflüsse sind und es sich vermutlich um einen Verdünnungseffekt handelt. Mit Ausnahme der Unteren Havel, für die eine Erhöhung der TN-Frachten bzw. eine Abnahme der TP-Fachten ermittelt wurde, wiesen die Nährstofffrachten der übrigen Bilanzpegel keinen Trend auf. Da keine Trendänderung in den Niederschlagsmengen ermittelt wurde, müssen die genauen Hintergründe für eine Erhöhung des Abflusses untersucht werden. Eine Ursache dafür könnte die Reduzierung des bergbaulich bedingten Grundwasserdefizites in der Lausitz von 13 Mrd. m3 im Jahr 1990 auf mittlerweile 1 Mrd. m3 (LMBV, 2016) sein. Dies zeigt die große Unsicherheit bei der Bewertung der Auswirkungen des Klimawandels und der Maßnahmeneffekte auf die Nährstoffkonzentrationen.

Während eine Verringerung der Nährstoffkonzentrationen zu einer geringen Verbesserung der Gewässerzustands beigetragen hat, hat sich die Nährstofffracht, die für den Zustand der Küstengewässer verantwortlich ist, nur unwesentlich verändert. Zur Erreichung des jährlich abgeleiteten Orientierungswertes für TN von 1,2 mgl^{-1} und für TP von 0,08 mgl^{-1} bis 2027 im Einzugsgebiet bis zum Pegel bei Ketzin müssen die TN-Einträge im Vergleich zum Status quo um 28 % auf 6300 t a^{-1} und die TP Einträge um 6% auf 500 t a^{-1} reduziert werden. Die Szenarien zur Abschätzung der erzielbaren Reduktionen für den guten chemischen Zustand haben gezeigt, dass bis 2027 der Orientierungswert für TN nur bei maximaler Umsetzung von AUMK- und Kläranlagemaßnahmen erreicht werden kann,

während der für TP bereits durch Optimierung aller Kläranlagen erzielt werden kann. Die Modellergebnisse zeigen, dass die hohen TN- Salden der Jahre 1980-1990 auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen aufgrund der langen Grundwasserretentionszeiten wesentlich zum Nährstoffeintrag beitragen. Es ist jedoch möglich, dass durch die fortschreitende Zeit diese hohen TN-Salden in Zukunft weniger wirksam werden und somit zu einer Verringerung der Stickstoffkonzentration im Grundwasser führen. Eine genaue Abschätzung der Entwicklung der Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser über mehrere Dekaden hinaus ist zurzeit mit einer gewissen Unsicherheit behaftet, da exakte Kenntnisse über die Grundwasserretentionszeiten fehlen. Es ist abschließend anzumerken, dass der Einfluss der landwirtschaftlichen Maßnahmen auf den TP- und Wasserrückhalt in dieser Studie nicht berücksichtigt wurde und der AUMK Maßnahmeneffekt auf den Nährstoffrückhalt vermutlich höher liegt.

Danksagung

Diese Studie ist Teil des vom Bundesministerium für Umwelt und Bergbau geförderten Projektes „Klimawandel und Wetteranomalien: Bewertung von Agrar-Umwelt-Maßnahmen (BAUM)“ (Fkz. 03DAS074). Wir bedanken uns bei Herrn Bach (Bach) für die Bereitstellung der aktuellen TN-Salden und das Landesamt für Umwelt (LfU) in Brandenburg für die Bereitstellung von Modelleingangsdaten.

Literatur

Bach, M. (2015): Kreisebene Stickstoffüberschüsse auf landwirtschaftlicher Nutzfläche für die Jahre 2010-2013, Univ. Gießen, schriftl. Mittlg (unveröff.)

Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 2015): RaKon Teil B Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL

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 61: 444–456.

Gericke, A., Matranga, M (2018): Klimatrends in Brandenburg: Starkregen & Niederschlagserosivitätl, Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2017 (Cottbus): in diesem Band.

Hirsch, R., J. Slack, R. Smith (1982): Techniques of Trend Analysis for Monthly Water Quality Data. Water Resources Research 18, 107-121.

LFU und Berliner Senat (2012): Gemeinsames Handlungskonzept der Wasserwirtschaftsverwaltung der Bundesländer Berlin-Brandenburg zur Reduzierung der Nährstoffbelastung von Dahme Spree und Havel in Berlin und Brandenburg (Berlin, Potsdam)

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: Nixdorf, B. & Deneke, R. (Hrsg.), Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. BTUC-AR 5/2002, BTU Cottbus: 15-24.

NITROLIMIT Diskussionspapier, Band 4 (2016): Kosten und Nutzen einer verbesserten Gewässergüte am Beispiel der Berliner Unterhavel

Osterburg, B. & Runge, T. (2007): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer- eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Landbauforschung, Völkenrode: 307 pp.

Pettitt AN (1979): A non-parametric approach to the change-point problem." Appl. Statist., 28, 126-135.

Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Natho, S., Neumann, S., Hürdler, J., Matranga, M.,Mahnkopf, J., Gadegast, M. & Behrendt, H. (2011): Modelling of Nutrient Emissions in River Systems – MONERIS –Methods and Background. International Review of Hydrobiology 96: 435-483.

ZALF (2013): Berechnung von Wirkungs- und Kostenbandbreiten von landwirtschaftlichen Nährstoffreduzierungsmaßnahmen für die Ermittlung der Kosteneffizienz innerhalb einer vorgegebenen Matrix

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Grundwasserzustrom als Eutrophierungsquelle

Karin Meinikmann[1,2], Gunnar Nützmann[1,2], Michael Hupfer[1], Jörg Lewandowski[1,2]

[1] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin

[2] Geographisches Institut, Humboldt-Universität zu Berlin

Der Eintrag von Phosphor (P) in Oberflächengewässer ist bisher kaum mit dem Zustrom von Grundwasser in Verbindung gebracht worden. Ein wichtiger Grund dafür ist die generell geringe Löslichkeit von P im Grundwasserleiter. Unsere Studie zeigt jedoch, dass P-Konzentrationen im Grundwasser natürliche Konzentrationen um mehrere Größenordnungen überschreiten können. Darüber hinaus können wir nachweisen, dass die mit dem Grundwasser transportierten P-Frachten das Potential für die Eutrophierung von Seen haben können. Die Kombination von verschiedenen Techniken und die Berücksichtigung räumlicher Muster des Grundwasserfluxes und der P-Konzentrationen erhöhen die Genauigkeit der Frachtberechnungen erheblich. Der damit verbundene Aufwand erscheint gegenüber pauschalisierten Ansätzen notwendig, um im Einzelfall die Bedeutung des Grundwasserpfades für den P-Haushalt eines Sees zuverlässig einschätzen zu können. Ursachen für die erhöhten P-Konzentrationen sind vermutlich in der urbanen Nutzung des Seeufers zu suchen. Unsere Ergebnisse implizieren, dass Grundwasser als potentielle Eutrophierungsquelle häufiger als bisher in Betracht gezogen werden sollte.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Modellierung der Ausbreitung von Grundwasser anhand von Radon-222-Isotopen im Bodensee

Stefan Mirbach, Ulrich Lang

Ingenieurgesellschaft Prof. Kobus und Partner GmbH, Heßbrühlstraße 21D, 70565 Stuttgart,
mirbach@kobus-partner.com

Im Rahmen des ReWaM-Verbundprojekts SeeZeichen werden anhand verschiedener Methoden Grundwasserzutritte in den Bodensee identifiziert, charakterisiert und quantifiziert. Unter anderem werden Radonkonzentrationen im Seewasser gemessen, da die Werte im Grundwasser um Größenordnungen über den Werten von Oberflächengewässern liegen und diese somit Hinweise auf Grundwasserzutritte geben können. Im Bereich alter Kies- und Sandabbaulöchern in der Bregenzer Bucht nahe Mehrerau konnten erhöhte Werte nachgewiesen werden. Allerdings zeigen die Messwerte verschiedener Messtage eine hohe zeitliche Dynamik. Anhand einer Modellstudie soll diese Dynamik näher beleuchtet und somit eine verbesserte Interpretation der Messwerte ermöglicht werden.

Zu diesem Zweck wurde ein dreidimensionales, hydrodynamisches Modell für den Bodensee aufgebaut. Neben allen größeren Zuflüssen sowie den meteorologischen Verhältnissen wurden im Bereich zweier Baggerlöcher Grundwasserzuströme als Randbedingungen angesetzt. Die Radonkonzentration sowie Wassertemperatur des zufließenden Grundwassers wurden gemäß Messwerten nahegelegener Grundwassermessstellen mit 1500 Bq/m³ und 12 °C angesetzt. Durch einen Vergleich der gemessenen und modellierten Werte wurde iterativ die Zuflussrate so angepasst, dass die beobachteten und simulierten Größenordnungen der Radonkonzentration übereinstimmen, und damit der Zustrom grob quantifiziert wurde.

Die Modellergebnisse zeigen je nach Lage der Auswerteposition eine sehr unterschiedliche Dynamik der Radonkonzentrationen. In den Baggerlöchern selber kann bei ruhigen Windverhältnissen eine Akkumulation beobachtet werden. Treten Starkwindereignisse auf, wird das Wasser in den Baggerlöchern fast schlagartig ausgetauscht. Außerhalb der Baggerlöcher hingegen ist diese Akkumulation nicht zu beobachten. Vielmehr tritt hier fast unabhängig von den Windverhältnissen eine sehr hohe Dynamik auf mit starker Variation der Konzentrationen innerhalb weniger Stunden. Dieses Verhalten ist auf die verschiedenen, natürlichen Antriebsprozesse der Seeströmung zurückzuführen. Realistische Größenordnungen der Werte können mit einem Zustrom im Bereich von einigen 100 l/s erzielt werden. In diesem Gebiet angestellte Grundwasserbilanzrechnungen kommen zu einem ähnlichen Ergebnis.

Die Modellergebnisse bestätigen die in den Messwerten beobachtete, zeitliche Variation der Radonkonzentrationen und erleichtern deren Interpretation. Demnach könnte innerhalb der Baggerlöcher bereits eine Analyse der Windverhältnisse im Zeitraum vor und während der Messung erste Schlüsse auf die Höhe der zu erwartenden Konzentrationen liefern. Außerdem können mit Hilfe der Modellrechnungen weitere Einflüsse auf die Wasserzusammensetzung am Messort analysiert werden, wie zum Beispiel der Zustrom nahegelegener Flussmündungen in den See.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Aktualisierung der Taxaliste Phytoplankton für die WRRL-Bewertungsverfahren

Ute Mischke[1], Wolf-Henning Kusber[2], Juliane Kasten[3], Eberhard Hoehn[4], Annette Tworeck[4], Lydia Oschwald[4], Claus-Dieter Dürselen[5], Lothar Täuscher[6], & Ursula Riedmüller[7]

[1] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) Abt. I, Justus-von-Liebig-Str. 7, 12489 Berlin, mischke@igb-berlin.de, [2] Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin, Freie Universität Berlin, Königin-Luise-Str. 6-8, 14195 Berlin, [3] Lüttig & Friends GbR, Dretzen 29, 14793 Buckautal, [4] Limnologie Büro Hoehn (LBH), Freiburg, [5] AquaEcology GmbH & Co. KG, Marie-Curie-Straße 1, 26129 Oldenburg, [6]Petersburger Straße 44, 10249 Berlin, [7]LBH/BNÖ, Erlenweg 13, 79822 Titisee-Neustadt

Keywords: Phytoplankton; Taxaliste; Wasserrahmenrichtlinie; Kodierung; Klassifikation; Revision

Einleitung

Neue wissenschaftliche Publikationen über die Taxonomie von kleinen schwebenden Algen, dem Phytoplankton, sowie neue Nachweise von Arten erfordern eine Aktualisierung der operativen Taxaliste für Deutschland. Die Taxaliste wird operativ für eine einheitliche Kodierung von Indikatorarten und Algengruppen sowie zur Qualitätssicherung genutzt (u.a. Hinweis auf die Referenz-Bestimmungsliteratur, Mindestbestimmungsstiefe) und ist Bestandteil in Bewertungstools, die Indices zum ökologischen Status berechnen.

Seen und größere Flüsse werden zur Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) mit den Verfahren Phyto-See-Index bzw. PhytoFluss anhand des Phytoplanktons bewertet. Dazu analysieren Labore und Behörden jährlich 1.500 bis 2.500 Wasserproben mittels Mikroskopie auf die Artzusammensetzung und die Biomasse des Phytoplanktons. Die biologischen Befunde erhalten pro Art einen Code, damit die Bewertungstools sie einheitlich auswerten.

Bisher gab es dazu zwei Listen: eine operative, harmonisierte Taxaliste für das Phytoplankton, kurz HTL (Mischke & Kusber 2009; Mai 2009) und eine bundesweite Taxaliste aller Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde (Mauch et al. 2003, kurz BTL mit DV-ID; letzte Fassung März 2017). Die HTL soll Teilmenge der BTL, und damit an diese angeglichen werden, und beide Listen benötigen eine umfassende nomenklatorische Revision der Taxa des Phytoplanktons.

So führen zahlreiche neue Erkenntnisse der modernen Taxonomie (vor allem durch molekular-genetische Analysen) zu Revisionen in der Namensgebung und teils zu Änderungen in der systematischen Zugehörigkeit (Klassifikation) einer Art. Von den bisher 1554 Taxa der HTL sind mehr als 400 von Neukombinationen (Umbenennungen) und anderen systematischen Revisionen betroffen. Zudem wurden bisher nicht gelistete relevante Phytoplanktonarten im Monitoring der Gewässer nachgewiesen, die aufgenommen werden müssen.

Auch als zukünftige Teilmenge der BTL wird die HTL als eigenständige Tabelle erhalten bleiben, um die zahlreichen qualitätssichernden Informationen in über 20 Zusatzspalten zusätzlich zur Kodierung und Nomenklatur anzubieten. Es sollen in der HTL die Zusatzinformationen für jedes Taxon aktualisiert und weiterentwickelt werden:

- Die Informationen zum Bestimmungshinweis und zu Indikatortaxa werden aktualisiert
- Es werden neu Geokörperinformationen basierend auf der DIN EN 16695 (2015) angefügt, und ggf. an die Praxis zur Biovolumenbestimmung in Deutschland angepasst (siehe Beitrag Hoehn et al., 2018)
- Es werden neu Steckbriefe zu den Indikatortaxa erstellt, um Bestimmungshinweise zu geben, und die Verbreitung im Trophiespektrum und geographisch in Deutschland darzustellen
- Die ersten Steckbriefe werden 2018 offen zugänglich (open access) im Verlag BGBM Press publiziert
- Es werden Artgruppen aufgeführt und ggf. neue definiert, wenn die gruppenzugehörigen Arten mit der routinemäßig angewandten Methode (hier: Lichtmikroskopie von Lugol-fixierten Objekten) nicht oder nur mit einer erheblichen Unsicherheit unterscheidbar sind. In Workshops und innerhalb des Projektes wurde in diesem Zusammenhang die lichtmikroskopische Bestimmbarkeit einiger Indikatortaxa neu diskutiert und geprüft.

Material und Methoden

Konzept zur Angleichung an die Bundestaxaliste und zur nomenklatorischen Revision

Die Bundestaxaliste (BTL) wird laut Beschluss der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) die Gesamtliste zur Kodierung aller Gewässerorganismen Deutschlands aus allen Gewässern. Bei der Festlegung zum Umfang der BTL wird angestrebt, Taxa aus Binnen-, Übergangs- und Küstengewässern zusammenzuführen, und nur Taxa & Neobiota aufzunehmen, die in deutschen Gewässern vorkommen.

Die BTL wird nach einer partiellen Revision elektronisch in einer Excel-Tabelle auf einer Internetseite des Umweltbundesamtes veröffentlicht, wie dies bisher für alle Revisionen seit Mauch et al. (2003) durch das bayerische Landesamt für Umwelt erfolgte.

Infolgedessen wird die für die WRRL entwickelte operative HTL aus WRRL-relevanten Gewässern durch eine durchzuführende Angleichung eine Teilmenge von der BTL. Zuvor muss die nomenklatorische Revision der HTL erfolgen. Dabei werden die Namensbestände der Taxa mit den Einträgen in aktuellen Bestimmungsbüchern (z.B. Komárek 2013), zusammenfassenden Schriften (z. B. Krienitz & Bock 2012) und relevanten Datenbanken abgeglichen (Guiry & Guiry 2017 (algaebase), Kociolek et al. 2017 (DiatomBase), Kusber et al. 2017 (PhycoBank)). Die Angleichung an die BTL wird dann durch die Übergabe der benötigten Feldinformationen aller revidierten HTL-Taxa erfolgen. Es ist erforderlich, dass zeitnah neue DV-Codes für bisher in der BTL fehlenden Taxa eingerichtet werden, um diese in die HTL als Primärcode einzuarbeiten.

Oberste Ziele für die nomenklatorische Revision sind erstens, dass Umbenennungen nachvollziehbar dokumentiert werden, und zweitens die Funktionsfähigkeit der angeknüpften Biodiversitäts-Informationsdatenbanken sowie der Bewertungstools erhalten bleiben.

Für die Angleichung der HTL an die BTL müssen folgende Anpassungen erfolgen:

- Die DV-Nr wird die Primär-Kodierung - Jedes HTL-Taxon erhält eine Kodierung in der BTL (DV-ID); wozu hier neu auch Artgruppen und Größenklassen einiger Taxa (z.B. *Cryptomonas*) gehören

- In der BTL sollten auch die bisherige Klassen- und Ordnungsklassifikation des Phytoplanktons als eigene Spalten enthalten sein, um die Zuordnung von Befunden eines BTL-Taxons in den Bewertungstools zu erleichtern, das nicht in der HTL vorhanden ist.
- Umbenennungen (Synonymie) werden angelehnt an die Vorgehensweise der BTL zukünftig auch in der HTL durch die Vergabe einer neuen Code-Nummer und einem Verweis vom Synonym auf dieses neue Taxon durchgeführt.
- In der BTL werden Art-Nominatvarietäten mit einem eigenen DV-Code geführt. An dieses Konzept passt sich die HTL an und fügt zusätzlich zur Art besonders bei Diatomeen die Art-Nominatvarietät hinzu. Dies begründet sich darauf, dass Varietäten teils einen eigenen Indikatorwert haben und weiterhin manche Arten ein sehr weit gefasstes Artkonzept haben, indem sich morphologisch Varietäten gut unterscheiden lassen.

Die Funktionsfähigkeit von angeknüpften Bioinformationsdatenbanken der Labore und Landesbehörden sowie der Bewertungstools PhytoSee und PhytoFluss nach der Revision der Taxaliste werden durch folgende Maßnahmen erhalten: a) Die HTL-ID wird zusätzlich zur DV-Nr weitergepflegt, c) die Indikatorartenlisten werden um die neuen Taxanamen und HTL-IDs erweitert, und c) in den Tools wird ein Algorithmus integriert, der für die Einberechnung der Indikatortaxa alle zugehörigen Taxa (Synonyme und neue Taxonnamen) zusammenführt.

Ergebnisse

Revision der Art- und Gattungsnamen

Die Aktualisierung der Phytoplanktonnamen konzentriert sich auf die 1554 in der HTL aufgeführten Taxa ergänzt um die etwa 40 Arten, die seit dem Jahr 2009 die Kriterien zur Aufnahme in die HTL erfüllen (mindestens in 2 Gewässern und in mindestens 10 Proben nachgewiesen). Sind seltene Schwesterarten einer Gattung von einer Umbenennung betroffen, die jedoch nur in der Bundestaxaliste aufgeführt sind, wird dies ebenfalls an die BTL gemeldet, um deren Revision mit zu veranlassen.

Die Revision der Listen basiert auf der Auswertung einer umfangreichen Fachliteratursammlung (94 Publikationen) einschließlich der Bestimmungswerke, die bis April 2017 vorlagen. Es werden molekularbiologische Erkenntnisse zur Klassifikation nur berücksichtigt, wenn für diese genetischen Clades neue zytomorphologische Unterscheidungsmerkmale zur Absicherung der Revision beschrieben wurden. Die Umbenennungen betreffen mehr als 400 der 1554 HTL-Taxa.

Klassifikation oberhalb Kategorie „Gattung“

Während die Zugehörigkeit von Gattungen zu Familien vielfach in Diskussion oder ungeklärt ist, hat sich eine gewisse Konsolidierung in der Klassenzuordnung ergeben. Im Syllabus der Pflanzenfamilien (Frey 2012, 2015) wird die moderne Klassifikation oberhalb der Kategorie „Gattung“ zusammengefasst und entspricht weitgehend den Revisionen der letzten Jahre. Sie weicht allerdings ganz erheblich von der bisherigen HTL-Klassifikation ab. Damit das bisherige System für die Metriks der Algenklassen und -ordnungen (Kenngrößen in den Bewertungstools) erhalten bleibt, kommt eine Überschreibung/Korrektur der bisherigen Klassennamen nicht in Frage. Stattdessen werden die aktuellen, revidierten Namen von Algenklassen und –ordnungen in neuen Datenfeldern der HTL informativ für jedes Taxon bereitgestellt.

Tab. 1: Beispiele für eine veränderte Klassifikation einiger HTL-Taxa des Phytoplanktons

Taxonname	Algenklasse neu	Algenordnung neu	Algenklasse (bisher)	Algenordnung (bisher)
Closteriopsis acicularis	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Chlorophyceae	Chlorococcales
Coelastrum astroideum	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Chlorophyceae	Chlorococcales
Crucigeniella*	Trebouxiophyceae	Chlorellales oder Sphaeropleales	Chlorophyceae	Chlorococcales
Pediastrum simplex*	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Chlorophyceae	Chlorococcales
Pediastrum tetras**	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Chlorophyceae	Chlorococcales
Planctococcus sphaerocystiformis***	Chlorophyceae	Chlamydomonadales	Chlorophyceae	Chlorococcales

* die *Crucigeniella*-Taxa werden nach Guiry & Guiry (2017) und John et al. (2014) in andere Gattungen (z. B. *Willea*) gestellt

** *Monactinus simplex* (Meyen) Corda,

*** *Stauridium tetras* (Ehrenberg) E.Hegewald nach Guiry & Guiry (2017)

**** nach Guiry & Guiry (2017) und Korschikoff (1953).

Steckbriefe für Indikatorarten und -Artgruppen

Zur Qualitätssicherung werden für etwa 50 der über 300 Indikatortaxa, die bei der Phytoplanktonbewertung genutzt werden, Steckbriefe erstellt. Sie haben ein 3- seitiges Layout (Abb. 1).

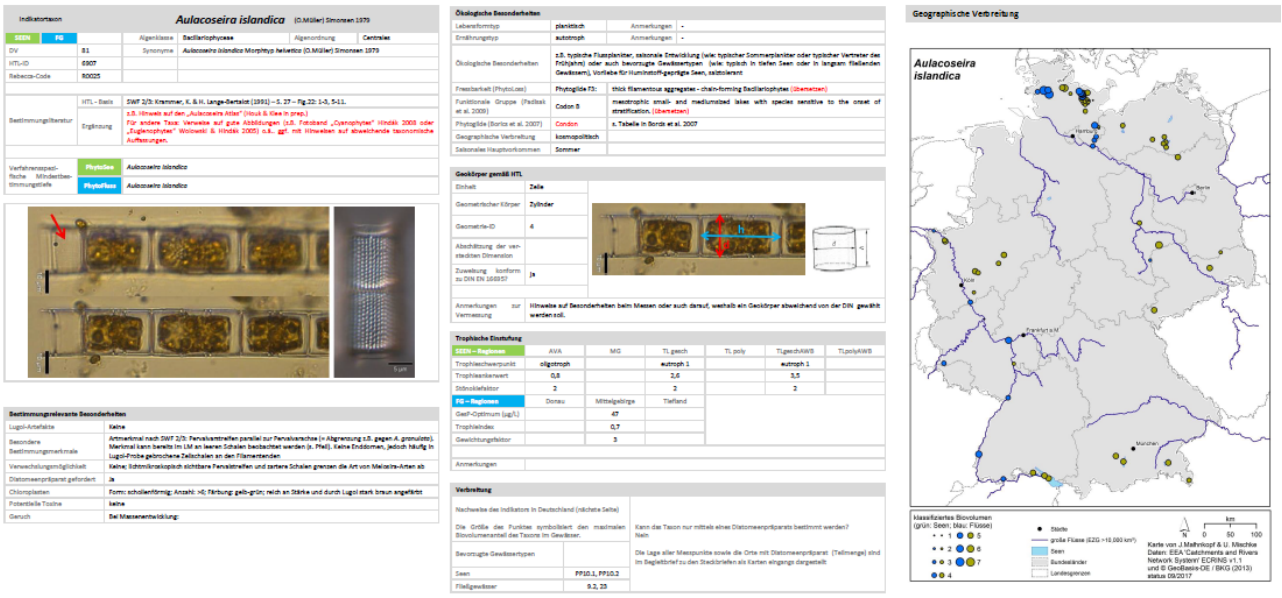


Abb. 1: Vorschau auf das 3-seitige Layout für Steckbriefe der Indikatorarten

Die Informationsfelder gliedern sich in folgende Abschnitte: 1. Nomenklatur und lichtmikroskopisch-sichtbare Bestimmungsmerkmale und Besonderheiten, 2. Ökologische Besonderheiten wie Lebensform und Zugehörigkeit zu einer allgemeingültigen, funktionellen Gruppen, 3. Geokörper gemäß HTL und Vermessungshinweise, 4. Trophische Einstufung und 5. Verbreitung.

Die Verbreitungskarten stellen das geographische Vorkommen der Art (maximales Biovolumen pro Ort) in Flüssen und Seen in Deutschland dar.

Steckbriefe für Artgruppen

Indikatortaxa, die mehrere Taxa umfassen, werden in speziell konzipierten Steckbriefen dargestellt. Für diese "Artgruppen" stehen die Aufzählung aller gruppenzugehöhrenden Taxa, sowie die Darstellung der zu anderen Taxa relevanten Bestimmungs- und Unterscheidungsmerkmalen im Vordergrund. Dies soll durch eine größere Auswahl an Mikrofotographien unterstützt werden, als dies für Steckbriefe für Einzelarten vorgesehen ist.

Diskussion

Die nomenklatorische Revision der operativen Taxaliste des Phytoplankton (HTL) ist umfangreicher und komplexer als ursprünglich angenommen. Viele Befunde aus den molekulargenetischen Untersuchungen geben neue Einsichten in die phylogenetischen Beziehungen der Taxa, die auf Basis der bisherigen, morphologischen Unterscheidungsmerkmale nicht erkannt wurden. Für viele genetische Clades wurden neue morphologische Unterscheidungsmerkmale zur Absicherung der Revision der Klassifikation gefunden („codifying the taxonomic implications of molecular-biological findings with cytomorphological based criteria“ in Komárek 2013; Buchheim et al. 2005).

Hingegen sind die taxonomisch nicht verifizierten Cluster ein Problem für eine Revision, da für diese Fälle schlicht Merkmale für einen Bestimmungsschlüssel fehlen (*Anabaena*-like cluster A, B etc.) und ihre Position in der Klassifikation unklar ist.

Ebenso problematisch sind Taxa, die einer Gattung angehören, die aufgrund eines neuen Gattungskonzeptes umbenannt wurde, und noch nicht molekularbiologisch überprüft sind. Für diese Taxa, ist es deshalb unklar, ob sie zu diesem neuen Gattungskonzept zugehörig sind (incertae sedis -Taxa).

Zusammenfassung und Ausblick

Bis Juni 2018 soll eine revidierte operative Taxaliste Phytoplankton (kurz HTL_2018) zur Kodierung vorliegen. Zuvor werden daran die beiden Bewertungstools und deren Indikatorlisten angepasst und gemeinsam mit der HTL_2018 auf dem neuen Informationsportal zur Bewertung der Oberflächengewässer gemäß Europäischer Wasserrahmenrichtlinie (gewaesser-bewertung.de) elektronisch veröffentlicht. Es wird angestrebt die zuvor im HTL-Projekt durchgeführten Revisionen auch in der Bundestaxaliste umzusetzen (Vergabe neuer DV-Codes für die umbenannten Taxa) und zeitgleich zu veröffentlichen. Erhebliche Fortschritte für das aktuelle Projekt und die Fortschreibungen der Listen werden durch Fertigstellung und Datenbank-Erfassung der Gesamtartenlisten und Roten Listen einiger Mikroalgengruppen sowie die im Aufbau befindliche systematische Erfassung von Neubeschreibungen und Neukombinationen der Algen (Kusber et al. 2017) erwartet.

Eine erneute Revision für die Bundestaxaliste soll alle fünf bis sechs Jahre stattfinden, um die Fortentwicklung in der Klassifikation und neue nomenklatorische Änderungen zu berücksichtigen.

Danksagung

Die Arbeiten werden gefördert im Länderfinanzierungprogramm „Wasser, Boden, Abfall“ im Jahr 2017 (LFP O2.17). Eine fachliche Kooperation findet mit den Expertenkreisen für die biologische Bewertung von Seen und von Fließgewässern statt, sowie mit Dr. Schilling am Fachgebiet II 2.5,

Qualitätssicherungsstelle des BLMP, am Umweltbundesamt. Die Algenregistrierung PhycoBank wird von der DFG gefördert (JA 874/8-1).

Literatur

Buchheim, M. A., Buchheim, J.,Carlson, T. Braband, A., Hepperle, D., Krienitz, L., Wolf, M. & Hegewald, E. (2005): Phylogeny of the Hydrodictyaceae (Chlorophyceae): inferences from rDNA data. Journal of Phycology 41: 1039–1054.

DIN EN 16695 (2015): Water quality – Guidance on the estimation of phytoplankton biovolume-Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Abschätzung des Phytoplankton-Biovolumens. Beuth, 83 S.

Frey, W. (Hrsg.) (2012, 2015): Syllabus of plant families (13th ed.). 1(1), 2(1). – Borntraeger, Stuttgart.

Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2017). AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. http://www.algaebase.org; aufgerufen am 8.11.2017.

John, D. M., Wynne, M. J. & Tsarenko, P. M. (2014): Reinstatement of the genus *Willea* Schmidle 1900 for *Crucigeniella* Lemmermann 1900 nom. illeg. (Chlorellales, Trebouxiophyceae, Chlorophyta). - Phytotaxa 167 (2): 212–214.

Hoehn, E., Dürselen, C.-D., Kasten, J., Tworeck, A., Höfer, R., Oschwald, L. & Riedmüller, U. (2018): Anwendung der neuen Verfahrensmethode (DIN EN 16695) zur Abschätzung des Phytoplankton-Biovolumens in der Praxis und Auswirkungen auf das Bewertungsverfahren PhytoSee – ein Erfahrungsbericht. Ergebnisse der DGL-Jahrestagung 2017 in Cottbus (dieser Band).

Krienitz, L. & Bock, C. (2012): Present state of the systematics of planktonic coccoid green algae of inland waters. - Hydrobiologia 698: 295-326.

Komárek, J. (2013): Cyanoprokaryota 3rd part: heterocystous genera. - In: Büdel, B., Gärtner, G., Krienitz, L. & Schagerl, M. (Eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa - Freshwater flora of Central Europe, 19/3. GSpringer Spektrum, Berlin, Heidelberg, 1130 pp.

Kociolek, J.P., Balasubramanian, K.; Blanco, S.; Coste, M.; Ector, L.; Liu, Y.; Kulikovskiy, M.; Lundholm, N.; Ludwig, T.; Potapova, M.; Rimet, F., Sabbe, K., Sala, S., Sar, E., Taylor, J., Van de Vijver, B., Wetzel, C.E., Williams, D.M., Witkowski, A. & Witkowski, J. (2017): DiatomBase. http://www.diatombase.org abgerufen am 8.11.2017.

Korschikoff, O. A. (1953): Viznachnik prisnovodnihk vodorostey Ukrainsykoi RSR [Vyp] V. Pidklas Protokokovi (Protococcineae). Bakuol'ni (Vacuolales) ta Protokokovi (Protococcales) [The Freshwater Algae of the Ukrainian SSR. V. Sub-Class Protococcineae. Vacuolales and Protococcales]. pp. 1-439. Kyjv [Kiev]: Akad. NAUK URSR.

Kusber, W.-H., Kohlbecker, A., Güntsch, A., Berendsohn, W.G. & Jahn, R. (2017): PhycoBank – Registration of nomenclatural acts for diatomists and diatom research. – In: Kopalová, K., Bishop, J. & Van de Vijver, B. (Eds.): Program & Abstracts, 11th Central European Diatom meeting, Prague, Czech Republic, 22–25 March 2017. Charles University, Prague, pp. 40–41. https://www.ced2017.eu/files/2017/03/ABSTRACT-book.pdf

Mauch, E., Schmedtje, U., Maetze, A. & Fischer, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. – Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 01/03: 1-367. Download-Tabelle mit Aktualisierung mit Stand März 2017: https://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_fluesse/qualitaetssicherung/doc/taxa_liste_03_2017.xlsx

Mischke, U. & Kusber, W.H. (2009): Die harmonisierte Taxaliste des Phytoplanktons für Seen und Flüsse in Deutschland. Elektronische Veröffentlichung auf Informationsportal gewaesser-bewertung.de; Link: http://www.gewaesser-bewertung.de/files/htl_mai_09_erg.zip

Dichteberechnungen in limnischen Gewässern anwenderfreundlich gemacht

Santiago Moreira[1,2,3], Martin Schultze[1], Bertram Boehrer[1]

[1] Helmholtz-Centre for Environmental Research - UFZ, Department of Lake Research, Brueckstrasse 3a, 39114 Magdeburg, Germany, bertram.boehrer@ufz.de

[2] **now:** Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE), UMR8212, CEA/CNRS-INSU/UVSQ, santiago.moreira-martinez@lsce.ipsl.fr

[3] Institute of Hydrobiology. TU-Dresden, Zellescher Weg 40, 01217 Dresden, Germany

Dichteunterschiede kontrollieren die Tiefenzirkualtion in Seen und Talsperen. Man benötigt genaue Angaben um Schichtungen (z.B. Meromixis) oder Strömungen (z.B. interne Wellen) richtig zu berechnen. Diese nehmen ihrerseits entscheidenden Einfluss auf die Entwicklung von Wasserqualität und die Ökologie des Wasserkörpers. Standartgleichungen wie UNESCO oder Chen und Millero unterschätzen den Beitrag gelöster Stoffe, erheblich in limnischen Gewässern. Wir schlagen vor die Beiträge der gelösten Stoffe aus Literaturwerten der physikalischen Chemie abzuleiten. Dabei werden nur zwei seespezifische Koeffizienten λ_0 und λ_1 benötigt:

$$\rho = \rho_w(T) + \kappa_{25}\left[\lambda_0 + \lambda_1 \times \left(T - 25°C\right)\right]$$

Ein Rechnertableau wird vorgestellt, mittels dessen die beiden Koeffizienten leicht aus der Zusammensetzung der gelösten Stoffe ermittelt werden können. Es zeigt sich, dass dieser Ansatz die üblichen Dichteformeln an Genauigkeit (und Anwenderfreundlichkeit) bei weitem übertrifft, was mit quantitativen Vergleichen belegt wird. Es werden bessere Dichteformeln für Bodensee und andere Seen innerhalb und außerhalb Deutschlands vorgelegt.

Referenz**:** Moreira, S., Schultze, M., Rahn, K., Boehrer, B. (2016): A practical approach to lake water density from electrical conductivity and temperature, Hydrol. Earth Syst. Sci. 20 (7), 2975 - 2986

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Produktion, Abbau und Qualitätsänderungen von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) in Vorsperren von Trinkwassertalsperren

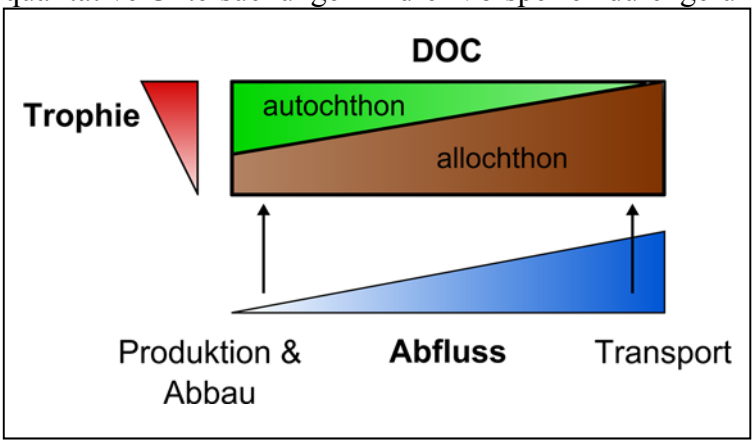
Karoline Morling[1], Peter Herzsprung[2], Norbert Kamjunke[3]

[1] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Department Seenforschung, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, morling.ka@gmail.com

[2] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Department Seenforschung, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, peter.herzsprung@ufz.de

[3] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Department Fließgewässerökologie, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, norbert.kamjunke@ufz.de

Vorsperren sind Trinkwassertalsperren vorgelagert und dienen der Entfernung von Nährstoffen und Sedimentfrachten. Nur wenig ist jedoch bekannt hinsichtlich der Rolle von Vorsperren bezüglich Produktion und Abbau von gelöstem organischem Kohlenstoff (dissolved organic carbon, DOC) und wie sich dies auf die DOC-Qualität im Gewässer auswirkt. Unter verschiedenen hydrologischen Bedingungen wurden quantitative und qualitative Untersuchungen in drei Vorsperren durchgeführt, die einen Gradienten an DOC-Konzentrationen und Trophie aufwiesen. Alle Vorsperren waren im Epilimnion überwiegend autotroph. Bis zu 30% des gesamten eingetragenen organischen Kohlenstoffes wurde im Epilimnion produziert. Abfluss und Temperatur regulierten hauptsächlich die Produktion und Respiration in den oberen Wasserschichten der Vorsperren. Die DOC-Qualität in den Vorsperren veränderte sich erheblich über das Jahr und es traten vermehrt Kennzeichen von algenbürtigem DOC unter Basisabfluss im Sommerhalbjahr auf. Fluoreszenzmessungen (EEM) zeigten, dass der Frische-Index (β/α) nahm signifikant mit steigendem Abfluss ab. Allochthoner DOC dominierte bei hohen Abflüssen und unter oligotrophen Bedingungen, wenn Produktion und Respiration gering waren. Die Menge an mikrobiell abgebautem DOC stieg mit der Verweilzeit und der Trophie der Vorsperren an. Radiokarbonanalysen (14C) des respirierten CO2 zeigten, dass heterotrophe Bakterien bevorzugt ältere DOC-Komponenten unter Basisabfluss verwerteten, während jüngere Komponenten unter hohem Abfluss verwertet wurden. Diese Ergebnisse unterstreichen, dass auch kleine Speicherbecken mit typischerweise kurzen Wasseraufenthaltszeiten „Hotspots“ für Kohlenstoffumsetzung sind und die Wasserqualität signifikant in Abhängigkeit von Abflussbedingungen, Temperatur und Trophie verändern. Diese Faktoren sind auch für zukünftiges Wassermanagement bedeutsam, da steigende Temperaturen und veränderte Niederschläge im Zuge des Klimawandels prognostiziert werden.



Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Ableitung und Verwendung eines "Habitatindex" der Gewässerstruktur

Andreas Müller[1], Martin Halle[2], Julia Foerster[3]

[1] chromgruen Planungs- und Beratungs- GmbH & Co. KG, Gröndelle 3, 42555 Velbert, am@chromgruen.com

[2] umweltbüro essen, Rellinghauser Str. 334 f, 45136 Essen, m.halle@umweltbuero-essen.de

[3] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Leibnizstr. 10, 45659 Recklinghausen, julia.foerster@lanuv.nrw.de

Mit der Studie "Auswertung der Ergebnisse aus dem biologischen WRRL-Monitoring der Fließgewässer in NRW" wurden gezielt in NRW aufgetretene Fragen und Problemfälle hinsichtlich der Bewertung der Fließgewässer und den daraus abgeleiteten Maßnahmenplanungen gesammelt, inhaltlich strukturiert und mit statistischen Methoden untersucht. Zudem sollten Verbesserungspotenziale im bisherigen Monitoring aufgezeigt werden. Grundlage waren die nordrhein-westfälischen Monitoringdaten des zweiten und dritten Monitoringzyklus sowie die Ergebnisse der in demselben Zeitraum durchgeführten Gewässerstrukturkartierung.

Ein Fragenkomplex zielte auf den Einfluss hydromorphologischer Belastungen auf die verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten. Nachdem kein zufriedenstellender Zusammenhang zwischen der Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten und den gängigen Kennzahlen der Gewässerstrukturkartierung (Gesamtbewertung, Hauptparameterbewertungen, Bewertungen funktionaler Einheiten) nachgewiesen werden konnte, wurde aus fachlicher Sicht ein Parameterbündel konzipiert, welches gezielt die für die Gewässerorganismen relevanten Habitatbedingungen abbildet. Dafür wurden Einzelparameter der Gewässerstrukturkartierung ausgewählt, die die Strömungsverhältnisse, die Sohle und die Beschattung des Gewässers beschreiben. Diese Einzelparameter wurden zu einem sogenannten "Habitatindex" zusammengeführt. Der Habitatindex zeigte deutlich stärkere Zusammenhänge mit den biologischen Zustandsbewertungen als die bisher vorliegenden Kennzahlen der Gewässerstrukturkartierung und differenziert deutlicher zwischen den biologischen Bewertungsklassen.

Der Habitatindex wurde bisher unter anderem dazu verwendet, die stukturelle Homogenität der in NRW gebildeten Oberflächenwasserkörper zu beurteilen und die Auswahl der als repräsentativ gesetzen operativen Messstelle zu überprüfen. Weiterhin konnten klein- und großräumige Wirkungen der Gewässerstruktur auf die Bewertung des ökologischen Zustands ermittelt werden.

Voraussichtlich kann der Habitatindex auch für die Ableitung effektiver Renaturierungsmaßnahmen und für die Erfolgskontrolle gut eingesetzt werden. In einem anderen Projekt des LANUV hat sich der Habitatindex als hilfreiche Kenngröße erwiesen, um die durch Rückbau von Querbauwerken erschließbaren Gewässerstrecken vergleichend zu bewerten.

Untersuchung von Fischbeständen - ein Methodenvergleich

Melanie Müller, Joachim Pander, Josef Knott, Jürgen Geist

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

Fische repräsentieren eine wichtige Qualitätskomponente bei der biologischen Zustandsbewertung von Oberflächen-Wasserkörpern, z.B. im Rahmen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Die Bewertung des Fischbestands in Fließgewässern wird nach bereits etablierten CEN-Standards routinemäßig durchgeführt. Stillgewässerhabitate der Aue werden bei dieser Bewertung bislang nicht berücksichtigt, da hierfür methodische Standards fehlen. In dieser Studie wurde die Effektivität und Repräsentativität von neun verschiedenen Befischungsmethoden (Elektrofischerei, Schnorcheln, Zugnetz, Tauchhamen, Kiemennetz, Köderreusen, Flügelreusen, Angeln und Langleine) in drei typischen Auestillgewässern unter Berücksichtigung verschiedener Tageszeiten verglichen. Die Elektrofischerei war mit Abstand die effektivste Methode, mit der die höchste Artenzahl, der höchste Catch per Unit Effort (CPUE) und die größte Repräsentativität an funktionalen Gruppen gefangen wurde. Am zweiteffektivsten war die Verwendung des Zugnetzes, welches für den Nachweis bestimmter Arten wie z.B. des Hasels (Leuciscus leuciscus), des Kaulbarsches (Gymnocephalus cernua), der Brachse (Abramis brama) und der Güster (Blicca bjoerkna) effektiver war als die Elektrobefischung. Unter Anwendung beider Methoden wurden manche Arten regelmäßiger nachts oder während der Dämmerung gefangen als tagsüber. Die übrigen der getesteten Methoden können auf Grund ihrer äußerst geringen Fangeffektivität und Repräsentativität des Artenspektrums nicht für generell für Fischbestandserhebungen in Altarmen empfohlen werden. Entsprechend der Ergebnisse dieser Studie kann die Elektrobefischung von 30 m Tranksekten parallel zum Ufer unter Berücksichtigung verschiedener Tageszeiten für das Monitoring von Fischbeständen in flachen Altarmen empfohlen werden. Da sich diese Methodik auch in Fließgewässern anwenden lässt, kann eine maximale Vergleichbarkeit bei der Befischung angrenzender Flussabschnitte erreicht werden. Die Verwendung von Zugnetzen sollte als Alternative in Erwägung gezogen werden, wenn eine Elektrobefischung aufgrund der Zugänglichkeit oder naturschutzrechtlichen Bestimmungen nicht möglich ist. Die in dieser Studie nachgewiesenen 25 Fischarten in den drei untersuchten Altarmen bestätigen, dass diese Habitate einen wichtigen Beitrag zur Diversität großer Flusssysteme leisten und in zukünftigen Erhebungen zum ökologischen Zustand von Fließgewässern stärker berücksichtigt werden sollten.

Impact of biological, temporal and ecoregional variation on fungicide phytoextraction efficiency

Ruth Müller[1,2§], J. Albrand[2,3,4], C. Shinn[5], M. Moreira-Santos[5], R. Ribeiro[5]

[1] Goethe-University Frankfurt am Main, Department Environmental Toxicology and Medical Entomology, Institute of Occupational Medicine, Social Medicine and Environmental Medicine, Theodor-Stern-Kai 7, D-60590 Frankfurt am Main, Germany

[2] Goethe-University Frankfurt am Main, Department Aquatic Ecotoxicology, Institute of Ecology, Evolution and Diversity, Max-von-Laue-Straße 13, D-60438 Frankfurt am Main, Germany

[3] University of Leipzig, Department Plant Physiology, Johannisallee 23, D-04103 Leipzig, Germany

[4] German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv), Halle-Jena-Leipzig, Deutscher Platz 5e, 04103 Leipzig, Germany

[5] University of Coimbra, CFE-Centre for Functional Ecology, Department of Life Sciences, Calçada Martim de Freitas, 3000-456 Coimbra, Portugal

[§] corresponding author: RuthMueller@med.uni-frankfurt.de, permanent address: Goethe-University Frankfurt am Main, Department Environmental Toxicology and Medical Entomology, Institute of Occupational Medicine, Social Medicine and Environmental Medicine, Theodor-Stern-Kai 7, D-60590 Frankfurt am Main, Germany

The fungicide pyrimethanil is known to undergo aquatic phytoextraction by microalgae and macrophytes and hence was used as model in the present study to further understand the impact of biological, temporal and ecoregional variation on the phytoextraction process.

Phytoextraction of pyrimethanil was comparatively tested in lab-scale phytoassays (0.6-20 mg L^{-1}), with a green microalga and two diatoms, and in a tandem mesocosm study (0.73 or 0.77 mg L^{-1} mesocosm water) with mat-forming green algae and the macrophyte *Myriophyllum spicatum* in a warm temperate (Portugal) and a cold temperate ecoregion (Germany).

At the highest test concentration in the phytoassays, the planktonic green microalga *Scenedesmus obliquus* extracted 1.34 ± 0.07 µg x 10^{-6} cells (12.6%), the planktonic diatom *Navicula pelliculosa* 2.71 ± 0.55 µg x 10^{-6} cells (9.0%) and the benthic diatom *Gomphonema parvulum* 23.67 ± 6.53 µg x 10^{-6} cells (8.6%) after contact with pyrimethanil for 7 days. Together with this biological variation, phytoextraction increased with pyrimethanil concentration and contact time until species-specific saturation was reached.

In the tandem mesocosm experiment, filamentous green algae phytoextracted up to 33 ± 11 µg pyrimethanil g^{-1} dry weight and *M. spicatum* up to 330 ± 20 µg g^{-1} dry weight. Ecoregion-specific differences in phytoextraction were observed, namely that the maximum pyrimethanil extraction of *M. spicatum* was after 4 weeks post pyrimethanil application in Germany and 10 weeks in Portugal.

Information about species- and ecoregion-specific phytoextraction efficiency would be of value for restoration managers in order to maximize pyrimethanil removal from freshwaters. Further research is needed to optimize season- and ecoregion-specific timing for an utmost phytoremediation of contaminants and their mixtures from freshwaters.

Persistence of high cyanobacterial biomass due to producer driven nutrient release and recycling in a shallow eutrophic lake

Brigitte Nixdorf, Björn Grüneberg, Jacqueline Rücker

Department of Freshwater Conservation, Brandenburg University of Technology Cottbus – Senftenberg, Research Station Bad Saarow, Seestraße 45, D-15526 Bad Saarow, Germany, nixdorf@b-tu.de

More than 70% of shallow lakes in Germany did not meet good ecological status according to the EU-WaterFrameworkDirektive (WFD) in 2015 despite great efforts in catchment restoration in the last decades, especially due to reduced point source nutrient input with improved wastewater treatment. Reasons are too high nutrient inputs and high efficiency of both, internal nutrient recycling and transformation into phytoplankton (especially cyanobacterial) biomass. In our NITROLIMIT-project (www.nitrolimit.de) we showed that nitrogen is a crucial control variable of phytoplankton biomass for the majority of shallow lakes, and thus reduction of nitrogen load is ecologically meaningful. A database of 482 lakes in the German lowlands was analyzed and lake type specific target values of TN and TP to achieve the good ecological status according to WFD were developed.

Why cyanobacteria successfully persist in shallow lakes was checked with a nitrogen and phosphorus balance approach for Lake Langer See, a polymictic eutrophic lake in the lowlands of North-East Germany. Lake Langer See is very shallow (zmean = 2.1 m, zmax = 3.1 m) with an area of 1.3 km² and a volume of 2.84 Mio m³. Catchment size is 395 km² and theoretical water retention time ranges from about 20 days in January – April to 37–82 days for the rest of the year (median 1993 – 2014).

Nutrient input (surface inflow, atmospheric deposition and nitrogen fixation by Nostocales cyanobacteria) and output (only outflow), and internal turnover processes (primary production, release of ammonia and phosphate from the sediment) were measured or calculated for the years 2000 to 2014. The dominant nutrient input is the surface inflow consisting more than 80% of organic nitrogen and 60% of organic phosphorus, respectively. During vegetation period (May–Oct.), input of dissolved inorganic nitrogen (DIN) and phosphorus (DIP) via surface inflow, and in-lake concentrations were very low. Primary production was mostly limited by nitrogen. Despite low concentration and import of dissolved inorganic nutrients, pelagic primary production (phytoplankton biomass) was high. Summer phytoplankton was dominated (ca. 70%) by cyanobacteria, mainly fine filamentous Oscillatoriales and Nostocales (up to 25%). Nitrogen input via N2-fixation by Nostocales was only relevant during July and August and contributed up to 25% of the phytoplankton N-demand. N2-fixing cyanobacteria were shown to be light- and phosphorus limited. Due to low surface inflow, the main nutrient source for the high phytoplankton biomass in summer was the short-term recycling of nitrogen by ammonification in the pelagic water and in the surface sediment, and phosphorus release from the sediment. Since the spring bloom of phytoplankton mainly feeds the mineralization of detritus, lake management should also focus on reduction of nutrient input into Langer See in spring, especially the particulate organic load. Moreover, possibilities for top down control should be complemented with top down mechanisms like macrophyte competition and grazing by zooplankton and mussels to reduce high phytoplankton biomass and break the persistence of cyanobacteria.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Die Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. im Tagebausee Halbendorfer Badesee – erste Ergebnisse aus Produktionsuntersuchungen im Herbst 2017

Brigitte Nixdorf & Jacqueline Rücker

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

Keywords: Photoautotrophie, Radiokarbonmethode, PHYTO-PAM, Versauerung, Kohlenstofflimitation, Unterwasserlicht

Einleitung

Saure Tagebauseen sind Extremhabitate für Organismen. Das macht auch die Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie problematisch, weil nur wenige Phytoplanktonarten im versauerten, Kohlenstoff- und Phosphor-limitierten Milieu geeignete Lebensbedingungen finden. Folglich werden in solchen Seen häufig (Mono-)Dominanzen von spezialisierten Phytoplanktern mit z.T. recht hohen Biomassen beobachtet, die nach dem derzeitigen Bewertungsansatz (Mischke et al. 2017, Leßmann & Nixdorf 2013) nicht gut abschneiden. Das betrifft beispielsweise *Gloetila pelagica* (Ulvophyceae) in den Oberpfälzer Seen und die Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. in der Lausitz.

Autumnella lusatica trat erstmals 2010 mit hoher Dominanz im Halbendorfer Badesee (pH ca. 3,2) in Sachsen auf und weist seitdem regelmäßig einen sehr hohen Anteil am Phytoplankton-Biovolumen auf (Dienemann et al. 2018, Ulrich & Röske 2018). Ob die Fähigkeit zur Mixotrophie die Ursache für den hohen Anteil an der Phytoplankton-Biomasse im Pelagial sein kann, wurde von Ulm et al. (2018) untersucht. Die Autoren konnten zeigen, dass *A. lusatica* zur Mixotrophie befähigt ist. So wurde bei Zugabe von Glucose Wachstum im Dunkeln nachgewiesen. Unter Schwachlichtbedingungen wächst die Art auch photoautotroph. Da *A. lusatica* sich sowohl photoautotroph als auch bei Glucose-Zugabe heterotroph ernähren kann, wurde sie von Ulm et al. (2018) als fakultativ mixotroph eingeordnet. Bei geringerer Lichtintensität produziert sie vermehrt Chlorophyll a (Chl a) und scheint damit eine Affinität zur Photoautotrophie zu haben. Die Autoren postulieren, dass eine niedrige Lichtintensität *A. lusatica* den Anreiz zur mixotrophen Lebensweise gibt und erklärt, warum sie vor allem in den Herbst- und Wintermonaten wächst.

In diesem Beitrag stehen erste Untersuchungen zur autotrophen Lebensweise von *A. lusatica* im Mittelpunkt. Diese Prozessmessungen wurden nach der gemeinsamen Probenahme mit den Kollegen vom BfUL Sachsen im Halbendorfer Badesee von August bis November 2017 in den Laboratorien der BTU in Bad Saarow durchgeführt. Sie betreffen die Unterwasserlichtverhältnisse und die Ausbildung von Tiefenchlorophyllmaxima (Deep Chlorophyll Maxima, DCM) und die Frage, ob die Relation zwischen Sichttiefe und euphotischer Zone (Nixdorf et al. 2010) auch für diesen See gilt. Des Weiteren kamen unterschiedliche Methoden der Primärproduktionsmessung zum Einsatz, um zu prüfen, ob diese für die Erfassung der phototrophen Aktivität von *Autumnella lusatica* geeignet sind.

Material und Methoden

Angaben zur Entstehung, Morphometrie, Limnologie und Beprobung des Halbendorfer Badesees finden sich bei Dienemann et al. (2018, dieser Band). Von August bis Oktober 2017 wurden Vertikalprofile von Temperatur, pH, Sauerstoff und Leitfähigkeit mit einer Hydrolab DS5-Sonde (Hach, Loveland, CO, USA) aufgenommen. Die Autofluoreszenz des Phytoplanktons wurde ebenfalls im Vertikalprofil mit einer Fluoroprobe der Firma bbe Moldaenke (Kiel, Germany) gemessen. Proben für weitere biologische und chemische Untersuchungen wurden als Mischprobe (LIMNOS-Schöpfer; 0,5 m-Schritte) aus dem Epilimnion genommen bzw. als Mischprobe oder Punktprobe aus dem Fluoreszenzmaximum (Max).

Unterwasserlicht

Die Intensität (I) des Unterwasserlichtes im photosynthetisch aktiven Bereich (PAR) wurde mit 2 sphärischen Quantensensoren (SA 193, Li-Cor, Lincoln, NE, USA; Abstand 39 cm) in Halbmeterschritten gemessen. Der Attenuationskoeffizient (k) wurde grafisch aus dem Anstieg von ln(I) ermittelt. Das Lichtangebot in der durchmischten Schicht (I_{mix}) wurde nach Riley (1957) in der Modifikation von Behrendt & Nixdorf (1993) bzw. das Licht in einer bestimmten Tiefe (z) nach dem Absorptionsgesetz berechnet. Die euphotische Tiefe wurde zum einen aus der 2,5fachen Sichttiefe (SD) nach Nixdorf et al. (2010) (Zeu_{SD}) bzw. als Tiefe der 1 %-Intensität des Oberflächenlichtes aus dem Attenuationskoeffizienten (Zeu_k) berechnet. Es wurden Globalstrahlungswerte des DWD von der nächstgelegenen Wetterstation in Görlitz verwendet (DWD 2018).

Chlorophyll und Biovolumen

Zur Extraktion von Chlorophyll wurden die Proben auf Glasfaserfilter (MN 85/90 BF, Ø 25 mm) filtriert. Anschließend wurden je 30 mL einer 0,1 molaren Ammoniumacteatlösung über die Filter mit dem darauf befindlichen Seston gesaugt, um eine Chlorophylldegradation durch das saure Milieu des Seewassers zu vermeiden (Rücker & Liepelt 2003). Die Konzentration von Chlorophyll a wurde photometrisch nach Extraktion in 90 %igem Aceton unter Verwendung des spektralen Absorptionskoeffizienten von 89,31 L g^{-1} cm^{-1} bestimmt (Rücker & Liepelt 2003). Teilweise wurden Chlorophyllkonzentrationen (*in vivo*) fluorimetrisch mit dem Phytoplankton Analyzer PHYTO-PAM (Heinz Walz GmbH, Effeltrich, Germany) ermittelt. Das Biovolumen wurde nach der Methode von Utermöhl (1958) bestimmt.

Primärproduktion und Respiration

<u>Optodenmessungen</u>

Messungen der Sauerstoffproduktion bzw. –respiration wurden nach der Hell-Dunkel-Flaschenmethode in blasenfrei gefüllten, luftdicht verschlossenen Schliffflaschen (ca. 50 mL) durchgeführt, die mit LDO–Sensoren (Luminescent Dissolved Oxygen; PSt3, PreSens Precision Sensing GmbH, Regensburg, Germany) ausgestattet und über Lichtleiterkabel mit einem 10-Kanal Transmitter (OXY-10 mini, PreSens, Germany) verbunden eine kontinuierliche Registrierung der Sauerstoffkonzentration gewährleisten. Hellflaschen wurden in der Regel ca. 4 Stunden bei *in situ*-Licht und -Temperatur, Dunkelproben für 20 – 24 Stunden inkubiert. Für die Kalkulation der Nettoprimärproduktion und Respiration wurde für jedes Gefäß der Anfangs- und Endwert ermittelt und die Differenz berechnet.

<u>Radiokarbonmethode</u>

Bei der Radiokarbonmethode (^{14}C; nach Vollenweider et al. 1974) wurden Proben unter Schwachlicht mit $NaH^{14}CO_3$ (1 µCi) beimpft, in zwei bis vier 25 mL-Glasfläschchen für 3 – 4 Stunden bei *in situ*-Licht und -Temperatur inkubiert (Lichtgradient nur am 21.08.17). Danach erfolgte die Filtration über

Nuclepore Filter mit einer Porenweite von 0,2 µm (Whatman) und die Messung des in die Biomasse inkorporierten ^{14}C mit einem Liquid Scintillation Analyzer (TRI-CARB 2100TR, Firma Packard).

Die TIC-Konzentrationen wurden vom BfUL bzw. am IGB, Berlin gemessen und lagen in fast allen Fällen unter der Nachweisgrenze von 0,5 mg C L^{-1}.

Messungen mit dem PHYTO-PAM

Photosynthese-Licht-(P/I-)Kurven wurden mit einem PHYTO-PAM Phytoplankton Analyzer (Heinz Walz GmbH, Effeltrich, Germany) aufgenommen. Das Gerät sendet alle 10 µs Lichtpulse bei 470, 535, 620 und 650 nm aus, außerdem Sättigungsblitze bei 650 nm. Die P/I-Kurve wurde alle 30 s über 10 Lichtstufen (von 1 – ca. 1000 µE m^{-2} s^{-1}) in zwei Messzyklen mit 1 min. Dunkelphase nach der höchsten Lichtintensität aufgezeichnet. Vor der Messung wurden die Proben 5 min. dunkeladaptiert und die Fluoreszenz des Filtrats (0,45 µm) von der Rohprobe abgezogen. Auf Grund der Dominanz von *A. lusatica* werden hier nur die Messergebnisse für Grünalgen dargestellt. Die Kurvenanpassung erfolgte nach dem Modell von Eilers & Peeters (1988).

Nährstoffzugabe-Experimente (Bioassays)

Je 1 Liter der Wasserprobe aus 16 m Tiefe des Halbendorfer Badesees vom 23.10.17 wurde entweder mit 2 mL $NaHCO_3$-Lösung („+TIC"; Endkonzentration 29 mg C L^{-1}), KH_2PO_4-Lösung („+DIP"; Endkonzentration 100 µg P L^{-1}), Schilf-Leachate („+Leachate"; Endkonzentration ca. 0,47 mg C L^{-1} (98 %DOC) und 10,8 µg P L^{-1}) bzw. 2 mL Aqua dest. („Kontrolle") versetzt. Die Proben wurden stehend in fest verschlossenen Laborflaschen in einem Klimaschrank (KBW 400, Binder, Tuttlingen, Germany) in einem Hell-Dunkel-Rhythmus von 12:12 h bei *in-situ*-Temperatur (14 °C) inkubiert. Einmal täglich wurden die Proben vorsichtig umgeschüttelt. Nach der ersten Messung am 26.10.17 wurden die restlichen Proben in 250 mL-Schliffflaschen umgefüllt (geringer Luftüberstand) und weiter inkubiert. Am 16.11.2017 wurden erneut Respiration und Primärproduktion (O_2, ^{14}C, PHYTO-PAM) gemessen und die Biomasse bestimmt (Chl a, Biovolumen). Zur Herstellung des Leachates wurde 1 g getrocknete (50 °C) Schilfblätter vom Halbendorfer Badesee (geerntet am 12.10.2017) in 100 mL Aqua dest. für 4 Tage bei Zimmertemperatur stehen gelassen, anschließend über Glasfaserfilter (MN 85/70) filtriert und das Leachate bei 120 °C autoklaviert.

Ergebnisse

Unterwasserlicht, euphotische Zone und Chl a-Verteilung

Die wichtigsten Ergebnisse der Vertikalprofilmessungen sind in Tabelle 1 und Abbildung 1 dargestellt. Von August bis Anfang Oktober 2017 nahm die Chl a-Fluoreszenz zu und erreichte ihr Maximum im September. Die Chlorophyllbiomasse blieb bis zum 12.10.17 nahezu unverändert (Abnahme des Chlorophyllinhalts des Sees um 6 %). Zwischen dem 12. und 23.10.17 brach das Phytoplankton zusammen. Der Anteil der Grünalgenfluoreszenz (*A. lusatica*) an der Gesamtfluoreszenz sank von 80 – 90 % (August – Anfang Oktober) auf rund 50 %.

Die vertikale Chl a-Verteilung (Abb. 1) zeigt eine leichte Verschiebung des Fluoreszenzmaximums in den unteren Bereich des Epilimnions bzw. oberen Bereich des Metalimnions, d.h. es war kein DCM i.e.S. unterhalb des Epilimnions ausgeprägt. Vielmehr zeigten die Fluoreszenzprofile v.a. im August und September eine relativ starke Oberflächenhemmung, was dem Umstand geschuldet sein kann, dass die Messungen stets zur Mittagszeit, bei höchstem Sonnenstand stattfanden.

Die Kalkulation der euphotischen Zone nach dem Sichttiefenansatz ist 1,5 – 2,5fach geringer als die 1 %-Grenze des Lichtes unter Wasser berechnet mit dem Attenuationskoeffizienten (Zeu_k; Tab. 1).

Tabelle 1: Probenahmetiefe (PN-Tiefe) für die Mischproben bzw. Punktproben aus dem Fluoreszenzmaximum (Max) des Halbendorfer Badesees August – Oktober 2017. Mittelwerte aus den Sondenprofilen für Wassertemperatur (Temp.), Sauerstoffsättigung (O_2) und Chlorophyll-Fluoreszenz (gesamt; Chl a), mittleres Lichtdargebot im durchmischten Teil der Wassersäule (I_{mix}) bzw. in der Tiefe z, euphotische Tiefe berechnet als 2,5Faches der Sichttiefe Zeu_{SD} bzw. aus dem vertikalen Attenuationskoeffizienten k (Zeu_k).

Parameter	21.08.2017		18.09.2017		12.10.2017		23.10.2017	
	Epi	Max	Epi	Max	Epi	Max	Epi	Max
PN-Tiefe (m)	0 - 7	7,5	0 - 10	5,5 - 6	0 - 13	12	0 - 12	16
Temp. (°C)	21,9	20,8	17,0	17,0	13,8	13,6	13,8	7,9
O_2 (%)	102	94	99	99	93	91	92	53
Chl a (µg L^{-1})	28	41	46	59	38	42	4	10
I_{mix}*|I_z (µE m^{-2} s^{-1})	148*	25	49*	15	25*	1,3	47*	0,6
Sichttiefe (m)	2,1		1,7		1,8		4,3	
k (m^{-1})	0,37		0,46		0,39		0,31	
Zeu_{SD} (m)	5,3		4,3		4,5		10,8	
Zeu_k (m)	12,6		10,1		11,7		15,1	

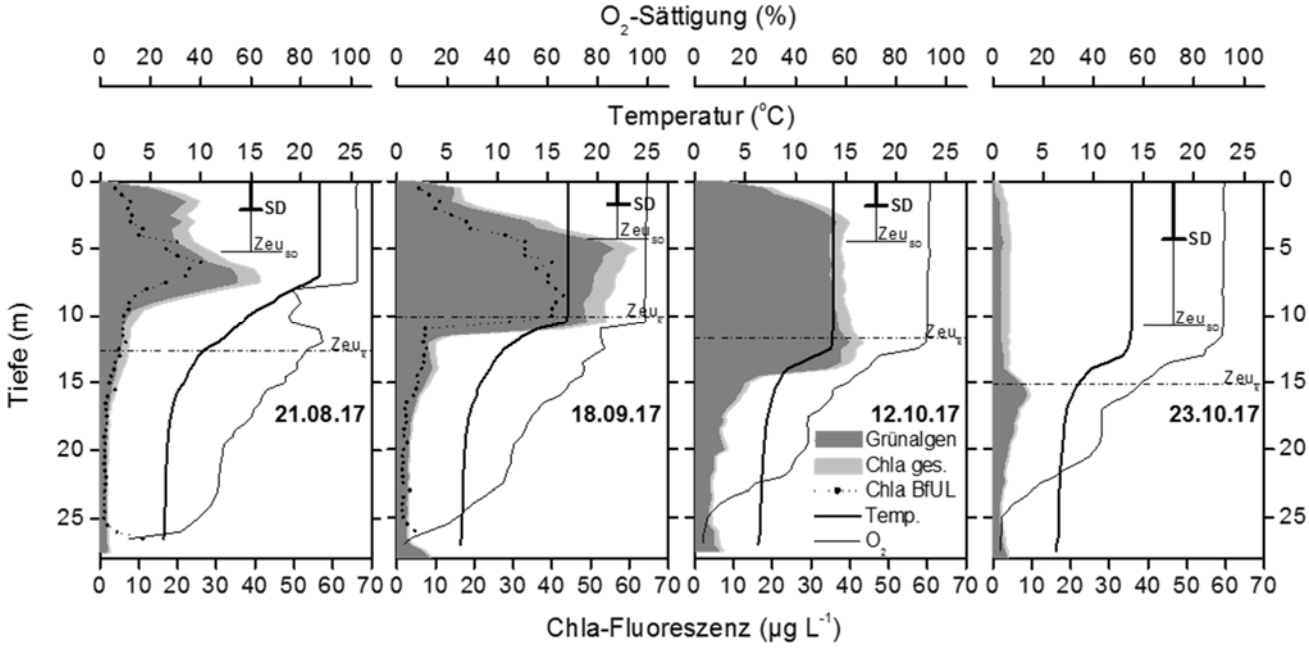


Abb. 1: Vertikalprofile von Temperatur, Sauerstoffsättigung (O_2) und Chlorophyllfluoreszenz für Grünalgen bzw. Gesamt-Chlorophyll (Chla ges.) gemessen mit der Fluoroprobe (bbe Moldaenke, Kiel) bzw. mit einer CTD-90 M (Sea & Sun Technology GmbH, Trappenheim, Germany; Chla BfUL) im Halbendorfer Badesee August – Oktober 2017. Sichttiefe (SD) sowie euphotische Tiefe aus dem vertikalen Attenuationskoeffizienten berechnet (Zeu_k) bzw. als 2,5Faches der Sichttiefe (Zeu_{SD}).

Primärproduktion und Respiration

Die Werte der Primärproduktion und Respiration (Tab. 2) wiesen im September und Oktober nur geringe Unterschiede zwischen den Proben aus dem Epilimnion- und dem Fluoreszenzmaximum auf,

da die Unterschiede in der Chlorophyllfluoreszenz (Algenbiomasse) ebenfalls nur gering waren (Tab. 1, Abb. 1). Nur am 21.08.17 waren die ^{14}C-Primärproduktion und die maximale Elektronentransportrate der Probe aus dem Fluoreszenzmaximum deutlich höher als in der epilimnischen Mischprobe. Auffällig ist jedoch, dass bei der Probe aus 7,5 m Tiefe eine Lichthemmung bei der ^{14}C-Methode bereits ab 200 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} einsetzte, bei der PHYTO-PAM-Messung erst ab 500 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} (Abb. 2). Dieser Effekt wurde bislang allerdings nur durch eine Probe belegt und es sei darauf hingewiesen, dass die Inkubationszeit der ^{14}C-Methode 4 h betrug, beim der PHYTO-PAM-Messung nur ca. 15 Minuten.

Tabelle 2: Produktionsparameter der Mischproben aus dem Epilimnion (Epi) bzw. dem Fluoreszenzmaximum (Max) des Halbendorfer Badesees August – Oktober 2017. Probenahmetiefe (PN-Tiefe), maximale Elektronentransportrate (ETRmax), nicht bestimmt (n.d.).

Parameter	21.08.2017		18.09.2017		12.10.2017		23.10.2017	
	Epi	Max	Epi	Max	Epi	Max	Epi	Max
PN-Tiefe (m)	0 - 7	7,5	0 - 10	5,5 -6	0 - 13	12	0 – 12	16
^{14}C-Primärproduktion bei I_{mix} (µg C $L^{-1}h^{-1}$)	5,5	8,1	n.d.	20,3	n.d.	n.d.	n.d.	0,7
^{14}C-Primärproduktion/Chl a (µg C µg Chl a^{-1} h^{-1})	0,2	0,2	n.d.	0,34	n.d.	n.d.	n.d.	0,07
O_2-Netto-Primärproduktion (µg O_2 $L^{-1}h^{-1}$)	170	170	150	120	20	30	1	1
Respiration (µg O_2 $L^{-1}h^{-1}$)	14	12	17	16	26	21	19	23
ETRmax (µmol Elektronen $m^{-2}s^{-1}$)	28	50	33	30	32	30	28	37

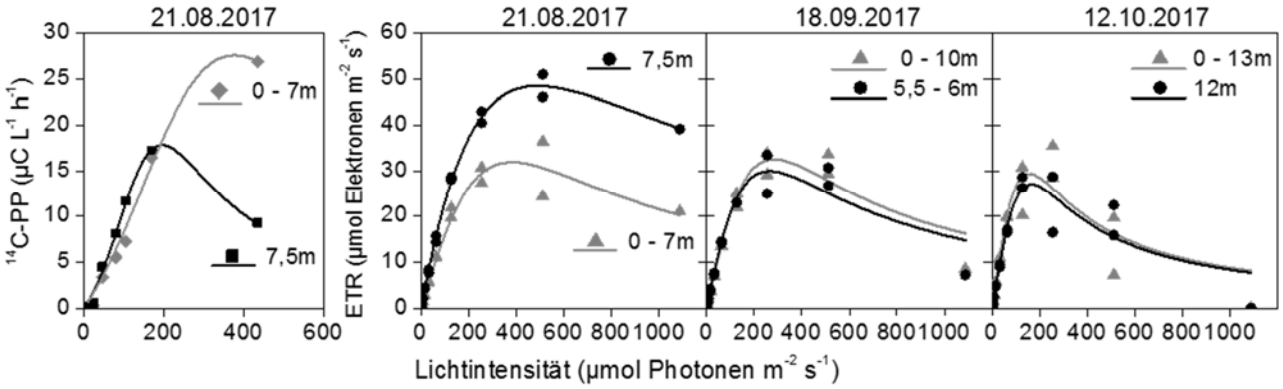


Abb. 2: Photosynthese-Licht-Kurven für Proben aus verschiedenen Tiefen des Halbendorfer Badesees mit der ^{14}C-Methode (nur 21.08.17) und dem PHYTO-PAM gemessen.

Die Respirationsrate war über den Untersuchungszeitraum relativ konstant. Die O_2-Netto-Primärproduktion war im August und September vergleichsweise hoch. Am 12. und am 23.10.17 wurde nur noch sehr wenig bzw. gar kein Sauerstoff mehr freigesetzt. Diskrepanzen traten zwischen der ^{14}C-Methode und der Sauerstoff-Methode am 21.08.17 dergestalt auf, dass netto weitaus mehr O_2 freigesetzt wurde als C assimiliert. Die chlorophyllspezifischen Produktionsraten waren im gesamten Untersuchungszeitraum mit Werten deutlich unter 1 außerordentlich gering. Aus Abbildung 2 wird außerdem ersichtlich, dass die Elektronentransportrate von August bis Oktober sank und die Lichthemmung bei immer geringeren Lichtintensitäten einsetzte.

Nährstoffzugabe-Experimente (Bioassays mit C- und P-Zugabe)

Die Photosynthese-Licht-Kurven der mit Phosphat bzw. dem Leachate angereicherten Bioassays zeigten am 26.10.17 (3. Versuchstag) einen sehr ähnlichen Verlauf (Abb. 3). Die Kontrolle zeigte die höchste Lichthemmung, aber auch die höchsten Werte der ETR. Die Probe mit $NaHCO_3$-Zugabe schien chemisch geschädigt, was auf eine pH-Wert-Erhöhung und Eisenausfällungen zurückgeführt werden kann. Auch die ^{14}C-Primärproduktionsmessung vom 16.11.17 (Tag 24) wies die TIC-Anreicherungsprobe als die mit der geringsten Aktivität aus (Tab. 3). Die Produktions- und Biomasseparameter zeigen ferner, dass das mit dem Leachate angereicherte Seewasser nach 24 Tagen den größten Biomassezuwachs hatte. Kontrolle und P-angereicherte Variante waren sich sehr ähnlich. Wachstumsraten um 0,1 d^{-1} bedeuten eine Verdopplung der Biomasse innerhalb einer Woche.

Tabelle 3: Produktionsparameter, Chlorophyll und Biovolumen der verschiedenen Ansätze des Bioassays gemessen am 26.10.17 (Tag 3) bzw. am 16.11.17 (Tag 24). Chlorophyll wurde am 26.10.17 mit dem Phyto-PAM bestimmt, am 16.11.17 nach Extraktion (Extr.) mit Aceton. Bedingungen: 14 °C und 45 µmol Photonen m^{-1} s^{-1}. ETRmax - maximale Elektronentransportrate (PHYTO-PAM).

Parameter	**Kontrolle**		**+TIC**		**+DIP**		**+Leachate**	
ETRmax (26.10.17) (µmol Elektronen $m^{-2}s^{-1}$)	44		29		40		39	
^{14}C-Primärproduktion (16.11.17) (µg C $L^{-1}h^{-1}$)	40		4		41		74	
O_2-Netto-Primärproduktion (16.11.17) (µg O_2 $L^{-1}h^{-1}$)	106		42		58		73	
O_2-Respiration (16.11.17) (µg O_2 $L^{-1}h^{-1}$)	44		26		37		52	
Tag des Experiments	**3**	**24**	**3**	**24**	**3**	**24**	**3**	**24**
Chlorophyll a (µg L^{-1}) * 26.10.17 (PAM) | 16.11.17 (Extr.)	13	39	14	9	9	42	29	54
Biovolumen (mm^3 L^{-1}) *	0,8	15	0,5	1,3	1,0	7,5	0,8	34
Nettoänderungsrate (mm^3 L^{-1} d^{-1})	-0,04	0,12	-0,22	0,01	0,05	0,09	-0,05	0,15

* Startwert am 23.10.17: Chl a 11 µg L^{-1}; Biovolumen 0,9 mm^3 L^{-1}

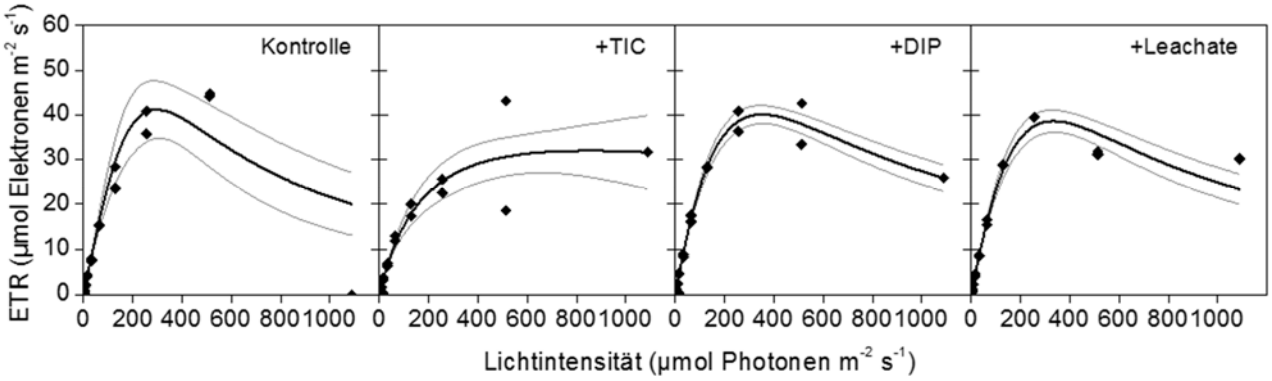


Abb.3: Photosynthese-Licht-Kurven (Elektronentransportrate (ETR), 95% Konfidenzintervall) für die Bioassays mit unterschiedlich angereichertem Seewasser aus dem Fluoreszenzmaximum des Halbendorfer Badesees vom 23.10.17, gemessen am 26.10.17 mit dem PHYTO-PAM.

Diskussion und offene Fragen

Die Ergebnisse zur Vertikalverteilung des Unterwasserlichtes belegen deutlich, dass die Relation Sichttiefe zur euphotischen Tiefe mit einem Faktor von 2,5, wie er aus den Daten für natürliche Seen abgeleitet wurde (Nixdorf et al. 2010), für den Halbendorfer Badesee viel zu gering ist. Als mögliche Ursache für die Diskrepanz zwischen Zeu_{SD} und Zeu_k kommen zum einen die Färbung durch gelöste Eisenverbindungen (Geller et al. 2013) oder der Einfluss der Partikelstreuung hervorgerufen durch die sehr hohe Biomasse der verhältnismäßig kleinen Partikel von *A. lusatica* (ca. 2,2 – 2,5 x 30 – 50 µm) in Betracht. Hier sind weitere Untersuchungen in sauren Tagebauseen erforderlich und es müssen Modifikationen des Faktors zur Abschätzung der euphotischen Tiefe aus der Sichttiefe vorgenommen werden.

Drei Methoden zur Ermittlung der Primärproduktion wurden angewendet und erbrachten unterschiedliche und z.T. widersprüchliche Ergebnisse. Während die Elektronentransportrate (PHYTO-PAM-Messung) und die O_2-Produktion aus der Wasserspaltung Ergebnisse der Lichtreaktion der Photosynthese und damit lichtabhängig sind, ist die C-Assimilation ein Produkt der lichtunabhängigen Dunkelreaktion der Photosynthese. TIC-Konzentrationen unter 0,5 mg C L^{-1} in sauren Tagebauseen bedeuten C-Limitation der Primärproduktion und in diesem Fall die Unterdrückung der Glucosebildung (Beulker & Nixdorf 2004). Kommt in sauren Tagebauseen auch noch P-Limitation dazu, ist die Biomassebildung durch einen zusätzlichen Faktor begrenzt und erschwert die Interpretation dieser mit unterschiedlichen Methoden gewonnenen Produktionsparameter.

Für experimentelle Arbeiten ist zu beachten, dass Anreicherungen mit organischen oder anorganischen Kohlenstoffverbindungen nicht zu gravierenden Änderungen des chemischen Milieus führen sollten. Sowohl die Zugabe von Natriumacetat (Ulm et al. 2018, dieser Band) als auch von $NaHCO_3$ in dieser Studie bewirkten eine pH-Steigerung und das Ausfällen von Eisen bei den Ansätzen mit Seewasser. Des Weiteren ist nicht geklärt, ob das für die ^{14}C-Methode als konstant gesetzte Verhältnis zwischen ^{12}C und ^{14}C von 1,06 auch unter C-Limitationsbedingungen gilt.

A. lusatica zeichnet sich durch eine hervorragende Anpassung an extreme Bedingungen wie geringe Lichtversorgung, niedrige Temperaturen sowie C- und P-Limitation aus. Der Stoffumsatz scheint gering und die von Ulm et al. (2018) als fakultativ mixotroph eingeordnete Alge kann Engpässe in der Nährstoffverfügbarkeit mit Hilfe ihrer Fähigkeit zur Mixotrophie überstehen.

Zahlreiche Fragen zur Produktionsstrategie dieser Alge sind bislang offen geblieben: Welche Faktoren und Prozesse bedingten die Unterschiede im Auftreten von 2010 bis 2017? Während die Art von 2010 – 2015 sehr hohe Biomassen in den Herbst- und Wintermonaten erreichte, brach die Biomasse 2016 und 2017 schon im Herbst zusammen. Die geringen Unterschiede in der O_2-Sättigung zwischen Tag und Nacht im Halbendorfer Badesee lassen vermuten, dass die Alge einen geringen Erhaltungsstoffwechsel hat. In weiteren Versuchen soll zunächst an Kulturen im Labor geprüft werden, wie sich die Glucoseaufnahme in realistischen C-Konzentrationsbereichen verhält und ob die Fähigkeit zur Mixotrophie die relativ hohe Biomasse stabilisieren kann. Des Weiteren sind die Bedingungen und Mechanismen der C- und P-Aufnahme zu klären. Bereits kleine Pulse von P und/oder C aus der Einmischung von C- und nährstoffreicherem Hypolimnionwasser könnten ihr Biovolumen stabilisieren oder ansteigen lassen. Welche Rolle die Intensität heterotropher Prozesse (z.B. bakterielle Respiration) bei der C-Bereitstellung spielt (kurzgeschlossene Kreisläufe), ist bislang nicht untersucht worden. Systematische Untersuchungen zur C-Assimilation und O_2-Produktion sowie PAM-Messungen sollen beitragen, methodische und produktionsstrategische Aspekte des Stoffwechsels von *Autumnella lusatica* zu aufzuklären.

Danksagung

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen entstanden in Vorbereitung des Clusters „Signaturen stark gestörter Landschaften – am Fallbeispiel von Bergbaulandschaften“ der BTU Graduate Research School Cottbus–Senftenberg. PAM-Messungen und Biovolumenbestimmungen wurden von Mihovil Turčinov im Rahmen einer Masterarbeit an der BTU Cottbus–Senftenberg durchgeführt. Wir bedanken uns ganz herzlich bei Mihovil. Ein Dank für die Anregung zu diesem Thema und die tatkräftige Unterstützung geht an Holger Dienemann (BfUL Sachsen) und Steffen Wiehart (BfUL Sachsen) sowie Kerstin Jenemann (LfULG Sachsen) und Sabine Ulrich (BfUL Sachsen). Ingo Henschke, Thomas Wolburg und Gudrun Lippert danken wir für die Unterstützung bei der Probenahme und im Labor. Bei Sarah Krocker und Jörg Gelbrecht vom IGB Berlin bedanken wir uns für die Kohlenstoffmessungen.

Literatur

Behrendt, H., Nixdorf, B. (1993): The carbon balance of phytoplankton production and loss processes based on in situ measurements in a shallow lake. Internat. Revue ges. Hydrobiol. 78 (3): 439-458.

Beulker, C., Nixdorf, B. (2004): Primärproduktion und Alkalinisierung. In: Nixdorf, B., Deneke, R. (Hrsg.): Grundlagen und Maßnahmen zur biogenen Alkalinisierung von sauren Tagebauseen. Weißensee Verlag Berlin, 73-88.

Dienemann, H., Wiehart, S., Jenemann, K. (2018): Ausgewählte chemisch-biologische Ergebnisse sowie Bewertungsprobleme des sauren Braunkohle-Tagebausees Halbendorf (Lausitz). Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen (dieser Band).

DWD (Deutscher Wetterdienst) (2018): ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/observations_germany/climate/daily/kl/ (aufgerufen am 29.12.2017)

Eilers, P.H.C., Peeters, J.C.H. (1988): A model for the relationship between light intensity and the rate of photosynthesis in phytoplankton. Ecol. Modelling 42: 199-215.

Geller, W., Schultze, M., Kleinmann, B., Wolkersdorfer, C. (Hrsg.) (2013): Acidic Pit Lakes – The Legacy of Coal and Metal Surface Mines. Springer-Verlag. ISBN 978-3-642-29384-9.

Leßmann, D., Nixdorf, B. (2013): Phytoplankton. In: W. Geller et al.(Hrsg.): Acidic pit lakes– The Legacy of Coal and Metal Surface Mines. Springer-Verlag. ISBN 978-3-642-29384-9: 107-116.

Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Nixdorf, B. (2017): Handbuch Phyto-See-Index – Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton. Im Rahmen des Länderfinanzierungs-programms "Wasser, Boden und Abfall". Stand 15. Dezember 2017. 86 S.

Nixdorf, B., Hoehn, E., Riedmüller, U. (2010): Probenahme und Analyse des Phytoplanktons in Seen und Flüssen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL (III-4.3.1). In: Hupfer, M. et al. (Hrsg.) Handbuch Angewandte Limnologie. 27. Erg. Lfg. 4/10 (2010), S. 1-24.

Riley, G.A. (1957): Phytoplankton of the North Central Sargasso Sea, 1950 – 1952. Limnol. Oceanogr. 2: 252–270.

Rücker, J., Liepelt, A.E. (2003): Pigmentbestimmung in sauren Tagebauseen - Probleme und Lösungsansätze. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Ergebnisse der Jahrestagung 2002 (Braunschweig), Tutzing 2003: 207-211.

Ulrich, S., Röske, K. (2018): Siegeszug der Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. (Trebouxiophyceae) im Halbendorfer See. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen (dieser Band).

Ulm, M., Nixdorf, B., Ramm, J., Rücker, J., Leßmann, D. (2018): Mixotrophie-Potenzial der Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. in sauren Tagebauseen – Ergebnisse aus Wachstumsversuchen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen (dieser Band).

Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 9: 1-38.

Vollenweider, R.A., Talling, J.F., Westlake, D.F. (1974): A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. IBP Handbook No. 12. Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, Edinburgh, Melbourne.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Vergleich von hydromorphologischen Verhältnissen an Sorpe und Röhr und deren Bedeutung für die Habitatbedingungen von aquatischen Organismen

Milian Noack[1], Andreas Lechner[2] & Petra Podraza[3]

[1, 2], Universität Osnabrück, Institut für Geographie, Seminarstr. 19 a/b, 49074 Osnabrück, milian_tim@msn.com;
[3] Ruhrverband, Kooperationslaboratorium, Kronprinzenstr. 37, 45128 Essen, petra.podraza@ruhrverband.de

Keywords: EG-WRRL, Erfolgskontrolle, Mikrohabitate, Makrozoobenthos

Kurzfassung

Projekte zur Fließgewässerrenaturierung sollen naturnähere hydromorphologische Verhältnisse wiederherstellen und Habitate für typspezifische Arten fördern. Nach der Bewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zeigen die aquatischen Organismen (insbesondere das Makrozoobenthos) allerdings häufig nicht die erwartete Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse. Eine aktuell diskutierte Ursache ist, dass Renaturierungsmaßnahmen zwar geeignete Mesohabitate entstehen lassen, häufig aber nicht zu den erwarteten Mikrohabitaten für eine typspezifische Biozönose führen (Verdonschot et al. 2016). Ziel der vorgestellten Masterarbeit war also, an Bsp.-Gewässern im Detail die durch Renaturierungen angeschobene hydromorphologische Gewässerentwicklung hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Mikrohabitatbedingungen zu analysieren.

Hierzu wurde die Entwicklung von zwei Mittelgebirgsgewässern (Sorpe, Röhr) seit der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen untersucht (vgl. Abbildung 2). In beiden Gewässern wurde der renaturierte Zustand mit dem ausgebauten Zustand in mehreren Abschnitten verglichen. Hierfür wurden unter anderem Gewässerstrukturen (LANUV NRW 2012) und Mikrohabitate (*TRISHA Verfahren*, Groll 2011) kartiert und das Makrozoobenthos beprobt (Meier et al. 2006). Des Weiteren wurde die dynamische Gewässerentwicklung mittels Vermessungen und durch Luftbildauswertungen (GIS) untersucht und interpretiert.



Abb. 1: Gerinne der renaturierten Sorpe und die Steinfliegenlarve *Perlodes microcephala*.



Abb. 2: Die alten (orange) und renaturierten (blau) Verläufe von Sorpe und Röhr im Projektgebiet südlich von Hachen (Sundern) mit Angabe der Stationierung (km). Luftbild von Juni 2015.

Die Ergebnisse zeigten wie zu erwarten, dass die Renaturierungsmaßnahmen zu einer deutlichen Verbesserung von Mesohabitaten (z.B. Furten/Kolke, Schotterbänke) in den aquatischen- und semiaquatischen Bereichen der Gewässer (Sohle, Ufer) führen und eine typspezifische Entwicklung der Biozönosen fördern. Das Fehlen von Ufergehölzen und entsprechender Schlüsselhabitate (Totholz, Unterstände) wurde als wesentliche Defizite im Projektgebiet identifiziert.

Des Weiteren konnte aber ebenfalls festgestellt werden, dass die Renaturierung im Detail durchaus auch zur Zunahme der Mikrohabitatvielfalt (Substrate, Strukturen, Wasserführung) führt (vgl. Abbildung 4 und 5). Die Habitatdiversität wird dabei entscheidend durch vielfältige organische Strukturen und einen gewissen Anteil von unterschiedlichen Feinsubstraten beeinflusst, sodass sich beispielsweise in der Sorpe die Anzahl von Habitattypen von zwei im ausgebauten Abschnitt, auf 18 Habitattypen im renaturierten Abschnitt erhöht hat (vgl. Abb. 5).

Außerdem konnten deutliche eigendynamische Gewässerentwicklungen bereits nach zweieinhalb Jahren nach dem Ende der Maßnahmen nachgewiesen werden. An Querprofilen in Sorpe und Röhr konnten Seitenerosionen von bis zu 7 m sowie Tiefenerosionen und Akkumulationen von bis zu 50 cm nachgewiesen werden (vgl. Abbildung 3).

Dabei lässt ein Vergleich der Gewässer auch einen Einfluss der Talsperre auf die Biozönosen vermuten. So gab es einen höheren Anteil von hypocrenal-Besiedlern (*Silo nigricornis* und *Protonemura* sp.) in der vom Tiefenwasserablass der Talsperre beeinflussten Sorpe.

Praxisrelevante Kernergebnisse

- Für die untersuchten Renaturierungsmaßnahmen sind strukturelle und biozönotische Erfolge nachzuweisen (strukturelle Verbesserung auf Meso- und Mikrohabitatebene, positive Reaktion der Biozönose, gewässerdynamische Entwicklung)
- Uferstrukturen (Gehölze, Totholz, Unterstände) konnten als entscheidendes Defizit zur weiteren positiven Entwicklung im Projektgebiet identifiziert werden (Kausalanalyse)
- Renaturierung führte im Projektgebiet zur größeren Mikrohabitatvielfalt, die eine Ansiedlung typspezifischer Arten ermöglicht
- Für einen Erfolg sollten bei zukünftigen Renaturierungsprojekten entsprechende Mikrohabitate für eine Besiedlung mit typspezifischen Arten geschaffen und eine Homogenisierung von Mikrohabitaten (z.B. durch starken Algenbewuchs, Kolmation) entgegengewirkt werden (u.a. Maßnahmen im EZG)

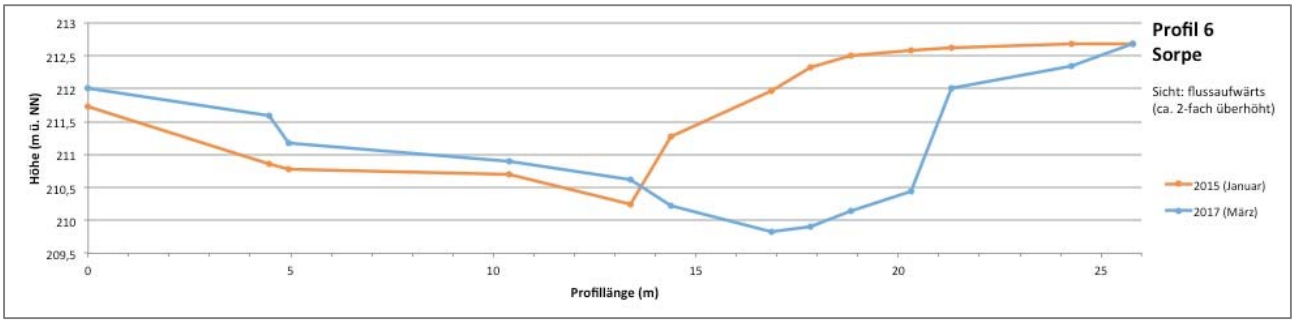


Abb. 3: Querprofil 6 an der Sorpe. Dargestellt sind die Messpunkte mit Angabe der Höhe (m ü. NN) entlang der Profillänge (m) von 01/2015 (orange) und 03/2017 (blau). Sicht: Flussaufwärts (ca. 2-fach überhöht).

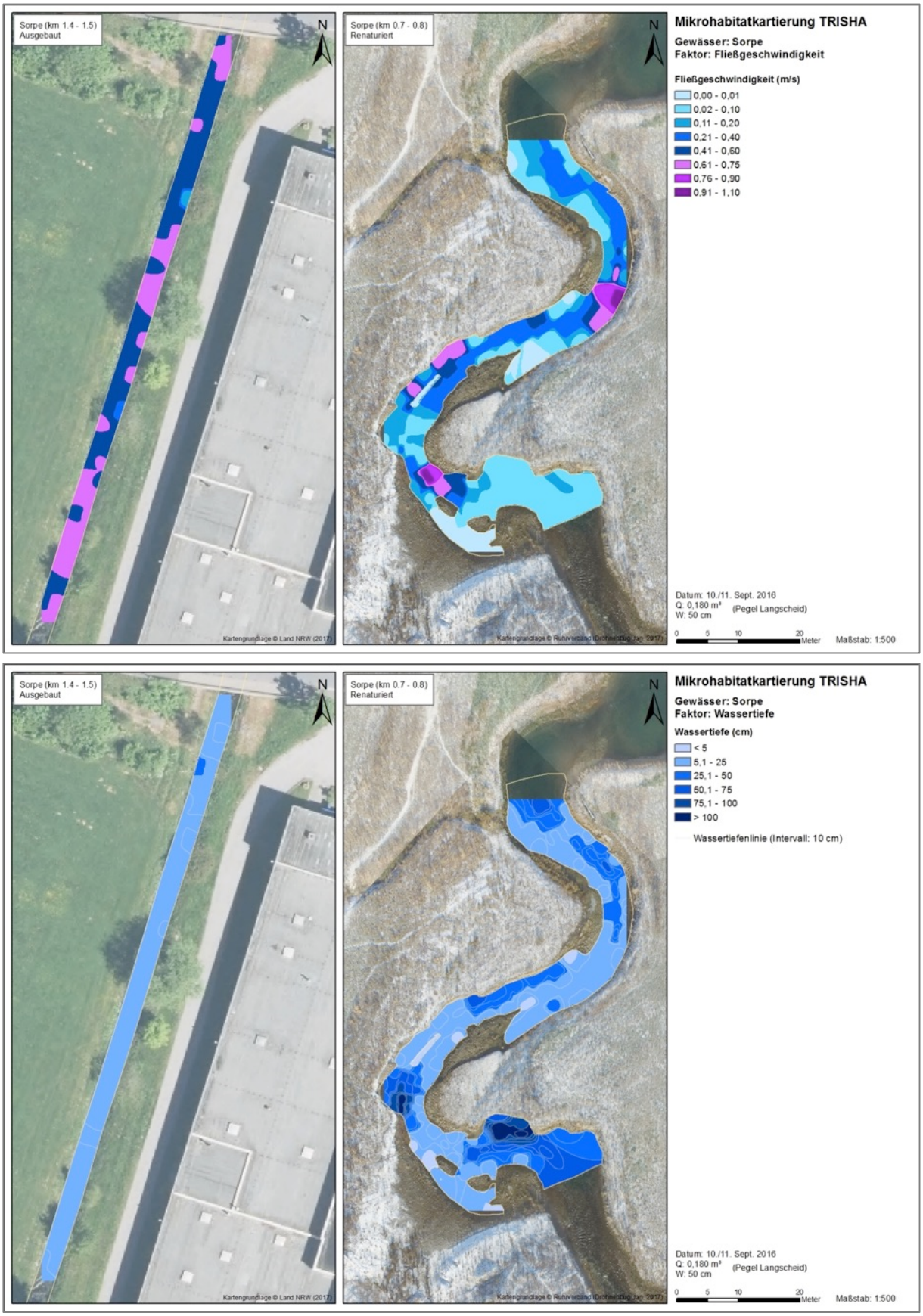


Abb. 4: Ergebnisse der Messungen zu Fließgeschwindigkeit (m/s) und Wassertiefe (cm) an der Sorpe – dargestellt als Vergleich eines renaturierten (links) und eines ausgebauten Abschnitts (rechts). Die Darstellung wurde mit dem Interpolationsverfahren IDW (Inverse Distance Weighting) in ArcGIS durchgeführt.

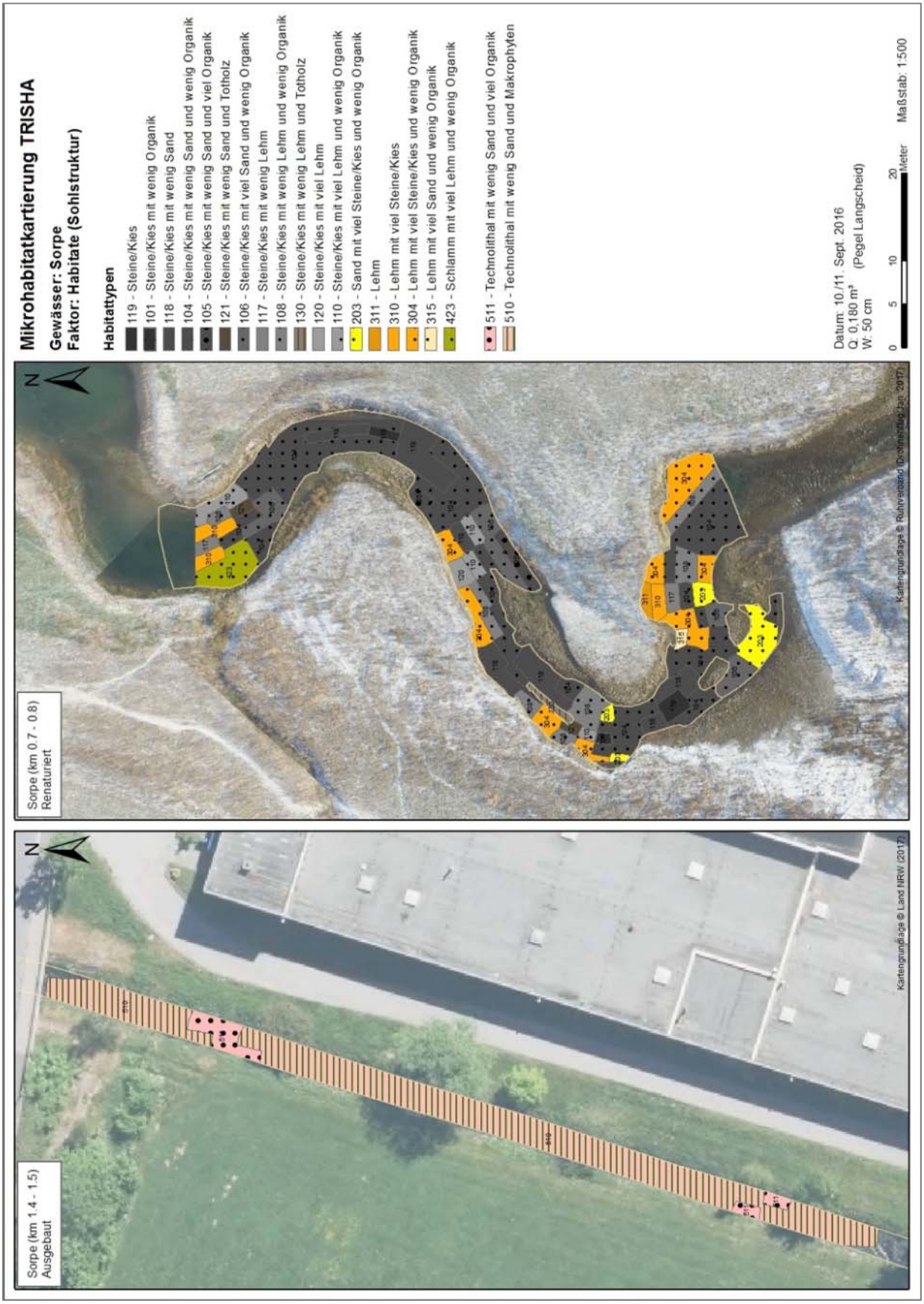


Abb. 5: Ergebnisse der Mikrohabitatkartierung nach dem TRISHa Verfahren an der Sorpe – dargestellt als Vergleich eines renaturierten (links) und eines ausgebauten Abschnitts (rechts). Die Darstellung wurde mit dem Interpolationsverfahren IDW (Inverse Distance Weighting) in ArcGIS durchgeführt.

Schlussfolgerung

Veränderungen der hydromorphologischen Verhältnisse haben klare Einflüsse einerseits auf die Ausbildung von Mesohabitaten, andererseits aber eben auch auf feinskaligere Strukturen in Fließgewässern wie z.B. unterschiedliche Substratablagerungen auf engstem Raum und in diese eingenischte Organismen. Entsprechend kommt der Schaffung und Erhaltung von geeigneten Mikrohabitaten im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen eine entscheidende Bedeutung für die Zielerreichung des guten ökologischen Zustands gemäß WRRL zu.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Masterarbeit im Studiengang *Boden, Gewässer, Altlasten* der Universität und Hochschule Osnabrück in Kooperation mit dem Ruhrverband Essen. Vielen Dank an alle Beteiligten!

Literatur

GROLL, M. (2011): Beziehungen zwischen der Gewässermorphologie und dem Makrozoobenthos an renaturierten Abschnitten der Lahn. Dissertation an der Philipps-Universität Marburg. Marburg/Lahn

LANUV NRW (2012): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen - Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW). LANUV Arbeitsblatt 18. Recklinghausen.

MEIER, C., P. HAASE, P. ROLAUFFS, K. SCHINDEHÜTTE, F. SCHÖLL, A. SUNDERMANN und D. HERING (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

VERDONSCHOT, R. C. M., J. KAIL, B. G. MCKIE und P. F. M. VERDONSCHOT (2016): The role of benthic microhabitats in determining the effects of hydromorphological river restoration on macroinvertebrates. In: Hydrobiologia 769 (1): 55–66.

Spatial competition between photoautotrophic and heterotrophic protists within biofilms: Insight from fluvial mesocosm experiments

Helge Norf, Steffen Geisthardt, Hanna Sebert, Norbert Kamjunke, Markus Weitere*

Helmholtz-Centre for Environmental Research – UFZ, Department River Ecology, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg

* corresponding author: helge.norf@ufz.de

Microbial biofilms are key components of running water ecosystems. Biofilm assemblage structure determines both the types and strengths of ecological functions they mediate (e.g., assimilation of nutrients by photoautrotrophic protists, consumption of organic materials by heterotrophic protists). Light intensity is among the most fundamental factors that explain much of the spatial variability of photoautotrophs within biofilms, which can show steep gradients within running waters. Apart from exceeding direct effects on photoautotrophic protists, it is not clear in how far light intensity could affect biofilms presumably light-independed components of biofilm food webs, such as heterotrophic bacteria and protozoa. To test our hypotheses that both direct and indirect light effects are important determinants of microbial biofilm assemblages, we conducted a series of experiments, in which biofilms were cultivated at different light intensities using bypasses to streams and rivers. The experiments were conducted at sites characterized by near-natural conditions (e.g., low nutrients, high shading) as well as sites with significant impacts of anthropogenic land use (e.g., high nutrients, low shading). We observed consistently strong effects of increasing light intensity on total biofilm biomass, chlorophyll *a* content, and biofilm assemblage structure. In addition to such direct light effects, we detected non-trophic, spatial interactions (i.e., mechanical interference) between photoautotrophic and heterotrophic protists that were important in shaping microbial assemblage structure. In addition to presenting these results, this talk will also discuss the potential consequences of such taxonomic shifts with regards to the ecological functioning of biofilms.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Die Auswirkungen von Querbauwerken auf das Makrozoobenthos eines grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbaches

Marina M. Nowak[1] & Klaudia Witte[2]

[1] Institut für Biologie, Department Chemie-Biologie, Universität Siegen, Adolf-Reichwein-Str. 2, 57068 Siegen; nowak@biologie.uni-siegen.de

[2] Institut für Biologie, Department Chemie-Biologie, Universität Siegen, Adolf-Reichwein-Str. 2, 57068 Siegen; witte@biologie.uni-siegen.de

Keywords: aquatische Biodiversität, Makrozoobenthos, Wehre, Degradation, Multivariates Modell

Einleitung

Natürliche Fließgewässer und ihre Auen stellen einen vielfältigen Lebensraum für verschiedene Tier- und Pflanzenarten dar (LfU 2005). Viele Fließgewässerökosysteme können jedoch in der heutigen Zeit ihre natürliche Funktion aufgrund von in den letzten Jahrhunderten durchgeführten wasserbaulichen Maßnahmen nur noch eingeschränkt ausüben (Banning 1998). Ihre gewässertypischen Eigenschaften wurden durch vielfältige Nutzung verändert (LfU 2005) und sie verloren so ihre natürliche biologische Vielfalt (Brosse et al. 2003; Townsend et al. 2003). Regulierte Fließgewässer weisen häufig eine artenarme Makrozoobenthosbesiedlung auf (Munn & Brusven 1991). Die Errichtung von künstlichen Querbauwerken stellt dabei einen erheblichen Eingriff in das Ökosystem Fließgewässer dar, da sie Hydrologie, Sedimenttransport, die Verfügbarkeit von Nahrung, Temperatur und Verbreitung von Organismen beeinflussen (Ward & Stanford 1983; Larinier 2001; Hart et al. 2002). Das Fließgewässer verliert seine Durchgängigkeit (MUNLV 2005) und die für viele Arten der Gewässerfauna überlebenswichtige und biologisch notwendige Wanderung ist nicht mehr oder nur noch eingeschränkt möglich (LfU 2005).

In der Weiß, einem Nebenfluss der Sieg, befanden sich auf dem 6,3 km langen Abschnitt im Siegener Kreisgebiet bis 2014 vier Wehre, deren Abbau im Rahmen der WRRL stattfinden soll. Im Rahmen des Projektes "Wissenschaftliches Monitoring der Weiß" sollten diese Umbau- und Renaturierungsmaßnahmen wissenschaftlich begleitet und evaluiert werden. Ein wichtiges Ziel der Studie war hierbei zu untersuchen, welchen Einfluss die Querbauwerke auf das Makrozoobenthos haben und wie schnell und umfassend sich die Umbaumaßnahmen auf die Lebensgemeinschaften in der Weiß auswirken werden. Hierfür erfolgte 2013 eine detaillierte Erfassung des Ist-Zustandes vor den Umbaumaßnahmen an acht verschiedenen Messstellen, ober- und unterhalb der vier Wehre. Neben verschiedenen chemischen und physikalischen Parametern wie pH-Wert, Temperatur, Fließgeschwindigkeit, Sauerstoffgehalt und elektrischer Leitfähigkeit erfolgte eine Charakterisierung der taxonomischen Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaften sowohl in Bezug auf die Anzahl der Taxa und Abundanz als auch an Hand ihrer funktionellen Einteilungen und Einzelmetrics wie des „Deutschen Fauna Index“, der „Diversity“, der „Evenness“, des „Rheoindex“, der EPT%“, der „Ernährungstypenverteilung“, der „Substrat- und Strömungspräferenzen“ und der„Bewegungstypen“.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Weiß ist ein 18,1 km langer Mittelgebirgsbach [Kennziffer: 27216] mit einem Einzugsgebiet von etwa 72 km^2 im Rheinischen Schiefergebirge und liegt im südöstlichen NRW. Sie entspringt 1,6 km südlich von Wilgersdorf in 540 m über NN und mündet in Siegen-Mitte in 241 m über NN bei km 130,5 in die Sieg. Der zu untersuchende Abschnitt beginnt unterhalb eines Klärwerks an der Grenze zu Wilnsdorf und endet nach 6,3 km in Siegen-Mitte mit der Mündung der Weiß in die Sieg (Abb. 1). Die Weiß ist auf der gesamten Strecke ausgebaut und in ein künstliches Bachbett gezwängt. Sie ist daher im Rahmen der WRRL als erheblich veränderter Wasserkörper ausgewiesen. Sie wird außerdem durch den Feuersbach, den Breitenbach, den Bürbach und den Fludersbach gespeist.

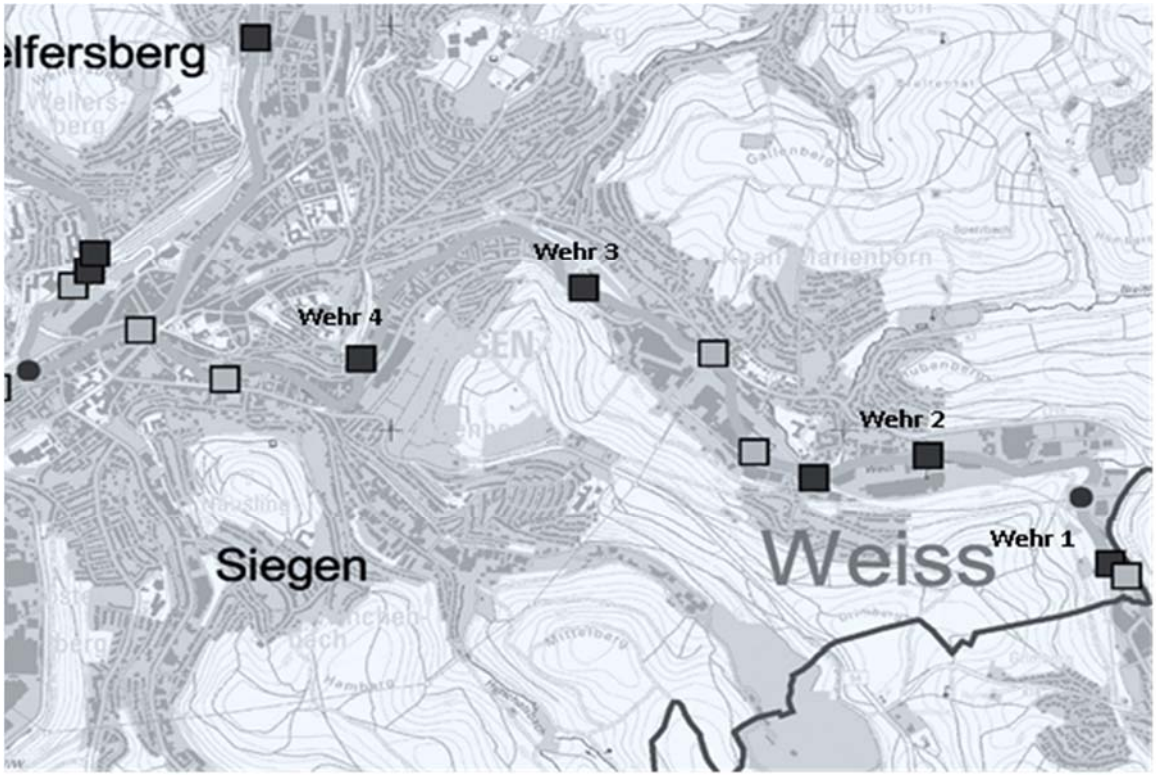


Abb. 1: Der 6,3 km lange Untersuchungsabschnitt der Weiß mit den vier Wehren (Kästchen) und den übrigen passierbaren (graue Kästchen) und nicht passierbaren (dunkle Kästchen) Querbauwerken. Die Messstellen befanden sich jeweils ober- und unterhalb der Wehre 1,2,3 und 4.

Beprobung

Die Makrozoobenthosproben wurden monatlich jeweils ober- und unterhalb der vier Wehre von März bis Oktober 2013 genommen, so dass jede der 8 Messstellen achtmal beprobt wurde.

Die Probenahme erfolgte nach dem von Meier et al. (2006) entwickelten, deutschlandweiten einheitlichen Verfahren zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern nach Vorgaben der EU-WRRL. Wir verwendeten einen Kescher mit einem rechteckigen Rahmen von 25 x 25 cm² und einer Maschenweite von 500 µm. An jeder Messstelle wurden auf einem 20 m langen Abschnitt 20 Teilhabitate nach der sogenannten "Kicksample"-Methode beprobt. Die Auswahl der Teilhabitate erfolgte nach der "Multi-Habitat-Sampling"-Methode (Meier et al. 2006) und richtete sich dabei nach der Substratdeckung. Der Kescherinhalt wurde dann in ein Probengefäß überführt und mit 70 %igem Ethanol konserviert. Die Organismen wurden mit einer Federstahlpinzette von Ästen und Steinen

abgesammelt. Die Bestimmung und Auszählung der Organismen erfolgte anschließend im Labor und richtete sich nach der operationellen Taxaliste (Haase et al. 2006).

Des Weiteren wurden die physiko-chemischen Parameter wie Temperatur [C°], elektrische Leitfähigkeit [µS/cm], pH-Wert, Strömungsgeschwindigkeit [m/s], Sauerstoffgehalt [mg/l] und Sauerstoffsättigung [%] bei jeder Beprobung ermittelt. Dies erfolgte mit Hilfe des Multi 340i von WTW (WTW, Weilheim Germany) und mit dem µP-ASDI der Firma Höntzsch Instruments.

Datenanalyse

Um herauszufinden, ob es in Bezug auf die physiko-chemischen Parameter signifikante Unterschiede zwischen den Messstellen ober- und unterhalb der Wehre gab, wurde für jeden Parameter das arithmetische Mittel und die Standardabweichungen für jede der Messstellen ober- und unterhalb der Wehre berechnet. Das Makrozoobenthos wurde in Abundanz, Saprobien-Index, Species richness, Diversity (Shannon-Wiener Index), Evenness, Rheoindex, EPT%, German-Fauna Index, Ernährungstypenverteilung, Strömungspräferenzen, Mikrohabitatpräferenzen und Bewegungstypen eingeteilt, jeweils getrennt für die Messstellen ober- und unterhalb der Querbauwerke. Da die Daten nicht normalverteilt waren, verglichen wir die Daten der Messstellen ober- und unterhalb mit dem Wilcoxon Rang-Summen Test. Für diese statistischen Analysen wurde die Software R verwendet (R Development Core Team 2008). Anschließend wurde mit Hilfe einer nichtmetrischen Multidimensionalen Skalierung (NMDS) auf Unterschiede in Bezug auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften ober- und unterhalb der Querbauwerke getestet. Hierzu wurden Taxaabundanz-Daten als Inputvariable für die Funktion metaNMDS des R-packages vegan basierend auf der Bray-Curtis Unähnlichkeit (Oksanen et al. 2017) benutzt. Anschließend wurden die verschiedenen physiko-chemischen Parameter und die der ökologischen Merkmale als Vektoren über die NMDS gelegt (999 Permutationen).

Ergebnisse & Diskussion

- Es konnten insgesamt 4.073 Individuen im gesamten Untersuchungszeitraum identifiziert werden. Diese konnten 68 verschiedenen Arten, innerhalb 57 Gattungen aus 40 verschiedenen Familien zugeordnet werden. Am häufigsten konnten Dipteren (41,05 %), Ephemeropteren (22,47 %) und Trichopteren (15,3 %) festgestellt werden. Auch an den Messstellen oberhalb der Wehre waren Dipteren (53,64 %), Ephemeropteren (15,62 %) und Trichopteren (10,46 %) die am häufigsten nachgewiesen Organismen. Unterhalb der Wehre bildeten die Dipteren ebenfalls die am häufigsten vertretene Ordnung (28,46 %), gefolgt von den Ephemeropteren (29,31 %) und den Trichopteren (20,14 %).
- Dipteren und Chironomiden zeigten die höchste Abundanz an allen Messstellen, besonders an den Messstellen oberhalb der Wehre. Ein Massenvorkommen von Chironomiden kann auf eine organische Verschmutzung hinweisen (Armitage 1995).
- Wir konnten signifikante Unterschiede in Bezug auf Species richness, Diversity, Evenness und auch in Bezug auf die ökologischen Merkmale zwischen den Messstellen ober- und unterhalb der Querbauwerke feststellen. So waren die Werte für Species richness, Evenness und Diversity (Shannon-Wiener Index) unterhalb der Wehre deutlich höher als oberhalb. Was die Anzahl der EPT% Taxa betraf, so konnte hier kein signifikanter Unterschied festgestellt werden, obwohl die Anzahl dieser Taxa unterhalb der Wehre höher war als oberhalb.
- Wir konnten keine Unterschiede hinsichtlich der Abundanz feststellen. Auch in Bezug auf den Saprobien-Index, den German-Fauna Index und den Rheoindex konnten keine signifikanten Unterschiede ober- und unterhalb der Wehre nachgewiesen werden.

- Hinsichtlich der ökologischen Merkmale konnten mehr rheophile Arten unterhalb als oberhalb nachgewiesen werden. Limnophile Arten konnten mit der gleichen Häufigkeit sowohl ober- als auch unterhalb nachgewiesen werden. Die relative Anzahl der sich aktiv bewegenden Arten war oberhalb der Wehre signifikant geringer als unterhalb der Wehre. Es wurden zudem unterhalb mehr rhithralbevorzugende Arten nachgewiesen als oberhalb.
- Oberhalb der Wehre konnten in Bezug auf die Mikrohabitatpräferenzen mehr pelalbevorzugende Arten als unterhalb bestimmt werden. Lithalbevorzugende Arten waren unterhalb der Wehre häufiger vertreten als oberhalb.
- In Bezug auf die Ernährungstypenverteilung konnten signifikante Unterschiede bei den Filtrierern beobachtet werden, oberhalb der Wehre gab es deutlich mehr als unterhalb. Hinsichtlich der Sammler, Weidegänger und Prädatoren konnten keine Unterschiede festgestellt werden.
- Die NMDS ergab eine starke Separation zwischen den Messstellen ober- und unterhalb der Wehre, was sich durch die geringe Abundanz der EPT%-Taxa erklären ließ. Die geringere Abundanz von Plecopteren und Ephemeropteren oberhalb der Wehre kann wahrscheinlich auf die vermehrte Substratakkumulation an den Messstellen oberhalb der Wehre zurückgeführt werden, die bei sensitiven Arten wie einigen Plecopteren und Ephemeropteren Stress hervorruft (Lemly 1982). Auch Bredenhand und Samways (2009) konnten ein verringertes Vorkommen von Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera durch Aufstau beobachten.
- In unserer Studie konnten wir keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf die physikochemischen Parameter an den Messstellen ober- und unterhalb der Wehre feststellen mit Ausnahme der Fließgeschwindigkeit. Die Fließgeschwindigkeit war an den Messtellen unterhalb dreier Wehre signifikant höher als oberhalb. Auch Ogbeibu & Oribhabor (2002) haben in ihrer Studie keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf physiko-chemischen Parameter festgestellt. Cortes, Ferreira und Oliveira (1998) haben zudem herausgefunden, dass beispielsweise kleine Querbauwerke kaum einen Einfluss auf die Temperatur haben. Somit können die hier festgestellten Unterschiede in Bezug auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften nicht durch mögliche Unterschiede in den physiko-chemischen Parametern erklärt werden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Wehre zu einer grundlegenden Veränderung sowohl in der qualitativen als auch in der quantitativen Artenzusammensetzung in der Weiß führten. Dies lässt sich aus der geringen Anzahl leitbildtypischer Taxa ableiten. Die Weiß weicht somit in ihrem ökologischen Zustand sehr stark vom natürlichen Referenzzustand für den Fließgewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche ab. Dies ist mit großer Wahrscheinlichkeit auf den starken technischen Ausbau der Weiß zurückzuführen. Die hier vorhandene unausgewogene Makrozoobenthosbesiedlung sowie die Dominanz verschiedener Störzeiger und der geringe Anteil leitbildtypischer Taxa lassen zudem auch auf eine organische Belastung schließen. Da Querbauwerke unter anderem einen deutlichen Einfluss auf die Lebensgemeinschaften in Fließgewässern haben, wird erwartet, dass es durch die geplanten Umbau- und Umstrukturierungsmaßnahmen zu einer erheblichen Veränderung in der gewässertypischen Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften kommen wird. Die im Jahre 2013 erhobenen und hier vorgestellten Daten dienen als Grundlage für die Evaluierung der Baumaßnahmen in Bezug auf die Entwicklung der Makrozoobenthosbesiedlung nach dem Rückbau der Wehre. Die ersten zwei Wehre wurden 2014 zurückgebaut. Über einen Zeitraum von weiteren drei Jahren wird zurzeit untersucht, wie schnell und umfassend sich die Umbaumaßnahmen auf die Lebensgemeinschaften in der Weiß auswirken werden.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Doktorarbeit und wurde von der Bezirksregierung Arnsberg und dem Entsorgungsbetrieb der Stadt Siegen (ESI) finanziert.

Literatur

Armitage, P. D. (1995): Chironomidae as food. In P. D. Armitage, P. S. Cranston, & L. C. V Pinder (Eds.), The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges. Dordrecht: Springer Netherlands: 423-435.

Banning, M. (1998): Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos dargestellt am Beispiel der Donau. Essener ökologische Schriften 9. Westarp-Wiss., Hohenwarsleben.

Bredenhand, E., Samways, M. J. (2009): Impact of a dam on benthic macroinvertebrates in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. Journal of Insect Conservation, 13(3), 297–307.

Brosse, S., Arbuckle, C. J., Townsend, C. R. (2003): Habitat scale and biodiversity: influence of catchment, stream reach and bedform scales on local invertebrate diversity. Biodiversity & Conservation, 12(10), 2057-2075.

Cortes, R. U. I. M. V., Ferreira, M. T., Oliveira, S. V., Godinho, F. (1998): Contrasting Impact of Small Dams on the Macroinvertebrates of Two Iberian Mountain Rivers. Hydrobiologia, 389 (1), 51–61.

Haase, P., Murray-Bligh, J., Lohse, S., Pauls, S., Sundermann, A., Gunn, R., Clarke, R. (2006): Assessing the impact of errors in sorting and identifying macroinvertebrate samples. The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Method*s*, 505-521.

Hart, D. D., Johnson, T. E., Bushaw-Newton, K. L., Horwitz,R. J., Bednarek, A. T., Charles, D. F., … Velinsky, D. J. (2002): Dam removal: challenges and opportunities for ecological research and river restoration. BioScience, 52(8), 669–682.

Larinier, M. (2001): Environmental issues, dams and fish migration. *FAO* fisheries technical paper, 419, 45-89.

Lemly, A. D. (1982): Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. Hydrobiologia, 87(3), 229–245.

LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg), Hrsg. (2005): Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern. Leitfaden Teil 1 - Grundlagen. 1. Auflage

Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen), Hrsg. (2005): Handbuch Querbauwerke. 1 Auflage

Munn, M. D., & Brusven, M. A. (1991). Benthic macroinvertebrate communities in nonregulated and regulated waters of the Clearwater River, Idaho, USA. River Research and Applications, 6(1), 1-11.

Ogbeibu, A. E., & Oribhabor, B. J. (2002): Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. Water Research, 36(10), 2427–2436.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Wagner, H. (2017): vegan: Community Ecology Package. R Package Ver. 2.4–3. doi:10.4135/9781412971874.n145

Townsend, C. R., Dolédec, S., Norris, R., Peacock, K., & Arbuckle, C. (2003): The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: Description and prediction. Freshwater Biology, 48(5), 768–785.

Ward, J. V, & Stanford, J. A. (1983): The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. Dynamics of lotic systems, 10, 29–42.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Submerse Makrophyten und Zustandsbewertung von ausgewählten Gewässern im östlichen Land Brandenburg mit Anmerkungen zu biologischen Invasionen – Ergebnisse einer Exkursion des DGL-Arbeitskreises Tauchen in der Limnologie

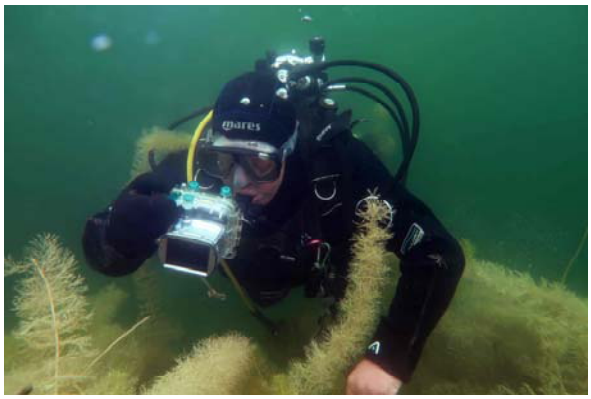
Silke Oldorff[1], Ellen Kiel[2], Volker Krautkrämer[3], Franz Brümmer[4], Robert Pudwill[5], Said Yasseri[6], Markus Eßer[7], Heike Kluke[8], Jens Päzolt[9], Thomas Schiller[10], Ralf Köhler[1], Dieter Bratsch[11], Kolja Bolz[11], Tom Kirschey[12]

[1]Landesamt für Umwelt (LfU) Brandenburg, Seeburger Chaussee 2, 14467 Potsdam OT Groß Glienicke, silke.oldorff-@lfu.brandenburg.de; [2]Carl von Ossietzky Universität 26111 Oldenburg, Fak. V, IBU, ellen.kiel@uni-oldenburg.de; [3]Lanaplan, Lobbericher Straße 5, 41334 Nettetal, volker.krautkraemer@lanaplan.de; [4]Universität Stuttgart, Institut für Biomaterialien und biomolekulare Systeme, Wissenschaftliche Tauchgruppe (WiTUS), Pfaffenwaldring 57, 70569 Stuttgart; [5]Nachtigallenallee 506, 38524 Sassenburg, robert.pudwill@gmx.de; [6]Institut Dr. Nowak, Mayenbrook 1, 28870 Ottersberg, sy@limnowak.com; [7]forsteri@t-online.de; [8]heike.kluke@hein.de; [9]Umweltsoft, Uhuweg 12, 14548 Schwielowsee, www.umweltsoft.de; [10]Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden, Zellescher Weg 40, 01217 Dresden, thomas.schiller@tu-dresden.de; [11]Tauchclub Buckow e. V.; Am Fischerberg 31, 15377 Buckow (Märkische Schweiz), information@tauchclub-buckow.de, [12]NABU-Bundesgeschäftsstelle, Charitéstraße 3, 10117 Berlin, tom.kirschey@nabu.de

Keywords: Klarwasserseen, submerse Makrophyten, Neobiota, *Dreissena rostriformis bugensis*

Einleitung

Im Rahmen der Jahrestagung 2017 der DGL trafen sich 12 Mitglieder des DGL-Arbeitskreises „Tauchen in der Limnologie“ im Anschluss an das Vortragsprogramm vom 28. September bis 3. Oktober 2017 in Buckow, Naturpark Märkische Schweiz. Der Naturpark Märkische Schweiz bildete den Ausgangspunkt für Exkursionen zu Gewässern im östlichen Brandenburg mit dem Schwerpunkt auf den Naturraum der Ostbrandenburgischen Platte (Scholz 1962). Bei den eiszeitlich entstandenen Seen in Brandenburg handelt es sich ursprünglich um Klarwasserseen.



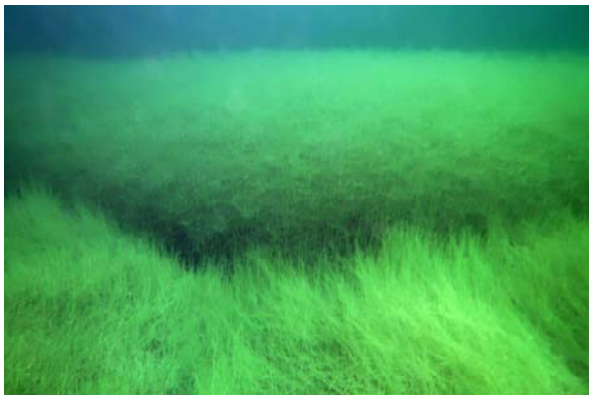


Abb. 1 und 2: Unterwasserfotografie ist eine gute Methode zur Dokumentation der Unterwasserflora und –fauna; im Katjasee konnten große Bestände von *Chara filiformis* und mächtige Grundrasenmatten von *Nitellopsis obtusa* beobachtet werden (Fotos: Silke Oldorff)

Natürlicherweise dominieren hier basische Gewässer des Typs 3140. Kalkarme oligotrophe Gewässer des Typs 3130 sind hingegen selten. Da nicht die Genese einen Gewässertyp definiert, sondern das Vorhandensein einer lebensraumtypischen Vegetation, können auch entsprechend bewachsene, aber künstlich geschaffene Gewässer bei ausreichender Kalkversorgung dem Typ 3140 zuzuordnen werden. Der aktuelle Zustand dieser Gewässer weicht jedoch landesweit fast in jedem Fall vom Referenzzustand massiv ab, wie auch die Bewertung nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie zeigt. Die Bewertung von 169 der 190 berichtspflichtigen (natürlichen) Gewässern bezüglich der Makrophyten und des Phytobenthos (benthische Diatomeen) ergab bei 75% (127) den Zustand „schlechter als gut“ (LfU 2016). In der Gesamtbewertung befinden sich nur 2% der 190 Seen in einem sehr guten Erhaltungszustand (LfU 2016). In der durch das Landesamt für Umwelt (LfU) getroffenen Bewertung wird ebenfalls deutlich, dass insbesondere in Bezug auf die Makrophytenbesiedlung der Zustand fast überall vom Referenzzustand abweicht. Insbesondere die im Referenzzustand von Characeen dominierten Standgewässer, haben in den zurückliegenden zwei Dekaden erhebliche Veränderungen erfahren (Kabus & Mauersberger 2011), die zum Teil nicht etwa mit landwirtschaftlichen Stoffeinträgen erklärt werden können (vgl. Oldorff & Kirschey 2017). Die Exkursionen des DGL-Arbeitskreises „Tauchen in der Limnologie“ unterstützt durch ihre gezielte Momentaufnahme in ausgewählten Gewässern in der Nähe des Tagungsortes die Seenbewertung Deutschlands. Zielstellung der Untersuchung während der Exkursionen ist die Bewertung des aktuellen Erhaltungszustandes und die Diskussion lokaler Einflussfaktoren. Weiterhin ergeben sich durch die Exkursion immer wieder neue Erkenntnisse über Invasionen und Ausbreitung von Neobiota in Gewässern. Obwohl in natürlich vernetzten Systemen (Fließgewässern) oder nach künstlicher Verbindung, wie bei Kanälen, bestimmte Vektoren eine stärkere Bedeutung haben als in den stärker isolierten Systemen, wie Seen, spielt diese Fragestellung in diesem Beitrag eine besondere Rolle.
In diesem Beitrag werden die Ergebnisse nach dem Bewertungsschemata für den Erhaltungszustand von Klarwasserseen des LRT 3140 nach der FFH-Richtlinie und weitere Beobachtungen diskutiert.





Abb. 3 und 4: Schwämme (*Porifera, Spongillidae*) und Hechte (*Esox lucius*) im Schermützelsee (Fotos: Silke Oldorff (Abb. 3) und Markus Eßer (Abb. 4.))

Untersuchungsgebiet

Die Exkursion des DGL-Arbeitskreises „Tauchen in der Limnologie“ führte an sieben Klarwasserseen im östlichen Land Brandenburg, die überwiegend (5 Gewässer) natürlichen Ursprungs sind oder Abgrabungsgewässer darstellen (siehe Tab. 1). Der Schermützelsee im Naturpark Märkische Schweiz bildete den Schwerpunkt der Tauchexkursion. Er befindet sich im Buckower Hügel- und Kesselland („Märkische Schweiz“), als Teil der Ostbrandenburgischen Platte (Scholz 1962). Der

Straussee befindet sich auf der Barnimplatte, Helene- und Katjasee auf der Lebusplatte, die ebenfalls einen Teil der Ostbrandenburgischen Platte bildet (Scholz 1962). Drei weitere der untersuchten Seen liegen nördlich des Eberswalder Urstromtals ebenfalls auf Platten. Der Werbellinsee liegt auf der Britzer Platte im Südteil der Mecklenburgischen Seenplatte, während Parsteiner See und Kleiner Peetzigsee bei Greiffenberg dem Uckermärkischen Hügelland dem Rückland der Mecklenburgischen Seenplatte zuzuordnen sind (Scholz 1962). Damit sind die sieben untersuchten Gewässer zwar fünf verschiedenen naturräumlichen Haupteinheiten zuzuordnen, allerdings liegen alle Gewässer auf Platten. Dies spielt vor allem eine Rolle bei der ökologischen Charakterisierung, denn es handelt sich in der Regel um abflusslose Binnenentwässerungsgebiete oder Quellseen, die durch fehlende oder reduzierte Konnektivität gekennzeichnet sind. Alle untersuchten Seen repräsentieren den FFH-Lebensraumtyp 3140 (Oligo- bis mesotrophe, kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen).

Tabelle 1: Morphologische Parameter der untersuchten Gewässer

Gewässer	Größe in ha	Maximal-Tiefe in m	Mittlere Tiefe in m	Theoretische Sichttiefe in m	Verweildauer in Jahre	Genese
Schermützelsee	137	37,5	17	7,2	2	natürlich
Werbellinsee	795	55	11,6	8,4	>30	natürlich
Kleiner Peetzigsee	12	7,4	k.A.	k.A.	k.A.	natürlich
Parsteiner See	1.003	30,2	5,6	k.A.	18	natürlich
Katjasee	35,7	10	k.A.	k.A.	k.A.	künstlich (Tagebau)
Helenesee	220	56,7	36	k.A.	k.A.	künstlich (Tagebau)
Straussee	136	20	10	4,7	2	natürlich

k.A. keine Angaben; Quelle: Landesamt für Umwelt 2017

Bei fünf der untersuchten Seen handelt es sich um traditionelle Tauchseen, deren Benutzung über Tauchbasen, Campingplätze oder Tauchvereine geregelt ist. Sporttauchen (Tauchen mit Atemgerät) ist in Brandenburg nach § 43 Abs. 1 Brandenburgisches Wassergesetz als Gemeingebrauch eingestuft, also ohne Erlaubnis oder Bewilligung zulässig. Ausnahmen bilden einige wenige Naturschutzgebiete, in denen nach der Schutzgebietsverordnung das Sporttauchen explizit verboten ist. Dies trifft für die im Rahmen der DGL-Tauchexkursion untersuchten Seen allerdings nicht zu.

Material und Methoden

Erfassung

Die Erfassung erfolgte nach der Methode des Naturschutztauchens (Arendt et al. 2011), welche zur Einschätzung des Erhaltungszustandes (EHZ) der Standgewässer-Lebensraumtypen des Anhangs I der EU-Richtlinie 92/43/EWG (=Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, kurz FFH-Richtlinie) genutzt wird. Die untersuchten Gewässer und die Ergebnisse dieser Momentaufnahme beziehen sich auf das letzte Drittels der Vegetationsperiode submerser Makrophyten, bei *Najas marina* war bereits das Ende des Wachstums erreicht. Je Gewässer ergibt sich entsprechend der Größe und der Beckengestalt eine unterschiedlich große Anzahl zu betauchender Gewässerabschnitte, welche erforderlich ist, um eine Einschätzung des Erhaltungszustandes des jeweiligen Sees vornehmen zu können (Beurteilungsgrundlage ist der von Makrophyten besiedelbare Gewässergrund). Während dieser Untersuchung konnte pro See meistens nur eine Probestelle untersucht werden. Lediglich im Schermüt-

zelsee konnten vier und im Kleinen Petzigsee drei Tauchgänge durchgeführt werden. Wird die Mindestanzahl von Tauchabschnitten nicht erreicht, die für eine aggregierte Gesamtein-schätzung des jeweiligen Gewässers erforderlich ist, können die Ergebnisse aber zumindest Hinweise liefern (vgl. Oldorff et al. 2014). Daneben ermöglicht die Tauchkartierung die Aufnahme weiterer Parameter, z.B. die Erfassung von Vorkommen ausgewählter Arten, die aus Gewässer- und Naturschutzsicht Handlungsbedarf auslösen können, weil z.B. Zielarten des Naturschutzes, besondere Beeinträchtigungen oder Neobiota festgestellt wurden.

Bewertung

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

- Vorhandensein und Vollständigkeit lebensraumtypischer Habitatstrukturen
- lebensraumtypisches Arteninventar, Nährstoffanzeiger und weitere Arten
- untere Makrophytengrenze (UMG) (vgl. Normenausschuss Wasserwesen im DIN 2007), wobei Pflanzenbestandsgrenzen für die UMG gewählt wurden
- Deckungsgrade und Tiefenverbreitung je Art
- erkennbare Beeinträchtigungen und Störungen

In jeden betauchten Gewässerabschnitt erfolgt die Erfassung und Bewertung dieser Kriterien nach dem BfN-Bewertungsschema für den FFH-Lebensraumtyp 3140 (Sachteleben, J. & M. Behrens 2010).

Ergebnisse und Diskussion

Floristische Beobachtungen

Insgesamt wurden 11 Characeen-Arten in den sieben untersuchten Seen nachgewiesen (vgl. Tabelle 2). *Chara globularis* und *Nitellopsis obtusa* konnten dabei jeweils in fünf von sieben Seen nachgewiesen werden. In 3 Seen wurden auch Bestände von *Nitella spec.* nachgewiesen. Allerdings wurden keine fruktifizierenden Pflanzen gefunden, sodass eine Artbestimmung zwischen *Nitella opaca* und *Nitella flexilis* nicht möglich war. Bemerkenswert ist der Fund von *Chara filiformis* im Katjasee, im Parsteiner See und im Schermützelsee. *Chara filiformis* hat ihre Hauptverbreitung in Deutschland fast ausschließlich in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg. In den beiden erst genannten Seen wurden große vitale Bestände beobachtet. Characeen sind in diesen Gewässern als lebensraumtypische Arten zu bewerten.



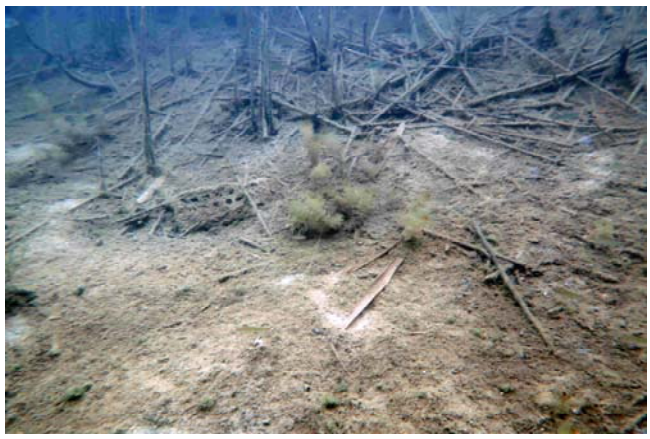


Abb. 5 und 6: Die Vielstachlige Armleuchteralge (*Chara aculeolata*) ist eine Art der oligo-mesotrophen Gewässer. 2014 konnten im Helenesee noch große Bestände kartiert werden (Abb. 5), 2017 war die Art während der Exkursion im selben Tauchbereich (Abb. 6) nicht mehr nachweisbar (Fotos: Silke Oldorff)

Tabelle 2: Pflanzenartenlisten der einzelnen Tauchplätze

3140 Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit Grundrasen aus Armleuchteralgen							
Datum:	28.-30.09.2017	29.09.2017	29.09.2017	29.09.2017	30.09.2017	01.10.2017	01.10.2017
Kartierer: Silke Oldorff, Volker Krautkrämer, Markus Eßer, Ellen Kiel, Said Yaseri, Heike Kluke, Thomas Schiller, Robert Pudwill, Jens Päzolt							
Aufnahmeort:	Schermützelsee gesamt 4 TG	Werbellinsee Dornenbusch	Kl. Peetzigsee gesamt 3 TG	Parsteiner See Westufer	Straussee Westufer	Katjasee Südstrand	Helenesee Weststrand
Anzahl Tauchgänge	4	1	3	1	1	1	1
UMG-Bestand in m	6,2		2,2				4,6
UMG-maximal in m	8,5	7,3	2,2	6,9	6,1	8 + x	12
Lebensraumtypische Arten							
Chara aculeolata						2	
Chara aspera				+		1	
Chara contraria		r	+	2		3	
Chara filiformis	+			2		3	
Chara globularis	r			1	2	1	r
Chara hispida			+			+	
Chara subspinosa				1			
Chara tomentosea		+	1	3			
Chara virgata		r					
Nitella spec.	+			1	r		
Nitellopsis obtusa	+	+		+		3	r
Najas marina	+		+			2	
Stratiotes aloides f. subm.		r					
Vaucheria spec.				2	3		2
Weitere Arten							
Fontinalis antipyretica	1	2			1		
Lemna trisulca		1					
Myriophyllum verticillatum	4						
Nuphar lutea	1	+	+		1		
Nymphaea alba	+		r				
Potamogeton friesii	r	+					
Potamogeton lucens		r	r	+			
Potamogeton perfoliatus	r	+			1	+	+
Potamogeton pusillus		r					r
Potamogeton salicifolius	r				r		
Ranunculus circinatus	+	+			r		
Schoenoplectus lacustris	+						+
Utricularia spec.	+		r	+		r	r
Nährstoffanzeigerzeiger							
Ceratophyllum demersum	1	r		+	3		r
Elodea canadensis	r	+					
Elodea nuttallii	r	+			r		
Myriophyllum spicatum	1	+		+	1	r	2
Potamogeton crispus	r						
Stuckenia pectinata	+	1	+	+	+		1

Häufigkeiten nach Braun-Blanquet:		**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 %

Während der der Erstautorin im Jahr 2014 noch der Nachweis große Bestände von Chara aculeolata im Helenesee gelang, wurde gleicher Stelle drei Jahre später kein Exemplar mehr entdeckt. Die Art konnte während der Exkursion lediglich im Katjasee nachgewiesen werden.

Als weitere lebensraumtypische Gefäßpflanzen sind *Najas marina* und *Stratiotes aloides f. subm*. zu nennen. Außerdem traten in einer Tiefe von 12-14 m im Helenesee *Vaucherien* auf. Diese Tiefenform von *Vaucheria spec*. gilt aufgrund ihrer Struktur und ihrer ökologischen Funktion ebenfalls als lebensraumtypisch (vgl. Oldorff, Krautkrämer & Kirschey 2017) und bildet oft mit *Nitella spec.* die UMG (Kabus & Mauersberger 2011).



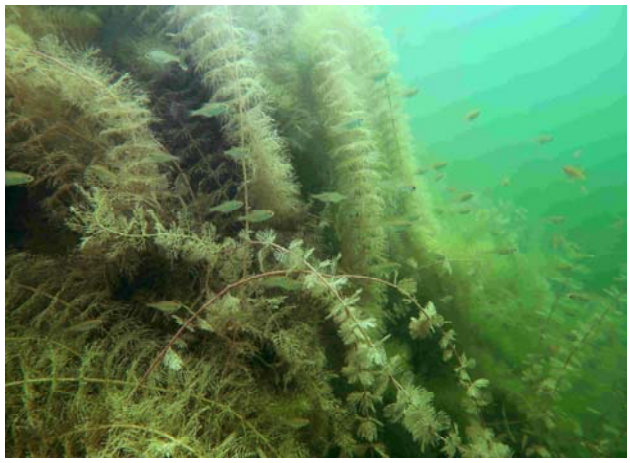


Abb. 7 und 8: *Potamogeton x salicifolius* (aktuell einziges bekanntes Vorkommen in Brandenburg); *Myriophyllum verticillatum cf.* bildet große Bestände, im Vordergrund sind einzelne Triebe von *M. spicatum*, Schermützelsee (Fotos: Silke Oldorff)

Erstmalig konnte für Schermützel- und Straussee das Weidenblättrige Laichkraut (*Potamogeton salicifolius*) nachgewiesen werden (Hybrid von *Potamogeton lucens x Potamogeton perfoliatus*) und durch Herbarbelege. Für Brandenburg ist aktuell kein weiterer Nachweis dieser „Art“ bekannt. Im Schermützelsee wurde außerdem ein ungewöhnliches, Tauchverein Buckow e.V. zunächst als *Myriophyllum verticilatum* angesprochenes Tausendblatt gefunden. Dieses Tausendblatt breitet sich seit 2014 sehr stark im See aus und bildet auffallend große Pflanzen, die in Bezug Habitus, Färbung und Blattanzahl auf den Quirlen von den für *Myriophyllum verticilatum* typischen Merkmalen abweichen. Daher erfolgt zur Klärung, ob es sich um eine Merkmalsvariation oder eine andere Art handelt, momentan eine genetische Untersuchung durch die Universität Rostock, deren Ergebnis zum Zeitpunkt der Manuskripteinreichung noch nicht vorlag.

Die beobachteten Individuen des Wasserschlauches (*Urticularia spec.)* konnten ebenfalls nicht auf Artniveau bestimmt werden, da nicht in Blüte. Eine Unterscheidung der potenziell möglichen Arten *Utricularia australis* und *Utricularia vulgaris* ist nur anhand blühender Exemplare möglich. Literaturangaben zum Vorkommen von *Utricularia vulgaris* im Schermützelsee (LAGS 2000) bedürfen deshalb der Überprüfung.

Faunistische Beobachtungen und Besonderheiten:

Über die botanischen Daten hinaus lieferten die Tauchuntersuchungen auch Nachweise verschiedener, nachfolgend aufgeführter Tierarten:

Schermützelsee:

- Gemeine Teichmuschel *(Anodonta anatina),* Malermuschel (*Unio pictorum),* Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*)
- Kamberkrebs (*Orconectes limosus*), Schwämme (*Porifera*)

- Steinbeißer (*Cobitis taenia*), Kaulbarsch, (*Gymnocephalus cernua*), Hecht (*Esox lucius*), Bitterling (*Rhodeus amarus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Uklei (*Alburnus alburnus*)

Werbellinsee

- Schwämme (*Porifera*)
- Quagga-Muschel (*Dreissena rostriformis bugensis*), Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*), Gemeine Schlammschnecke (*Radix balthica*), Große Flussmuschel (*Unio tumidus*), Gemeine Teichmuschel *(Anodonta anatina)*
- Kamberkrebs (*Orconectes limosus*)
- Flussbarsch (*Perca fluviatilis*)

Parsteiner See

- Schwämme (*Porifera)*
- Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*)
- Seeflohkrebs (*Gammarus lacustris*), Kamberkrebs (*Orconectes limosus*),)
- Steinbeißer (*Cobitis taenia*), Hecht (*Esox lucius*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Rotauge (*Rutilus rutilus*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Europäischer Aal (*Anguilla anguilla*)

Katjasee

- Kamberkrebs (*Orconectes limosus*)
- Flussbarsch (*Perca fluviatilis*)

Helenesee

- Kamberkrebs (*Orconectes limosus*)
- Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Karpfen (*Cyprinus carpio*) Hecht *(Esox lucius)*

Straussee

- Gemeine Schlammschnecke (*Radix balthica*),
- Kamberkrebs (*Orconectes limosus*)
- Hecht *(Esox lucius),* Flussbarsch *(Perca fluviatilis)*

–





Abb. 9 und 10: Bitterling *(Rhodeus amarus)* und Steinbeißer *(Cobitis taenia)*, Schermützelsee (Fotos: Markus Eßer)

Im Werbellinsee wurde die Quagga-Muschel (*Dreissena rostriformis bugensis*) nachgewiesen. Sie kommt dort gemeinsam mit der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) vor. Beide Arten kann man

beim Tauchen makroskopisch sehr gut an der Färbung des Sipho unterscheiden. Die Wandermuschel besitzt einen hellen gepunkteten und die Quagga-Muschel einen schwarzen Sipho.





Abb. 11 und 12: Die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*, Abb. 11) bildete im Werbellinsee den Hauptbestand bei den Mollusken und die Quagga-Muschel (*Dreissena rostriformis bugensis*, Abb. 12) war mit kleinen Ansiedlungen im Werbellinsee zu beobachten (Fotos: Volker Krautkrämer)

Die Quagga-Muschel stammt ursprünglich aus den Zuflüssen des Schwarzen Meeres und erreichte das nördliche Mittel- und Westeuropa über den Main-Donau-Kanal (Heiler et. al. 2013). Massenvorkommen dieser invasiven Art sind bereits aus der Müritz bekannt (Meßner & Zettler 2015). Mit Ausnahme der Flachwasserbereiche der Seen bildet sie große Kolonien, nicht nur auf Hartsubstraten, wie Steinen und Holz, sondern bedeckt auch Weichsubstrate des Gewässergrundes (Zhulidov et al. 2010). Massive Entwicklungen von *Dreissena rostriformis bugensis*, stehen in Diskussion negative Auswirkungen für den gesamten See zu verursachen. Ursachen dafür liegen offenbar in der durch die Quagga-Muschel verursachte Veränderung der Phytoplankton-Gemeinschaft und Konkurrenzdruck auf das Zooplankton (Dermott & Kerec 1997). Außerdem können Wander- wie auch Quaggamuschel bei Massenentwicklung offenbar bestimmte Cyanobakterien begünstigen, indem sie diese nicht in geringem Maße filtrieren als Vertreter des Phytoplanktons (Gunderson & Kinnunen 2006). Als invasive Arten haben beide Arten ein hohes Potenzial zur Verdrängung heimischer Arten, z.B. auch als Nahrungskonkurrent zu Großmuscheln und als Aufsitzer auf Libellenlarven (Martens et. al. 2009). Quagga-Muscheln siedeln auch auf Makrophyten, wo Fische sie fressen. Dass dabei auch Makrophyten herausgerissen werden, kann bei einem Massenauftreten der Quagga- und Wandermuscheln zu einer flächenhaften Beeinträchtigung der Unterwasservegetation führen. Der Bitterling ist durch seine Fortpflanzungsbiologie auf Großmuscheln angewiesen. Der Schutz der Großmuscheln ist eine wichtige Maßnahme zum Erhalt dieser Fischart. Quagga- und Wandermuschelbesatz auf Großmuscheln stellt einen Gefährdungsfaktor dar.

Erfassung nach Bewertungsschema für FFH LRT 3140

Nur im Katjasee, kamen Armleuchteralgen in Tiefen von bis zu 8,0 m vor. Dort dominierten bei guter Ausprägung oligo- bis mesotraphente Arten, wie *Chara aspera, Chara filiformis* und *Chara aculeolata*. Höhere Wasserpflanzen, die nicht als lebensraumtypisch gelten, fehlten. Eine ähnliche Ausprägung hatte der Parsteiner See, allerdings wurde dort die UMG bereits bei 6,9 m erreicht. Für den Katja- und Parsteiner See konnte ein hervorragender (EHZ A) Erhaltungszustand bestätigt werden.

Der Werbellinsee und der Straussee wurden insgesamt noch mit einem guten EHZ B eingestuft, wobei beide Seen nur zwei lebensraumtypische Arten aufwiesen und die Deckung der Arm-leuchteralgengrundrasen beim Werbellinsee unter 10 % und beim Straussee knapp über 10 % lag.

Der Schermützelsee hat aufgrund von morphologischer und biologischer Parameter ein hohes Potential, von einem aktuell schlechten (EHZ C) in einen guten (EHZ B) Erhaltungszustand zurückzukehren. Voraussetzung hierfür ist eine konsequente Fortsetzung der Reduktion stofflicher Belastungen aus dem Einzugsgebiet, sowie eine Reduktion von benthivoren Fischarten. Dies würde auch dem Wert des Sees als Naherholungsgebiet gerecht werden.





Abb. 13 und 14: Durch Anfüttern kann es zu erheblichen Stoffeinträgen in ein Gewässer kommen, wie hier unterhalb einer Angelstelle im Schermützelsee an der degenerierten Unterwasservegetation erkennbar (Fotos: Silke Oldorff)

Tabelle 3: Bewertung der untersuchten Gewässerabschnitte der Gewässer LRT 3140 nach BfN

Bewertung für LRT nach FFH RL	**Schermützelsee**	**Werbellinsee**	**Kleiner Peetzigsee**	**Parsteiner See**	**Straussee**	**Katjasee**	**Helenesee**
Habitatstrukturen	C	C	C	A	B	A	C
- Vegetationsstrukturen (Ufer)	Flachwasser-Bereich zerstört	Flachwasser-Bereich zerstört	Flachwasser-Bereich zerstört	Röhricht mit Grundrasen	Starke Absenkung	Röhricht mit Grundrasen	Flachwasser-Bereich zerstört
- Characeengrundrasen	<10%	<10%	<10%	> 50%	10-50%	> 50%	<10%
Arten	B	B	B	A	B	A	B
Lebensraumtypische Arten (Arten gesamt)	4 (19)	2 (18)	4 (9)	10 (15)	2 (8)	8 (11)	2 (13)
Beeinträchtigungen	C	B	C	A	C	A	C
- Störanzeiger	>25%	10-25%	<10%	<10%	>25%	<10%	>25%
- anthropogene Einflüsse	10-25%	10-25%	>25%	<10%	<10%	<10%	>25%
- UMG	**6,2 m**	**7,3 m**	**2,2 m**	**6,9 m**	**6,1 m**	**8+x m**	**4,6 m**
Erhaltungszustand Gesamt	**C**	**B**	**C**	**A**	**B**	**A**	**C**

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)

Besorgniserregend ist der schlechte (EHZ C) Zustand des Helenesees im Jahr 2017. Dieser war noch 2014 im Nord- und Westbereich des Sees (ähnlich dem Katjasee) mit hervorragend (EHZ A) - eingestuft worden. Aktuell wird im Helenesee regelmäßig ein großer Bestand von großen Spiegelkarpfen beobachtet.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Untersuchung von sieben Seen im Rahmen der DGL-Tagung belegte, dass es sich Katjasee und Parsteiner See im Untersuchungsjahr 2017 in einem hervorragenden Erhaltungszustand befanden. Sie wiesen teilweise eine ausgeprägte benthische Armleuchteralgenvegetation auf, die dem LRT 3140 entsprach. Der Parsteiner See wurde bereits im Jahr 2015 im Rahmen einer Exkursion des Arbeitskreises Characeen Deutschlands mit vergleichbarer Methodik untersucht (vgl. AKCD 2017). Aufgrund der dokumentierten, hohen naturschutzfachlichen Bedeutung des Sees und dem auf ihn wirkenden Nutzungsdruck, wäre ein reguläres Monitoring mit jährlichem Turnus anzuraten. Dies trifft auch für den Katjasee zu.

Der Schermützel-, Helene- und Peetzigsee konnte jeweils nur ein schlechter (EHZ C) aktueller Erhaltungszustand bescheinigt werden. Aufgrund der während der Vorexkursion festgestellten Wühlaktivität (Abb. 15), müssen dichte Bestände benthivorer Fische (Abb. 16). als eine Ursache für diesen Zustand eingestuft werden. Daher werden fischereiliche Maßnahmen, wie die gezielte und effiziente Entnahme und vollständiger Ausschluss jeglichen Neubesatzes von benthivoren Fischen als eine Möglichkeit zur kurzfristigen internen Stabilisierung und mittelfristigen Verbesserung des Erhaltungszustandes der Seen vorgeschlagen.

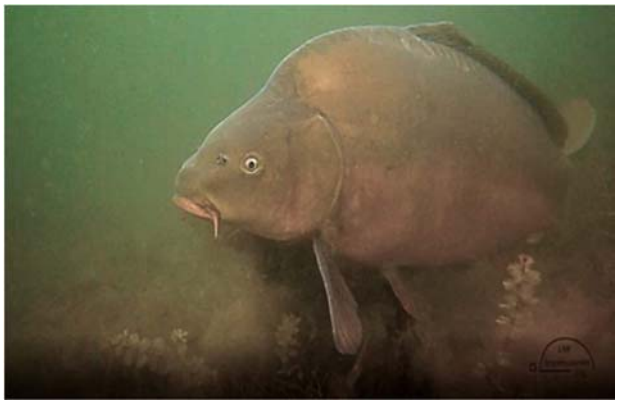




Abb. 15 und 16: Bei Vorexkursionen wurden im Helenesee große Bestände von Spiegelkarpfen (*Cyprinus carpio*) aller Altersklassen beobachtet (Fotos: Gabriela Samberger-Löfflad (Abb. 15) und Jürgen Sauer (Abb. 16))

Erstmalig wurde bei einer Exkursion des Arbeitskreises „Tauchen in der Limnologie“ der Nachweis der Quagga-Muschel (*Dreissena rostriformis bugensis*) für den Werbellinsee erbracht. Süßwasserarten haben einen deutlich höheren Invasionserfolg als terrestrische Arten. (vgl. Gunderson & Kinnunen 2006). Einige der aquatischen invasiven Arten scheinen besonders große Auswirkungen auf die betroffenen Gewässer zu haben.

International wird der globale Güterhandel als Hauptursache für die Verschleppung aquatischer Taxa beschrieben. Für die Quagga-Muschel werden die künstliche Konnektivität durch Kanalbauten (Main-Donau-Kanal) und Binnen-Frachtschiffe als Vektoren der Ausbreitung benannt (Mayer et.al. 2009). National ist zudem auch der Handel relevant. Dies betrifft besonders den Zoohandel und den Vertrieb in Gartencentern, die aquatische Tiere und Pflanzen für Aquarien und den Gartenteiche anbieten. Aber auch die beabsichtigte der unbeabsichtigten Verschleppung durch Fischbesatz, kann zur Ausbreitung von Neobiota beitragen. Die Erhöhung des Invasionsrisikos ist bislang in Empfehlungen zum Fischbesatz kaum berücksichtigt, weshalb ein deutlich restriktiveres Vorgehen unvermeidlich erscheint (vgl. Waterstraat & Krappe 2017). Weitere Ausbreitungswege sind u.a. das Umsetzen von Booten, Netzen, Pflegemaschinen in der Gewässerunterhaltung aber auch der Freizeitausrüstung, insbesondere der Angel- und Tauchausrüstung.

Generell gibt es allerdings ein erhebliches Forschungsdefizit in Bezug auf aquatische invasive Arten in Deutschland und eine Bilanzierung der Verschleppungsrisiken.

Für abflusslose Klarwasserseen wäre empfehlenswert, Maßnahmen und „Biosafety-Regeln“ zu definieren, die eine Verschleppung von Neobiota verhindern. Am Beispiel der Ausbreitung der Quagga-Muschel und der damit verbundenen Bedrohung der Ökosysteme in den Gewässern sollte auch die Aufklärung der Bevölkerung im Vordergrund der Maßnahmen stehen. Wichtig sind Informationen zum Fischbesatz und das Abtrocknen und Desinfizieren von Geräten und Hilfsmitteln. Nur mit den o.g. Maßnahmen können die ungewollte Verbreitung von Neobiota vermieden werden (Gunderson & Kinnunen 2006).

Literatur

AKCD [Arbeitskreis Characeen Deutschlands] (ed. 2016): Armleuchteralgen – Die Characeen Deutschlands. Springer Spektrum, Berlin, 618 S.

AKCD [Arbeitskreis Characeen Deutschlands] (2017): Exkursionsergebnisse des 12. Treffens des Arbeitskreises Characeen Deutschlands in Nordost-Brandenburg. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge 27: 95-107.

Arendt, K.; Oldorff, S.; Kabus, T. & T. Kirschey (2011): Methodik und erste Ergebnisse des „naturkundlichen Tauchens“ in Seen des Naturparks Stechlin-Ruppiner Land. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 20 (4): 122-135.

Bakker, E.S.; Wood, K.A.; Pagès, J.F.; Veen, G.F.; Christianen, M.J.A.; Santamaría, L.; Nolet, B.A. & S. Hilt (2016): Herbivory on freshwater and marine macrophyes: A review and perspective. – Aquatic Botany 135: 18-36

Dermott, R. & D. Kerec (1997): Changes to the deep water benthos of Eastern Lake Erie since the invasion of *Dreissena*. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54 (4): 922-930.

Gunderson, J.L. & R.E. Kinnunen (eds. 2006): AIS-HAACP Aquatic Invasive Species – Hazard Analysis and Critical Point. University of Minnesota, Duluth, 83 S.

Heiler, K.C.M.; bij de Vaate, A.; Ekschmitt, K.; von Oheimb, P.V.; Albrecht, C. & T. Wilke (2013): Reconstruction of the early invasion history of the quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) in Western Europe. – Aquatic Invasions 8 (1): 53-57.

Kabus, T. & R. Mauersberger (2011): Liste und Rote Liste Armleuchteralgen (Characeae) des Landes Brandenburg. – Beilage zu Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 20 (4), 32 S.

Korsch, H.; Doege, A; Raabe, U. & K. van de Weyer (2013): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. – Haussknechtia Beiheft 17, 33 S.

LAGS [Landesanstalt für Großschutzgebiete] (2000): Der Pflege- und Entwicklungsplan (Entwurf) für den Naturpark Märkische Schweiz. LAGS, Eberswalde, 248 S.

LfU [Landesamt für Umwelt] (2016): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie – Beiträge des Landes Brandenburg zu den Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen der Flussgebietseinheiten Elbe und Oder für den Zeitraum 2016-2021. LfU, Potsdam, 194 p.

LfU [Landesamt für Umwelt] (2017): Informationssystem Wasserbeschaffenheit ISWABE WRRL. (vgl. Tab. 1)

Mayer, S.; Rander, A.; Grabow, K. & A. Martens (2009): Binnenfrachtschiffe als Vektoren der Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov) im Rhein (Bivalvia: Dreissenidae). – Lauterbornia 67: 63-67.

Martens, A. (2009): Die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Bivalvia: Dreissenidae) erobert den Rhein, Main und Neckar: Hinweise zu einem potenziellen neuen Aufsitzer von Libellenlarven. – Mercuriale – Libellen in Baden-Württemberg 9: 23-26.

Meßner, U. & M.L. Zettler (2015): Die Quagga-Muschel *Dreissena (Pontodreissena) bugensis* (Andrusov, 1897) hat die Mecklenburgische Seenplatte und das Oderhaff erreicht (Bivalvia: Dreissenidae). – Lauterbornia 80: 31-35, 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.; Bernhard, S.; Krautkrämer, V.; Brümmer, F.; Müller, Ch.; Köhler, R.; Pudwill, R.; Kirschey, T.; Eßer, M. & S. Yasseri (2015): Besonderheiten bei der Bewertung von Tagebaurestseen des LRT 3140 nach der FFH-Richtlinie – Ergebnisse der Exkursion des Arbeitskreises Tauchen in der Limnologie. - DGL Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2014, 69-76.

Oldorff, S.; Kiel, E.; Krautkrämer, V.; van de Weyer, K.; Mählmann, J.; Köhler, R.; Köhler, J.; Bernhard, S.; Bruinsma, J.; Schiller, T.; Eßer, M. & T. Kirschey (2014): Makrophytenkartierung in ausgewählten Seen Nordostdeutschlands. - DGL Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2013, 172-177.

Oldorff, S. & T. Kirschey (2017): Benthivorous fishes interaction with submerged vegetation – A simple exclosure experiment. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge 27: 63-80.

Oldorff, S.; Krautkrämer, V. & T. Kirschey (2017): Pflanzen im Süßwasser. Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart, 288 S.

Sachteleben, J. & M. Behrens (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. - Ergebnisse des F+E-Vorhabens "Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland". - BfN-Skripten 278, 180 S.

Scholz, H. (1962): Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Pädagogisches Bezirkskabinett, Potsdam, 94 S.

Waterstraat, A. & M. Krappe (2017): Einfluss benthivorer und phytophager Fischarten auf die Erreichung der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie bei Seen mit empfindlicher Unterwasservegetation. LAWA-Projekt O4.16. Teil 2 Herleitung von Empfehlungen für die Karpfenbewirtschaftung zur Unterstützung der Erreichung der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie bei Seen mit empfindlicher Unterwasservegetation. GNL, Kratzeburg, 26 S.

Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & S. Nehring (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten 279: 192 S.

Zhulidov, A.V.; Kozhara, A.V.; Scherbina, G.H.; Nalepa, T.F.; Protasov, A.; Afanasiev, S.A.; Pryanichnikova, E.G.; Zhulidov, D.A.; Gurtovaya, T.Y. & D.F. Pavlov (2010): Invasion history, distribution, and relative abundances of *Dreissena bugensis* in the old world: a synthesis of data. – Biological Invasions 12: 1923-1940.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Towards an understanding of kettle hole biogeochemical functioning: a modelling approach

Gabriela Onandia[1], Thomas Kalettka[1], Andreas Kleeberg[2], Gunnar Lischeid[1], George Arhonditsis[3]

[1] Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research, Eberswalder Straße 84, 15373 Müncheberg, Germany

[2] Landeslabor Berlin-Brandenburg, Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow, Germany

[3] University of Toronto, Ecological Modelling Laboratory, Department of Physical & Environmental Sciences, 1265 Military Trail, Scarborough, Canada

Kettle holes are small shallow ponds that developed in depressions formed during the retreat of the ice at the end of the last glaciation. They are widespread in the moraine regions of North-East Germany, contributing a significant share of landscape surface. Despite their known role as hotspots for biodiversity and biogeochemical cycling, studies regarding kettle holes´ biogeochemical functioning and contribution to global nutrient cycles is limited.

In order to improve our understanding on kettle holes ecological functioning, we developed a novel process-based biogeochemical model that targets the reproduction of the seasonal dynamics of biological and chemical components in kettle holes. The developed model considers four elemental cycles (C, N, P, and O), and two primary producers' growth forms: phytoplankton and free-floating macrophytes (duckweeds). The model was manually calibrated to match a dataset collected from 2013 to 2014 in a kettle hole located near Rittgarten, North-East Germany. The Rittgarten kettle hole belongs to the small shallow shore overflow type with semi-permanent hydroperiod, edge type vegetation and lies in a catchment dominated by intensive agriculture. We evaluated model performance and carried out a sensitivity analysis to identify the parameters exerting the strongest effects on the simulated state variables. In addition, the predicted mass fluxes associated to the ecological processes considered by the model were quantified. As a final step, we included submerged macrophytes in the model structure and evaluated the resulting changes in our model simulations. The model adequately simulated the seasonal patterns of phytoplankton, duckweeds and dissolved oxygen in the pond, as well as that of most carbon cycle components. The sensitivity analysis indicated that the model results are strongly influenced by parameters controlling primary producers´ growth and losses. The simulated nutrient fluxes suggest that phytoplankton and duckweeds are more efficient in exploiting nutrients and light, respectively, and indicated that internal loading fuels the growth of both primary producers´growth forms. Finally, the addition of submerged macrophytes significantly affected the simulated nutrient dynamics.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Grazing and drying intensity modulate drought resistance and recovery of shallow hyporheic respiration

Anna Oprei, Sanja Zlatanovic, Michael Mutz

Brandenburg University of Technology Cottbus-Senftenberg, Department of Freshwater Conservation, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, Germany, m.mutz@b-tu.de

Climate change is predicted to cause increase of droughts and shift of low order perennial to ephemeral streams in temperate regions. Drying of bed sediments as known from Mediterranean regions will be consequence. However, since temperate streams are well canopied and summer temperature are lower compared to Mediterranean, the drying intensity will be more benign. e. g. by remaining high humidity in sediment pore space. In a microcosm experiment we investigated the functional response of a temperate hyporheic biofilm with and without invertebrate grazer to four weeks of drying-up. We applied two drying intensities: benign and harsh (90% respectively 30% humidity in the atmosphere above the sediment). Presence of grazers stimulated microbial respiration (mCR) before drying. Immediately after the water was drained from the pore space mCR dropped severely. The remaining mCR and its exponential decrease during drying was modulated by drying intensity and grazer presence. Grazer mortality was 50% in benign and 100% in harsh drying. The recovery was faster after benign than after harsh drying (4h respectively 30h). The degree of recovery after rewet was about 65% of the mCR in the treatments without grazers; with grazer it was 40% after harsh and 24% after benign drying compared to permanent stream water perfused controls. Findings show that intensity of drying and interaction with grazer modulate the functional resistance and recovery of stream sediment biofilms and underline the complexity of the mechanisms that determine metabolic resistance and recovery to and from supra-seasonal drying.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

12 Jahre Fließgewässermonitoring in Brandenburg: Mehrwert aus faunistischer und ökologischer Sicht am Beispiel der Eintagsfliegen

Claus Orendt[1], Jörg Schönfelder[2], Dirk Langner[2]

[1] Orendt Hydrobiologie WaterBioassessment Leipzig, Barndvorwerkstr. 66, 04275 Leipzig, orendt@hydro-bio.de

[2] Landesamt für Umwelt, Seeburger Chaussee 2, 14467 Potsdam, joerg.schoenfelder@lfu.brandenburg.de, dirk.langner@lfu.Brandenburg.de

In diesem Beitrag werden die Nachweisdaten von Eintagsfliegen, die während des Fließgewässer-Monitorings in Brandenburg zwischen 2004 und 2015 erhoben wurden, ausgewertet.

Die Motivation zur Auswertung der über diesen Zeitraum systematisch erfassten Daten lag in den Fragen, was - erstens - die Untersuchungen zur Kenntnis über den Artenbestand in Brandenburg beitragen können (Checkliste), ob - zweitens - die Anzahl und Funde der einzelnen Arten etwas zu ihren Bestandssituationen und ihrem Vorkommen in unterschiedlichen Typen von Gewässern und ihren ökologisch Zuständen aussagen können, und ob - drittens - eventuelle Erkenntnisse darüber für die Praxis der technischen Gewässerüberwachung von Bedeutung sind. Es ist anzunehmen, dass der Zeitraum lange genug und die Anzahl der untersuchten Proben ausreichend ist, um wenigstens Tendenzen, Möglichkeiten und Grenzen des Erkenntnisgewinns und den Mehrwert des Monitoring-Untersuchungskonzepts erkennen zu lassen.

Hier sollte beispielhaft der gegenwärtige Stand der Kenntnis über den Bestand der Eintagsfliegenfauna, ein Überblick über die Verbreitung und Häufigkeiten der Arten und ggf. Informationen für die Überprüfung zu ihrer Gefährdung ermittelt werden.

Anhand dieser Kampagnen wurden insgesamt 46 Arten nachgewiesen, wovon seit dem Kenntnisstand vor Beginn des Untersuchungszeitraums acht dazugekommen sind. Damit beläuft sich der derzeitige Bestand auf 54 Arten, die 49% der deutschen Eintagsfliegenfauna umfassen. Anhand des Monitorings konnten über 80% der Arten Brandenburgs erfasst werden, wobei fast 15% erst damit in Brandenburg nachgewiesen wurden. 44% des Artenbestandes sind in der Roten Liste Brandenburgs, 47% in der bundesweiten Liste aufgeführt. Es werden auf der Grundlage dieser Auswertung Vorschläge für angepasste Einstufungen nach Rote-Liste-Status gemacht. Die Ergebnisse zum Vorkommen der Arten in den einzelnen Gewässertypen und Degradationsstufen sind in übersichtlichen Tabellen anschaulich dargestellt und können für Überprüfung der artspezifischen Faunaindices verwendet werden. In der Regel traten die Arten in den verschiedenen Gewässertypen auch in ähnlichen Degradationsstufen auf.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Auswirkungen von Seeufermauern am Bodensee: Untersuchungen, Wirkungskomplexe und 27 szenario-basierte Expertenurteile

Wolfgang Ostendorp

Limnologisches Institut der Universität Konstanz, 78457 Konstanz, wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de

unter Mitarbeit von: Harald Brünner, Michael Dienst, Reiner Eckmann, Manuel Fiebrich, Wolfgang Fiedler, Friederike Gabel, Markus Grabher, Klaus Heck, Mike Hermann, Harald Jacoby, Josef Kiechle, Gerhard Knötzsch, Ingo Kramer, Achim Lehmann, Wilfried Löderbusch, Oliver Miler, Mathis Müller, Joggi Rieder, Bettina Sättele, Karsten Schäfer, Bertrand Schmidt, Gregor Schmitz, Bernd Schürenberg, Stefan Stoll, Jürgen Trautner, Pia Wilhelm, Uwe Winkler

Keywords: Wasserrahmenrichtlinie, Hydromorphologie, Uferstruktur, Uferrenaturierung, Makrozoo-benthos, Klassifikation

Einleitung

Die Ufer vieler Voralpenseen sind durch Aufschüttungen und Uferbefestigungen gesäumt. Auch am Bodensee-Untersee zieht sich über viele Kilometer eine massive Verbauung aus Ufermauern hin, die überwiegend in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts im Zuge der Siedlungs- und Verkehrsverdichtung und der zunehmenden Freizeitansprüche errichtet worden sind.

In der Rückschau ist es erstaunlich, dass bislang keine Untersuchungen veröffentlicht wurden, die die spezifischen ökologischen Folgen von Ufermauern am Bodensee dargelegt hätten. Um hier einen Schritt weiter zu kommen, wurden 27 Ökologen und Naturschutzpraktiker rings um den Bodensee in strukturierten Interviews gebeten, die einschlägigen Ergebnisse gezielter Untersuchungen oder ihrer eigenen Beobachtungen und Erfahrungen darzulegen, bzw. ausgehend von den autökologischen Fähigkeiten und den Umweltansprüchen der wichtigsten Organismengruppen des Bodensee-Untersee-Ufers abzuschätzen, welche ökologischen Auswirkungen zu erwarten sind.

Methodik

Als Basis für die Darstellung der ökologischen Folgen des Uferverbaus diente eine flächendeckende GIS und Datenbank gestützte Kartierung der Litoralzone des Bodensee-Untersees im Frühjahr 2011 (Ostendorp & Ostendorp 2014): Das Ufer des Untersees war zu 31,6 % seiner Länge (Bezug: Hochwasserlinie) von Uferbefestigungen gesäumt; Uferaufschüttungen nahmen insgesamt 0,706 km^2 ein. Das Eulitoral (Wasserwechselzone) war zu 6,9 % seiner Fläche mit Vorschüttungen überdeckt, die eine mittlere Breite von 16,7 m besaßen. Etwa 37 % der Aufschüttungsfläche wurden seeseits durch eine bis 1 m hohe Uferbefestigung, meist eine senkrechte Ufermauer abgegrenzt, wobei der Mauerfuß oberhalb der Mittelwasserlinie ansetzte. Weitere 27 % der Aufschüttungsfläche waren jedoch durch höhere Mauern befestigt, die eine maximale Höhe von ca. 3,5 m erreichen. Diese Mauern gründeten zumeist unterhalb der Mittelwasserlinie.

Anhand der Ergebnisse und der umfangreichen Fotodokumentation wurde ein ‚Durchschnittsufer' mit typischem Substrat und mittleren Reliefmerkmalen beschrieben. Die Niederungsgebiete wurden nicht berücksichtigt, da in diesen Gebieten fast keine Uferverbauungen auftraten (überwiegend Naturschutzgebiete). Vor dem naturräumlichen Hintergrund der genannten Uferabschnitte wurden drei Szenarien ausgewiesen:

Szenario A: Ufer ohne Verbauungen, Aufschüttungen und sonstige strukturelle Veränderungen, aber mit extensiver landwirtschaftlicher Nutzung (Referenzzustand),

Szenerio B: Ufer mit Ufermauer *oberhalb* der Mittelwasserlinie, jedoch *ohne* umfangreiche Aufschüttungen, *ohne* Gebäude, *ohne* schwerwiegende strukturelle Veränderungen und *ohne* intensive (Freizeit-)Nutzungen,

Szenario C: Ufer mit Ufermauer *unterhalb* der Mittelwasserlinie und *mit* umfangreichen Aufschüttungen, Gebäuden und weiteren erheblichen strukturellen Veränderungen und Nutzungen.

Unterstellt wurde ein Uferabschnitt von rund 200 m Länge mit der aktuellen floristischen und faunistischen Ausstattung einschließlich neobiotischer Arten bei derzeitigem trophischem Niveau und heutigen Wasserstandsbedingungen. Historische Vergleiche illustrierten das ursprüngliche Relief, die extensiven kleinbäuerlichen Nutzungen ohne Maschinen- und Kunstdüngereinsatz sowie die eu- und epilitorale Vegetation (Baumann 1911).

Beschreibungen und Typ-Fotos dieser Szenarien wurden 27 Expertinnen und Experten vorgelegt, die fachlich mindestens eine relevante Organismengruppe vertreten konnten und die durch ihre Geländekenntnisse am Bodenseeufer ausgewiesen waren. Anschließend wurden strukturierte Interviews geführt, in denen die Experten die ökologischen Auswirkungen auf die jeweilige Organismengruppe darlegten. Daneben wurde auch die zusammenfassende Fachliteratur über die wichtigsten Taxa-Gruppen und den Bodensee herangezogen. Die strukturierten Interviews wurden vom Autor in synoptischer Form zusammengestellt und von den Experten überarbeitet.

Nutzung des unverbauten Untersee-Ufers

Die Darstellungen beziehen sich auf ein durchschnittliches Untersee-Ufer, das seewärts mit einer knapp 100 m breiten Brandungsplattform (Sublitoral) beginnt, die in eine etwa 50 m breite Flachwasserzone (Eulitoral) übergeht, die ihrerseits mit einer natürlichen Uferböschung von etwa 0,5 bis 1,5 m Höhe endet. Landseits folgen Hangfußflächen oder spätglaziale Deltaschüttungen, auf denen die normalerweise nicht mehr überschwemmten, extensiv bewirtschafteten landwirtschaftlichen Nutzflächen liegen (Epilitoral, hier begrenzt auf einen Streifen von 50 m Breite) (Abbildung 1). Seeseitige Nutzungen (Fischerei; Ruder-, Paddel, Segelboote; Fahrgastschifffahrt) sind nur von geringer Bedeutung. Bootsliegeplätze, Stege, Seezugänge u. ä. fehlen.

Szenarien

Szenario A (Referenzufer)

Das wie oben beschriebene unverbaute und landwirtschaftlich extensiv genutzte Ufer bildet den Referenzzustand (Szenario A), vor dem die Auswirkungen der Szenarien B und C beurteilt werden.

Szenario B (verbautes Ufer)

Im Szenario B wird in Anlehnung an die Kartierungsergebnisse angenommen, dass vor der Uferböschung knapp über der Mittelwasserlinie eine senkrechte Bruchsteinmauer von etwa 1,5 m Höhe und mehr als 100 m Länge errichtet wurde, wobei die Hinterfüllungen zwischen Mauer und natürlichem Relief vernachlässigbar sind (Abbildung 2). Der Mauerfuß wird durchschnittlich Anfang Mai vom Seespiegel erreicht und Anfang Oktober wieder freigegeben; zwischenzeitlich steigt der Wasserstand bis Ende Juni um etwa 0,7 m an der Mauer empor, um anschließend wieder abzusinken.

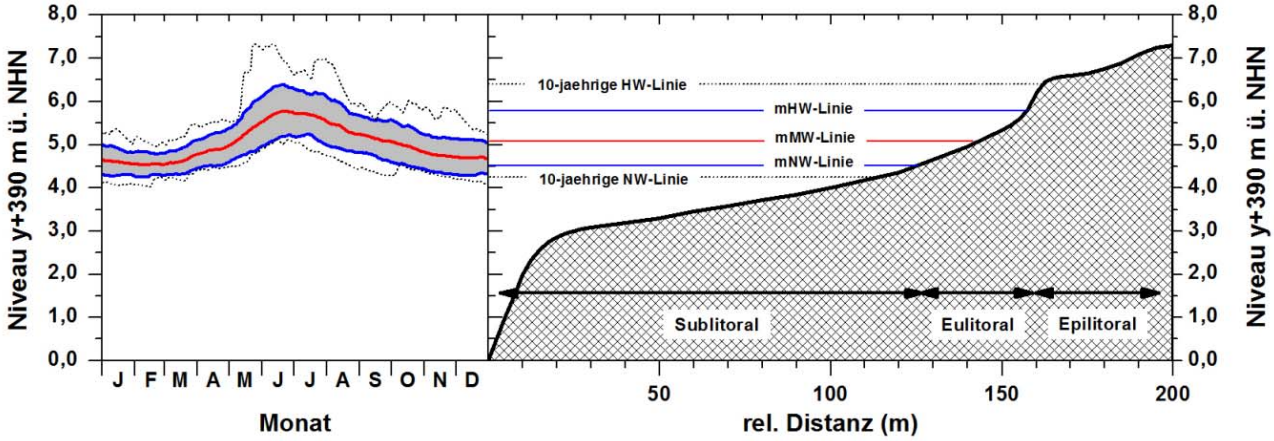


Abb. 1: Lebensraumzonen eines unverbauten Uferabschnitts mit zugehörigen Wasserstands-schwankungen (links, Bezugszeitraum 1981-2010) am Bodensee-Untersee (schematisch). Quelle der Wasserstandsdaten: Pegel Berlingen, BAFU, Bern.

Schilfbestände kommen wie im Szenario A vor, sind aber nicht flächendeckend vertreten, da sie durch überhängende Bäume im Wachstum beeinträchtigt werden. Im Vorland sind der Geröllstrand sowie die sandige Abschnitte und in kleinen Buchten die Verschlammungsbereiche größtenteils erhalten geblieben. Die landseitigen Lebensräume und extensiven landwirtschaftlichen Nutzungen werden durch die Mauer nicht wesentlich verändert. Die Mauer wirkt also im Wesent-



Abb. 2: Ufermauer am Bodensee-Untersee – Szenario B: links – südostexponierte Stützmauer an einem erosionsgefährdeten Uferabschnitt mit einer Vorland-Vegetation aus schütteren Schilf- und Rohrglanzgrasbeständen; deutlich zeichnen sich die vorjährigen Maximalwasserstände ab; rechts – nordexponierte Stützmauer; infolge der Beschattung durch Bäume ist das Vorland nahezu vegetationsfrei.

lichen als lang gestreckte und monotone Vertikalstruktur und als uferquere Barriere. Die landseitigen Freizeit- und Erholungsnutzungen kommen nahezu ohne Infrastruktur aus (extensiv genutzter Uferweg, gelegentliche Seezugänge) und beschränken sich überwiegend auf die sommerliche Ferienzeit, beeinträchtigen die Habitate also nur unwesentlich. Die seeseitigen Nutzungen erstrecken sich auf die Berufsfischerei (Reusenanlagen) sowie auf die Fahrgastschiffe, die von Anfang April bis Anfang Oktober bis zu acht Mal täglich in etwa 300 m Uferentfernung vorbeiziehen.

Szenario C (verbautes, vorgeschüttetes und intensiv genutztes Ufer)

Das Szenario C enthält eine Mauer, die weiter von der Uferböschung abgesetzt ist, so dass die Mauerkrone durch eine breite Aufschüttung aus Bauschutt und Hausmüll mit dem natürlichen Relief des Hinterlands verbunden ist (Abbildung 3). Der Mauerfuß liegt deutlich unter der Mittelwasserlinie im unteren Eulitoral. Die Mauer ist mit Spritz- oder Gussbeton verkleidet.

Das Aufschüttungsareal und das unmittelbare Hinterland sind in eine Untersee-typische Nutzung einbezogen, d. h. mit Zieranlagen und Grünflächen, kleineren Wohngebäuden und Nebengebäuden sowie mit versiegelten Verkehrsflächen überbaut (vgl. Ostendorp & Ostendorp, 2014). Der seewärts gelegene Abschnitt des Eulitorals wird durch Freizeit- und Wassersport-Infrastruktur (Plattenwege, Bootsslips, Anbindepfähle, Stege, kleine Sportboothäfen einschließlich der zugehörigen Austiefungen für Liegeplätze und Zufahrtsrinnen) strukturell verändert. Während der Niedrigwasserphase dient das Vorland als Lagerplatz für Boote u. a. Wassersportgeräte. Während der Saison befinden sich die Boote, Badeflöße usw. im Wasser.

Die landseitigen Aktivitäten finden hauptsächlich an Wochenenden zwischen März und Oktober statt. Dann kommt es zusätzlich zu den strukturellen Veränderungen zu Störungen durch Gartenpflege, Bau- und Ausbesserungsarbeiten sowie durch Freizeitaktivitäten bis in die Abendstunden (Grill- und Strandparties) einschließlich des zugehörigen Lichtsmogs. Seeseits der Mauer wird gebadet, Surfbretter und andere Wassersportgeräte werden zu Wasser gelassen, Bootsmotoren werden gestartet und Boote legen ab. In etwa 300 m Abstand zum Ufer verkehren Fahrgastschiffe wie im Szenario B. Bei winterlich niedrigem Wasserstand kommen Strandwanderer vorbei, während Gemeinden und Private das Vorland reinigen und mit Kies neu eindecken oder auffüllen.



Abb. 3: Ufermauern am Bodensee-Untersee – Szenario C: links – langgestreckte, knapp 3 m hohe Gussbetonmauer mit dahinter liegendem Uferpark; rechts – Ufermauern mit landseitigen Wohngebäuden und intensiver seeseitiger Nutzung.

Auswirkungen der Ufermauern, Auffüllungen und Nutzungen

Durch die Einrichtung einer Ufermauer entsprechend dem Szenario B sowie durch die zusätzlichen Aufschüttungen und Nutzungen (Szenario C) kommt es im Vergleich zum unverbauten, extensiv landwirtschaftlich genutzten Ufer (Szenario A, Referenzufer) zu Veränderungen, die für die häufig auftretenden Pflanzen- und Tiergruppen des Untersee-Ufers von Bedeutung sein können (Wirkungskomplexe, vgl. auch Tabelle 1):

W1 Die Vielfalt von Biotopelementen in der Wasserlinie wird zugunsten einer monotonen Struktur verringert (Szenario B, C).

W2 Die Mauern stellen zusätzliche, grundsätzlich besiedelbare Biotope bereit (Szenario B, C).

W3 Im Vorland verstärken sich bei Wellengang (Sturm, Fahrgastschifffahrt) durch Wellenreflexion Turbulenzen und Strömungen (Szenario B, C).

W4 Als Folge der reflektierten Wellenenergie kommt es im Vorland zu einem Feinmaterial-Austrag sowie zu häufigeren Umlagerungen von Feinsedimenten (Szenario B, C).

W5 Die Häufigkeit und Mächtigkeit von Wasserpflanzen-Spülsäumen nimmt ab (Szenario C).

W6 Die Schilftorf- und Treibholz-Spülsäume nehmen in Szenario B zu, in Szenario C fehlen sie.

W7 Die hohe und lange Mauer wirkt als Barriere für einige mobile Tierarten (Szenario B, C).

W8 Durch Überschüttung und Überbauung werden charakteristische Lebensräume großflächig beseitigt (Szenario C).

W9 Durch Überschüttung und Überbauung werden spezifisch wirksame Biotopelemente lokal beseitigt (Szenario C).

W10 Die typischen landseitigen Nutzungsstrukturen und Störungen durch den Menschen (Szenario C) beeinträchtigen einige ufertypische Pflanzen- und Tierarten.

W11 Die seeseitigen Nutzungsstrukturen und menschlichen Störungen (Szenario C) benachteiligen einige ufertypische Tierarten.

Hinzu kommen eventuell stoffliche Belastungen aus den Sickerwässern der Auffüllungen sowie aus den Agrochemikalien, die auf Zier-und Grünanlagen aufgebracht werden. Die genannten Veränderungen ergeben sich teils aus sachlogischen Gründen aus der Art des Bauwerks (W1, 2, 3, 7, 8, 9) und aus der Art der am Untersee typischen Nutzungen (W10, 11). In anderen Fällen (W4, 5, 6) legen gelegentliche Beobachtungen am Unterseeufer solche Zusammenhänge nahe.

Die in konzentrierter Form zusammengestellten Prognosen in Tabelle 1 stützen sich auf einige wenige konkrete Erhebungen im Zusammenhang mit Ufermauern, auf breite Geländeerfahrungen der Experten, auf ihre Kenntnisse der Uferstruktur und der Nutzungsverhältnisse am Untersee-Ufer sowie auf die teils sehr gut bekannten Lebensraumansprüche bestimmter Artengruppen. Die Signaturen spiegelt das plausible, aber oftmals nicht durch empirische Untersuchungen untermauerte Ergebnis der Expertenurteile wider. Ausführliche Darstellungen sind in Ostendorp (2014, 2015) enthalten.
Es ist zunächst festzuhalten, dass keineswegs nur die üblicherweise betrachteten (semi-)aqua-tischen Organismen (Makrozoobenthos, Fische, Röhrichte und Pflanzen der Strandrasen) betroffen sein dürften, sondern darüber hinaus ein breites Spektrum an terrestrischen Pflanzen- und Tierarten bis hin zu Großpilzen und Fledermäusen. Es lässt sich nicht einmal behaupten, dass die aquatischen Organismengruppen generell stärker betroffen seien als Pflanzen und Tiere mit amphibischer oder terrestrischer Lebensweise. Weiterhin wird deutlich, dass sich die beiden Szenarien B

Tab. 1: Zusammenstellung der mutmaßlichen Auswirkungen der Szenarien B und C auf die Komponenten der Uferbiozönosen an durchschnittlichen Uferabschnitten des Bodensee-Untersees auf Basis der Expertenumfrage. Dargestellt sind die positiven, negativen oder neutralen Auswirkungen von 11 Wirkungskomplexen (vgl. Text).
Farbsignaturen: grau – neutrale, gelb – negative, rot – stark negative Effekte; hellgrün – positive, dunkelgrün – stark positive Effekte im Hinblick auf die Überlebenswahrscheinlichkeit von Individuen und den Erhaltungszustand bodenständiger Populationen; blau – innerhalb der funktionellen Gruppe reagieren einige Mitglieder positiv, andere negativ; lila – neben positiven treten auch negative Effekte auf; nicht ausgefüllte Zellen – nicht relevant oder unzureichender Kenntnisstand.

		Wirkungskomplex																					
biozönotische Komponente		**W1**		**W2**		**W3**		**W4**		**W5**		**W6**		**W7**		**W8**		**W9**		**W10**		**W11**	
		Szenario																					
		B	**C**	**B**	**C**	**B**	**C**	**B**	**C**	**B**	**C**	**B**	**C**	**B**	**C**	**B**	**C**	**B**	**C**	**B**	**C**	**B**	**C**
Habitate	raum-zeitliche Dynamik																						
	mosaikartige Verteilung																						
Großpilze Armleuchteralgen Moose Farne Blütenpflanzen	Unterwasser-Pflanzen																						
	Schlammflur-Arten																						
	Strandrasen-Arten																						
	Flutrasen-Arten																						
	Röhricht-Arten																						
	amphibische Moose des Felsgesteins																						
	Pflanzen der Trockenmauern																						
	Ufergehölz-Arten																						
	Feuchtgrünland-Arten																						
	Streuobstwiesen-Arten																						
	Großpilze																						
Makrozoobenthos	ständig submers lebende Arten																						
	Arten mit emerser Imaginalphase																						
	Libellen-Larven																						
semiaquat. u. terrestrische Wirbellose	bodenlebende Wirbellose																						
	Laufkäfer (ufertypische Arten)																						
Fische	Laich, Larven																						
	Jungfische																						
	adulte Fische																						
Amphibien	Grünfrösche																						
	Erdkröte																						
Reptilien	Ringelnatter																						
	Zauneidechse, Blindschleiche																						
Vögel	Schwimmvögel																						
	Watvögel																						
	Röhrichtbrütende Vögel																						
	Singvögel																						
	sonstige																						
Kleinsäuger	Wasserspitz-, Schermaus, Bisam																						
	Biber																						
	Rötel-, Gelbhals-, Waldmaus																						
	Raubsäuger (Iltis)																						
	Kulturfolger																						
Fledermäuse	Wasserfledermaus, Rauhhautfledermaus																						

und C in der Summe ihrer Auswirkungen unterscheiden, d. h. eine einfache, oberhalb des Mittelwasserspiegels gegründete Ufermauer (Szenario B) hat wesentlich geringere Auswirkungen als der Komplex aus tiefliegender Ufermauer, Aufschüttung und intensiver Nutzung (Szenario C).

Für viele funktionelle Pflanzen- und Tiergruppen sind die Auswirkungen der beiden Szenarien negativ, andere wiederum reagieren neutral auf die genannten Wirkungskomplexe. Nur wenige Arten sind in der Lage, sich den neu geschaffenen Lebensraum der Ufermauer zu erschließen (z. B. bestimmte Moos- und Blütenpflanzen- sowie Nager-Arten), und dies auch nur dann, wenn die Mauer aus Blocksteinen besteht, eine relativ ungleichmäßige Oberfläche besitzt oder nicht ausgefugt oder schadhaft ist. Die heute vorherrschenden Ufermauern aus Gießbeton oder die sanierten Blocksteinmauern mit einem Spritzbeton-Überzug sind ausgesprochen besiedlungsfeindlich, so dass sich bestenfalls einige ubiquitäre Flechten- und Moosarten ansiedeln können. Zu diesen negativen Wirkungskomplexen, die im unmittelbaren Zusammenhang mit dem Bauwerk stehen, kommen in Szenario C die negativen Auswirkungen durch Aufschüttung und Beseitigung naturnaher semiaquatischer und terrestrischer Lebensräume sowie die land- und seeseitige Nutzungsintensivierung hinzu. Bei geringem Gebäudebestand und geringer Versiegelung sowie einer extensive Nutzung und Pflege der Freizeitparzellen bleibt ein gewisses Besiedlungspotential für ufertypische terrestrische Tierarten erhalten. Je umfangreicher, gepflegter und ‚moderner' die Gebäude und je intensiver die Gartenpflege und die Nutzungen sind, desto mehr tritt eine ubiquistische Fauna aus Kulturfolgern in den Vordergrund, bis auch diese Arten schließlich wegbleiben.

Die negativen Wirkungen der eigentlichen Ufermauern (Szenario B) gehen überwiegend von der Einschränkung naturnaher Lebensräume (Wirkungskomplex W1) sowie von der Barrierewirkung (W7) für überwiegend semiaquatische Tierarten aus. Die Mauer wirkt sich in uferquerer und in Uferlängsrichtung aus: Sie bringt zunächst ein erhebliches Mortalitätsrisiko für die betroffenen Individuen mit sich (z. B. Wasserspitzmaus, Grünfrösche, Ringelnatter), das sich bis zur Auslöschung von Teilpopulationen (z. B. schlupfreife Libellenlarven, evtl. auch Laufkäfer-Larven) steigern kann. Erst in zweiter Linie erscheinen diejenigen Wirkungskomplexe, die mit der vermuteten Wellenreflexion und Strömungsverstärkung sowie mit dem möglicherweise veränderten Vorkommen von Spülsäumen zu tun haben. Die zusätzlichen Wirkungen, die im Szenario C hinzukommen, rühren von der Überschüttung und Überbauung charakteristischer Uferlebensräume (W8) sowie aus der Beseitigung kleinräumig ausgeprägter Biotopelemente her (W9), woraufhin die land- und seeseitigen (immateriellen) Nutzungen (W10, W11) nicht mehr sehr stark ins Gewicht fallen.

Diskussion

Die Ufermauern und Aufschüttungen am Bodensee-Untersee reichen bis in das 19. Jahrhundert zurück; der größte Teil von ihnen entstand ab den 1920er Jahren durch Umwandlung von Uferparzellen für private Freizeitzwecke (z. B. Badehütten, Wochenendhäuser) und touristische Nutzungen (Uferpromenaden, Wassersportanlagen u. a.). Dennoch dauerte es mehr als fünfzig Jahre, bis dem Uferverbau aus gewässerökologischer Sicht eine praktische Relevanz zugemessen wurde. Erst im Zuge der Bodenseeuferbewertung der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB 2006) wurden Gesichtspunkte wie ‚Biologische Durchgängigkeit der Uferverbauung', ‚Rückzugsmöglichkeiten und Störfrequenz (Refugium)' und ‚Kinderstube' [für Fische] berücksichtigt (Teiber-Sießegger 2009). Allerdings wurden diese Merkmale nicht vor dem Hintergrund biotischer, sondern allein aufgrund von Uferstruktur-Merkmalen erfasst und entsprechend gedeutet.

Ungeachtet dieser eher verschwommenen Vorstellungen über die ökologischen Auswirkungen von Ufermauern wurden in den letzten drei Jahrzehnten umfangreiche Uferrenaturierungen durchgeführt,

die die möglichst weitgehende Wiederherstellung der naturnahen Verhältnisse zum Ziel hatten. Aus wasserbaulicher Sicht glaubte man diesem Ziel mit der Vorschüttung einer Flachböschung bereits sehr nahe gekommen zu sein. Allerdings zeigten Kontrollerhebungen, dass die proklamierten Ziele keineswegs in allen Fällen erreicht worden waren (Ostendorp et al. 2010). Einer der Gründe, warum viele Renaturierungsvorhaben in dieser Hinsicht scheiterten, wurde in der mangelhaften Kenntnis der ökologischen Ansprüche der im Uferbereich lebenden Pflanzen- und Tierpopulationen gesehen. Die wasserbaulich geprägte Sichtweise verstellte den Blick auf die spezifischen ökologischen Auswirkungen von Ufermauern und die *Vielfalt* an Möglichkeiten, die negativen Effekte abzumildern oder rückgängig zu machen.

Der vorliegende Beitrag trägt das in der Region verfügbare Expertenwissen zusammen, um auf der Basis von drei charakteristischen Szenarien zu einer vorläufigen Einschätzung der für ausgewählte Pflanzen- oder Tierpopulationen spezifischen Folgen von Ufermauern zu gelangen. Expertenurteile gelten im Vergleich zu experimentell erzeugten oder statistisch gesicherten Aussagen aus Freilanderhebungen als Aussagen minderer Qualität. Ohne dem widersprechen zu wollen, muss betont werden, dass Expertenurteilen wahrscheinlich eine höhere Verallgemeinerbarkeit innerhalb des Szenariorahmens zukommt als Experimenten, die häufig nur mit einem sehr eng begrenzten Satz an Randbedingungen durchgeführt werden. Im Vergleich zu Freilanderhebungen, die oft sehr arbeits-, zeit- und kostenintensiv sind, und die ebenfalls nur an einem begrenzten Ausschnitt der ‚ökologischen Wirklichkeit' durchgeführt werden können, besitzen Experteneinschätzungen den Vorteil, dass sie schneller und effizienter zu entscheidungsrelevanten Resultaten führen. Das Werkzeug des Expertenurteils ist darauf ausgerichtet, eine große Menge zerstreuten Detailwissens zu strukturieren, um gültige Prognosen zu generieren, denen freilich nur eine begrenzte Eintrittswahrscheinlichkeit zukommt. Es ist anzunehmen, dass die Gewissheit der Aussagen mit der Menge an verarbeitetem Detailwissen, der Realitätsnähe der Szenarien und der Zahl der befragten Experten zunimmt. Dem wurde in dieser Studie weitgehend Rechnung getragen.

Die Zusammenstellung der Experteneinschätzungen (Tabelle 1) lässt einige wichtige Schlussfolgerungen zu, wenn es darum geht, die nachteiligen Folgen von Ufermauern zu vermindern oder rückgängig zu machen:

(1) Eine rein gewässerschutzfachliche Betrachtungsweise reicht eindeutig nicht aus, da auch zahlreiche terrestrische Artengruppen betroffen sind, die traditionell im Blickwinkel des Naturschutzes stehen.

(2) Stark wasserbaulich geprägte Lösungsansätze zur Uferrenaturierung sind wenig geeignet, da sie die unterschiedliche Bedeutung der Wirkungskomplexe für die jeweiligen Artengruppen unberücksichtigt lassen.

(3) Strategien zur Abmilderung der nachteiligen ökologischen Folgen sollten ihren Ausgangspunkt bei der Entwicklung ufertypischer Biotope und kleinräumiger Biotopelemente sowie bei der Förderungen bestimmter Zielpopulationen ausgehen, um erst in einem zweiten Schritt geeignete wasser- und/oder landschaftsbauliche Lösungen zu finden.

(4) Da vermutlich viele Arten auch auf kleinräumige Strukturverbesserungen und die punktuelle Einbringung geeigneter Biotopelemente reagieren, bestehen durchaus Alternativen zu den flächenverbrauchenden Renaturierungsvarianten, die am Bodensee bislang vorherrschend waren.

(5) Bei der Planung von ökologischen Verbesserungen in der Wasserwechselzone sind auch etwaig vorhandene Entwicklungsbeschränkungen im Epilitoral, beispielsweise durch Gebäude, Verkehrswege und intensive Nutzungen zu bewerten. Sie können den Erfolg seewärtiger Verbesserungen vereiteln.

Die Ergebnisse werfen auch ein Licht auf die Bemühungen innerhalb der EU-Mitgliedsstaaten, das Makrozoobenthos als Qualitätskomponente für die uferstrukturelle Beeinträchtigung des ökologischen Zustands von Seen im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie heranzuziehen. Ungeachtet der Frage, ob und welche (aus einer Menge von mehr als hundert) Metrics signifikante Korrelationen mit einem der zahlreichen Klassifikationsindizes aufweisen, muss festgestellt werden, dass dieser Ansatz der ökologischen Komplexität der Auswirkungen von Uferverbauungen nicht gerecht wird. Es lässt sich nicht einmal behaupten, dass das Makrozoobenthos eine besonders sensitive Taxagruppe sei. Der Versuch, die ökologischen Auswirkungen von Uferverbauungen durch einen ausgesprochen sektoralen Ansatz und mit schwer zu durchschauenden statistischen Hilfsmitteln klassifizieren zu wollen, dürfte auch zukünftig ohne überzeugende Ergebnisse bleiben. Der möglicher-weise bessere Weg bestünde darin, die uferstrukturellen Veränderungen als solche zu erfassen (Uferstrukturkartierung) und die (mutmaßlichen) ökologischen Auswirkungen der einzelnen Objekttypen anhand von Expertenurteilen zu klassifizieren. Nachfolgend könnten gezielte Fallstudien die Experteneinschätzungen präzisieren oder modifizieren. Die vorstehend geschilderten Ergebnisse zeigen, dass dieser Weg machbar ist.

Literatur

Baumann, E. (1911): Die Vegetation des Untersees (Bodensee). Archiv für Hydrobiologie, Supplement Bd. 1: 1–554.

IGKB, Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (2006): Bodensee-Uferbewertung. Faltblatt.

Ostendorp, W. (2014): Auswirkungen der Ufermauern am Bodensee-Untersee auf die litorale Fauna und Flora: Ergebnisse szenariobasierter Expertenurteile. Mitt. Bad. Landesver. Naturk. Natursch. N.F. 21/3: 371-404.

Ostendorp, W. (2015): Ökologische Auswirkungen von Ufervorschüttungen am Bodensee-Untersee. Schrr. Ver. Gesch. Bodensee 133: 287-310.

Ostendorp, W., Dienst, M., Löderbusch, W., Peintinger, M., Strang, I. (2010): Seeuferrenaturierungen am Bodensee. Naturschutzfachliche Bestandsaufnahme und Empfehlungen. Natur und Landschaft 85: 89-97.

Ostendorp, W., Ostendorp, J. (2014): Uferaufschüttungen und Uferverbau am Bodensee-Untersee. Mitt. Thurg. Naturforsch. Ges. 67: 47-81.

Teiber-Sießegger, P. (2009): Limnologische Bewertung der Ufer- und Flachwasserzone des Bodensees. Ber. Intern. Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) 55: 1-122.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Online-Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten nach dem NRW-Verfahren (Makrophytenbasiertes Bewertungssystem, MaBS)

Jens Päzolt[1], Klaus van de Weyer[2], Norbert Kirchhoff[3]

[1] Umweltsoft, Uhuweg 12, 14548 Schwielowsee, Jens.Paezolt@umweltsoft.de, http://www.umweltsoft.de

[2] lanaplan GbR, Lobbericher Str. 5, 41334 Nettetal, klaus.vdweyer@lanaplan.de

[3] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV), FB 55, Leibnizstr. 10, 45659 Recklinghausen, norbert.kirchhoff@lanuv.nrw.de

Seit 2017 ist die Online-Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten gemäß EG-WRRL mit dem „Makrophytenbasierten Bewertungssystem“ (MaBS) möglich. In einem Pilotprojekt wurde im Auftrag der Bundesländer NRW, Sachsen und Sachsen-Anhalt die Interkalibrierung des Verfahrens umgesetzt. Mit der MaBS-Software ist es möglich, mit einem allgemein verfügbaren Internetbrowser Importdaten in das System hochzuladen, zu bewerten und die Bewertung online zu analysieren. Die Ergebnisse lassen sich über entsprechende Schnittstellen als ausführlicher PDF-Bericht oder für die weitere Datenverarbeitung im Format XLS, XLSX bzw. CSV herunterladen. MaBS basiert auf dem von Klaus van de Weyer seit 2001 ständig weiterentwickelten NRW-Verfahren zur Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten. Der Vortrag stellt das Verfahren und die digitale Umsetzung der MaBS-Auswertesoftware vor.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Effekte der Restaurierung von Fischhabitaten in Fließgewässern

Joachim Pander, Jürgen Geist

Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Mühlenweg 22, 85354 Freising, joachim.pander@tum.de

Fische haben eine wichtige integrative Indikatorfunktion bei der Bewertung des ökologischen Zustands von Gewässern. In Deutschland sind Defizite in der Qualitätskomponente „Fische“ oftmals ursächlich für eine Verfehlung von Schutzzielen, z.B. im Kontext des geforderten „guten ökologischen Zustands“ in der Wasserrahmenrichtlinie. Besondere Defizite finden sich vor allem bei strömungsliebenden und kieslaichenden Fischen wie Barbe, Nase, Huchen, Äsche und Bachforelle und hier vor allem im Bereich der Laich- und Juvenilhabitate. In der vorliegenden Studie werden Möglichkeiten zur evidenzbasierten Bioindikation mit Fischeiern vorgestellt, mit denen der Erfolg von Laichplatzrestaurierungen für Salmoniden bewertet werden kann. Darüber hinaus werden Ergebnisse zur Wirkung der Restaurierung von Jungfischhabitaten präsentiert. Die Eignung unterschiedlicher Habitattypen für bestimmte Lebensstadien war in erster Linie von der Konnektivität, der strukturellen Ausstattung und der Uferneigung beeinflusst. Die Habitate mit der flachsten Uferneigung < 10% wiesen die größte Dichte an Larven, juvenilen und adulten Fischen auf. Habitate mit steileren Ufern, kombiniert mit größerer struktureller Ausstattung, waren meist weniger attraktiv und boten fast ausschließlich älteren Lebensstadien geeigneten Lebensraum. Nicht zuletzt aufgrund der erheblichen Mittelaufwendungen für Fließgewässerrenaturierungen sollten verstärkt evidenzbasierte Methoden zur Verbesserung der ökologischen Funktionsweise von Fischhabitaten zum Einsatz kommen.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Differenzierung von Söllen in der Jungmoränenlandschaft Ostdeutschlands und Westpolens

Marlene Pätzig[1], Thomas Kalettka[1], Tomasz Joniak[2], Natalia Kuczyńska-Kippen[2]

[1] Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V., Institut für Landschaftswasserhaushalt, Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg, Deutschland, marlene.paetzig@zalf.de, thomas.kalettka@zalf.de

[2] Adam Mickiewicz University of Poznań, Department of Water Protection, Umultowska 89, 60-614 Poznań, Poland, kippen@hot.pl, tjoniak@wp.pl

Sölle sind kleine Standgewässer in glazigen vorgeprägten Senken der Jungmoränenlandschaften. Sie sind aufgrund ihrer hydrogeomorphologischen Eigenschaften sehr variabel mit teils stark ausgeprägten Feucht-Trocken-Zyklen, wodurch ein profundes Verständnis dieser Ökosysteme erschwert wird. Unser Ziel war es Sölle im überregionalen Kontext hinsichtlich ihrer physikochemischen Eigenschaften des Wassers, der hydromorphologischen Charakteristika und des Makrophyten-Auftretens zu untersuchen. Die untersuchten Sölle liegen in derselben (bio)geographischen Region Europas, in der von einer ähnlichen Nährstoffbelastung in Folge intensiver Landwirtschaft ausgegangen werden kann. Deswegen haben wir angenommen, dass Unterschiede in den Söllen nicht durch regionale Faktoren sondern vor allem durch Unterschiede in den lokal festgelegten hydromorphologischen Eigenschaften erklärt werden, die in Folge zu einer daran angepassten Ausprägung verschiedener Makrophyten-Gesellschaften führt.



Die intervallskalierten abiotischen Parameter der Sölle wurden mittels einer Hauptkomponentenanalyse untersucht. Die erste Hauptkomponente korrelierte mit den Stickstoffspezies sowie der elektrischen Leitfähigkeit und erklärte 28 % der Varianz. Ein Signifikanztest zur Prüfung von Unterschieden in den Werten der ersten Hauptkomponente zwischen den sechs betrachteten Regionen zeigte signifikante Differenzen zwischen fast allen Regionen. Entsprechend dieser Ergebnisse scheinen sich die Sölle doch überregional in Bezug auf die Intensität der agrarlandschaftlichen Nutzung zu unterscheiden. Die zweite Hautkomponente erklärte 16 % der Varianz und verwies auf das Zusammenspiel zwischen Sauerstoff, Temperatur, pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit, Gesamtphosphor und Karbonathärte.

Die Verwendung eines „Distance-based linear models“ zeigte, dass sich die Zusammensetzung der Makrophyten-Gesellschaften entlang von Gradienten unterschiedlicher Temperatur, elektrischer Leitfähigkeit, Gesamtphosphor, Sauersoff, Beschattung, Niederschlag und der Sollfläche änderte. Während sich auch hier signifikante Unterschiede in den Regionen darstellten, zeigten die Stickstoffspezies keine Auswirkung auf die Makrophyten-Gesellschaften. Der Einfluss der Hydromorphologie konnte mit den erfassten Parametern nur unzureichend gezeigt werden und es ergab sich nur eine geringfügige Übereinstimmung zwischen dem Muster der abiotischen Parameter und dem der Makrophyten-Gesellschaften. Zukünftige Untersuchungen sollten hier ansetzen und verstärkt regionale Faktoren, wie Hydrogeologie einbeziehen, aber auch weitere lokale Charakteristika wie der Hydrogeomorphologie und des Sedimentes betrachten.

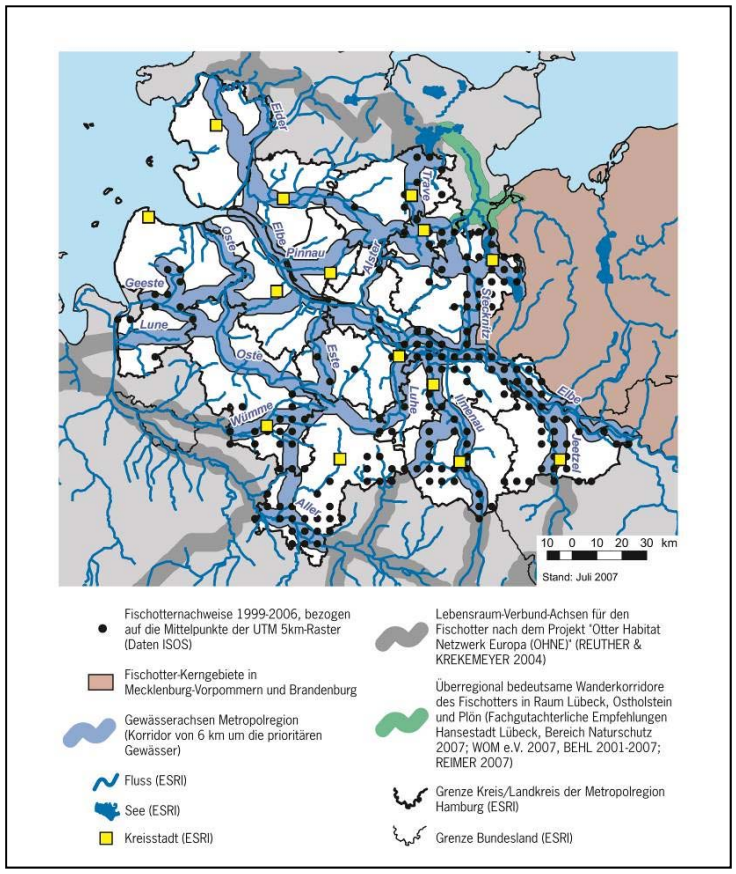
Das Blaue Metropolnetz

Maike Piepho[1], Karsten Borggräfe[2]

[1] Aktion Fischotterschutz e.V., Sudendorfallee 1, 29386 Hankensbüttel, m.piepho@otterzentrum.de

[2] Stiftung Lebensraum Elbe, Neuenfelder Straße 19, 21109 Hamburg, karsten.borggraefe@stiftunglebensraumelbe.de

Die Entwässerung von Feuchtgebieten, der Ausbau von Fließgewässern, die Verschlechterung der Gewässergüte und Bejagung – all diese Gründe führten zu einem großflächigen Aussterben des Eurasischen Fischotters (Lutra lutra) in Mitteleuropa. Nur in Dänemark, Teilen Westeuropas und in den osteuropäischen Ländern konnten sich isolierte Populationen halten. Die Verbesserung der Wasserqualität in Fließgewässern und der Lebensräume im und am Gewässer sowie die Einstellung der Bejagung führten seit den 90er Jahren zu einer Wiederbesiedlung von geeigneten Fischotter-Habitaten auch in Deutschland. Bei der Ausbreitung der Populationen von Osten und Norden Richtung Schleswig-Holstein und Niedersachsen treffen die Tiere aber auf zunehmend dichter besiedelte Regionen, wie die Metropolregion Hamburg.



Das Projekt „Das Blaue Metropolnetz“ identifizierte zunächst konfliktarme und gewässergeprägte Korridore, die für eine Ausbreitung des Fischotters in Frage kommen. Auf der Grundlage dieser Korridore wurden beispielhaft Maßnahmen umgesetzt, um die Korridore als Lebensraum für den Fischotter zu entwickeln. Zu diesen Maßnahmen gehörten u.a. die Förderung naturnaher Uferentwicklung, die Reaktivierung von Altarmen, die Gestaltung von naturnahen Parallelgerinnen und Flutmulden und die Anlage von Querungshilfen unter Brücken. Eine Fortsetzung der Umsetzung biotopvernetzender Maßnahmen an Gewässern erfolgt derzeit in einem neuen Vorhaben.

Die erfolgreiche Umsetzung des Projekts war dabei nur durch die Einbindung der in der Region lebenden und arbeitenden Menschen möglich. Eine umfangreiche Öffentlichkeitsarbeit begleitete das Projekt, um die Akzeptanz der Maßnahmen sicherzustellen.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Lichtorgel in der Box – eine Methode zur Demonstration des abiotischen Faktors Licht

(Dieser Beitrag wurde mit dem DGL-Posterpreis ausgezeichnet).

Luca Pisacreta, Karsten Grabow & Martin Remmele

Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Germany, pisacretluca@ph-karlsruhe.de, grabow@ph-karlsruhe.de, remmele@ph-karlsruhe.de

Keywords: Lichtorgel, Lichtgradient, Lichtpräferenz, Phototaxis, abiotischer Faktor Licht, Laborexperiment

Einleitung

Zur experimentellen Untersuchung der Präferenz abiotischer Umweltfaktoren wie zum Beispiel Temperatur oder Feuchte ist bei Tieren der Einsatz sogenannter Faktorenorgeln üblich. Durch die künstliche Erzeugung eines definierten Faktorengradienten wird das Präferendum einer Tierart im Labor ermittelt. Am bekanntesten ist hierbei die Temperaturorgel nach Herter (1924), bei welcher ein Wärmegradient erzeugt wird. Analog hierzu wurde eine „Low-Budget"-Apparatur entwickelt, um den abiotischen Faktor Licht auf Süßwassertiere mithilfe eines Lichtgradienten zu demonstrieren – die Lichtorgel in der Box (Abb. 1, Abb. 2).

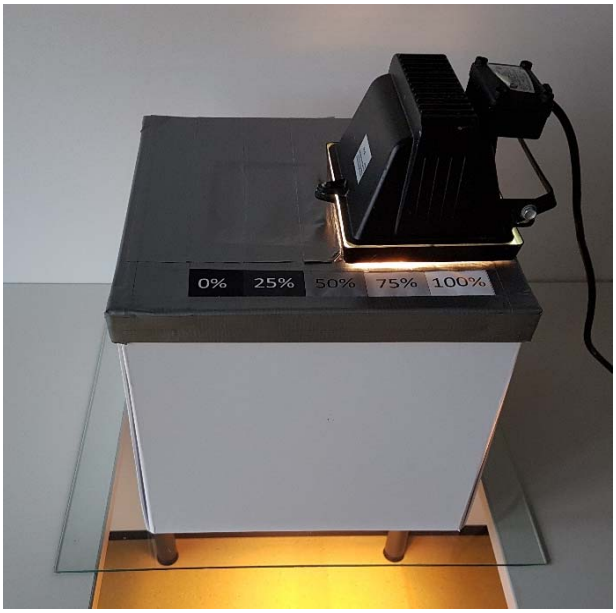


Abb. 1: Die Lichtorgel in der Aufsicht.

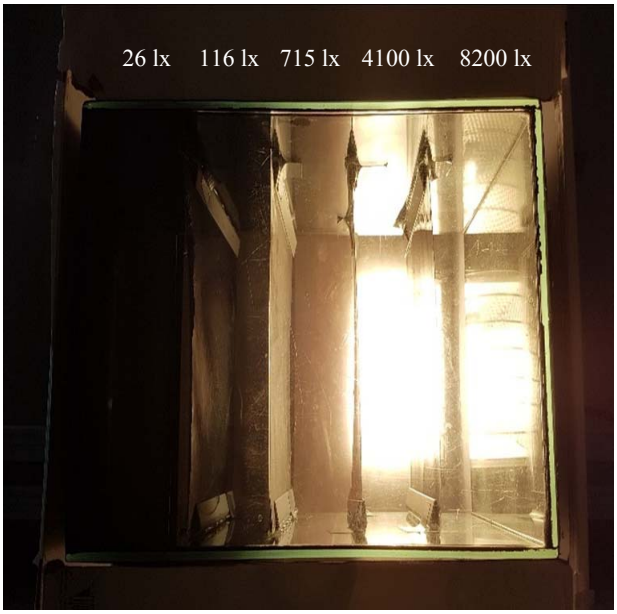


Abb. 2: Lichtgradient in der Lichtorgel (Blick von unten).

Der abiotische Faktor Licht

Licht ist ein wichtiger Umweltfaktor in der Ökologie limnischer Tiere (Jungwirth et al. 2003). Zum einen steuert es den tageszeitlichen Rhythmus der meisten Tierarten, also den Wechsel zwischen Tag- und Nachtaktivität. Zum anderen dient Licht vor allem der optischen Orientierung von mit Sehorganen ausgestatteten Tieren (ebd.). Eine wichtige lichtabhängige Verhaltensweise ist die Phototaxis – die Orientierung nach dem Licht in Abhängigkeit von der Beleuchtungsstärke. Während sich einige Tierarten negativ phototaktisch verhalten, also das Licht meiden (z.B. Kropp & Enzmann 1933; Bethel & Holmes 1973), zeigen andere ein positiv phototaktisches Verhalten, suchen also gezielt Bereiche mit höherer Beleuchtungsstärke auf (z.B. Bulkowski & Meade 1983; Ina et al. 2017). Im Feldexperiment ist eine Untersuchung dieser Phänomene nicht leicht durchzuführen, da das Licht als unabhängige Variable schwer isolierbar ist und mögliche Störvariablen nicht kontrolliert werden können. In einem Laborexperiment hingegen können Störvariablen gezielt ausgeschlossen werden, um eine hohe interne Validität zu gewährleisten (Kaya 2009). Die Lichtorgel in der Box bietet eine kostengünstige Möglichkeit, um die phototaktische Reaktion und die Lichtpräferenz limnischer Tiere im Laborexperiment zu untersuchen.

Der vorliegende Beitrag zeigt den Aufbau einer entsprechenden Apparatur und stellt ein Anwendungsbeispiel vor, bei welchem das phototaktische Verhalten und die Lichtpräferenz ausgewählter Krebstiere (Crustacea) untersucht wurde.

Material und Aufbau der Lichtorgel

Die Lichtorgel in der Box ist als „Low-Budget"-Apparatur angelegt. Mit wenig Material sowie einem simplen und kostengünstigen Versuchsaufbau soll ein Lichtgradient erzeugt werden, um das Lichtverhalten von Süßwassertieren experimentell zu untersuchen. Neben zwei Tischen und einer Stromquelle benötigt man lediglich folgende Materialien:

- Aquarium
- Karton mit Deckel
- Lichtquelle (LED- oder Halogenstrahler)
- unterschiedlich lichtdurchlässige Overhead-Folie
- vier Trennwände aus laminiertem Tonpapier
- Glasplatte
- Tonkarton
- Gewebeklebeband
- Teppichmesser
- Lux-Meter

Die Maße des Materials hängen von der Größe des verwendeten Aquariums ab. Bei dem hier vorgestellten Prototypen kam ein Aquarium mit den Maßen 30 cm x 20 cm x 20 cm zum Einsatz. Bis auf das Aquarium war das gesamte Material im örtlichen Baumarkt und Schreibwarenladen erhältlich. Lediglich der Erwerb eines LED-Strahlers war mit höheren Kosten verbunden. Eine günstigere Alternative war ein Halogenstrahler. Dieser hatte jedoch den Nachteil, dass er sehr viel Wärme abstrahlte und somit für längere Versuchsdurchführungen ungeeignet war. Empfehlenswert ist daher die Verwendung eines LED-Strahlers.

Der Versuchsaufbau

Im Folgenden wird der Versuchsaufbau Schritt für Schritt erläutert. Eine schematische Orientierung für den Aufbau bietet Abbildung 3.
Da die Lichtorgel in der Box auf Strom angewiesen ist, wird der Versuch in der Nähe einer Stromquelle aufgebaut.

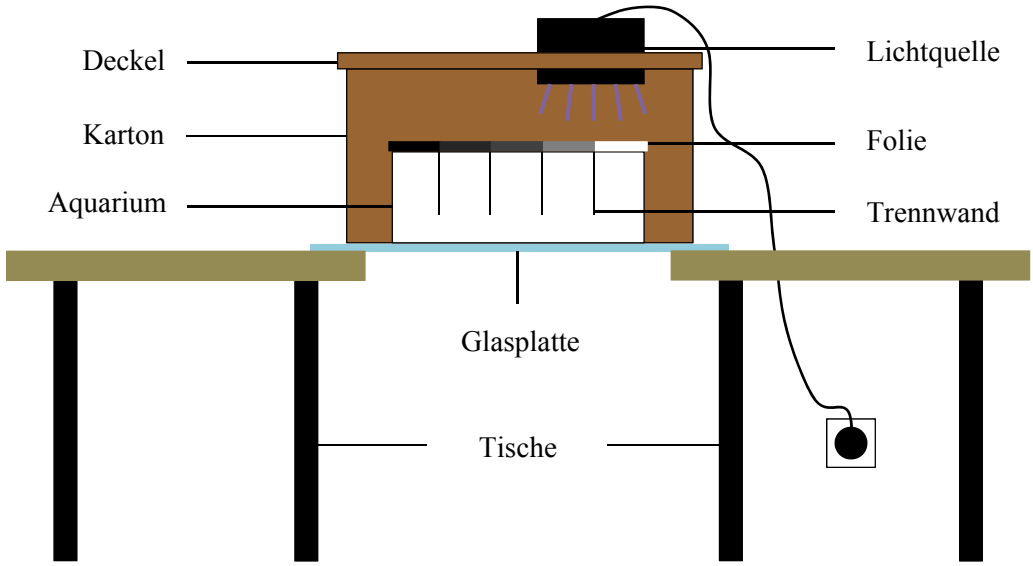


Abb. 3: Schematischer Aufbau der ‚Lichtorgel in der Box' (zur besseren Ansicht ohne Seitenwand gezeichnet).

(1) Zuerst werden mit etwas Abstand zwei gleich hohe Tische mit der kurzen Seite so nebeneinandergestellt, dass die Glasplatte auf die Kanten der beiden Tische platziert werden kann.

- Die Glasplatte ermöglicht während der Versuchsdurchführung eine direkte Beobachtung von unten.

(2) Auf die Glasplatte wird nun das Aquarium platziert.

- Zu beachten ist hierbei, dass das Aquarium mittig aufliegt und die Sicht von unten nicht durch die Tischkanten beeinträchtigt wird (Abb. 4).
- Die vier Seitenwände des Aquariums wurden von außen mit Tonkarton beklebt, um Streulicht zu unterbinden.
- Außerdem wurde das Aquarium in fünf gleichgroße Bereiche unterteilt. Hierfür wurden in gleichen Abständen vier Trennwände aus laminiertem Tonpapier mit Gewebeklebeband an den inneren Längsseiten des Aquariums fixiert. Die Trennwände verstärken die Entstehung eines Lichtgradienten, indem sie Streulicht unterbinden.



Abb. 4: Das präparierte Aquarium mit Schienensystem.

- Für eine praktikablere Handhabung können die Trennwände mit einem Schienensystem fixiert werden. Dadurch können einzelne Trennwände ohne viel Aufwand entfernt werden, um zum

Beispiel das Aquarium zu säubern oder Versuchstiere heraus zu keschern. Hierzu eignen sich beispielsweise Rahmenprofile aus Kunststoff, welche in jedem Baumarkt erhältlich sind. Diese werden zurechtgeschnitten, mit Gewebeklebeband im Aquarium befestigt und als Schienen für die Trennwände genutzt.

- Außerdem ist zu beachten, dass zwischen Trennwänden und Aquarienboden ein Abstand von mindestens 6 cm besteht. Dadurch wird auf dem Boden des Aquariums eine freie Bewegung der Versuchstiere gewährleistet.

(3) Das Aquarium wird bis zu den Trennwänden mit Wasser befüllt und die zu untersuchenden Tiere werden hineingesetzt.

(4) Als nächstes wird die zugeschnittene Kartonbox über das Aquarium gestülpt.

- In den Boden des Kartons wurde zuvor mit einem Teppichmesser ein Rechteck in Größe des Aquariums eingeschnitten. Dadurch bleibt die Möglichkeit einer direkten Beobachtung der Versuchsdurchführung durch den Aquarienboden erhalten.
- Die Kartonbox schützt die Apparatur vor ungewollter äußerer Lichteinwirkung.

(5) Auf das Aquarium wird nun die unterschiedlich lichtdurchlässige Overhead-Folie gelegt.

- In einem Textverarbeitungs- oder Präsentationsdokument wird hierzu eine Tabelle mit fünf Spalten erstellt. Die Spalten haben hierbei dieselbe Größe wie die fünf unterteilten Aquariumsbereiche.
  Die unterschiedliche Lichtdurchlässigkeit wird erzeugt, indem die Spalten zunächst schwarz gefärbt werden und anschließend die Transparenz der Spalten in 25 %-Schritten erhöht wird.
- Zum Schluss wird das Dokument auf eine Overheadfolie gedruckt (Abb. 5).
- Durch die Beleuchtung der unterschiedlich lichtdurchlässigen Folie wird ein Lichtgradient erzeugt. Auf dem Boden des Aquariums entstehen fünf Bereiche mit verschiedenen Beleuchtungsstärken von dunkel bis hell.



Abb. 5: Unterschiedlich lichtdurchlässige Overhead-Folie.

(6) Jetzt wird der Karton mit dem ebenfalls zugeschnittenen Deckel geschlossen.

- Der Deckel ist so zugeschnitten, dass er als Halterung für die Lichtquelle fungiert. Hierbei sollte das zugeschnittene Rechteck etwas kleiner als die Lichtquelle selbst sein. Zudem erfolgt der Einschnitt nicht mittig, sondern auf der rechten oder linken Deckelhälfte, um den entstehenden Lichtgradienten zu verstärken.
- Der Deckel schützt die Apparatur nochmals vor ungewollter äußerer Lichteinwirkung.

(7) Zum Schluss wird die Lichtquelle in die Öffnung des Deckels gelegt und angeschaltet.

- Die Öffnung für die Lichtquelle liegt über dem lichtdurchlässigsten Bereich der Folie.
- Um realistische Bedingungen zu simulieren, sollte die Lichtquelle eine möglichst hohe maximale Beleuchtungsstärke erreichen. Diese wird mit einem Lux-Meter gemessen.

Methodenvalidierung durch Fallstudien

Um die Lichtorgel in der Box zu validieren, wurde die Apparatur in mehreren Fallstudien mit ausgewählten Crustacea getestet. Hierfür wurden der Kalikokrebs *Orconectes immunis* (Decapoda: Cambaridae), die Wasserassel *Asellus aquaticus* (Isopoda: Asellidae), der Gewöhnliche Flohkrebs *Gammarus pulex* und der Flussflohkrebs *Gammarus roeselii* (beide Amphipoda: Gammaridae) verwendet. Von allen vier Tierarten ist bekannt, dass sie negativ phototaktisch reagieren (z.B. Bauer et al. 2000; Welsh 1934). Die Flusskrebse wurden im Januar 2017 aus einem Stillgewässer eines Naturschutzgewässerkomplexes in Rheinstetten-Mörsch bei Karlsruhe (48°58'17.3" N, 8°17'37.5" O) entnommen. Sowohl die Gammariden als auch die Asseln wurden im selben Monat in dem Fluss Alb in Karlsruhe (48°59'44.7" N, 8°22'28.4" O) gesammelt. Die Versuche wurden jeweils am Tag des Fanges durchgeführt.

Die Apparatur wurde wie zuvor beschrieben aufgebaut. Vor jedem Versuch wurde das Aquarium mit neuem Wasser befüllt. Die Tiere wurden bei jeder Versuchsdurchführung im hellsten Bereich in das Aquarium gegeben. Nach einer Akklimatisationszeit von fünf Minuten wurde die Verteilung der Individuen durch Beobachtung von unten notiert. Innerhalb von 30 Minuten wurden in fünfminütigen Intervallen insgesamt sechs Messungen der Individuenverteilung durchgeführt. Die Tiere konnten sich im Aquarium auf fünf Bereiche mit unterschiedlicher Beleuchtungsstärke verteilen. Mithilfe eines Lux-Meters (Voltcraft MS-1300) wurden die erreichten Lux-Werte auf den fünf Bereichen gemessen (Abb. 6). Die verwendete Lichtquelle war ein Halogen-Strahler (YLS 108E, 500 W).

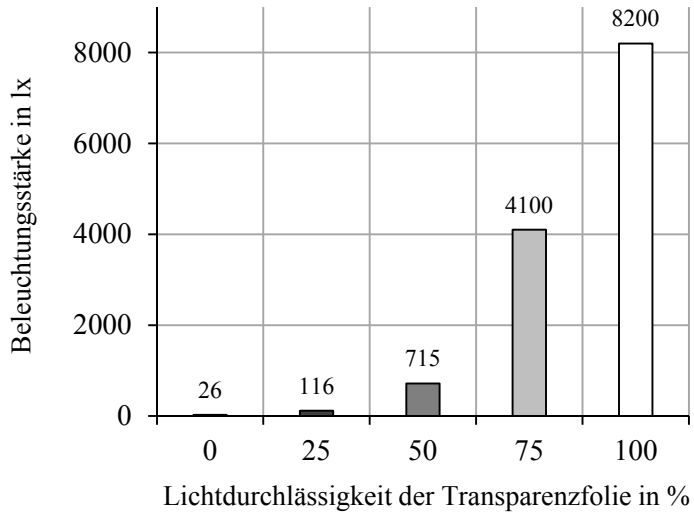


Abb. 6: Gemessene Lux-Werte der fünf Bereiche auf dem Boden des Aquariums.

Bei den Versuchsdurchführungen variierte die Anzahl der untersuchten Individuen je nach Tierart. Bei *O. immunis* (n = 8) wurde die Anzahl aufgrund der Größe der Individuen in Relation zur Größe des Aquariums gewählt. Bei *A. aquaticus* (n = 17) wurde die Anzahl zufällig nach der Menge der gesammelten Individuen festgelegt. Bei *G. pulex* und *G. roeselii* wurde die Anzahl auf n = 30 begrenzt, um aufgrund ihrer kleinen Körpergröße Schwierigkeiten bei der Auszählung zu vermeiden. Je Tierart wurde ein Versuch als Fallstudie durchgeführt. Insgesamt gab es demnach vier Fallstudien.

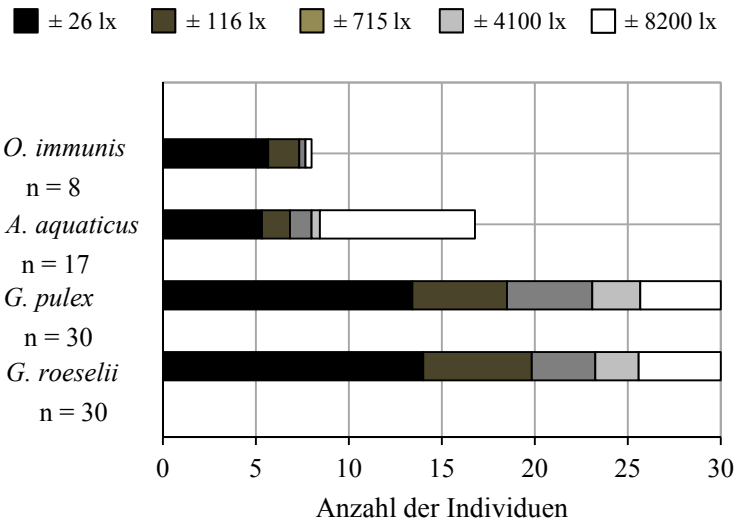


Abb. 7: Durchschnittliche Verteilung ausgewählter Crustacea in der Lichtorgel nach 30 min Versuchsdurchführung.



Abb. 8: Versuchsdurchlauf mit *O. immunis* (n = 8).

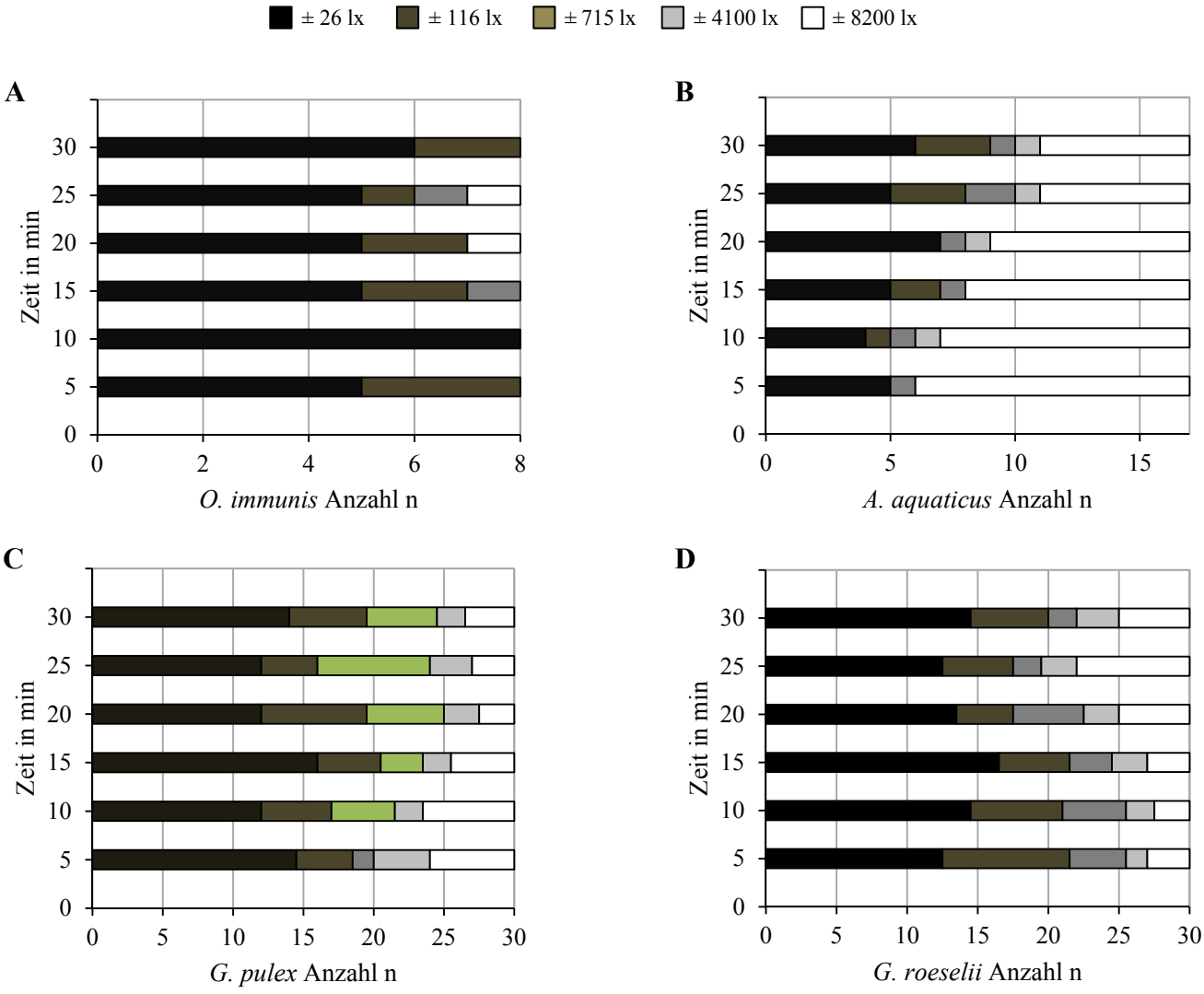


Abb. 9: Verteilung ausgewählter Crustacea in der Lichtorgel (sechs Messungen): (A) *O. immunis* (n = 8), (B) *A. aquaticus* (n = 17), (C) *G. pulex* (n = 30) und (D) G. *roeselii* (n = 30).

Ergebnisse der Fallstudien

Die verschiedenen Crustacea zeigten unterschiedliche Verteilungen (Abb. 7). Die höchste Verteilung in den beiden dunkelsten Bereichen (26 lx und 116 lx) konnte bei *O. immunis* beobachtet werden (Abb. 8, Abb. 9 A). Lediglich bei zwei Messungen befand sich ein Individuum im hellsten Bereich (8200 lx). Die Verteilung von *A. aquaticus* weist einen signifikanten Unterschied zu den Verteilungen der anderen drei Tierarten auf (Abb. 9 B). Bei der ersten Messung war die Mehrheit der Individuen im hellsten Bereich aufzufinden. Bei der letzten Messung dahingegen befand sich die Mehrheit in den beiden dunkelsten Bereichen. Die Verteilung innerhalb der beiden Gammaridenarten war sehr ähnlich (Abb. 9 C, D).

Die Ergebnisse der dargestellten Fallstudien verdeutlichen, dass die vier Crustacea-Arten unterschiedliche Lichtpräferenzen zeigen. Die Tierarten wiesen allesamt eine unterschiedlich ausgeprägte Präferenz dunklerer Bereiche auf. Somit konnte die erwartete Verhaltensweise einer negativ phototaktischen Reaktion demonstriert werden und die Validität der Lichtorgel in der Box bestätigt werden.

Zusammenfassung

Die Lichtorgel in der Box ist eine „Low-Budget"-Methode, um den abiotischen Faktor Licht auf Süßwassertiere zu demonstrieren. Mit wenig und kostengünstigem Material wird ein Lichtgradient erzeugt, um das Lichtverhalten experimentell zu untersuchen. Der einfache Aufbau, das günstige Material und die Möglichkeit einer direkten Beobachtung eignen sich auch für Demonstrations- oder Schülerversuche im naturwissenschaftlichen Unterricht sowie in der Umweltbildung. In Fallstudien konnte gezeigt werden, dass verschiedene Crustacea-Arten unterschiedliche Lichtpräferenzen aufweisen.

Literatur

Bauer, A., Trouvé, S., Grégoire, A., Bollache, L., Cézilly, F. (2000): Differential influence of *Pomphorhynchus laevis* (Acantocephala) on the behaviour of native and invader gammarid species. International Journal of Parasitology 30 (14): 1453-1457.

Bethel, W. M., Holmes, J. C. (1973): Altered evasive behavior and responses to light in amphipods harboring acanthocephalan cystacanths. Journal of Parasitology 107, American Society of Parasitologists: 193-198.

Bulkowski, L., Meade, J. W. (1983): Changes in phototaxis during early development of Walleye. Transactions of the American Fisheries Society 112 (3), American Fisheries Society, Bethesda: 445-447.

Herter, K. (1924): Untersuchungen über den Temperatursinn einiger Insekten. Zeitschrift für vergleichende Physiologie 1: 221-288.

Ina, Y., Sakakura, Y., Tanaka, Y., Yamada, T., Kumon, K., Eba, T., Hashimoto, H., Konishi, J., Takashi, T., Gen, K. (2017): Development of phototaxis in the early life stages of Pacific bluefin tuna *Thunnus orientalis*. Fisheries Science 83 (4): 537-542.

Jungwirth, M., Haidvogl, G., Moog, O., Muhar, S., Schmutz, S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien: 547 S.

Kaya, M. (2003): Verfahren der Datenerhebung. Albers, S., Klapper, D., Konradt, U., Walter, A., Wolf, J. (Hrsg.), Methodik der empirischen Forschung, Gabler Verlag, Wiesbaden: 49-64.

Kropp, B., Enzmann, E. V. (1933) Photic Stimulation and leg movements in the Crayfish. Journal of General Physiology 16 (6): 905-910.

Welsh, J. H. (1934): The caudal photoreceptor and response of the crayfish to light. Journal of Cellular Physiology 4 (3): 379-388.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Vergleich der biologischen Aktivität in drei unterschiedlich stark durch Eisen belasteten Fließgewässern

Mike Plaschke [1], Katja Gräbedünkel [2], Dieter Leßmann [3]

Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz,
Postfach 101344, 03013 Cottbus; [1] mike.plaschke@b-tu.de, [2] katja.graebeduenkel@b-tu.de, [3] lessmann@b-tu.de

Keywords: Bergbau, Eisenocker, Laubabbau, Makroinvertebraten, Respiration, Fraßversuche

Einleitung

In nachbergbaulichen Fließgewässern der Lausitz kommt es im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs zu einem verstärkten Eintrag von Eisen in Oberflächengewässer, was zu Verockerungserscheinungen führt. Die Gewässer der Region sind hiervon in unterschiedlichem Ausmaß betroffen. Die Eisenbelastung hat konzentrationsabhängig gravierende Auswirkungen auf die biologische Besiedlung und die ökologischen Funktionen der Gewässer (Newcombe & MacDonald 1991, Vuori 1995, Neumann et al. 2012, Polak & Leßmann 2017). Unter anderem ist auch der mikrobielle Abbau von Falllaub und dessen Verfügbarkeit als Nahrungsquelle für Makroinvertebraten betroffen (Schlief 2004).

Ziel der Untersuchungen war die Ermittlung der Abhängigkeit der mikrobiellen Aktivität beim Laubabbau anhand von Sauerstoff-Zehrungsmessungen sowie der Fraßaktivität von ausgewählten Makroinvertebraten nach Exposition des Laubs bei unterschiedlichen Eisenbelastungen, wie sie in Gewässern der Lausitz auftreten.

Material und Methoden

Jeweils fünf Beutel mit gespültem und bei 10°C luftgetrocknetem Laub der Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) aus der Spreeaue bei Cottbus wurden im Dezember 2016 / Januar 2017 für fünf Wochen in den drei unterschiedlich stark eisenbelasteten kleineren Fließgewässern Koselmühlenfließ, Greifenhainer Fließ und Eichower Fließ exponiert. Alle drei Gewässer liegen westlich von Cottbus zwischen Cottbus und Vetschau. Parallel dazu wurden die Eisen-Konzentrationen und die Konzentrationen weiterer Elemente bestimmt sowie mit einer Multiparametersonde Temperatur, pH-Wert, el. Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt gemessen.

Für die Laborversuche wurden aus den exponierten Blättern kreisförmige Fragmente mit einem Durchmesser von ca. 18 mm ausgeschnitten und unmittelbar vor Versuchsbeginn in die Versuchsgefäße überführt, die mit filtriertem Wasser aus einem Bach bei Bad Saarow befüllt wurden, aus dem auch die für die Fraßversuche verwendeten Tiere stammten.

Physikalisch-chemische Kennwerte der für die Laubexposition ausgewählten Gewässer

Die drei für die Exposition des Laubs ausgewählten Gewässer unterschieden sich vor allem durch die Menge der im Wasser gelösten Ionen, was in der großen Spanne der el. Leitfähigkeit und in den Kalzium- und Sulfat-Ionenkonzentrationen zum Ausdruck kommt sowie in den Eisen-Konzentratio-

nen, die beim Gesamteisen zwischen 5,5 und 100 mg/L lagen (Tab. 1). Während das Koselmühlenfließ nur eine geringe Eisenbelastung aufwies, erreichte sie im Eichower Fließ extrem hohe Werte, die sich auch in einer starken rot-braunen Trübung des Wassers bemerkbar machten. In allen drei Fließgewässern lag das Eisen zum größten Teil gelöst vor. Angesichts der neutralen bzw. nur schwach sauren pH-Werte bedeutete dies, dass der Anteil an Fe(II)-Ionen sehr hoch war. Für diese Eisenspezies ist ein hohes Toxizitätspotential bekannt (Neumann et al. 2012).

Tab. 1: Physikalisch-chemische Kennwerte der für die Laubexposition ausgewählten Fließgewässer (el. LF: elektrische Leitfähigkeit, TFe: Gesamt-Eisen, DFe: gelöstes Eisen)

Gewässer	pH [-]	el. LF [µS/cm]	O_2 [mg/L]	Ca [mg/L]	SO_4 [mg/L]	TFe [mg/L]	DFe [mg/L]
Koselmühlenfließ	7,1	1.573	13,3	288	792	5,5	3,4
Greifenhainer Fließ	5,8	1.107	11,2	187	581	18,3	17,3
Eichower Fließ	6,6	2.260	9,3	446	1.313	100	88

Zehrungsmessungen

Die Sauerstoff-Zehrungsversuche wurden zweimal über 24 Stunden durchgeführt. Dazu wurden jeweils drei Laubstücke mit einem Abtropfgewicht von ca. 50 mg in 100 mL Glasfläschchen gegeben und die Sauerstoffkonzentration bzw. –sättigung regelmäßig mit einem optischen Sensor (Fibox 3 der Fa. PreSens) gemessen. Die Fläschchen standen bei konstanter Raumtemperatur im Dunkeln.

Fraßversuche

Für die Fraßversuche wurden Neuseeländische Zwergdeckelschnecken (*Potamopyrgus antipodarum*) und Flussflohkrebse (*Gammarus roeselii*) verwendet. Es wurde mit vier Parallelen sowie einem Blindansatz (ohne Tiere) gearbeitet. 24 Stunden vor Versuchsbeginn wurden jeweils fünf Schnecken bzw. zwei Flohkrebse ohne Nahrung in belüftete Behälter mit filtriertem Waldbachwasser überführt. Danach wurde je ein frisch ausgeschnittenes Blattstück aus den drei eisenbelasteten Fließen in die Gefäße gegeben. Das Abtropfgewicht jedes Blattstücks wurde am Anfang sowie 24 und 48 Stunden nach Versuchsbeginn mit einer Feinwaage ermittelt.

Ergebnisse und Diskussion

Messungen zur Sauerstoffzehrung

Aus den Ergebnissen der Messungen zur Sauerstoffzehrung wird deutlich, dass sich eine weitgehend parallele Abnahme der Sauerstoff-Sättigungswerte ergab. Dabei wies das Laub, das in dem am stärksten eisenbelasteten Fließgewässer (Eichower Fließ) exponiert war, während der gesamten Messung die höchste Sauerstoffzehrung auf. Mit dem Koselmühlenfließ folgte das Laub aus dem Gewässer, das die geringste Eisenbelastung hatte. Das Greifenhainer Fließ zeigte von Beginn an die geringste Abnahme der Sauerstoffsättigung. Nach 22 Stunden lagen die Werte zwischen 7 und 24 % verbliebener Sauerstoffsättigung (Abb. 1).

Die Sauerstoffzehrung wird zum einen bedingt durch mikrobielle Respirationsprozesse im Zuge des Abbaus organischer Substanzen, zum anderen können auch chemische und bakterielle Oxidationsprozesse Sauerstoff verbrauchen. Eine Differenzierung war im Rahmen der durchgeführten Messungen nicht möglich. Legt man nur die Werte von Greifenhainer Fließ und Koselmühlenfließ zugrunde,

liegt es entsprechend der gemessenen Daten nahe, dass die mikrobielle Aktivität im weniger eisenbelasteten Koselmühlenfließ höher ist als im Greifenhainer Fließ, das zudem noch leicht saure pH-Werte aufweist, was sich negativ auf die mikrobielle Aktivität auswirkt (Schlief 2004). Im Eichower Fließ dürfte die stärkere Sauerstoffzehrung dagegen weniger auf mikrobielle Abbauprozesse der organischen Blattsubstanz als vielmehr auf die mikrobielle und chemische Oxidationsprozesse in der die Blätter überziehenden Eisenbedeckung zurückzuführen sein. Diese Schicht ist als ein eigenes Habitat für Bakterien anzusehen.

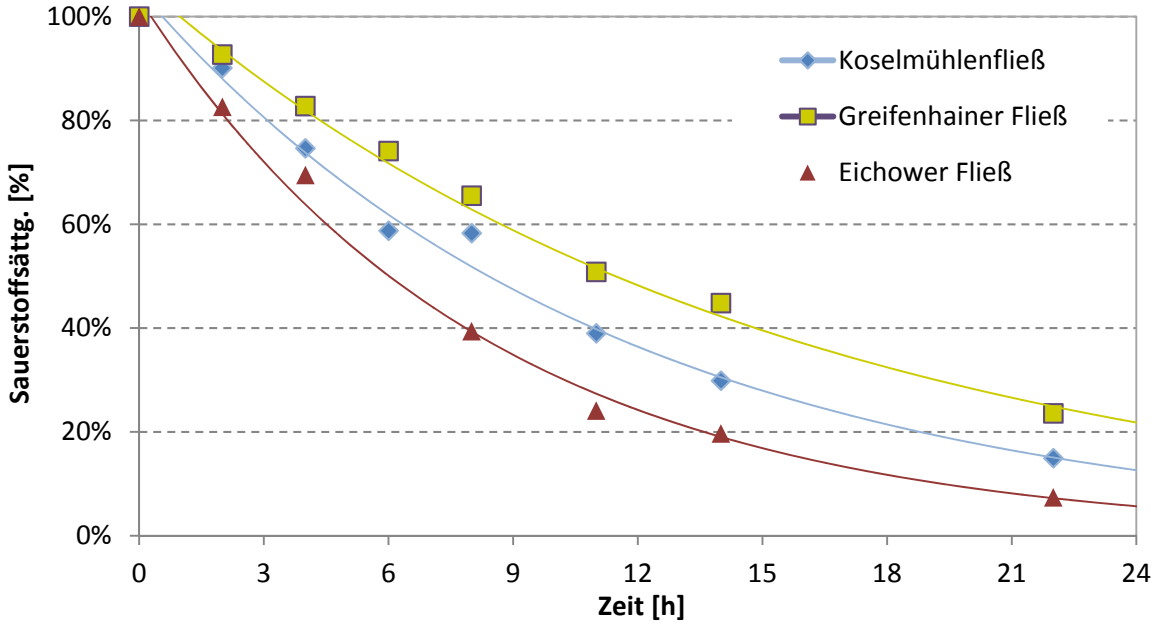


Abb. 1: Abnahme der Sauerstoffsättigung in den drei Versuchsansätzen mit dem in unterschiedlich eisenbelasteten Gewässern exponierten Laub über 24 Stunden.

Fraßversuche

Die Fraßversuche erbrachten deutliche Unterschiede im Fraßverhalten der beiden Tierarten. Während sich für *Potamopyrgus antipodarum* kaum Unterschiede zwischen dem Laub aus den drei unterschiedlich eisenbelasteten Fließgewässern ergaben (Abb. 2), lag die Gewichtsabnahme beim Versuchsansatz mit *Gammarus roeselii* beim Laub, das im Eichower Fließ exponiert war, nach 48 Stunden deutlich niedriger als beim Laub aus den beiden anderen Gewässern (Abb. 3). Die Schnecken kamen am Versuchsende in allen drei Versuchen im Mittel auf eine Reduktion des Abtropfgewichts um ca. 35 %, wobei sich nach halber Versuchsdauer eine negative Abweichung für das Laub aus dem Koselmühlenfließ ergab, die methodisch durch Ungenauigkeiten bei der Bestimmung des Abtropfgewichts bedingt ist. Die Bachflohkrebse zeigten in den ersten 24 Stunden eine größere Vorliebe für das Laub aus dem am wenigsten eisenbelasteten Gewässer. In den folgenden 24 Stunden wurde dann bevorzugt das Laub aus dem Greifenhainer Fließ gefressen. Bei allen Messungen ergaben sich relativ große Gewichtsunterschiede zwischen den einzelnen Blattstücken gleicher Herkunft, da die Tiere nicht gleichmäßig daran gefressen haben. Dabei waren die Unterschiede bei den Flussflohkrebsen jedoch geringer als bei den Schnecken, was zusätzlich auf deren größere Selektion bei der Nahrungsaufnahme hinweist.

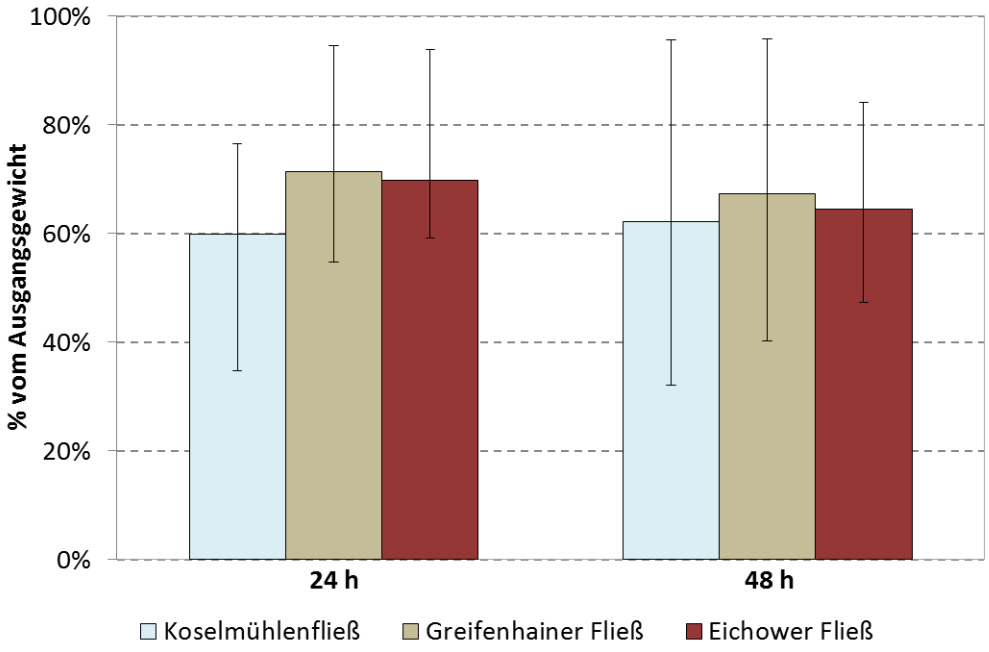


Abb. 2: Veränderungen des Abtropfgewichts der Blattstücke im Fraßversuch mit *Potamopyrgus antipodarum* in den drei Versuchsansätzen mit dem in unterschiedlich eisenbelasteten Gewässern exponierten Laub 24 und 48 Stunden nach Versuchsbeginn als Mittelwert mit Angabe der Spanne zwischen Minimum und Maximum.

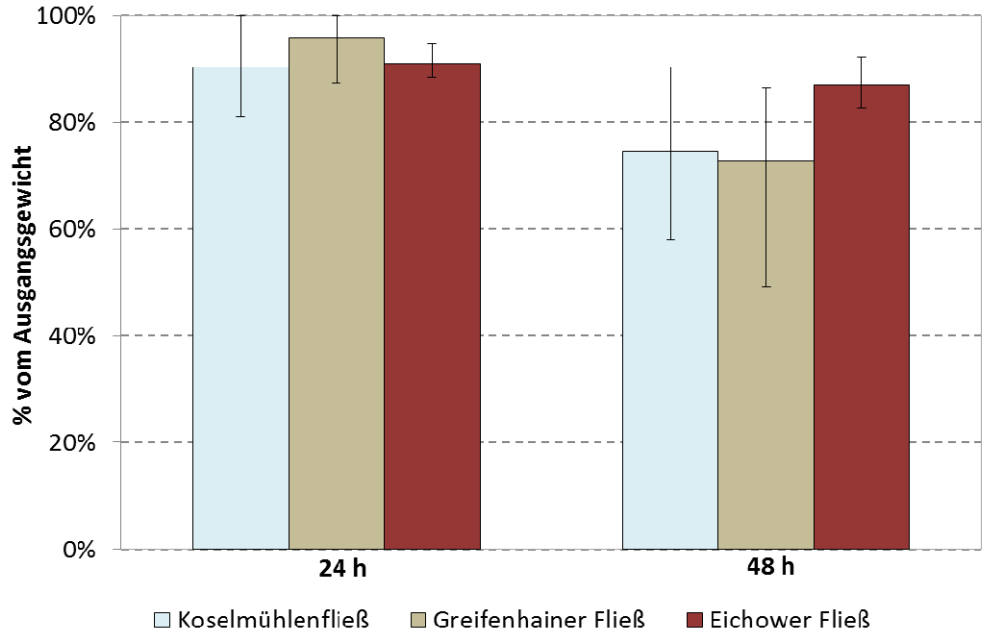


Abb. 3: Veränderungen des Abtropfgewichts der Blattstücke im Fraßversuch mit *Gammarus roeselii* in den drei Versuchsansätzen mit dem in unterschiedlich eisenbelasteten Gewässern exponierten Laub 24 und 48 Stunden nach Versuchsbeginn als Mittelwert mit Angabe der Spanne zwischen Minimum und Maximum.

Es ist zu vermuten, dass die Schnecken aufgrund ihrer geringen Mobilität jede verfügbare Nahrungsquelle nutzen, auf die sie zufällig stoßen, ohne einen Vergleich der „Schmackhaftigkeit“ und des Nährwerts durchzuführen. Daraus ergibt sich die weitgehend gleichmäßige Nutzung der drei Laubangebote. Die wesentlich mobileren Bachflohkrebse konnten sich hingegen leicht als erstes das

„schmackhafteste“ Angebot aus dem Koselmühlenfließ aussuchen. Nachdem dieses so weit wie möglich gefressen wurde, wichen sie auf das „nächstbessere“ Angebot aus dem Greifenhainer Fließ aus, während das Laub aus dem Eichower Fließ mit seiner höheren Eisenbelastung (noch) weitgehend verschmäht wurde.

Schlussfolgerungen

Das Falllaub, das in unterschiedlich stark mit rund 6, 18 und 100 mg/l durch Eisen belasteten Fließgewässern exponiert war, zeigte bei den Sauerstoff-Zehrungsmessungen eine zwar gleichförmige Abnahme der Werte der Sauerstoffsättigung. Jedoch ergab sich nach ca. acht Stunden eine bis zum Versuchsende weitgehend gleichbleibende Differenz von rund 20 % zwischen dem Laub aus dem Gewässer mit mittlerer Belastung und dem Laub aus dem Gewässer mit höchster Eisen-Belastung, das die stärkste Abnahme der Sauerstoff-Konzentration aufwies. Das Laub aus dem Gewässer mit der geringsten Belastung nahm zwischen beiden eine Mittelstellung ein. Aus den Daten wird deutlich, dass der Sauerstoffzehrung verschiedene Prozesse zugrunde liegen. Aus den Werten lässt sich ableiten, dass neben mikrobiologischen Prozessen beim Abbau der Blattbiomasse bei hohen Eisenbelastungen chemische und mikrobiologische Redoxprozesse in der die Blätter bedeckenden Eisenschicht zu einer höheren Zehrung führen, als dies in nur gering eisenbelasteten Gewässern der Fall ist.

Die Fraßversuche haben gezeigt, dass es bei den Schnecken zu keiner nachweisbaren Selektion bei der Nahrungsaufnahme von den in unterschiedlich durch Eisen belasteten Gewässern exponierten Blattstücken kam. Die Flussflohkrebse bevorzugten hingegen deutlich die Blattstücke aus den beiden weniger stark durch Eisen belasteten Gewässern.

Literatur

Neumann, J., Kruspe, R. Opitz, M., Uhlmann, W. (2012): Qualitative und quantitative Beeinflussungen von Fließgewässerorganismen durch Eisen. Studie IDUS und IWB Dr. Uhlmann für das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Referat 46 Bergbaufolgen.

Newcombe, C.P., MacDonald, D.D. (1991): Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. North American Journal of Fisheries Management 11: 72-82.

Polak, J., Leßmann, D. (2017): Auswirkungen multipler bergbaulicher Belastungen auf das Makrozoobenthos in Fließgewässern der Lausitz. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2016 in Wien: 223-227.

Schlief, J. (2004): Leaf associated microbial activities in a stream affected by acid mine drainage. Internat. Rev. Hydrobiol. 89: 467-475.

Vuori, K.-M. (1995): Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. Ann. Zool. Fennici 32: 317-329.

Herbicide sensitivity of stream biofilms grown at contrasting hydrodynamic conditions - a mesocosm study

Bastian Polst[1,4], Christine Anlanger[2,3], Kaan Koca[3], Andreas Lorke[3], Ute Risse-Buhl[2], Markus Weitere[2], Mechthild Schmitt-Jansen[1]

[1] Helmholtz-Center for Environmental Research, Leipzig

[2] Helmholtz-Center for Environmental Research, Magdeburg

[3] University of Koblenz-Landau

[4] University of Natural Resources and Life Sciences Vienna

Biofilms in rivers are complex communities built of bacteria, fungi, green algae, diatoms and protozoa embedded in a matrix of extracellular polymeric substances (EPS). They are important biogeochemical hotspots in aquatic systems. Their community composition and physical structure is influenced by the hydrodynamic regime, respectively the turbulent flow field near the streambed. Even though biomass and thickness of biofilms decrease with higher and more turbulent flow, the cell-to-EPS ratio increases. Therefore, differences in assemblage tolerance towards herbicides are expected, as biofilm assemblages grown in turbulent conditions showed a lower tolerance as biofilms grown in laminar conditions. Still, correlations between precise values of near streambed flow field and herbicide tolerance are missing. Using an artificial flow-through channel and water from the River Selke (Elbe catchment), we created heterogeneous flow regimes and try to associate biofilm assemblage structure and function to the different hydrodynamic conditions. Afterwards herbicide tolerances of biofilm samples from selected hydrodynamic conditions are tested in the laboratory. Focusing on the phototrophic part of the biofilm communities, we 1) investigate the algal assemblage structure and function under different hydrodynamic conditions (biomass, algal assemblage composition, photosynthesic activity, pigment patterns) and 2) test if they show different tolerances towards a PS-II inhibiting herbicide by using short-term tests of exposure to prometryn. Results are assessed and discussed under the concept of pollution-induced community tolerance (PICT).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

The environmental factors defining charophyte lakes: a comparative study from the Polish-German bordering regions.

Andrzej Pukacz[1], Mariusz Pełechaty[2], Hendrik Schubert[3]

[1] Polish-German Research Institute, Collegium Polonicum, Adam Mickiewicz University in Poznań – European University Viadrina in Frankfurt/Oder, Kościuszki 1, 69-100 Słubice, Poland, pukacz@europa-uni.de

[2] Adam Mickiewicz University, Faculty of Biology, Department of Hydrobiology, Umultowska 89, 61-614 Poznań, Poland, marpelhydro@poczta.onet.pl

[3] Universität Rostock, Institutfür Biowissenschaften, Lehrstuhl Ökologie, Albert-Einsteinstrasse 3, D-18059 Rostock, Germany, hendrik.schubert@uni-rostock.de

Keywords: *Chara*-lakes, Characeae, species diversity, catchment, water quality

Charophyte lakes have a special status in many countries worldwide. These are mostly clear- and hardwater ecosystems, often of a great importance for local communities. Unfortunately, these are lakes particularly sensitive to human pressure, thus increasingly rare.

In the summer 2015, a comparative study of representative lakes of Lubuskie region (W Poland) and Brandenburg (E Germany), was carried out. Five lakes each region were studied. The aim of the study was to define environmental conditions of typical charophyte lakes (at least 50% share of charophyte vegetation in phytolittoral area) and factors affecting them in order to develop a joint program of protection. The lakes were characterized in terms of charophyte flora, morphology, physical and chemical water characteristics, characteristics of the catchment basin, the use of lakes and forms of protection. In all the examined lakes 14 species, representing 4 of 6 genera within the family Characeae and more than 1/3 of the Polish and German charophyte floras, were determined. A greater number of charophytes characterized lakes of Lubuskie region (6-11 species) compared with Brandenburg lakes (5-10 species). Water properties support charophyte vegetation and the light conditions are among the key factors for the charophyte occurrence and species richness. The study showed that lakes of Brandenburg were characterized by greater trophy, which was revealed both in higher total phosphorus concentrations, and as a result, worse light (PAR) availability. The lakes of Brandenburg are subject to greater anthropogenic pressure, which was testified both for the range of 3 km of a given lake and in a 100 m belt of the shore. The increasing degree of area afforestation is conducive to high-quality waters, in contrast to the surface of the industrialized areas, responsible for poor water quality and low species diversity.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Biozönotische Charakterisierung von Marschengräben mit Laichkraut-Beständen – Eine exemplarische Studie

Lisa Reineke[1], Holger Brux[2], Rolf Niedringhaus[3], Ellen Kiel[1]

[1] Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, AG Gewässerökologie und Naturschutz, IBU, Fk. V, Ammerländer Heerstraße 114-118, 26129 Oldenburg, lisa.reineke@uni-oldenburg.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

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

[3] Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, AG Landschaftsökologie, IBU, Fk. V, Carl von Ossietzky Str. 9-11, 26129 Oldenburg, rolf.niedringhaus@uni-oldenburg.de

Gräben prägen das Landschaftsbild Nordwestdeutschlands maßgeblich und haben offenbar für zahlreiche aquatische Arten eine wichtige Funktion als (Ersatz-)Lebensräume und Refugialräume. Allerdings existieren derzeit wenige grundlegende (gewässer-)ökologische Kenntnisse über die sehr unterschiedlich beschaffenen Tieflandgräben. Nur wenige Arbeiten widmeten sich in der Vergangenheit vergleichender Studien der Grabenfauna und untersuchten die Habitatbindungen oder die Präferenzen der Besiedler. Allein vegetationskundliche Studien boten bisher differenziertere Aussagen und lieferten Ansätze für eine Typisierung.

Im Sommer 2015 wurde daher die aquatische Wirbellosenfauna (> 1 mm) eines typisch ausgeprägten Laichkrautgrabens systematisch untersucht. Nach vegetationskundlichen Kriterien stellen Laichkrautgräben einen eigenen Grabentyp dar, der in den Marschengebieten Nordwestdeutschlands häufig ist und sich im Hinblick auf die Vegetation systematisch von anderen Typen unterscheidet.

Ausgehend von der Annahme, dass zumindest ein Teil der Grabenfauna an den Strukturfaktor Vegetation gebunden ist, untersuchte diese Studie die Wirbellosenfauna in unterschiedlich dichten Laichkrautbeständen. Die Ergebnisse liefern neue Erkenntnisse hinsichtlich der biozönotischen Charakterisierung von Laichkrautgräben sowie potentieller Indikatorarten. Darüber hinaus ergab die Untersuchung Hinweise auf Effekte unterschiedlicher Erfassungsmethoden.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Spring habitats in tomorrow's wilderness – An Assessment Program in the National Park Kellerwald-Edersee (Germany)

Martin Reiss[1], Stefan Zaenker[2] & Peter Chifflard[3]

[1] Philipps-Universität Marburg, Fachbereich Geographie, Deutschhausstr. 10, 35032 Marburg, reissm@geo.uni-marburg.de, [2] Landesverband für Höhlen- und Karstforschung Hessen e.V., Königswarter Str. 2a, 36039 Fulda, [3] Philipps-Universität Marburg, Fachbereich Geographie, peter.chifflard@geo.uni-marburg.de

Keywords: Quellen, Grundwasser, groundwater, headwater, Quellfauna, Krenal, Krenon

Introduction

The National Park Kellerwald-Edersee is located in in the center of Germany situated within the beech forest landscape of north Hesse. The National Park is home to a part of the UNESCO World Natural Heritage "Ancient German Beech Forest". The forest landscape is still changing on a way to one of the last largest beech forests in Central Europe which is neither dissected by roads nor settlements on a total surface area of 5.735 ha (57,4 km^2).



Figure 1. Spring in the *Bärenbachtal* with typical coarse mineral substrate and leaf litter from the surrounding Copper Beech (Fagus sylvatica) as dominant organic substrate type. Photo: S. Zaenker.

Its Lazulo-Fagetum beech forests of the lower altitudinal zone are among the last ones in Central Europe as regards size, coherence and closeness to nature. It is here where the "wilderness of tomorrow" is evolving as it is the key objective of the National Park Authorities. Since 2002, ongoing spring habitat investigations and mapping campaigns were executed in the National Park Kellerwald-Edersee (Central Germany, Federal State of Hesse). Main goal is an entire overview of the faunistic inventory (focused on invertebrates) and the ecological status within the National Park spring habitats (Reiss, Zaenker 2010).

Study Site and Methods

Study Site

The National Park Kellerwald-Edersee was founded on January 1th 2004 and is situated within the central parts of the Low Mountain Ranges. 26% of the total area belongs to the UNESCO World Natural Heritage "Ancient German Beech Forest".

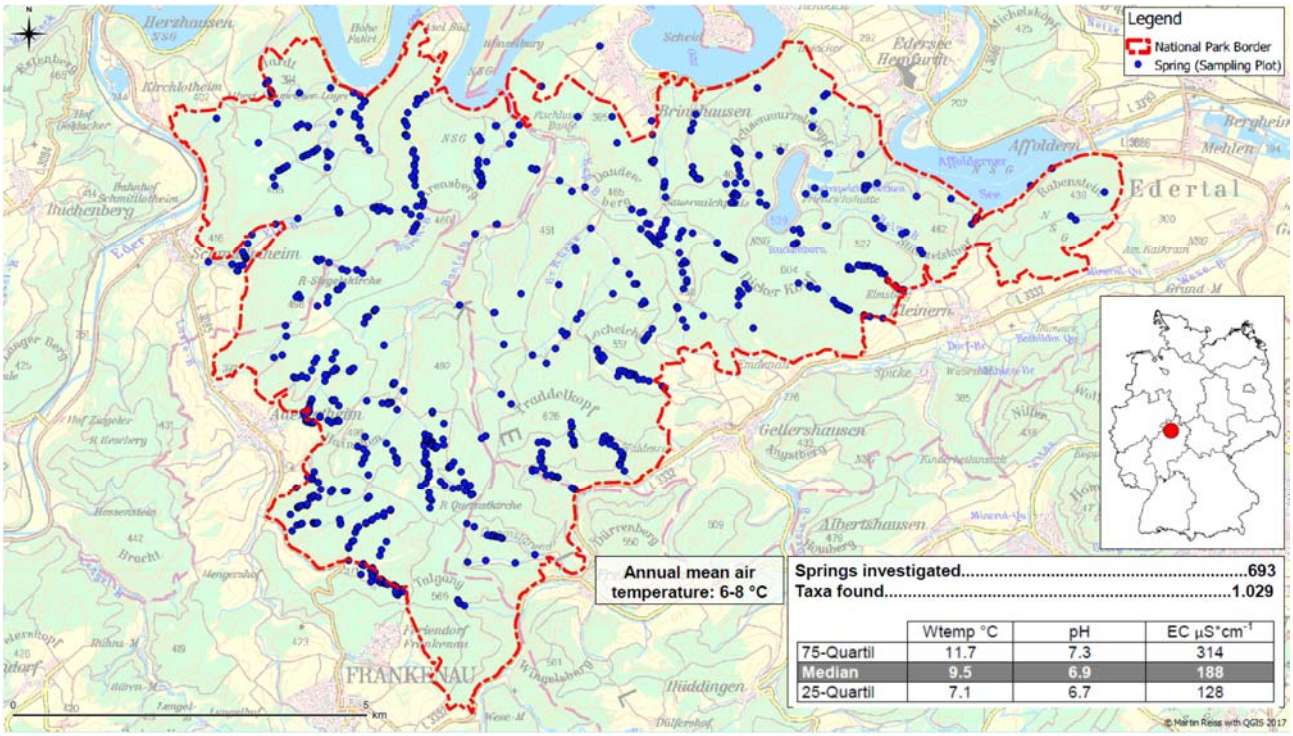


Figure 2. Overview Map of the study site.

Methods

The sampling approach based on an integrative hierarchical spatial framework for spring habitats (Reiss 2013), whereby springs are seen as an ecotone and sampling belongs to aquatic, semi-aquatic or amphibian as well as terrestrial (hygrophilous) parts of the spring area. Field measurements according to ISO standards using hand-held sensors for in-situ-measurements (water temperature, pH and electrical conductivity). Data mapping performed with tablet and specific app. Special net sampler (100 cm^2 landing net, 100 µm) used for field sampling as well as spring steel tweezers for collecting invertebrates. Surber or kick samplers don't work in seepage springheads. The spring investigation program is part of the German Barcode of Life project and probes. Taxonomic determination is still work in progress and all data is stored in the data base within the Biospeleological Register of the Hesse Federation for Cave and Karst Research (Reiss et al. 2009, Zaenker 2017).

Results and Discussion

In general, 693 springs were currently assessed, mostly helocrenic springs (91%) with diffuse or laminar flowing water. Intermittently flowing spring discharge is dominant (60%), followed by perennially (26%) and ephemerally (14%) flowing spring discharge. 1029 taxa found so far, while 830 genera determined (692 species) within 63.625 individuals in total (92 ind./spring). Coarse mineral substrate slightly dominating (microlithal or coarse gravel) followed up by fine mineral substrates, mostly psammopelal (fine silt). Organic substrate types are very frequent, especially leaf litter (CPOM) and woody debris (deadwood). High species richness is related to a specific microhabitat preference. Alpha-diversity is often low, but beta-diversity is high. Spring habitats are mostly undisturbed, oligotrophic and nearly natural hydro-morphological structured with heterogeneous substrate type distribution. Flow regimes, hydro-chemical and structural water quality are in a good state, respectively typical for crevice groundwater and its paleozoic (mostly Devonian formation) aquifers as part of the Rhenish Slate Mountains (Rheinisches Schiefergebirge).

Tab. 1: Taxa presence by Order. *Cold-stenothermic taxon

Genus/Species		Ind.	Ind./Spring	Presence
Bythinella dunkeri	**Spring snail (Gastropoda)**	**4271**	**6,16**	**0,40**
Pogonognathellus flavescens	**Springtail (Collembola)**	**2020**	**2,91**	**0,14**
***Pisidium* sp.**	**Pea mussel (Bivalvia)**	**1618**	**2,33**	**0,50**
Gammarus pulex	**Amphipod (Amphipoda)**	**1589**	**2,29**	**0,16**
Gammarus fossarum	**Amphipod (Amphipoda)**	**1310**	**1,89**	**0,16**
Niphargus schellenbergi	**Groundwater amphipod (Amphipoda)**	**624**	**0,90**	**0,20**
***Sericostoma* sp.**	**Caddis fly (Trichoptera)**	**510**	**0,74**	**0,19**
***Bezzia* sp.**	**Non-biting midge (Diptera)**	**431**	**0,62**	**0,36**
Crunoecia irrorata	**Caddis fly (Trichoptera)**	**392**	**0,57**	**0,20**
Tomocerus minor	**Springtail (Collembola)**	**341**	**0,49**	**0,14**
***Leuctra* sp.**	**Stonefly (Plecoptera)**	**313**	**0,45**	**0,18**
***Anacaena* sp.**	**Aquatic beetle (Coleoptera)**	**271**	**0,39**	**0,21**
***Metellina* sp.**	**Tetragnathid spider (Arachnida)**	**270**	**0,39**	**0,16**
***Carychium* sp.**	**Land snail (Gastropoda)**	**259**	**0,37**	**0,16**
***Trichoniscus* sp.**	**Woodlouse (Isopoda)**	**215**	**0,31**	**0,11**
Galba truncatula	**Freshwater snail (Gastropoda)**	**200**	**0,29**	**0,15**
Lepidocyrtus lignorum	**Springtail (Collembola)**	**176**	**0,25**	**0,11**
***Piratula* sp.**	**Wolf spider (Arachnida)**	**169**	**0,24**	**0,11**
***Dixa* sp.**	**Meniscus midge (Diptera)**	**151**	**0,22**	**0,14**
Eiseniella tetraedra	**Earthworm (Annelida)**	**108**	**0,16**	**0,11**

Taxa occurrences (Tab.1 and Tab. 2) representing the extra-ordinary characteristics of the aquatic-terrestrial ecotone. Furthermore, some high presence aquatic taxa like *Pisidium* sp. illustrate habitat conditions, e.g. indicating low water flow with temporarily still water pools and/or drying out of the springhead.

Tab. 1: Taxa presence by Order.

Order	Ind.	Ind./Spring	Presence	
Diptera	17615	25,42	0,95	very high
Copepoda	11818	17,05	0,95	
Oligochaeta	2929	4,23	0,82	
Coleoptera	2255	3,25	0,75	
Araneae	2423	3,50	0,69	high
Acari	1382	1,99	0,69	
Ostracoda	3538	5,11	0,69	
Trichoptera	2209	3,19	0,61	
Collembola	1669	2,41	0,58	
Plecoptera	1902	2,74	0,55	
Amphipoda	3782	5,46	0,51	
Eulamellibranchiata	1618	2,33	0,50	
Stylommatophora	911	1,31	0,48	common
Sorbeoconcha	4272	6,16	0,40	
Basommatophora	526	0,76	0,32	
Isopoda	663	0,96	0,30	
Hymenoptera	784	1,13	0,26	
Homoptera	687	0,99	0,26	
Heteroptera	535	0,77	0,22	rare
Lepidoptera	123	0,18	0,13	
Opiliones	105	0,15	0,12	
Diplopoda	112	0,16	0,10	
Tricladida	262	0,38	0,08	
Pseudoscorpiones	74	0,11	0,08	
Chilopoda	63	0,09	0,07	
Hydroidea	82	0,12	0,05	
Gordiida	108	0,16	0,04	
Psocoptera	29	0,04	0,04	
Thysanoptera	51	0,07	0,03	
Hirudinea	38	0,05	0,03	
Ephemeroptera	32	0,05	0,03	
Odonata	11	0,02	0,02	
Caelifera	12	0,02	0,01	
Dermaptera	9	0,01	0,01	
Diplostraca	28	0,04	0,01	
Neuroptera	5	0,01	0,01	
Diplura	4	0,01	0,01	
Ensifera	3	0,00	0,01	
Mecoptera	4	0,01	0,00	

Water temperature regimes with stable stenothermic conditions are not dominant for the common hydraulic aquifer conditions with mostly unconfined groundwater discharging in springs, but cold-stenothermic species like *Bythinella dunkeri*, *Niphargus schellenbergi*, *Crunoecia irrorata* can be

classified within a list of individual rich taxa regarding the total number of individuals per spring (Tab. 1; see also Reiss et al. 2017).

Crenobia alpina (not listed) is an ice age relict and disjunct distributed in the German Low Mountain Ranges. Here, this cold-stenothermic specie is rare (presence: 0.08 or 8%) and not individual rich (0.5 individuals per spring), but shows a specific adaption to constant cold water conditions.

The occurrence of individual rich terrestrial taxa like the springtails *Pogonognathellus flavescens*, *Tomocerus minor*, *Lepidocyrtus lignorum*, the land snail *Carychium* sp. or spiders like *Metellina* sp. and *Piratula* sp. showing the importance of forest structures and related substrate types (leaf litter, woody debris, herb layer vegetation). Furthermore, ongoing species determination of specific taxonomic groups, especially terrestrial taxa, is showing very high evidence about the development of an undisturbed large-scale protected area for nature conservation. For example, we found very rare and endangered spiders (Determination: Theo Blick; e.g. Blick 2015) and fungus gnats (Mycetophilidae) (Determination: Eberhard Plassmann; Plassmann, Zaenker 2005). Those species highly associated with near-natural beech forest landscapes without silvicultural exploitation. Here, spring habitats can be seen as important biogeographical cold temperate, wet and low luminous biogeographic island habitats in forest ecosystems.

Conclusion and Outlook

Spring habitats in the National Park Kellerwald-Edersee a systematic faunistic-ecological spring investigation program was established (since 2002). Spring habitats can be characterized as mostly undisturbed, oligotrophic and near natural structured with heterogeneous microhabitat conditions. Due to nearly unaffected eco-hydrological properties, in particular: relative consistently cold water temperature with low amplitudes (cold stenothermy), mostly low flow velocity and an intermittent discharge regime a very unique and specific adapted spring fauna composition for the German Low Mountain Ranges can be characterized. This research provides a basis for investigating future impacts of climate and forestry land use changes. A long term monitoring of assorted and representative spring habitats is still lacking, but essentially needed for studying processes and to learn for protection management plans for large-scale protected areas.

References

Blick, T. (2015): Spinnenuntersuchungen (Arachnida: Araneae) am Rabenstein im Osten des Nationalparks Kellerwald-Edersee (Hessen) 2012/2013. In: Philippia 16(4): 295-314.

Plassmann, E., Zaenker, S. (2005): Eine erste Bestandsaufnahme der Pilzmücken Hessens. In: Entomofauna 26(3), S.17–28

Reiss, M. (2013): An integrative hierarchical spatial framework for spring habitats. In: Journal of Landscape Ecology, Vol.6, No.2, pp.65-77. DOI 10.2478/v10285-012-0068-2

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

Reiss, M., Zaenker, S. (2010): Quellgewässer im Nationalpark Kellerwald-Edersee – Faunistisch-ökologische Bestandserfassung und Zustandskennzeichnung. In: Allgemeine Forst-Zeitschrift (AFZ Der Wald) 17, S.15-16.

Reiss, M., Zaenker, S., Chifflard, P. (2017): Cold-stenothermic spring fauna in mountainous headwaters of the National Park Kellerwald-Edersee in Germany. In: Geophysical Research Abstracts Vol. 19, EGU2017-7975.

Zaenker, S. (2017): Biospeläologisches Kataster von Hessen. Unveröffentlichte Datenbank (MS-Access).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Suchst du noch oder wohnst du schon? – Eine Prognose zur Auswirkung struktureller Änderungen am Mortelbach (Waldheim) mit dem Habitateignungsmodell CASiMiR-Fish 2D

Luise Richter[1], Bastian Knocks[2*], Sarah-Christin Mietz[3‡], Matthias Schneider[4Δ], Thomas U. Berendonk[5*], Susanne Worischka[6*]*

* TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, Zellescher Weg 40, 01217 Dresden

‡ TU Dresden, Institut für Wasserbau und Technische Hydromechanik, August-Bebel-Straße 30, 01219 Dresden

Δ sje - Ecohydraulic Engineering GmbH, Viereichenweg 12, 70569 Stuttgart (Vaihingen)

[1] luise.richter2@tu-dresden.de, [2] bastian.knocks@tu-dresden.de, [3] sarah-christin.mietz@tu-dresden.de,

[4] mailbox@sjeweb.de, [5] thomas.berendonk@tu-dresden.de, [6] susanne.worischka@tu-dresden.de

Die immer noch nur teilweise ereichten Ziele der EG-WRRL in Verbindung mit gestiegenen Anforderungen an den Hochwasser- und Erosionsschutz zeigen die Notwendigkeit zielorientierter und nachhaltiger wasserbaulicher Maßnahmen an beeinträchtigten Fließgewässern. Dabei muss neben dem Erhalt bzw. dem Erreichen des guten Gewässerzustandes in der Regel auch eine praktikable Nutzung und ein geringes Hochwasserrisiko gewährleistet werden. Bei der Planung von Vorhaben sollte daher die Auswirkung gewässerstruktureller Veränderungen auf verschiedenen Ebenen betrachtet werden. Im Rahmen des Projektes In_StröHmunG wird der Einfluss moderner (z. B. ingenieurbiologischer) Maßnahmen zur Gewässerentwicklung an ausgewählten Projektgewässern untersucht. Der Mortelbach in Waldheim zeigt aktuell einen schlechten ökologischen Zustand mit deutlichen strukturellen Defiziten. Hier sollen neue strukturverbessernde Maßnahmen auch zu einer Verringerung des Hochwasserrisikos beitragen. Um den Erfolg der strukturellen Veränderungen hinsichtlich Habitatdiversität und -eignung im Planzustand abzuschätzen, wird u. a. eine Habitateignungs-Simulation mit dem Modell CASiMiR für gewässertypspezifische Fischarten durchgeführt und mit der Habitateignung des Ist-Zustandes verglichen. Die Simulation erfolgt auf Basis von ökologischen Präferenzkurven und Fuzzy-Rules-Matrices und ihrer Kopplung mit 2D-hydronumerischen-Modellen. Dadurch ist eine räumlich hochaufgelöste, art- und altersklassenspezifische Prognose zur Auswirkung der strukturellen Veränderungen am Mortelbach möglich. Die Modellergebnisse zeigen, dass bei vorhandenem Wiederbesiedlungspotenzial durch eine dem Gewässertyp angepasste Morphologie mit gesteigerter Habitatdiversität auch eine Verbesserung der Fischzönose zu erwarten ist. Wasserchemische Daten, sowie die Betrachtung eines stromaufwärts liegenden Gewässerabschnittes mit guter Sohl- und Lauf-Struktur aber geringer Artenzahl, verdeutlichen allerdings zusätzliche Defizite und zeigen die Notwendigkeit eines integrativen Lösungsansatzes zur Verbesserung des ökologischen Zustands. Durch die Schaffung neuer Habitate wird jedoch eine wichtige Voraussetzung zur Verbesserung des Gewässer gelegt.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

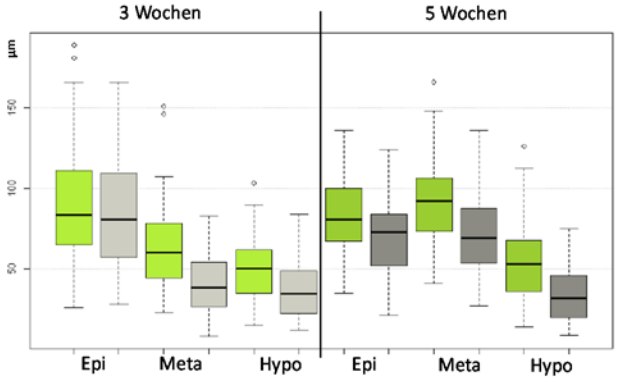
Mikrobielle Besiedlung konventioneller und biologisch abbaubarer Polymere in einer eutrophen Talsperre (Hassel-Vorsperre, Harz)

Maria Riese[1a,2], Ute Kuhlicke[1b], Thomas R. Neu[1b], Reinhard Bierl[2], Katrin Wendt-Potthoff[1a]

[1] UFZ - Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, [a] Department Seenforschung, [b] Department Fließgewässerökologie, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, katrin.wendt-potthoff@ufz.de

[2] Universität Trier, Fachbereich VI, Hydrologie, Behringstr. 21, 54296 Trier, bierl@uni-trier.de

Untersuchungen der frühen mikrobiellen Besiedlung und Verwitterung von Plastikmüll in marinen Systemen zeigen, dass diese Prozesse stark vom umgebenden Milieu abhängen. Aus geschichteten Seen ist bisher wenig bekannt. In dieser Untersuchung wurde angenommen, dass die gegenläufigen Gradienten von Licht und Sauerstoff in der Wassersäule zur Ausbildung verschieden starker und unterschiedlich zusammengesetzter Biofilme führen. Außerdem wurde vermutet, dass ein biologisch abbaubares Polymer stärker mikrobiell besiedelt und angegriffen wird als konventionelles Polyethylen.



Biofilmdicke auf Ecovio® (grün) und Polyethylen (grau) in Epi-, Meta- und Hypolimnion

Um dies zu testen, wurden Folienstückchen gleicher Dicke aus Ecovio® und Polyethylen (PE) während der Sommerstagnation in drei Tiefen der Hassel-Vorsperre exponiert. Nach drei und fünf Wochen wurden die Dicke der Biofilme, ihre Zusammensetzung, die Biomasse, die Masse der exponierten Polymere und ihre chemische Struktur mit verschiedenen Methoden untersucht.

Entgegen den Erwartungen zeigte die Biomasse auf beiden Polymeren im Epi- und Metalimnion keine signifikanten Unterschiede, obwohl ein Trend zu dickeren Biofilmen auf Ecovio® bei der Messung mittels Konfokaler Laserscanning-Mikroskopie erkennbar war (Abbildung). Die Abschätzung mikrobieller Biomassen mittels Phospholipidphosphat-Extraktion und Kristallviolett-Färbung führte nicht zu einheitlichen Ergebnissen, weil die Methoden unterschiedliche Anteile der Biofilme erfassen und verschiedenen Störfaktoren unterliegen. Die mikrobielle Besiedlung beider Polymere nahm während der Exposition im Epi- und Metalimnion stark zu und war durchgehend im Hypolimnion am geringsten. Hier wurde Ecovio® gegenüber PE bevorzugt besiedelt, und das Polymer zeigte auch einen höheren Massenverlust als PE. Dies deutet an, dass Ecovio® nicht nur als Aufwuchsfläche, sondern auch als Substrat genutzt werden könnte. Überraschenderweise konnte mittels ATR-FTIR-Spektroskopie auch eine chemische Veränderung des im Hypolimnion exponierten PE festgestellt werden (Carbonylgruppe), die auf eine initiale Oxidation hinweist.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Landwirtschaftliche Entwässerungsgräben in Brandenburg: Biodiversitäts-Hotspots für aquatische Coleoptera?

Daniel Rolke[1], Birgit Jaenicke[1,2], Udo Rothe[1]

[1] Naturkundemuseum Potsdam, Breite Straße 11/13, 14467 Potsdam, daniel.rolke@rathaus.potsdam.de

[2] Senckenberg Deutsches Entomologisches Institut, Eberswalder Straße 90, 15374 Müncheberg

Die landwirtschaftlichen Entwässerungsgräben (Meliorationsgräben) stellen in Brandenburg mit einer Gesamtlänge von mehreren Tausend Kilometern einen beachtenswerten Wasserkörper dar. Solche anthropogenen Gewässer können wichtige sekundäre Lebensräume für eine Vielzahl, teils geschützter, aquatischer Organismen darstellen.

Ziel der Studie war die Charakterisierung der typischen Artengemeinschaft aquatischer Coleoptera in diesen linearen Gewässerstrukturen. Hierzu wurden an 124 Untersuchungspunkten im Westen Brandenburgs Wasserproben auf Imagines aquatischer Käfer ausgewertet. Es konnten 109 Taxa aus 10 Familien nachgewiesen werden, damit 47,2% der in Brandenburg vorkommenden Arten. Die Dytiscidae waren die mit 48 Arten (44,4%) am stärksten vertretene Familie, gefolgt von den Hydrophilidae (25,0%) und Haliplidae (11,1%). Pro Untersuchungspunkt fanden sich durchschnittlich 46,0 ± 34,8 Individuen aus 13,6 ± 6,0 Taxa (MW ± SD). Als eudominante Art ließ sich *Hydroporus palustris* mit 14,5% aller Individuen feststellen. Es wurden 13 Arten der Roten Liste Deutschlands nachgewiesen, wobei *Haliplus furcatus* und *Hydroporus scalesianus* als „stark gefährdet" geführt werden. Hinsichtlich ihrer Bestandssituation traten 18 „seltene" bzw. „sehr seltene" Arten, wie etwa *Hydaticus continentalis* oder *Rhantus bistriatus* auf.

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass landwirtschaftliche Entwässerungsgräben einer bedeutenden Anzahl von aquatischen Käfertaxa Lebensraum bieten.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Individuelle Eigenschaften von Organismen und ihre Auswirkung auf die Populationsdynamik

Tobias Romankiewicz, Hartmut Arndt

Universität zu Köln, Allgemeine Ökologie, Institut für Zoologie, Department für Biologie, Zülpicher Str. 47b, 50674 Köln, t.romankiewicz@uni-koeln.de

Komplexe Dynamiken von Populationen spielen eine entscheidende Rolle im Ökosystem. Die hohe Diversität von Organismen in Ökosystemen kann ohne die Berücksichtigung dieser Komplexität nicht erklärt werden. Individuelle Unterschiede in Merkmalen innerhalb einer Population (Traits), seien es genotypische oder phänotypische, können zu unterschiedlichen Dynamiken innerhalb einer Population führen. Aber auch unterschiedliche Verhaltensweisen aufgrund geringer Unterschiede im Habitat könnten zu Unterschieden in der Populationensdynamik führen. Individuelle Variabilität kann zu einem wichtigen Faktor in der Ökologie und Evolution von Protisten sein, indem Konkurrenz und Nischenbildung innerhalb einer Population und Art gefördert werden. Dabei muss es sich nicht zwangsläufig um genetisch fixierte Traits handeln. Auch individuelles Verhalten könnte bei starker Ausprägung einen vergleichbaren Effekt hervorrufen.

In Durchflusssystemen konnte die Räuber-Beute Dynamik bereits zwischen *Tetrahymena* und zwei morphologisch verschiedenen Bakterienstämmen gezeigt werden. In diesem System spielt neben dem Angebot von zwei verschiedenen Nährstoffquellen allerdings auch die Zugänglichkeit der Quelle eine entscheidende Rolle für die Dynamik (prey selectivity). Wir vermuten, dass deutlichere Unterschiede in der Art der Nährstoffquelle erforderlich sind, um individuelles Verhalten und verschiedene Traits innerhalb einer Population zu fördern. Aus diesem Grund untersuchen wir den Einfluss von partikulären (POM) und gelösten (DOM) Kohlenstoffquellen unter konstanten Bedingungen im Durchflusssystem auf die Populationsdynamik in Ein-Arten-Systemen. Unser Modellorganismus ist *Ochromonas danica*, welcher sich durch Mixotrophie und vielfältige Nutzung verschiedener Kohlenstoffquellen (POM und DOM) auszeichnet. Wir untersuchen individuelle Unterschiede innerhalb der Population, wenn eine höhere Nährstoff-Diversität angeboten wird sowie daraus resultierende Änderungen der Populationsdynamik, welche chaotisch schwanken könnten.

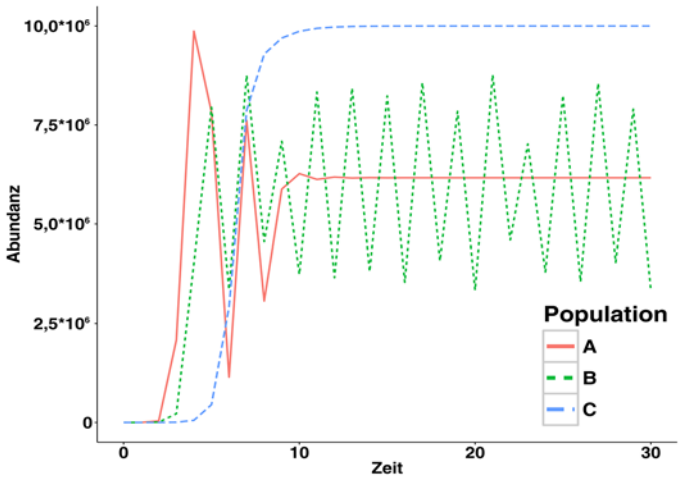


Abb 1 **Theoretische Populationsdynamiken in Abhängigkeit verschiedener Kohlenstoffquellen. A) Gabe von POM, B) Gabe von POM und DOM, C) Gabe von DOM.**

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Einfluß anthropogener Ufermodifikationen auf die Makrozoobenthos-Biozönose des Bodensees

Karl-Otto Rothhaupt, Christian Fiek, Ioanna Salvarina

Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Mainaustrasse 252, 78464 Konstanz,

karl.rothhaupt@uni-konstanz.de, christian.fiek@uni-konstanz.de, ioanna.salvarina@uni-konstanz.de

Makrozoobenthos ist eine wichtige Nahrungsnetzkomponente in aquatischen Systemen. Anthropogene Veränderungen des Habitats und der Wasserqualität können starke negative Einflüsse auf die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos haben. Aus diesem Grund wird die Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Biozönose oft als biologischer Indikator der Gewässerqualität genutzt. Unser Ziel war es, den Zusammenhang zwischen strukturellen Beeinträchtigungen der Ufermorphologie und den Makrozoobenthos-Biozönosen am Bodensee zu untersuchen. Zu diesem Zweck wurden benthische Makroinvertebraten an sechs Uferstellen beprobt, die in unterschiedlichem Grad anthropogen modifiziert sind und von naturnah bis stark modifiziert (Uferverbauungen, Hafenanlagen) reichen. Wir benutzten die Makrozoobenthosdaten aus drei jahreszeitlichen Probenahmekampagnen (Herbst 2015, Frühjahr und Sommer 2016) und verschiedenen Tiefenstufen bis zu 6 m, um verschiedene Indizes zu berechnen. Die bisher vorliegenden Daten zeigen keinen klaren Zusammenhang zwischen den verschiedenen Indizes und dem Grad der morphologischen Modifikation der Uferstellen. Der multimetrische Index LIMCO (Littoral Invertebrate Metric Composite samples), der entwickelt wurde, um morphologische Verände-rungen an Seeufern zu bewerten (Miler et al. 2013, Ecological Indicators), ergab an unserer naturnahen Referenzstelle (KI: siehe Abb.) keine signifikant höheren Werte, die eigentlich geringe Modifikationen anzeigen sollen. Die LIMCO-Werte sowie auch andere Indices (z.B. die Diversitätsindices nach Shannon-Wiener und Margalef) zeigten Unterschiede zwischen den Jahreszeiten und den Probenahmetiefen auf. Offensichtlich ist der im norddeutschen Tiefland entwickelte LIMCO-Index nur bedingt zur Uferbewertung an einem großen und tiefen (Vor)Alpensee geeignet.

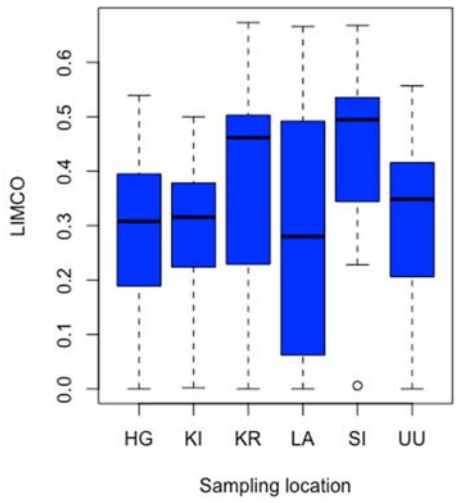


Abb.: Mittelwerte des multimetrischen Indexes LIMCO an den Probenahmestellen.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Die Invasion beginnt im Hafen -Neubesiedlung des Oberrheins durch die Donauform von *Theodoxus fluviatilis*

Louisa Rothmeier & Andreas Martens

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Germany
louisa-rothmeier@gmx.de martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: Neobiota, kryptische Invasion, Hafen, Rhein

Die Gemeine Kahnschnecke *Theodoxus fluviatilis*, eine klassische Rheinart des Makrozoobenthos, konnte seit 1995 nicht mehr im Rhein nachgewiesen werden, vermutlich aufgrund der zunehmenden Besiedlung des Rheinsystems mit Neozoen (Westermann *et al.* 2007). Im Jahr 2006 wurde *T. fluviatilis* im Rhein bei Mainz (Westermann *et al.* 2007) und 2012 im Rheinhafen Karlsruhe wieder nachgewiesen, jedoch besitzen die Tiere eine deutlich andere Schalenzeichnung und sind einer in der Donau vorkommenden Form der Art zuzuordnen (Gergs *et al*. 2015), die vermutlich mit Schiffen über den Main-Donau-Kanal in den Rhein transportiert wurde. Da keine Daten zur nachhaltigen Ansiedlung und Ausbreitung der Donauform im Rhein vorliegen, war Ziel der Studie, diese auf der Basis zweier Erfassungen der Tiere im Rheinhafen Karlsruhe zu untersuchen. Das Monitoring von *T. fluviatilis* wurde im August 2012 und im Oktober/November 2015 in den Hafenbecken durch manuelles Sampling durchgeführt. Die Population hat sich im Rheinhafen Karlsruhe von 2012 bis 2015 nachhaltig angesiedelt und ausgebreitet (Abb. 1).

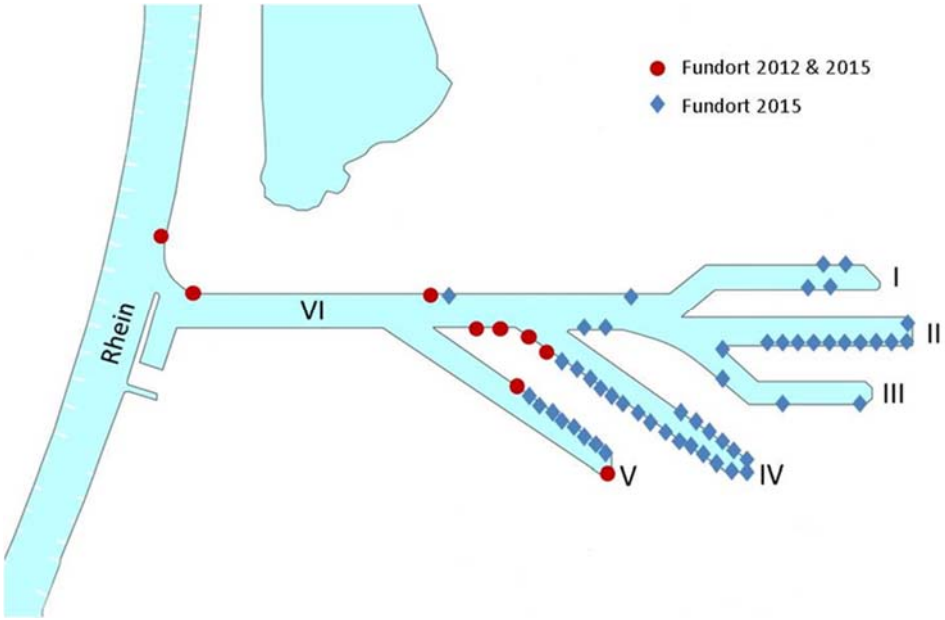


Abb. 1: Fundorte von *Theodoxus fluviatilis* bei Erfassungen 2012 und 2015 im Rheinhafen Karlsruhe. Die römischen Ziffern geben die Nummern der Hafenbecken an.

Die Länge des besiedelten Ufers im Hafen stieg von 2,6 Kilometern (2012) auf 11,2 Kilometer (2015). Zwei Fundorte der Erfassung von 2015 mit höchsten Individuendichten liegen im Stillwasser, folglich scheint die Schnecke strömungsarme Gewässerabschnitte im Karlsruher Hafen zu tolerieren, was sie vermutlich konkurrenzfähiger gegenüber der mitteleuropäischen Form von *T. fluviatilis* macht. Es kann postuliert werden, dass die aktuell im Karlsruher Hafen vorkommende *T. fluviatilis* in diesem degradierten Habitat eine hohe Stresstoleranz aufzuweisen scheint, da sich basierend auf den Ergebnissen der Studie die Art in den letzten Jahren in dem Habitat eindeutig erfolgreich etablieren konnte. Aufgrund dieser Konkurrenzfähigkeit kann bei einem Treffen auf die mitteleuropäische Form, die in Flüssen und Seen im Norden Deutschlands noch vorhanden ist, ein Verdrängungseffekt und folglich die Abnahme biologischer Vielfalt vermutet werden.

Hinweis

Der Beitrag ist zum Druck angenommen und wird aller Voraussicht nach unter dem Titel „Die Neubesiedlung des Oberrheins durch *Theodoxus fluviatilis*: die aktuelle Ausbreitung im Rheinhafen Karlsruhe“ in Lauterbornia 83 erscheinen.

Literatur

Gergs, R., Koester, M., Grabow, K., Schöll, F., Thielsch, A. & Martens, A. (2015): Theodoxus fluviatilis' re-establishment in the River Rhine: a native relict or a cryptic invader?. Conservation Genetics, 16: 247-251.

Westermann, F., Schöll, F. & Stock, A. (2007): Wiederfund von Theodoxus fluviatilis im nördlichen Oberrhein. Lauterbornia, 59: 67-72.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Does nutrient competition by submerged macrophytes influence the biomass of phytoplankton?

Jacqueline Rücker

Brandenburg University of Technology Cottbus – Senftenberg, Seestraße 45, D-15526 Bad Saarow, j.ruecker@b-tu.de

Reconstruction measures in the catchment areas caused an improvement of water quality in many lakes in NE Germany in the last decade. Due to declining phytoplankton biomass and increasing underwater light supply, the populations of submerged macrophytes in some lakes recovered and increased in biomass. The joint research project NITROLIMIT (www.nitrolimit.de) studied nitrogen (N) and phosphorus (P) as control variables of phytoplankton and asked the question if nutrient competition between phytoplankton and aquatic plants can reduce phytoplankton biomass

We studied the biomass of phytoplankton and submerged plants in 4 model lakes: mesotrophic, dimictic Lake Scharmützelsee (mean depth (zm) 8.9 m); eutrophic, polymictic Lake Müggelsee (zm 4.9 m); polytrophic, very shallow polymictic Lake Langer See (zm 2.1 m) and a stretch of eutrophic riverine Lake Untere Havel (zm 4.8 m). Mapping of submerged vegetation was carried out in 2011 by a combination of an overview mapping using an underwater camera and a detailed transect mapping by scuber diving and wading and raking in the shallow areas or turbid lakes. Abundance of species was estimated using a five degree scale (Kohler, 1978) for different depth zones, and maximum colonization depths were recorded. Plant samples were taken from a definite area, and their dry weight, N and P content were determined. Based on these data we developed transfer functions for the degree of coverage and dry mass for charophytes, rooted and unrooted vascular plants. Total plant biomass and herein stored N and P were estimated by transferring the data from transect mapping to the macrophyte covered area.

A direct competition between phytoplankton and macrophytes seems to be likely for those species, which take nutrients preferentially from the water column and not from the sediment. That is why we compared the mass of N and P stored in unrooted macrophytes and charophytes to that of the phytoplankton. In the riverine lake and the two polymictic lakes, the biomass of submerged macrophytes was far too low to become a competitor to the phytoplankton. Only in the mesotrophic, dimictic Lake Scharmützelsee the biomass of submerged plants was in the same order of magnitude as the phytoplankton biomass (287 t). About 70 % of total macrophyte dry weight was formed by the dominating species Nitellopsis obtusa growing in wide underwater meadows down to 9 m depth with plant heights up to 80 cm in 2-4 m depth. The estimates for P stored in the macrophytes ranged from 3 – 101 % of phytoplankton-P (median 32 %), but only 1 – 47 % of phytoplankton-N (median 15 %). Among diverse mechanisms by which submerged plants stabilize the clear water state in shallow and deep lakes (e.g. prevention of sediment resuspension, allelopathy, habitat for invertebrates), only the competition for P and only in Lake Scharmützelsee might have an impact on phytoplankton biomass. This is consistent with other findings from NITROLIMIT, according to which the growth of phytoplankton in dimictic lakes is more frequently P-limited while N-limitation more often occurs in polymictic lakes.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Hälterung von Grundwasser-Metazoen in einem Laborsystem als Grundlage für experimentelle Untersuchungen

Nora Rütz, Jürgen Marxsen

Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen, nora.k.ruetz@allzool.bio.uni-giessen.de

Das Grundwasser ist in letzten Jahren zunehmenden Belastungen ausgesetzt. Neben der steigenden Nutzung als Ressource für Trink- und Brauchwasser steigt auch die chemische Belastung durch Rückstände aus Landwirtschaft und Industrie. Neben der Beeinträchtigung für den Menschen wirken sich diese Belastungen auch auf die im Grundwasser lebende Fauna aus.

Die Grundwasserfauna in Deutschland umfasst etwa 500 Arten, wobei die Krebstiere (Flohkrebse, Asseln, Brunnenkrebse, Hüpferlinge, Muschelkrebse) eine der wichtigsten Tiergruppen darstellen. Echte Grundwassertiere (stygobionte) sind morphologisch und physiologisch an das Leben im Untergrund angepasst. Aus den konstanten Lebensbedingungen und niedrigen Temperaturen resultieren ein verlangsamter Stoffwechsel, längere Reproduktions- und Entwicklungsphasen sowie eine geringe Zahl an Nachkommen. Die genauen Lebensweisen und Vermehrungszyklen der einzelnen Grundwasserarten wurde jedoch bislang nur wenig untersucht.

Für experimentelle Untersuchungen ist häufig der Einsatz einer großen Anzahl von Individuen nötig, welche gleichen Geschlechts, Alters und unter vergleichbaren Kondition gehalten sein sollten. Der Einsatz von Grundwassertieren in experimentellen Untersuchungen beschränkt sich bislang in den meisten Studien auf Wildfänge. Dieses Verfahren bietet jedoch die Unsicherheit von Störfaktoren (z.B. vorangegangene Schadstoffbelastungen, Stress), welche die Organismen nachträglich beeinflussen können. Vergleichbare Konditionen der Versuchsorganismen zu schaffen ist folglich eine wichtige Grundlage für die Durchführung experimenteller Untersuchungen.

Um Individuen mit gleichen Konditionen innerhalb eines Laborsystems zu erhalten wurden Hälterungsversuche für verschiedene Grundwasser-Metazoen (z.B. *Niphargus aquilex*) durchgeführt. Dabei wurden unterschiedliche Hälterungsansätze gewählt und verschiedene Parameter zur Autökologie der Organismen erhoben. Die Ergebnisse bieten die Grundlage für eine optimierte Hälterung und eine mögliche Zucht als Voraussetzung für zuverlässige experimentelle Untersuchungen der ausgewählten Grundwasser-Metazoen.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Ein urban geprägtes Mittelgebirgsgewässer auf dem Weg zum guten ökologischen Zustand?

Wilfried Scharf

Wupperverband, Untere Lichtenplatzer Str. 100, 42289 Wuppertal, scha@wupperverband.de

Basierend auf der Auswertung eines Langzeitdatensatzes (ACP, MZB, Fische) werden die Veränderungen des ökologischen Zustands im Längsgradienten der Unteren Wupper dargestellt. Die Untere Wupper ist ein Mittelgebirgsgewässer der Äschenregion (Typ 9), welches einen ausgeprägten Längsgradienten der anthropogenen Belastungen (Niederschlagswasser, Abwasser, Heizkraftwerke, Gewässerausbau) durchfließt. Während des Untersuchungszeitraums erfolgten verschiedene Sanierungsmaßnahmen. Unerwartet zeigen sich seit dem Jahr 2011/12 großräumig deutliche Verbesserungen des ökologischen Zustands. Ursachen und Hintergründe dieser Veränderungen werden diskutiert. Neben den „traditionellen" Ursachen, wie Wasser- und Habitatqualität, rücken Wirkungen der Nahrungsqualität in den Blickpunkt.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Erfolgskontrolle der Auswilderung nachgezüchteter Flussperlmuscheln (*Margaritifera margaritifera*) - Möglichkeiten und Grenzen eines systematischen Monitorings

Thomas Schiller[1], Felix Eisenhauer[1], Sascha Krenek[2], Michael Lange[3], Jana Schneider[1], Annekatrin Wagner[1], Thomas Berendonk[1]

[1] Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden, Deutschland, thomas.schiller@tu-dresden.de

[2] Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UfZ), Department Fließgewässerökologie, Magdeburg, Deutschland

[3] Planungsbüro Landes- u. Denkmalpflege PLD – Vogtland, Plauen, Deutschland

Der massive Zusammenbruch der Flussperlmuschelpopulationen in Deutschland, maßgeblich bedingt durch erfolglose Reproduktion der überalterten Adulten und die Mortalität der Jungmuscheln, hat dazu geführt, dass die Art in Europa akut vom Aussterben bedroht ist. Die Mehrzahl der in den letzten Jahrzehnten durchgeführten Großprojekte konnte dem weder durch die Nachzucht von Muscheln, durch massive Wirtsfischinfizierung, noch durch die Verbesserung der Gewässerqualität entgegenwirken. Im Sächsischen Vogtland wird seit 15 Jahren in mehreren Projekten mit hohem Aufwand eine halbnatürliche Nachzucht der Flussperlmuschel mit Erfolg durchgeführt. Seit fast einem Jahrzehnt erfolgt die Auswilderung der nachgezüchteten Jungmuscheln in ein etwa fünf Kilometer langes Teilstück des bisher am geeignetsten erscheinenden Gewässers im rezenten Verbreitungsgebiet der Flussperlmuschel in Sachsen. Dabei wurden mehr als 5000 Muscheln ausgewildert, von denen bisher jedoch nur einige wenige Individuen wiedergefunden werden konnten. Der Grund für die sehr schlechte visuelle Auffindbarkeit ist, dass sich die Muscheln über Jahre komplett in die Gewässersohle eingraben und sich der noch sichtbare Teil der Muschel in Farbe und Form kaum vom Kiessubstrat abhebt. Für den Erfolg der Nachzucht und Auswilderung sowie für die Eignung der Habitate des ausgewählten Gewässers existierten demnach bisher keine belastbaren Daten, welche sich am Überleben und dem Wachstum der Muscheln orientieren sollten.

Im aktuellen Verbundprojekt ArKoNaVera werden daher verschiedene Methoden zum Nachweis der Muscheln getestet und weiterentwickelt, um den Erfolg von Auswilderungsmaßnahmen evaluieren zu können. Der Schwerpunkt liegt dabei auf der Frage, wie ausgewilderte Jungmuscheln wiedergefunden werden können, ohne sie zu schädigen. Da die Muscheln wandern und innerhalb des Gewässers verdriftet werden, wurde zunächst geprüft, ob das Gewässer durch die Analyse von Flussperlmuschel-Umwelt-DNA (eDNA) aus Wasserproben in Abschnitte mit unterschiedlich hohen Muscheldichten unterteilt werden kann. Im weiteren Verlauf wurden verschiedene visuelle Suchmethoden hinsichtlich ihrer Effizienz verglichen. Dazu zählen das Monitoring der Muscheln durch Bewatung und Unterwassergucker, durch Schnorchelkartierung sowie mittels Livebildübertragung hochauflösender Unterwasserkameras. Neben dem Erkenntnisgewinn über die Ausbreitung ausgewildeter Flussperlmuscheln war außerdem ein Ziel, aus den Verteilungsmustern der Muscheln, Habitatpräferenzen abzuleiten und diese Informationen für die Entwicklung eines Entscheidungshilfewerkzeugs zur Auswahl von Auswilderungshabitaten in Wiederansiedlungs- und Bestandsstützungsprogrammen zu nutzen.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Zustand der Gewässer Europas – Auswertung auf der Grundlage der 2. Bewirtschaftungspläne nach WRRL

Ursula Schmedtje

Umweltbundesamt, FG Binnengewässer, Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau, ursula.schmedtje@uba.de

Mit den 2. Bewirtschaftungsplänen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie wurden im vergangenen Jahr erneut Daten zum Zustand der Gewässer Europas an die Europäische Kommission in Brüssel gemeldet. Das Europäische Themenzentrum für Binnen-, Küstengewässer und Meere wertet die Daten zum Zustand und den Belastungen der Gewässer europaweit aus. Die Auswertungen zielen darauf ab, einerseits den aktuellen Zustand darzustellen und die Erfolge seit der ersten Berichterstattung 2010 aufzuzeigen, andererseits die noch vorhandenen Defizite und ihre Ursachen zu ermitteln.

Der Auswertung liegen inzwischen Datensätze von mehr als 20 EU-Mitgliedstaaten zugrunde. Da nur noch wenige und meist kleinere Staaten fehlen, ist davon auszugehen, dass sich die Ergebnisse insgesamt nicht mehr groß verändern werden.

Anhand der Ergebnisse ist erkennbar, dass je nach Gewässerkategorie 30-60% der Wasserkörper auch 2015 nicht im guten ökologischen Zustand sind. Am besten sieht es noch bei den Küstengewässern aus, am schlechtesten bei den Übergangsgewässern.

Seit 2009 wurden erkennbare Fortschritte erzielt, diese bleiben jedoch hinter den Erwartungen deutlich zurück. Der ökologische Zustand hat sich insgesamt nur geringfügig verbessert. Durch das „One-out-all-out"-Prinzip werden häufig erzielte Fortschritte überdeckt. Auf der Ebene der biologischen Qualitätselemente sind Verbesserungen teilweise erkennbar. Die ergriffenen Maßnahmen zeigen aber gerade im Fall von multiplen Belastungen häufig (noch) nicht die gewünschten Verbesserungen. Die Erholung der Gewässer braucht seine Zeit.

Erfreulich ist, dass 2015 wesentlich mehr Wasserkörper bewertet werden konnten als noch 2009. Die Zahl der überwachten Wasserkörper ist deutlich gestiegen und auch die Zuverlässigkeit und Genauigkeit der Ergebnisse ist wesentlich höher als noch vor 6 Jahren. Dadurch steigt die Belastbarkeit der Ergebnisse und somit die Planungssicherheit für zielgerichtete Maßnahmen deutlich an.

Hauptverursacher der Belastungen sind nach wie vor die diffusen Einträge aus der Landwirtschaft (vor allem Nährstoffe) sowie die veränderte Hydromorphologie. In diesen beiden Bereichen müssen zukünftige Maßnahmen vor allem ansetzen.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Ist eine „worst case"- Aussage bei der Bewertung gemäß WRRL im Fließgewässer zutreffender oder die Bewertung der Qualitätskomponenten selbst?

Sabine Schmidt-Halewicz[1]

[1] LimSa Gewässerbüro, Gustav-Schwab-Str. 14G, 78467 Konstanz, schmidt-halewicz@limsa.de

Keywords: Makrozoobenthos, WRRL, Gewässerbewertung, Nitrat

Zusammenfassung

Im Zuge der Gewässerbewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; 2000/60/EG) werden verschiedene Qualitätskomponenten (QK) untersucht, um eine aussagekräftige Bewertung zu einem Fließgewässer zu erstellen (LUBW, 2015). Ziel der WRRL ist die Erreichung des guten ökologischen Zustands für alle Gewässer, sowie das Nichteintreten von Verschlechterung.

Ein Fließgewässer vom Typ 11 (organisch geprägte Bäche) soll hinsichtlich möglichem Einfluss von Einleitung aus einer Enthärtungsanlage bewertet werden. Hierzu würde ein Eluat dem Gewässer zugeführt, welches in konzentrierter Form die entnommenen Ionen wieder zurückführte. Insbesondere wird auch der hohe Nitratgehalt durch die Enthärtung gemindert, und als verdreifachte Konzentration wieder eingeleitet.

Die Ergebnisse weisen eine große Diskrepanz auf dahingehend, dass der Chemische Zustand mit „mäßig-unbefriedigend" ausfallen würde aufgrund der Nitratwerte, die biologischen Parameter jedoch alle im Bereich „gut" liegen. Darauf bezieht sich die im Titel gestellte worst-case Frage.

Es gibt zwei Richtlinien, die Aussagen zum Gehalt der Gewässer an Stickstoff hergeben, sie sind jedoch lediglich „Richtlinien". Gesetzlich bindend ist das Verschlechterungsverbot durch die WRRL. Die vorliegende Untersuchung zeigt zwar, dass im Vorfeld der Enthärtung eine Berechnung der zu erwartenden Ionenkonzentrationen möglich ist. Dabei ist jedoch keine Rechtswirksamkeit der Verschlechterung bei der Chemischen Gewässergüte gegeben. Eine Verschlechterung des Wasserkörpers durch seine Bewertung mittels biologischer Qualitätskomponenten ist nicht zu erwarten.

Letztlich ist noch nicht ausreichend bekannt, ab welcher Nitrat-Konzentration die Lebensgemeinschaften empfindlich reagieren, d.h. ab wann für sie eine Verschlechterung anzunehmen ist. Mithin ist weitere Grundlagenarbeit durch Studien mit hohen Nitratgehalten gefordert, damit gesetzlich bindende Werte für Nitrat im Gewässer festgelegt werden können.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Kronriedbach weist mehr als 5 km Länge auf und ist ein rechtsseitiger Zufluss der Schwarzach, somit ein Gewässer II. Ordnung im Einzugsgebiet der oberen Donau. Der Bach ist als organisch geprägtes Gewässer, Lawa-Typ 11, anzusprechen. Bäche diesen Typs sind typisch für Jung- und End-

moränenlandschaften, sowie in Niedermoorstandorten, welche die natürlichen, organischen Bestandteile des Bachbettes bedingen. Sie zeichnen sich durch eine von organischen Materialien geprägte Sohle (Holz, Detritus, Pflanzenteile) aus, durch geringe Einschnitt-Tiefen und durch reiche Pflanzenbestände (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER, 2008).

Die Untersuchungsstelle am Kronriedbach sollte einerseits nahe an der geplanten möglichen Einleitungsstelle des Eluates gelegen sein, andererseits nach Zufluss durch einen Nebenbach liegen, da dann mit gleichmäßigerer Wasserführung gerechnet werden kann. Zudem sollte an dieser Stelle eine Einmischung des Eluates in dem Bach bereits vollständig erfolgt sein.



Abb. 1: Offener Verlauf des Kronriedbachs an der Probenahmestelle, November 2016.

Vorgehensweise

Die Bewertung der Biota (Qualitätskomponenten, QK) und chemischen Parameter erfolgte wie folgt:
- das Makrozoobenthos (MZB) nach ASTERICS, Perlodes mit den Modulen Saprobie, Allgemeine Degradation für die Ökologische Zustandsklasse, Vers. 4.0.4.
- die benthischen Diatomeen nach BAFU (2007), Bearbeitung durch das Limnologiebüro Hoehn in Freiburg.
- die Nährstoffparameter nach BMEL (2012), die Bestimmungen erfolgten durch das akkreditierte Labor sgs-Fresenius in Radolfzell.

Die Probennahmen fanden von September bis Dezember 2016 statt. Das MZB wurde Ende September (1x) beprobt, die Diatomeen 2x, die Nährstoffe 3x.

Ergebnisse

Tab. 1: Ergebnisse der Nähstoffkonzentration (nur Stickstoff) im Kronriedbach.

	Nitrat-N	Nitrat mg/l	Nitrit-N	Ammonium-N	Ges._N
Nitrat Sept. 16	13	56,7	0,006	0,04	13,05
Nitrat Nov. 16	12	51,2	0,006	0,03	12,04
Nitrat Dez. 16	12	52,3	0,006	0,03	12,04
Mittelwert	12,18	53,0	0,01	0,03	12,37

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die erhöhten Stickstoffwerte im Kronriedbach. Der Phosphatgehalt erwies sich mit 6 bis 24µg/l für das gelöste ortho-Phosphat, sowie 8 bis 37µg/l Gesamtphosphat als nicht relevanter Nährstoff hinsichtlich Bewertung. Der Stickstoff dagegen wies insbesondere in Form des Nitrates sehr hohe Werte auf.

Die wesentlichen Ergebnisse der einzelnen Biota sowie der chemischen Gewässergüte nach BAFU (2007) sind in der Tabelle 2 zusammengefasst. Es wurde hier nach dem schweizerischen Index verfahren, weil die Einstufung der Diatomeen hier (im Gegensatz zum deutschen Verfahren PHYLIB) auf dem chemischen, selbst nachprüfbaren Index basiert.

Tab. 2: Darstellung des ökologischen Zustands mit den Grenzen der biologischen Indices Saprobie und German Fauna bezüglich Makrozoobenthos-Bewertung aus* 2 (Diatomeen), bzw. ** 3 Nährstoffmessungen, Sep.- Dez. 2016.

Indexart	Bewertung als Zahl	Bewertung Note	Klassen-grenzen	Quellen der Klassen-grenzen
Chemische Gewäs-sergüte*	3,83	gut	3,5 - 4,49	BAFU 2007
benthische Kieselalgen*	4,27	gut	3,5 - 4,49	BAFU 2007
ökologische Zustandsklasse		gut		ASTERICS/Perlodes
deutscher Saprobienindex	1,7	sehr gut		ASTERICS/Perlodes
Allgem. Degradation	0,6	gut		ASTERICS/Perlodes
Nitrat-gehalt** in mg/l in NO_3-N	53,4 12,2	mäßig - un-befriedigend (III-IV)	>44-<88 >10-<20	BMEL 2012, BAFU 2007

Diskussion

Bezüglich Nitratkonzentrationen in Oberflächengewässern haben zwei Richtlinien Aktualität. Einerseits die seit 1991 bestehende Nitratrichtlinie, zum anderen die Oberflächengewässerverordnung, die 2016 angepasst bzw. erweitert wurde. Trotz der Erarbeitungen des Bundesministeriums in Form des Nitratberichts (BMEL, 2012) fehlen rechtlich bindende Werte für den Stickstoff im Gewässer. In einem LAWA-Projekt (2012) wurden Schwellenwerte für den Nitrat-Stickstoff u.a. Nährstoffkomponenten abgeleitet. Diese Empfehlungen liegen zwischen 2,5 und 5 mg/l für den anorganischen Stickstoff aus Nitrat, der für Klasse II („gut“) nicht überschritten werden solle. Die Autoren dieses ACP-Projektes schließen aus den Ergebnissen, dass die abgeleiteten Schwellenwerte nicht tatsächlich den Konzentrationen entsprechen, die zu einer Verfehlung des guten ökologischen Zustands führen. Diese kennt man genaugenommen noch nicht. Dies bedeutet, dass derzeit noch nicht ausgesagt werden kann, ob die erhöhten Nitratwerte zu einer tatsächlichen Verschlechterung für die Lebensgemeinschaften führen.

So gesehen ergibt sich ein Widerspruch in den hier dargelegten Ergebnissen, der die eingehende Frage aufgeworfen hatte. Soll man vom schlechtesten Ergebnis ausgehen, nämlich in diesem Fall die chemische Gewässergüte, oder die Lebensgemeinschaften selbst, nämlich die QK heranziehen? Die chemische Gewässergüte ist unter Berücksichtigung der Nitratwerte (im Mittel 53,4 mg/l im vorliegenden Beispiel) als „unbefriedigend" zu bewerten. Der Orientierungswert von 5,0 mg/l für Nitrat-Sickstoff als Schwellenwert von Bewertungsklasse „gut" zu „mäßig" ist hier maßgeblich überschritten. Die Qualitätskomponenten MZB und die benthischen Diatomeen bewerten mit „gut" bzw. der Saprobienindex sogar mit „sehr gut". Würde man dem schlechtesten Ergebnis („worst case") die größte Relevanz geben, erhielte der Kronriedbach die Beurteilung „mäßig-unbefriedigend". Die Lebensgemeinschaften wie bspw. MZB oder Diatomeen scheinen auf die hohen Nitratgehalte nicht negativ zu reagieren.

Es stellt sich die Frage, ob in einem solchen Diskrepanz-Fall nach „worst case"-Prinzip die schlechteste Bewertung ausschlaggebend sein sollte, so, wie es innerhalb ASTERICS und PHYLIB, den beiden Bewertungstools für die biologischen QK gehandhabt wird. Die Besiedlung mit Diatomeen und Makrozoobenthos scheint im vorliegenden Beispiel offensichtlich nicht beeinträchtigt durch die nachgewiesenen, hohen Nitratwerte. Zudem ist nicht klar, ob hohe Nitratwerte einen Einfluss auf die biologischen Biota bei der Gewässerbewertung im Fließgewässer haben, und falls ja, ab welcher Konzentration. Aus dieser Sicht erscheint es weder sinnvoll noch zulässig, hier das „worst case" Prinzip walten zu lassen.

Eine Verschlechterung, und nur damit liegt ein rechtlicher Grund zur Abweisung des Unterfangens vor, liegt dann vor, sobald sich der Zustand mindestens einer QK um eine Klasse nachteilig verändert vor- bzw. nach der Einleitung. Gemäß Gesetzeslage wird in diesem Fall der Einleitung vermutlich stattgegeben, da die Verschlechterung für die untersuchten Komponenten nicht wahrscheinlich, bzw. nicht festzustellen ist.

Schlussfolgerungen

Die Beurteilung eines Gewässers im Hinblick auf eine zukünftige Einleitung, ob diese eine Verschlechterung bewirkt, kann nur bei Vorhandensein gesetzlich bindender Werte erfolgen. Bezgl. Nitrat haben wir lediglich Richtwerte, von denen wir nicht wissen, ab welcher Grenze sie auf die Biota verschlechternd wirken. Eine Verschlechterung der Biota aufgrund der Ionenzufuhr ist nicht festzustellen, und auch für die Einleitung nicht zu erwarten, jedoch ist letztlich nicht bekannt, ab welchen Nitratkonzentrationen von einer verschlechternden Wirkung auszugehen ist.

Eine Beurteilung unter „worst case" Annahme ist nicht sinnvoll in diesem Fall.

Es sollten Untersuchungen folgen, die den Einfluss hoher Nitratwerte auf die Biota bei der Gewässerbewertung in Fließgewässern beschreiben und einbeziehen. Bekannt ist, dass bspw. Bachmuscheln (*Unio crassus*) durch Nitratwerte > 10mg/l (HOCHWALD, 2001) und Großkrebse (*Astacus astacus*) in ihrer Entwicklung durch Nitratwerte > 20mg/l beeinträchtigt werden (BOHL, 1979). Die Index-Berechnung durch ASTERICS berücksichtigt Nitrat bislang nicht als Stressor, welches dann mit den neuen Erkenntnissen nachgeholt werden müsste. Die Bewertung von Fließgewässern mit hohen Nitratgehalten wird zunehmend an Bedeutung gewinnen infolge weiter ansteigender Zahlen und Fälle von Gewässern mit hoher Nitratbelastung (OGewV, 2016).

Literatur

BAFU Bundesamt für Umwelt (2007): Methoden zur Untersuchung der Fließgewässer, Bern

BOHL, E. (1979): Ökologische Untersuchungen an ausgewählten Gewässern zur Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes – Untersuchungen an Flusskrebsbeständen; Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, 82407 Wielenbach, 237 S.

BMEL Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2012): Nitratbericht

HOCHWALD, S. (2001): Plasticity of life-history traits in *Unio crassus*. In Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels, Unionoida, Bauer G, Wächtler K (eds). Springer: Berlin/Heidelberg; 127–141.

LUBW (2015): Leitfaden Gewässerbezogene Anforderungen

LAWA-Projekt Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2012), Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ ACP-Endbericht *Korrelationen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen chemischen und physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern*

Nitratrichtlinie der EU, 1991, (91/676/EG)

OGewV (2016) *Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV) 2016*. Bundesministerium der Justiz.

POTTGIESSER, T. & M. SOMMERHÄUSER (2008): *Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen Deutschlands*. http://wasserblick.net/servlet/is/18727/

Evidencing the effects of site-specific chemical mixtures on biofilm communities at multiple impacted sites

Mechthild Schmitt-Jansen[1], Stefanie Schubert[1], Tobias Schulze[2], Martin Krauss[2], Werner Brack[2], Helge Norf[3], Floriane Larras[1]

[1] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Dept. Bioanalytische Ökotoxikologie, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

[2] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Dept. Wirkungsorientierte Analytik, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

[3] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Dept. Fließgewässerökologie, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg

Biofilm-based indication of the ecological status of aquatic systems is mainly derived from structural composition of microalgae communities and the application of specific metrics after taxonomic analysis. However, most metrics indicate the general degradation of an aquatic site but do not allow a causal link of a specific stressor and effects on community level. Therefore, strategies are needed complementing structural community data with diagnostic tools to assess the individual stressor effects along a stressor gradient and at multiple impacted sites.

We exemplify a strategy combining diagnostic analysis of monitoring data with experimental biological and chemical approaches to derive a better causal understanding of chemical-induced effects at multiple impacted sites. Investigations were performed at the River Holtemme (Germany). This river exhibits a distinct land use gradient of pristine, urban and agricultural sites.

According to the composition of diatom species traits from monitoring data phosphorus input and pesticides were identified to be most influential along the river gradient. To confirm the effects of the chemical mixtures present at impacted sites we applied the PICT (pollution-induced community tolerance) approach in a mesocosm study. We used mobile aquatic mesocosms (MOBICOS) to cultivate biofilms within flow channels fed with unaltered surface water from the Holtemme River. Chemical extracts were derived from an agricultural site and a site impacted by a WWTP by Large-Volume Solid Phase Extraction. The effects of these mixtures were evaluated on biofilms cultivated at a pristine site and a site close to the mouth of the stream, respectively. Clear PICT-responses were identified for the extracts indicating the relevance of chemical mixtures for community effects in biofilms.

Haihaut - Gleitgel - TBT: Zur Problematik von Antifouling-Verbindungen im Wasser – Modellexperimente für die Umweltbildung

Wolfgang Schmitz

PH Karlsruhe, Institut für Chemie, Bismarckstr. 10, 76133 Karlsruhe, wolfgang.schmitz@ph-karlsruhe.de

Schiffsrümpfe werden in Gewässern schon in kurzer Zeit von Muscheln und Algen überwuchert. Dabei bilden sich zentimeterdicke Schichten. Diese bremsen die Schiffe bei ihrer Fahrt, was zu wesentlich höheren Treibstoffkosten in Millionenhöhe führt. Daher verwenden Reedereien und Bootseigner Schiffslacke, die sogenannte Antifoulings - also Biozide - enthalten, welche Wasserorganismen in unmittelbarer Nähe des Schiffsrumpfes töten. Diese Antifouling-Anstriche müssen zudem regelmäßig erneuert werden.

Das bekannteste Biozid in diesem Zusammenhang ist das giftige TBT (Tributylzinnhydrid). Seine Verwendung in Schiffslacken ist aufgrund seiner Toxizität seit 2008 weltweit verboten worden. TBT greift in den Hormonhaushalt beispielsweise von Schnecken und Muscheln ein.

Heutzutage werden daher Antifouling-Anstriche verwendet, die elementares Kupfer und Kupferverbindungen enthalten, welche im Vergleich zu TBT eine geringere Umweltgefährlichkeit haben. Dennoch sind auch die Kupfer-haltigen Anstriche giftig und Kupfer-Ionen reichern sich in der Umwelt an. Auch bei diesen Kupfer-haltigen Antifouling-Farben wird ein Verbot diskutiert, aber solange es keine brauchbaren Alternativen gibt, werden Antifoulings auf Kupferbasis nicht verboten. Als qualifizierte Nachfolger für Kupferverbindungen bzw. Kupfer in Bootslacken wurden inzwischen der Einsatz der folgenden alternativen Möglichkeiten untersucht (vgl. Osterath 2014):

Silikone, künstliche Haihaut, Teflon sowie Vanadiumpentoxid-Nanopartikel (Tremel et al. 2012).

Auch eine elektrochemische Anwendung, die in der mit 50 µm sehr dünnen Wasserschicht am Schiffsrumpf eine pH-Wert-Schwankung von 4 bis 11 durch regelmäßige Umpolung der Anode und Kathode erzeugt, ist in der Erprobung (Füting et al. 2012).

Ein idealer Bootslack, der ökologische und ökonomische Anforderungen erfüllt, ist bisher nicht gefunden worden.

Die zu dieser Thematik entwickelten anschaulichen und einfachen Modellexperimente sollen vorgestellt werden. Diese entwickelten Experimente sollen in der Umweltbildung eingesetzt werden. Aktuelle Entwicklungen und Ergebnisse der Umweltforschung können derart didaktisch aufbereitet, dem Bildungssektor und somit auch direkt der Schule zur Verfügung gestellt werden. Der Zusammenhang Chemie – Technik – Lebenswelt - Umwelt im interdisziplinären Unterricht der MINT-Fächer lässt sich anhand der Thematik des Antifoulings ideal aufzeigen.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Fließgewässer als potenzielle Eintragspfade für Plastikabfälle ins Meer – Eine Analyse des Abfallaufkommens an deutschen Flüssen am Beispiel der Hase in Osnabrück

Nina Schneider[1] *& Andreas Lechner*[1]

[1] Universität Osnabrück, Institut für Geographie, Seminarstr. 19 a/b, 49074 Osnabrück, *nschneider@uni-osnabrueck.de, alechner@uni-osnabrueck.de*

Keywords: Plastik-Abfälle, Littering, Eintragspfade, Uferzonen

Einleitung

Plastik ist ein internationaler Sammelbegriff für eine Bandbreite von Materialien. Im deutschsprachigen Raum ist dagegen die korrektere Bezeichnung Kunststoffe üblich. Ihre vielfältigen Einsatzmöglichkeiten machen Kunststoffe es zu beliebten Werkstoffen (Briehl 2014: 133-134). Kostengünstige Produktion, geringe Massendichte und lange Haltbarkeit sorgen dafür, dass Kunststoffe uns im Alltag überall begegnen (Andrady & Neal 2009: 1980). Gelangen Kunststoffe bzw. Plastikteileh aber in die Umwelt, hat das gravierende ökologische Auswirkungen (Kühn et al. 2015). Vor allem in den Ozeanen und Randmeeren, in denen sich eine besonders hohe Dichte an Plastik nachweisen lässt (Moore et al. 2001), aber auch in Binnengewässern wie Seen und Flüssen, können die ökologischen Auswirkungen enorm sein (Kühn et al. 2015). Da die Materialien häufig kaum oder nicht biologisch abbaubar sind, ist der Eintrag in die Meere, aber auch in limnische Systeme ein persistentes globales Problem. Entsprechend ist die Verhinderung oder zumindest eine Reduktion weiterer Einträge eine drängende weltweite Aufgabe (Shah et al. 2008: 261). Genaue Eintragspfade und -mengen von Makroplastikteilen in die Meere sind dabei bis heute weitgehend unbekannt. Jüngste Studien zeigen jedoch, dass Fließgewässer, die selbst sehr häufig mit Plastikteilchen belastet sind, für den Eintrag landbasierter Abfälle eine ganz entscheidende Rolle spielen (Breitbart & Urban 2016, 2015; Consultic 2017; Eerkes-Medrano et al. 2015). Allerdings gibt es bisher kaum Studien, die sich quantitativ mit dem Eintragspotential deutscher Flüsse beschäftigen. Vor diesem Hintergrund wurde im Rahmen einer Examensarbeit das Abfallaufkommen an ausgewählten Uferbereichen der Hase, einem rechten Nebenfluss der Ems, in der Stadt Osnabrück analysiert.

Material und Methoden

Als Untersuchungsgebiet wurden 6 Uferbereichsabschnitte entlang der Hase im Stadtgebiet von Osnabrück ausgewählt. Da sowohl der urbane Raum als auch die vor- und nachstädtische Prägung von Bedeutung schienen, teilt sich das Untersuchungsgebiet in drei übergeordnete Bereiche auf. Pro Bereich wurden an jeweils zwei Abschnitten Abfälle kartiert. Die Wahl der Abschnitte erfolgte nach Zugänglichkeit und Nutzung der Umgebungslandschaft. Die Abbildung 1 zeigt ihre Lage. Die Abschnitte sind ab Gewässerkante 7 m breit und 100 m lang. Hauptuntersuchungsbereich waren zwar die Uferbereiche, Abfälle im Gewässer selbst wurden, soweit sichtbar, aber ebenfalls aufgenommen. Kartiert wurde auf jeweils beiden Gewässerseiten. Um dieselben Abfälle an verschiedenen Abschnitten nicht doppelt aufzunehmen, wurde stromaufwärts kartiert.

Die qualitative Erfassung der Abfälle erfolgte weitestgehend nach der OSPAR Guideline zum Monitoring von Meeresmüll. Um den Eintrag von Meeresabfällen zu reduzieren und die Herkunft zu klären, wurde für die OSPAR-Region (Nord-Ost-Atlantik) eine standardisierte Methode zur Kategorisierung von Meeresabfällen entwickelt (OSPAR 2010: 7). Außerdem erfolgte eine Einteilung in allgemeine Produktklassen wie zum Beispiel *Süßwarenverpackung*, *Hygiene-* oder *Gartenartikel* angelehnt an ein System nach Breitbarth und Urban (Breitbarth und Urban 2016: 54).

Die Abfallmengen wurden über die Stückzahlen gefundener Müllteile und festgelegte Größenklassen (siehe dazu Tabelle 1) quantifiziert. Aus Gründen der Sichtbarkeit inmitten der Ufervegetation wurden nur Abfälle aufgenommen, die größer oder gleich 1 cm sind. Demnach umfassen die Daten sowohl Makro- als auch Mesoplastik. Kleinere Mesoplastik-Teile und Mikroplastik wurden hingegen nicht erfasst. Jedes Müllteil wurde, soweit möglich, lagegetreu mithilfe eines mobilen Geoinformationssystems in Form von Punktdaten aufgenommen.

Tab. 1: Zusammenstellung aufgenommener Daten im Gelände (OSPAR 2010, : 4; Breitbarth und Urban 2016: 54)

OSPAR ID	Kategorien (nach OSPAR 2010)	Größe (cm)	Produktklassen (verändert nach Breitbarth und Urban 2016)
z.B. ID 2 (Plastiktüten, groß)	Plastik und Styropor	1 -2,5	Getränkeverpackung
…	Gummi	2,5-5	Lebensmittelverpackung
	Stoff	5-10	Gartenartikel
	Papier und Pappe	10-20	Folien, Tüten, Säcke
	Holz	20-30	Sport- und Freizeitgegenstände
	Metall	30-40	Büroartikel
	Fäkalien	40-50	Haushalt
	Glas	>50	Hygieneartikel
	Keramik		Baumaterialien
	Hygieneartikel		Bekleidung
	Medizinartikel		Druckerzeugnis
	Andere		Sonstige
			Sonstige Verpackung
			Styropor

Die aufgenommenen Abfälle wurden nach Abschluss der Untersuchung fachgerecht entsorgt und die Abschnitte dadurch gereinigt. Insgesamt wurden alle Abschnitte zweimal untersucht- Anfang November (01.11.2016 - 06.11.2016) und nach etwa sechs Wochen ein zweites Mal Mitte Dezember (15.12.2016 - 19.12.2016).

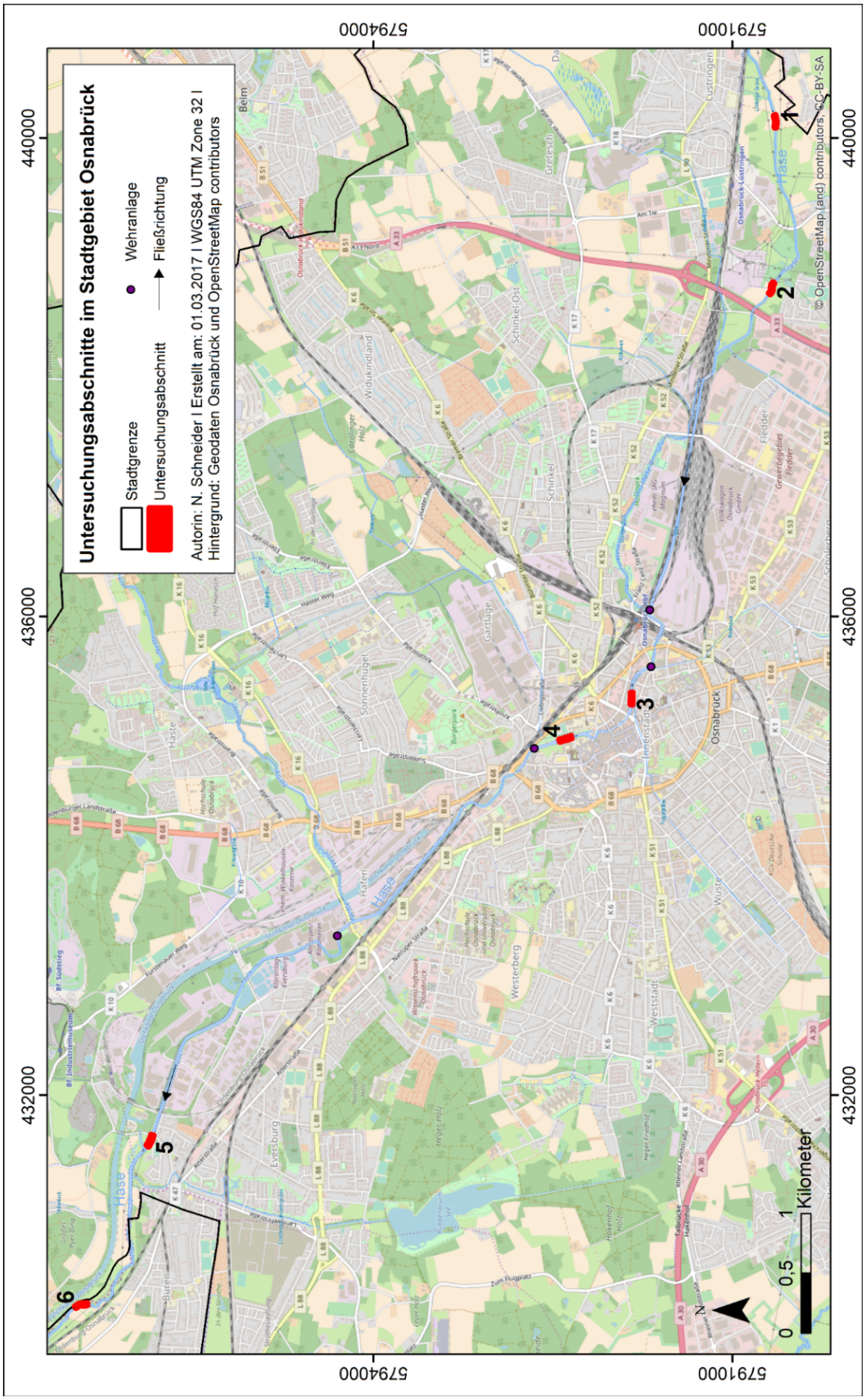
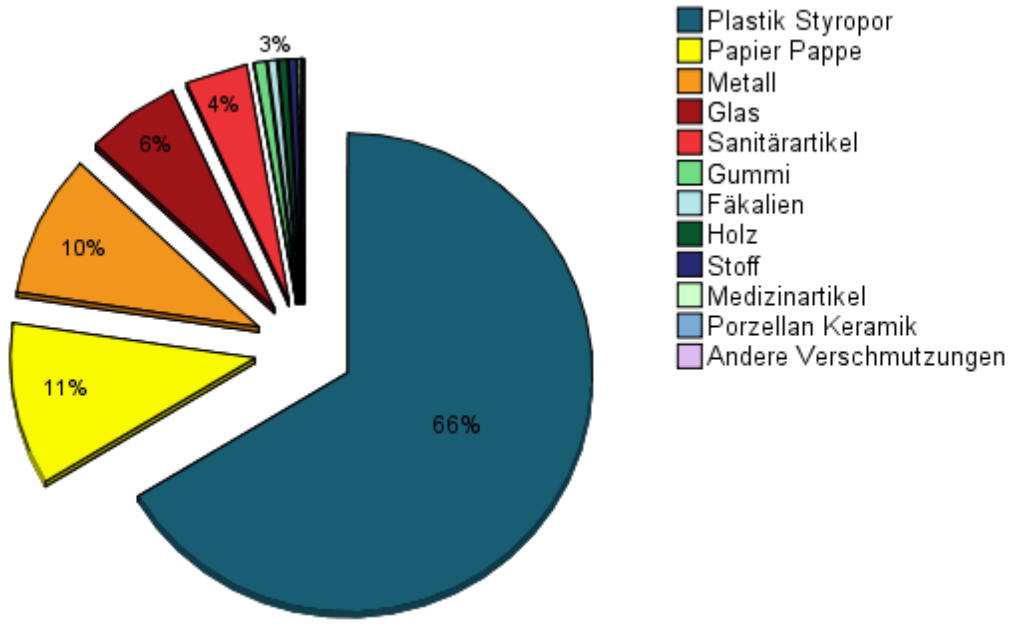


Abb. 1: Lage der Untersuchungsabschnitte 1-6 im Stadtgebiet Osnabrück

Ergebnisse – Zusammensetzung der gesamten Abfälle

Insgesamt wurden im Projektzeitraum 1050 Müllteile erfasst. Der Großteil davon war der Kategorie *Plastik und Styropor* zuzuordnen. Sie beinhaltete 697 Teile und damit gerundete 66 Prozentanteile. Mit ca. 11 % bildete die Kategorie *Papier und Pappe* die zweitgrößte Klasse. Sie umfasste eine deutlich geringere Zahl von 115 Teilen. Mit 101 Teilen war die Kategorie *Metall* ähnlich stark vertreten. Während *Glas* noch 6 % der Gesamtmenge bestritt (65 Funde) und 43 *Sanitärartikel* rund 4 % ausmachten, teilten sich die Kategorien *Gummi* (8), *Fäkalien* (6), *Holz* (6), *Stoff* (5), *Medizinartikel* (2), *Porzellan und Keramik* (1) und *Andere Verschmutzungen* (1) die restlichen 3 % der Gesamtmenge. Abbildung 2 veranschaulicht die Mengenverhältnisse.

Abb. 2: Prozentanteile der Hauptkategorien nach OSPAR (2010) n=1050.



Die nachfolgende Abbildung 3 gibt einen Überblick darüber, welche Produktarten gefunden wurden. Sie zeigt, dass Verpackungen von Süßwaren bei weitem die häufigsten Funde waren. Insbesondere Bonbonpapier und Verpackungen von Schokoriegeln, wie zum Beispiel von ®Mars oder ®Snickers, umfassten die größte Teilmenge. Es gab jedoch auch viele undefinierte Plastikteile bzw. -fetzen und Folien oder anderes Verpackungsmaterial. Des Weiteren nahmen (*Getränke-)Flaschen* (Glas und Plastik) sowie *Nahrungsmittelbehälter* nennenswerte Anteile ein. Außerdem wurden *Sanitärartikel* (Taschentücher) und *Flaschenverschlüsse* relativ häufig gefunden. Alle anderen Abfälle haben vergleichsweise geringe Anteile an der Gesamtmenge. Die Kategorie *Andere* enthält die Teile zusammengefasst, die weniger als 1 % der Gesamtmenge ausmachen.

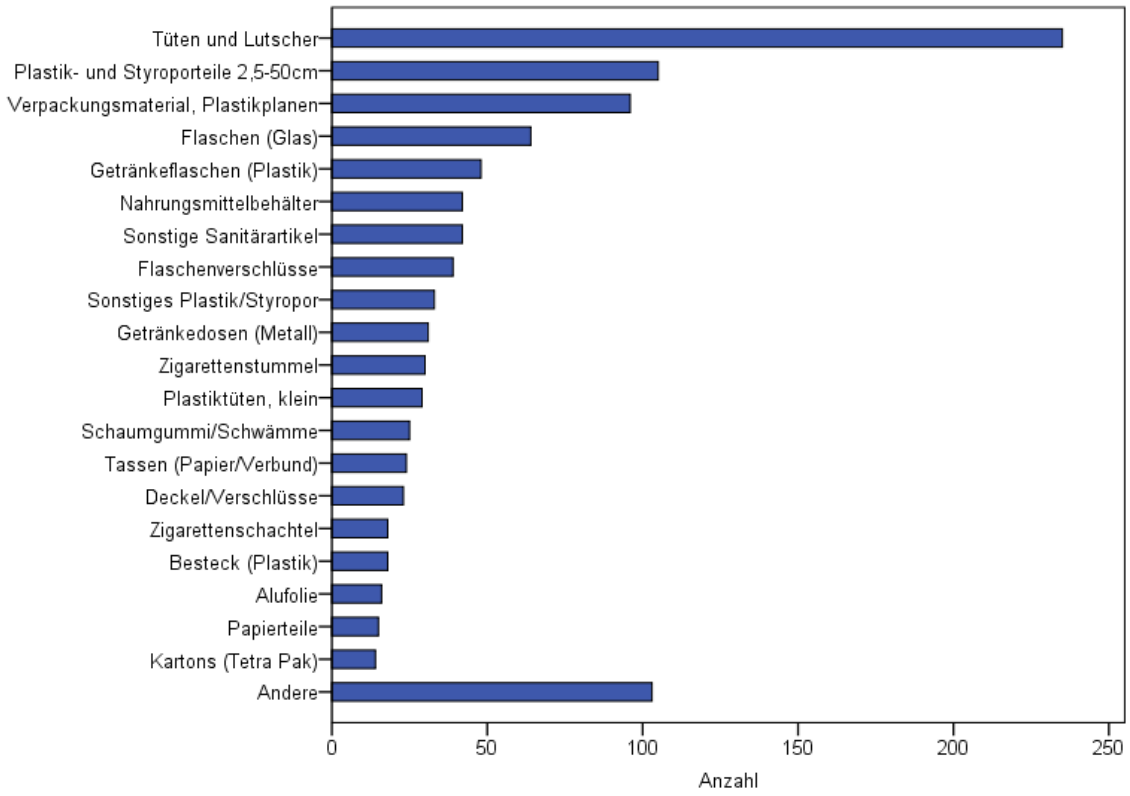


Abb. 3: Zusammensetzung der einzelnen Müllteile nach der Einteilung von OSPAR (2010) im gesamten Untersuchungsgebiet, n=1050.

Die Abbildung 4 zeigt die Verteilung der Größen. Die meisten Abfälle waren 5-10 cm groß. Auch die anliegenden Klassen von 2,5-5 cm und 10-20 cm waren stark vertreten. Am wenigsten wurden Müllteile der Größe 40-50 cm und größer gefunden.

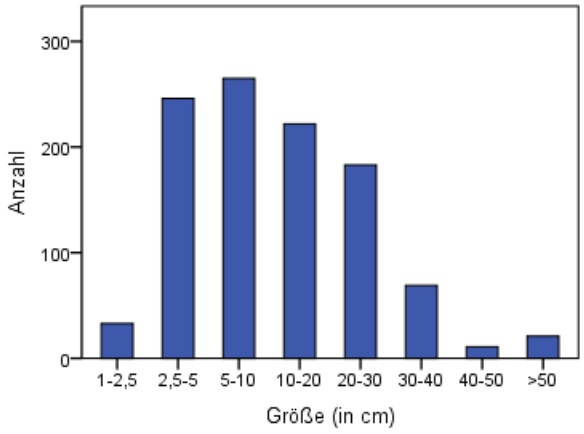


Abb. 4: Verteilung der Größenklassen aller gefundenen Müllteile, n=1050.

Die weitere Einteilung der Abfälle nach bestimmten Produktklassen erfolgte, soweit möglich, über den ursprünglichen Verwendungszweck. Die Klassen sind etwas breiter gefasst als die Kategorien nach der OSPAR ID in Abbildung 3. Die entsprechende Verteilung der Produktklassen aufgeschlüsselt nach den Hauptkategorien von OSPAR (2010) zeigen die Abbildungen 5 und 6.

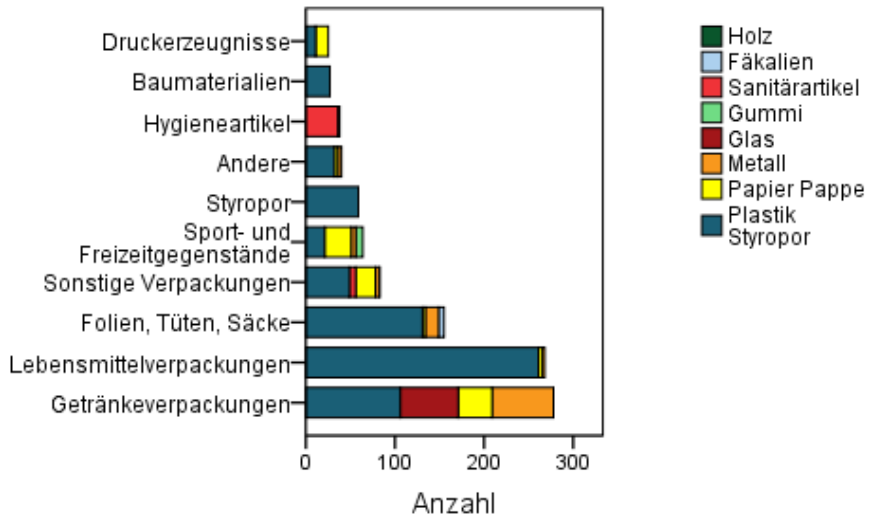


Abb. 5: Zusammensetzung der Produktklassen, ohne die Kategorien Medizinartikel (2), Stoff (5), Porzellan und Keramik (1) und Andere Verschmutzungen (1), n=1041.

Unabhängig vom Material nahmen Verpackungen, zu denen im weiteren Sinne auch *Folien, Tüten und Säcke* gezählt werden, den Hauptteil der gefundenen Abfälle ein. Dabei fielen besonders die hohe Zahl der *Getränke-* und *Lebensmittelverpackungen* auf. Während es sich bei den *Getränkeverpackungen* um eine Mischung aus verschiedenen Getränken wie Säfte, Bier, Kaffee oder Schnaps handelte, waren den *Lebensmittelverpackungen*, wie auch die Abbildung 3 zeigt, überwiegend den Süßigkeiten zuzuordnen. Einen weiteren nennenswerten Anteil nahmen Fast-Food- beziehungsweise Take-Away-Verpackungen ein.

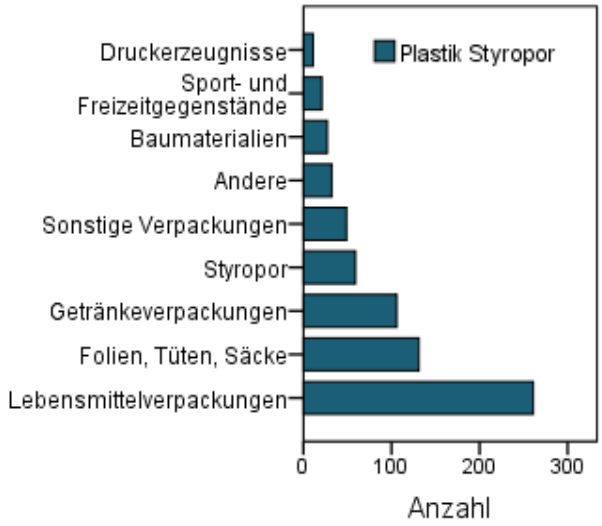


Abb. 6: Zusammensetzung der Pro-duktklassen für die Kategorie Plastik und Styropor, n=697.

Ergebnisse – Verteilung der Abfälle

Die Abfälle verteilen sich räumlich auf alle sechs Abschnitte. Zusammensetzung und Mengen variierten jedoch stark je nach vor-, inner- und nachstädtischem Bereich. Die Verteilung der Produktklassen entsprach aber an den einzelnen Abschnitten der allgemeinen Häufigkeitsverteilung, wie sie in

Abbildung 3, 5 und 6 dargestellt ist. Nur vereinzelt fielen an den Abschnitten auch andere Produktklassen wie *Styropor* oder *Baumaterialien* auf. *Getränke-* und *Lebensmittelverpackung* dominierten aber eindeutig auch an den jeweils einzelnen Abschnitten.

Insgesamt umfasst der vorstädtische Bereich (Abschnitt 1 und 2) lediglich 4 % des gesamten erfassten Müllvorkommens. Wie die Abbildungen 7 und 8 zeigen, wurden nur vereinzelt Abfälle gefunden.

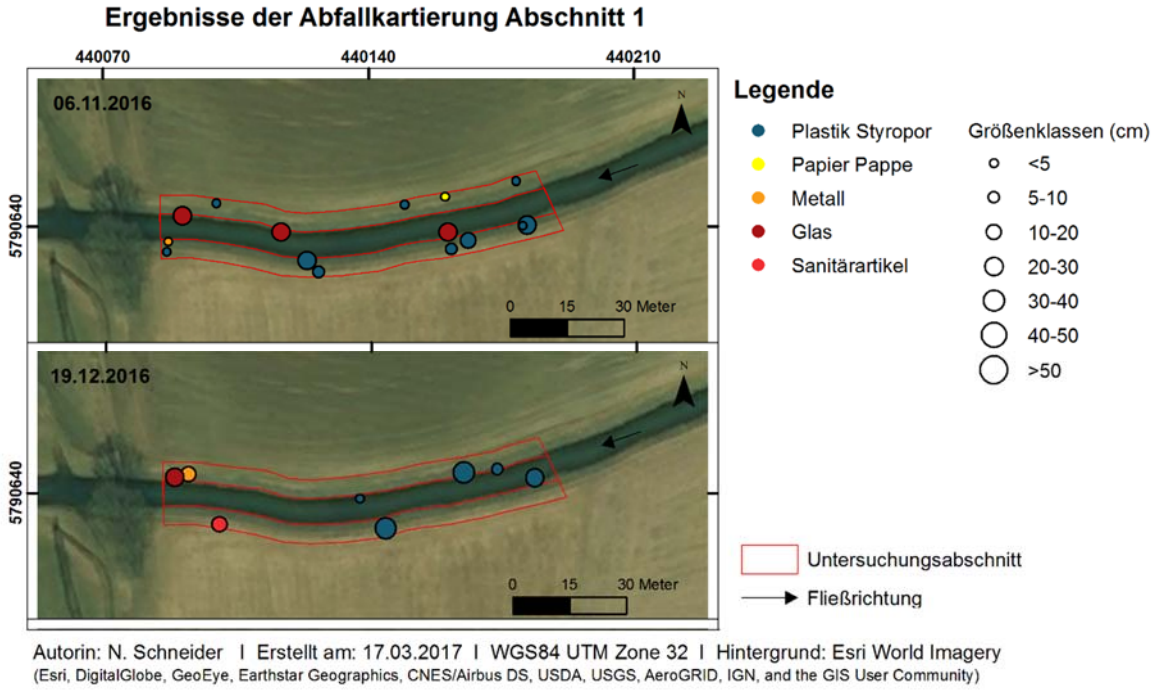


Abb. 7: Ergebnisse der Abfallkartierung Abschnitt 1 kategorisiert nach OSPAR (2010).

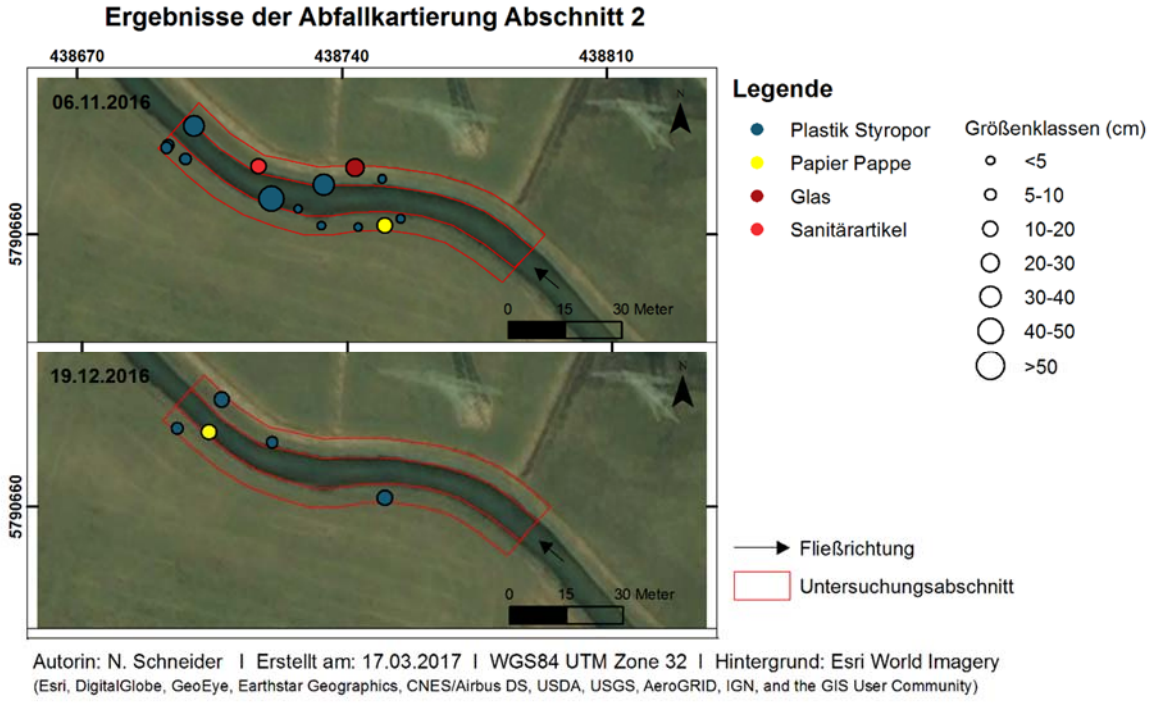


Abb. 8: Ergebnisse der Abfallkartierung Abschnitt 2 kategorisiert nach OSPAR (2010).

Im innerstädtischen Bereich (Abschnitt 3 und 4) stiegen die Fundzahlen stark an. Insgesamt 61 % der gesamten Fundmenge lag dort. An Abschnitt 4 wurde mit einem Anteil von 40 % die größte Fundmenge an einem einzelnen Abschnitt kartiert. Abbildungen 9 und 10 verdeutlichen die Funddichte.

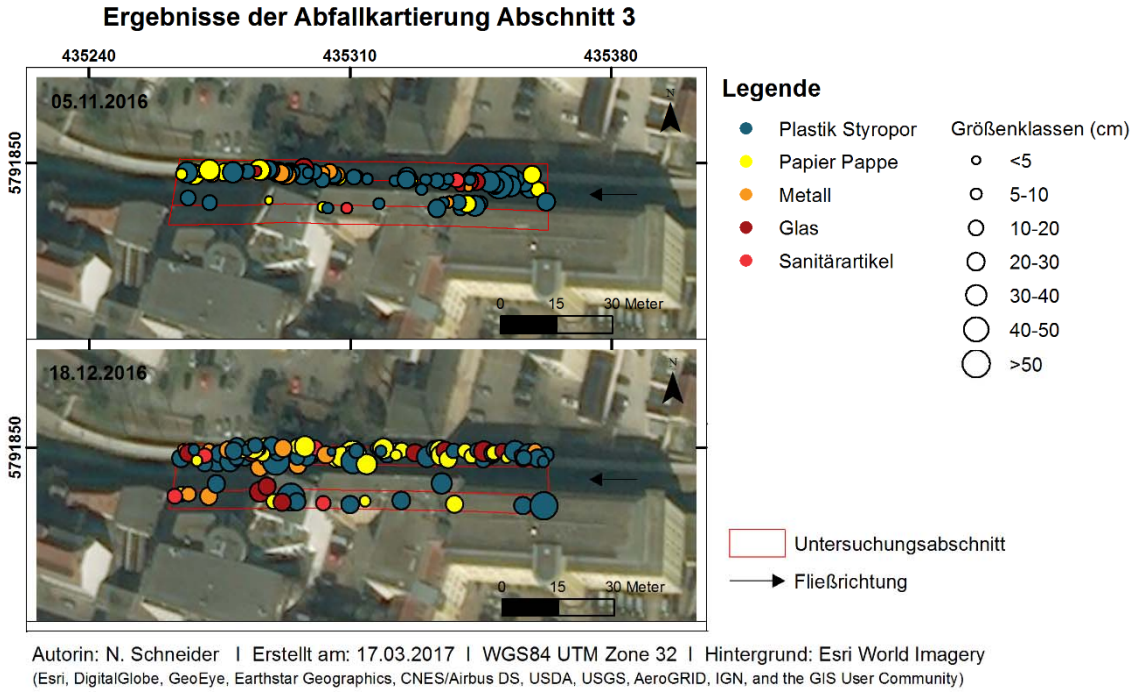


Abb. 9: Ergebnisse der Abfallkartierung Abschnitt 3 kategorisiert nach OSPAR (2010).

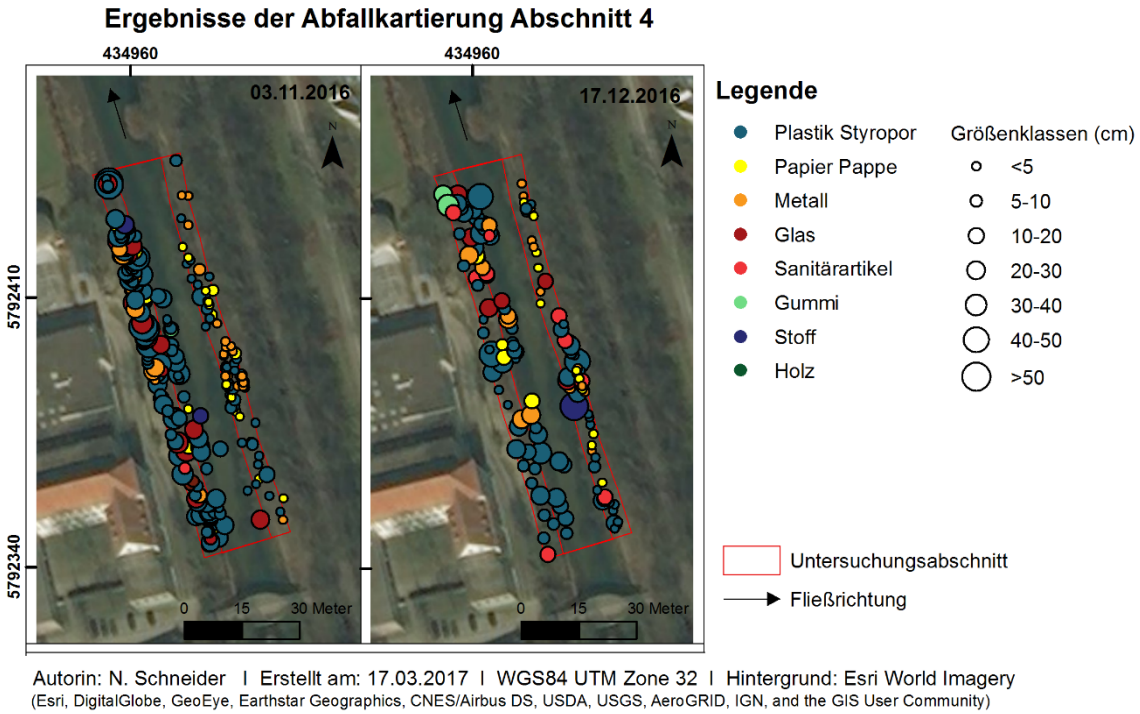


Abb. 10: Ergebnisse der Abfallkartierung Abschnitt 4 kategorisiert nach OSPAR (2010).

Im nachstädtischen Bereich (Abschnitt 5 und 6) blieben die Werte, wenn auch zunächst abfallend, im Vergleich zu Abschnitt 1 und 2 (vorstädtischer Bereich) erhöht. Auf Abschnitt 5 und 6, die in den Abbildungen 11 und 12 dargestellt sind, verteilten sich rund 35 % der gefundenen Abfälle. Für Abschnitt 5 zeigte sich am 02.11.2017 ein auffälliges Dichtezentrum in direkter Nähe zur Straße.

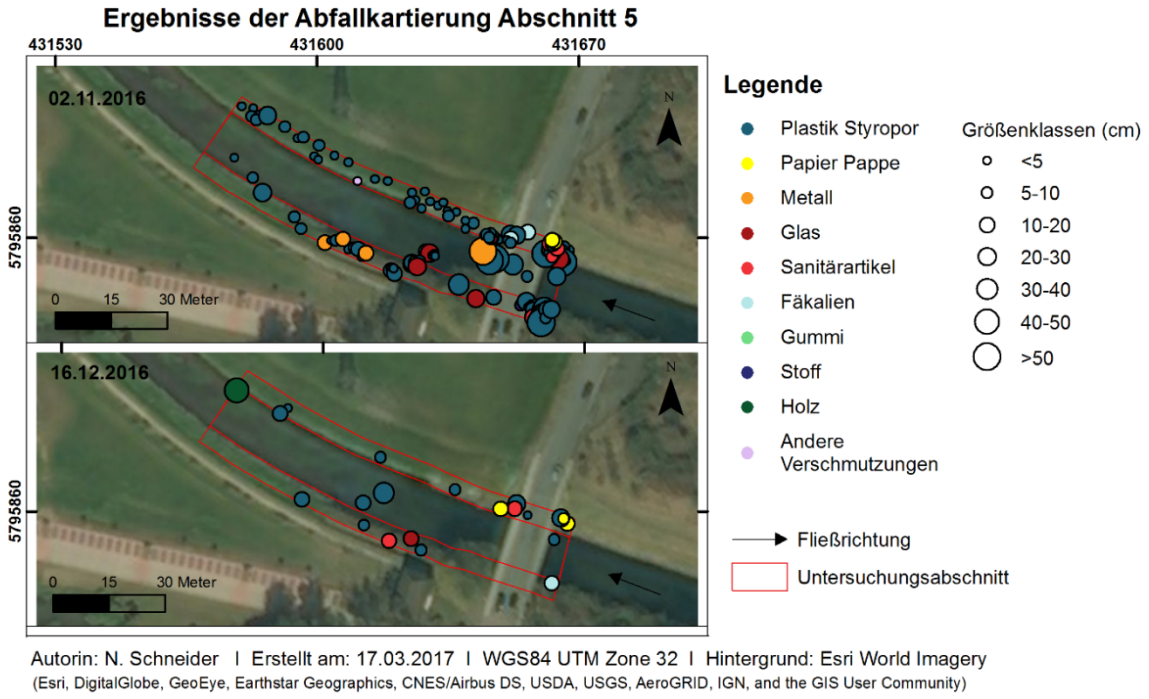


Abb. 11: Ergebnisse der Abfallkartierung Abschnitt 5 kategorisiert nach OSPAR (2010).

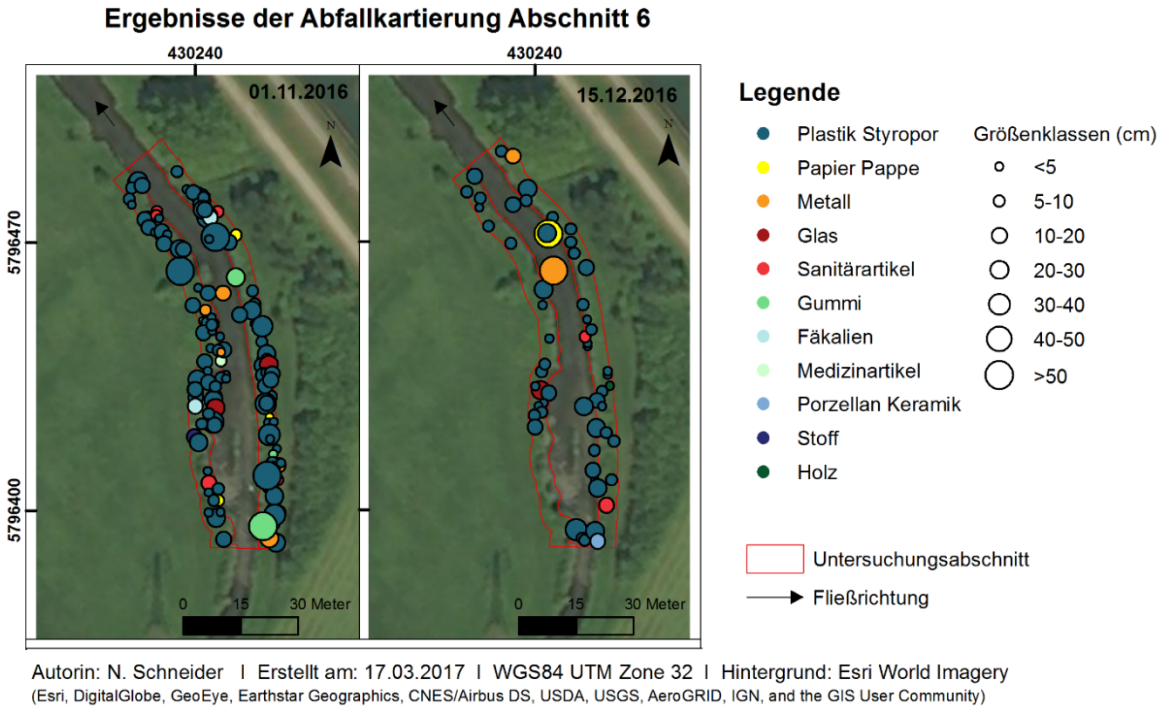


Abb. 12: Ergebnisse der Abfallkartierung Abschnitt 6 kategorisiert nach OSPAR (2010).

Fazit & Ausblick

Die Fundmenge von 1050 Müllteilen innerhalb von zwei Begehungsreihen und die Tatsache, dass an allen Abschnitten Müll im Uferbereich gefunden wurde, zeigt, dass nicht nur die Weltmeere, sondern auch ein kleineres Fließgewässer wie die Hase stark von dem Problem der Vermüllung betroffen ist.

Bei den erfassten Abfällen handelte es sich fast ausschließlich um verschiedenes Verpackungsmaterial für Süßwaren, Fast-Food und Getränke. Außerdem wurden zahlreiche Folien oder Tüten und andere Plastikverpackungen wie zum Beispiel für Zigarettenschachteln gefunden. Dementsprechend ist die Gesamtzusammensetzung der Produktklassen überwiegend dem Unterwegs-Konsum zuzuordnen. Aus diesem Grund wird geschlussfolgert, dass die Herkunft des Mülls überwiegend eine Folge von (illegalem) Wegwerfen und Liegenlassen der Nutzer der jeweiligen Umgebung ist. Für dieses sogenannte Littering (Bullard 2017) spricht nicht nur die Art der gefundenen Produktklassen, sondern auch deren Verteilung an den Uferwegen. Diese weist nicht darauf hin, dass punktuell gezielte Müllerablagerungen stattgefunden haben. Stattdessen fanden sich Ansammlungen von Müll an Stellen, die besonders häufig frequentiert werden. Dies zeigen auch die Abschnitte 5 und 6 im nachstädtischen Bereich, die regelmäßig von Erholungssuchenden genutzt und weniger häufig frequentiert werden als die Abschnitte im vorstädtischen Bereich. Ein weiterer Zusammenhang zum Littering besteht darin, dass überwiegend kleine Abfälle gefunden worden sind. Für diese ist die Hemmschwelle des bewussten Liegenlassens oder Wegwerfens besonders gering (Breitbarth und Urban 2014: 607).

Ein zumindest anteiliger Weitertransport ist über den Abfluss insbesondere bei Hochwässern in die Nordsee, trotz möglicher Zwischenspeicherungen, Austragspfade und eines anteilig unbekannten Verbleibs der Abfälle in der Flussniederung, denkbar. Denn es wird vermutet, dass die Uferbereiche für die meisten Abfälle keine langfristige Lagerstätte darstellen. Nach wie vor ist zwar noch nichts Genaueres über absolute Eintragsmengen, Transportwege und Senken von Plastikabfällen in Fließgewässern und ihren Auen bekannt. Es kann dennoch festgehalten werden, dass Einträge von Plastik in relativ kurzer Zeit in großem Umfang zumindest in die untersuchte Flussaue stattfinden, was aufgrund der überwiegenden Herkunft der Teile hier zumindest theoretisch vollständig vermeidbar wäre. Die Ergebnisse decken sich mit anderen Studien an weiteren Flüssen (Breitbarth & Urban 2016; KÜFOG GmbH 2014, Schuchardt et al. 2013) und bekräftigen, dass auch deutsche Flussniederungen erheblich mit Plastikabfällen belastet sind. Ob und in welchem Umfang derartige Fließgewässer auch ihrerseits ein wirkliches Eintragspotenzial von Plastikabfällen in die Ozeane besitzen, müssen jedoch zielgerichtet weitere bzw. modifizierte Studien klären.

Literatur

Andrady, A. L. und Neal, M. A. (2009): Applications and societal benefits of plastics. In: Philosophical Transactions of the Royal Society B, 364, 1977-1984.

Bullard, E. (2017): Littering. In: Salem Press Encyclopedia. widgets.ebscohost.com/prod/customerspecific/s1105463/vpn.php?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=ers&AN=119214529&lang=de&site=eds-live (04.04.2017).

Breitbarth, M. und Urban, A. I. (2014): Littering im öffentlichen Raum – ein altbekanntes und doch brandaktuelles Problem. In: Müll und Abfall, 11(14), 604-610.

Breitbarth, M. und Urban, A. I. (2015): Mikroabfälle in deutschen Flüssen. In: Korrespondenz Wasserwirtschaft, 8(7), 405-410.

Breitbarth, M. und Urban, A. I. (2016): Abfälle in deutschen Fließgewässern. In: Wasser und Abfall, 1/2, 51-56.

Briehl, H. (2014): Chemie der Werkstoffe. Wiesbaden: Springer, 3. Auflage, 130-236.

Consultic (2017): Vom Land ins Meer - Modell zur Erfassung landbasierter Kunststoffabfälle. Alzenau. http://www.bkv-gmbh.de/schwerpunkte/marine-litter/news-land-sourced-litter/artikel/modell-eintragspfade-neue-version-erhaeltlich.html (23.01.2017).

Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C. und Aldridge, D. C. (2015): Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. In: Water research, 75, 63-82.
KÜFOG GmbH (2013): Mülleintrag in die Nordsee über die Ästuare von Elbe, Weser und Ems und Müllvorkommen im Jadebusen im Jahr 2013 anhand von Hamenfängen. (Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des NLWKN).
Kühn, S., Bravo Rebolledo, E. S. und van Franeker, J. A. (2015): Deleterious Effects of Litter on Marine Life. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Hg.): Marine Anthropogenic Litter. Cham, Heidelberg, New York, Dordrecht, London: Springer, 75–116.
Moore, C. J., Moore, S. L., Leecaster, M. K. und Weisberg, S. B. (2001): A comparison of plastic and plankton in the North Pacific central gyre. In: Marine Pollution Bulletin, 42(12), 1297-1300.
OSPAR (2010): Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR Maritime Area. London, 1-39. http://www.ospar.org/documents?v=7260 (30.03.2017).
Schuchardt, B., Beilfuß, S., Reincke, T., Hofmann, O., Ziebarth, N., Liebezeit, G. und Dubaish, F. (2013): Müll in der Nordsee - Pilotprojekt zur Relevanz des Eintragspfades Ästuar am Beispiel der Unterweser Untersuchung vor dem Hintergrund der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL). Bremen: BioConsult Schuchardt & Scholle GbR.
Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A. und Ahmed, S. (2008): Biological degradation of plastics: A comprehensive review. In: Biotechnology Advances, 26(3), 246-265.

Impact of environmental and climatic changes on trophy and redox conditions in lakes of the southern lowlands of the Baltic Sea region during the late Holocene: a multi-proxy approach

Gregor Scholtysik

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

scholtysik@igb-berlin.de

Climate and human forcing have a pronounced and complex impact on trophy and redox processes in lakes. Since the beginnings of human activities, in particular since the onset of industrialization, sedimentary source and transport processes undergo rapid and dynamic changes. Within the scope of the BaltRap project we investigate the influence of these changes on proxy signal formation during early diagenesis. Several redox indicators (e.g. Corg, S, Fe, Mn, P, pyrolysis, biomarkers) are used complementary in order to reconstruct environmental shifts and link them with recent lake evolution. Furthermore, our sedimentary data is supplemented and validated by long-term monitoring data of the water column chemistry. On the basis of our findings, novel suitable proxies for the reconstruction of redox processes and productivity are intended to be developed and tested.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Nichts für das “Krabben“brötchen – Beobachtungen an *Atyaephyra desmarestii* und *Neocaridina davidi*

Gerhard Schoolmann

Universität zu Köln, uschger@online.de

Mit diesem Beitrag soll zusammengefasst werden, welche Erkenntnisse in den letzten 10 Jahren zur Ausbreitung, Populationsentwicklung und Nahrungspräferenz der zwei neozoischen Arten von Süßwassergarnelen - *A. desmarestii* und *N. davidi* – gewonnen werden konnten. Während *A. desmaresti* eher eine schwache Ausbreitungstendenz zeigt, konnte sich die im Gillbach, einem thermisch belasteten Zufluss der Erft (NRW) ausgesetzte Art *N. davidi* inzwischen auch in der unteren Erft etablieren. Ein Einzelfund liegt inzwischen aus dem Hafen von Neuss, und damit aus dem Rhein vor. Berichtet werden soll auch von einer über zwei Jahre dauernden Untersuchung zur Populationsdynamik von *N. davidi* im Gillbach. Freiland-Beobachtungen wurden durch langjährige Hälterung in Aquarien verifiziert. Die unterschiedlichen ökologischen Ansprüche sowie Prädations-Risiken der beiden Arten sollen dargestellt werden. Entwicklung, Nahrungsspektrum und Nahrungspräferenz, vor allem der Beitrag zum Abbau von allochthonem Material, wurden untersucht und vermitteln Hinweise auf eine zu erwartende weitere Ausbreitung.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Flusswasserdurchleitung als Managementoption für Tagebauseen - Möglichkeiten, Grenzen, Beispiele

Martin Schultze[1], Cherie McCullough[2]

[1] UFZ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Seenforschung, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, martin.schultze@ufz.de

[2] Golder Associates Pty Ltd, Level 3, 1 Havelock Street, West Perth, Western Australia 6005, Australia, cmccullough@golder.com.au

Tagebauseen sind typische Hinterlassenschaften von Bergbau auf Kohle, Braunkohle und Erz weltweit. Durch langjährigen Zustrom von Grundwasser mit hohen Sulfat- und Metallkonzentrationen kann die Herstellung und Erhaltung einer Wasserqualität, die den Nutzungsansprüchen und den Erfordernissen der Einbindung in Flusssysteme entspricht, sehr aufwendig werden und z.B. immer wieder Neutralisation erfordern. Eine Option für die Sicherung der Wasserqualität ist die permanente Durchleitung von Flusswasser.

Insbesondere die Zufuhr von Alkalinität mit dem Flusswasser ist wichtig für die Sicherung der Wasserqualität in Tagebauseen. Die Alkalinität bewirkt die Neutralisation von Azidität, die mit dem Grundwasser eingetragen wird und außerdem die Fällung von im Grundwasser enthaltenen Metallen (Eisen, andere Schwer- und Spurenmetalle, u.U. Aluminium). Die Durchleitung von Flusswasser kann durch die übliche Funktion von Seen als Stoffsenke im Gewässersystem aber nicht nur positive Effekte für die Seewasserqualität haben sondern auch für die Flusswasserqualität. Im Flusswasser enthaltene Partikel sedimentieren, gelöste Nährstoffe werden nach Assimilation durch Plankton und dessen Sedimentation im See zurückgehalten und Phosphat und andere Stoffe können durch Eisen im Sediment gebunden werden. Neben den Aspekten der Wasserqualität bietet die Durchleitung von Flusswasser durch Tagebauseen auch die Möglichkeit, die Seen als Speicher für den Hochwasserschutz und die Niedrigwasseraufhöhung zu nutzen. Die Nutzbarkeit der Flusswasserdurchleitung als Managementoption wird vor allem durch die wasserwirtschaftlichen und ökologischen Anforderungen des Flusssystems begrenzt.

National und international gibt es viele erfolgreiche Beispiele für die Durchleitung von Flusswasser durch Tagebauseen (z.B. Benndorf 1994, Brinker et al. (2011), Junge 2015, Moser & Weisse 2011, McCullough & Schultze 2015). Im Beitrag werden die Vor- und Nachteile der Durchleitung von Flusswasser durch Tagebauseen aus der Perspektive der Tagebauseen und der Flüsse diskutiert und Beispiele vorgestellt.

Literatur

Benndorf J (1994) Sanierungsmaßnahmen in Binnengewässern: Auswirkungen auf die trophische Struktur. Limnoloica 24:121-135

Brinker CJ et al. (2011) Constructing habitat for sustainable native fisheries in the Sphinx Lake end pit lake system. In: Fourie A et al. (eds) Mine Closure 2011. Australian Centre for Geomechanics, Perth, p 525-534

McCullough C, Schultze M (2015) Riverine Flow-Through of Mine Pit Lakes: Improving both Mine Pit Lake and River Water Quality Values? In: Agreeing on solutions for more sustainable mine water management – Proceedings of the 10th ICARD & IMWA Annual Conference. GECAMIN, Santiago de Chile (electronic document 199; http://www.imwa.info/imwaconferencesandcongresses/proceedings/293-proceedings-2015.html)

Moser M, Weisse T (2011) The most acidified Austrian lake in comparison to a neutralized mining lake. Limnologica 41:303-315

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Der Dümmer – Ein Flachsee außer Rand und Band

Hans-Heinrich Schuster, Melanie Hartwich

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Am Bahnhof 1,
27232 Sulingen, hans-heinrich.schuster@nlwkn-su.niedersachsen.de

Mit einer Fläche von 12,4 km² und einer mittleren Tiefe von 1,1 m ist der Dümmer ein extremer Flachsee. Der im nordwestlichen Niedersachsen gelegene See ist im Bundesvergleich der Seen mit einer Wasserfläche über 6 km² zugleich das flachste Gewässer. Er wird von der Hunte durchflossen, die im Wiehengebirge entspringt und bei Elsfleth in die Weser mündet. Das Wasservolumen des Dümmers von 14 Mio. m³ wird durchschnittlich mehr als fünfmal pro Jahr ausgetauscht.

Als Hochwasserrückhalterbecken, Teil der Natura 2000-Netzes Niedersachsens und als international bekanntes Wassersportrevier steht der See im Spannungsfeld der Nutzungsinteressen von Wasserwirtschaft, Naturschutz und Tourismus.

Die vom Menschen verursachte steigende Nährstoffbelastung der Gewässer im Einzugsgebiet der oberen Hunte verursachte eine Intensivierung der Primärproduktion (Eutrophierung) und hat in den vergangenen Jahrzehnten zu dramatischen strukturellen Veränderungen im Ökosystem Dümmer geführt. Mit den zunehmenden Massenentwicklungen planktischer Algen wurde vor etwa 57 Jahren ein Wirkungsmechanismus in Gang gesetzt, der zur Verarmung der ökologischen Vielfältigkeit des Dümmers führte. Zahlreiche Arten und Organismengruppen und sogar ganze Lebensgemeinschaften sind ausgefallen oder verschwunden. Die ehemals ausgedehnte Unterwasservegetation im Dümmer ist Mitte der 1950-ziger bis Anfang der 1960-iger Jahre des vorigen Jahrhunderts vollständig zurückgegangen. Parallel dazu verschwanden zahlreiche Binseninseln und es kam zu einem Rückgang der Schilfrohrbestände.

Aus dem insgesamt 346 km² großen Einzugsgebiet gelangen seit Jahrzehnten hohe Nährstoffeinträge in den See. Nach der Zentralisierung und Modernisierung der kommunalen Abwasserbehandlung sind dies vor allem diffuse Nährstoffeinträge aus dem zu über 50% intensiv landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet. Durch die hohen Phosphorimmissionen ist der See hoch polytroph bis hypertroph und in einem schlechten ökologischen Zustand, der gekennzeichnet ist durch regelmäßige langdauernde sommerliche Massenentwicklungen von Cyanobakterien, in deren Folge es durch mikrobiellen Abbauprozesse anschließend mehrmals zu Sauerstoffmangel und starker Geruchsbelästigung im Gewässer bis hin zu mehrmaligen massenhaften Fischsterben kam.

Auffällig war in den letzten Jahrzehnten zudem ein deutlicher Bestandsrückgang bei den Fischen, was zu Umstrukturierungen im aquatischen Nahrungsnetz führte mit einer zunehmenden Präsenz großer Wasserflöhe (*Daphnia magna, D. pulicaria, D. galeata*), einer massenhaften Vermehrung von Zuckmücken und einer Massenentwicklung planktischer Blaualgen mit der dominanten Art *Aphanizomenon flos-aquae* seit 2001. Doch ab 2012 eroberte die Unterwasservegetation großflächig den Dümmer zurück.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Blinde Passagiere auf Binnenschiffen

(Dieser Beitrag wurde mit dem DGL-Posterpreis ausgezeichnet).

Nicole Schwartz[1], Franz Schöll[1]

[1] Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat Tierökologie, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, schwartz@bafg.de

Keywords: Neobiota, Vektor, Fouling, Ballastwasser, Binnenschiff

Einleitung

Bei der Einschleppung und Ausbreitung von Neobiota spielen Verkehrsträger als Vektoren sowie Verkehrswege aufgrund ihrer Verbindungsfunktion eine entscheidende Rolle (Hansen & Clevenger 2005, Hulme 2009, Seebens et al. 2016). So ist z.B. die Verfrachtung von gebietsfremden Arten über Küstenhäfen und Kanäle durch den Schiffsverkehr ein vielfach beschriebenes Phänomen (Gollasch 2002, Leuven et al. 2009, Seebens et al. 2016). Organismen können als blinde Passagiere auf Schiffen im Rahmen des internationalen Warentransports weit entfernte Regionen erreichen, in denen sie sich, wenn die Bedingungen geeignet sind, ansiedeln und etablieren können. Blinde Passagiere können auf zwei verschiedenen Wegen mit Schiffen (exklusive Ladung) transportiert werden: (1) als Aufwuchsorganismen von Schiffskörpern (Fouling) und (2) in dem aufgenommenen Ballastwasser (Hewitt et al. 2009). Ballastwasser wird von Schiffen aufgenommen, um bei Fahrten ohne oder mit nur wenig Ladung eine ausreichende Stabilität des Schiffes zu gewährleisten. Mit dem Ballastwasser können aber auch Organismen über weit entfernte Strecken transportiert und wieder freigesetzt werden (Carlton 1985). Das Ballastwasser und der Aufwuchs von Schiffskörpern wurden schon vor langer Zeit als bedeutende Vektoren für die Verbreitung gebietsfremder Arten erkannt (Hentschel 1923, Carlton 1985), was die Internationale Seeschifffahrtsorganisation (IMO) veranlasste, internationale Managementmaßnahmen wie das Ballastwasserübereinkommen (BWMC) und Biofouling Guidelines zu entwickeln (IMO 2005, IMO 2011). Die 2011 veröffentlichten Biofouling Guidelines und das 2017 in Kraft getretene Ballastwasserübereinkommen sollen das Risiko der Einschleppung und Ausbreitung gebietsfremder Arten verringern.

Im Gegensatz zur Seeschifffahrt, in der die Schiffe als Vektoren für die Ausbreitung von Neobiota in den letzten Jahren intensiv untersucht wurden (Lenz 1996, Gollasch 2002, Flagella & Abdulla 2005, Hewitt et al. 2009, Sylvester et al. 2011, Gittenberger et al. 2017) liegen im Binnenschifffahrtsbereich bis auf „kursorische" Untersuchungen hauptsächlich indirekte Hinweise vor, die eine Ausbreitung mittels dem Binnenschiff in Deutschland belegen (Mayer et al. 2009, Rander 2009, Schöll et al. 2015) und beschränken sich meist auf eine einzelne Art des Schiffsfoulings (z.B. *Dreissena rostriformis*). Welche Rolle das Ballastwasser von Binnenschiffen für die Verbreitung von Arten in deutschen Wasserstraßen spielt, wurde bislang nicht näher untersucht. Darüber hinaus gibt es keine Daten über die Verwendung von Ballastwasser in der Binnenschifffahrt und somit auch keine Angaben über die Nutzung von Ballastwasser bei Binnenschiffen.

Die Ermittlung der Pfade bzw. der Vektoren über die Neobiota verbreitet werden, ist für das weitere Management, mit dem Ziel weitere Einschleppungen von Neobiota zu verhindern, unabdingbar. Im Rahmen des BMVI-Expertennetzwerkes (*www.bmvi-expertennetzwerk.de)* soll das Potential des Bin-

nenschiffs als Vektor für die Ausbreitung gebietsfremder Arten näher beleuchtet werden. Zwei Aspekte wurden und werden hierbei genauer untersucht: Die Ausbreitung von Neobiota (1) über das Schiffsfouling und (2) über das Ballastwasser.

Hierzu wurden Schiffsrümpfe verschiedener Schiffstypen in Werften untersucht und Fragebögen zum Ballastwasser an mehrere Schleusen verteilt, um folgende Fragen zu beantworten:

- Welche Auswirkungen haben unterschiedliche Nutzungsprofile auf die Stärke und die Diversität des Schiffsfoulings?
- Wie verteilt sich die Foulinggemeinschaft auf dem Schiffskörper und welche Bereiche sind am stärksten bewachsen?
- Wie hoch ist der Anteil der Schiffe, die mit Ballastwasser fahren?
- Wie verteilt sich die Nutzung des Ballastwassers auf die unterschiedlichen Schiffstypen und Wasserstraßen?

Material und Methoden

Fouling

Zwischen Februar und August 2017 wurden Schiffsrümpfe verschiedener Größe und Funktion in sechs verschiedenen Werften an Rhein, Main, Mosel und Neckar untersucht. Die Schiffe wurden für Reparaturen oder Wartungen ins Trockendock gebracht und unmittelbar nach der Hellingnahme beprobt, um die Gefahr des Austrocknens oder Verlustes der Foulingorganismen zu minimieren.

Bei einer visuellen Inspektion und Fotodokumentation wurde die Stärke des Bewuchses an unterschiedlichen Bereichen des Schiffs zunächst quantitativ abgeschätzt. Differenziert wurden hierbei: Bug, Heck, Wasserlinie, Nischenregionen (z.B. Ruder, Propeller, Opferanoden, Seekästen) und Rumpfunterseite. Die Einstufung des Foulinggrades richtete sich nach dem LoF (Level of Fouling) Ranking (Floerl et al. 2005), das von NIWA entwickelt und für diese Untersuchungen angepasst wurde (Tab. 1).

Tabelle 5: Quantitative Einstufung des Fouling-Grades nach dem LoF-Ranking von Floerl et al. (2005)

Rang	Kriterien
0	Kein Aufwuchs: kein sichtbarer Schiffsaufwuchs, auch kein Schleim, an dem gesamten Schiffsrumpf
1	Kein Makrofouling: Schiffsrumpf teilweise oder komplett mit „Schleim“ bedeckt, aber keine Makroorganismen
2	Leichtes Fouling: 1-5 % der Oberfläche sind von sehr weit verteilten Makrofouling-Organismen bewachsen. Die restliche Fläche häufig von „Schleim“ bedeckt.
3	Mäßiges Fouling: Makrofouling ist klar sichtbar (meistens > 1 Art), aber immer noch lückenhaft. 6-15 % ist von Makrofouling-Organismen bewachsen. Die restliche Fläche häufig von „Schleim“ bedeckt.
4	Großflächiges Fouling: 16-40 % des Schiffsrumpfes sind von Makrofouling bewachsen, meistens von mehreren verschiedene Arten. Die restliche Fläche häufig von „Schleim“ bedeckt.
5	Sehr starkes Fouling: 41-100 % des Schiffsrumpfes sind von Makrofouling bewachsen, meistens von mehreren verschiedene Arten. Die restliche Fläche häufig von „Schleim“ bedeckt.

Nach der visuellen Begutachtung wurden die o.g. Bereiche mit einem Spachtel (Breite: 6 cm) stichprobenartig abgekratzt und in Vierkantflaschen mit 96 %igem Ethanol fixiert. Die Organismen, die vor Ort bestimmt werden konnten, wurden zuvor notiert, fotografiert und dann ebenfalls in Ethanol

überführt. Die übrigen Organismen wurden an der Bundesanstalt für Gewässerkunde im Labor taxonomisch klassifiziert. Neben der Beprobung des Schiffsrumpfes wurden dem Schiffsführer einige Fragen zum Nutzungsprofil des Schiffes gestellt. Neben den allgemeinen Angaben (Maße, Baujahr, Antrieb, Ladung) wurden dabei auch die befahrenen Strecken, die durchschnittliche Fahrtgeschwindigkeit und Liegedauer, die letzte Reinigung und die Verwendung eines Antifoulingproduktes abgefragt.

Ballastwasser

Im Gegensatz zur Seeschifffahrt unterliegt das Ballastwasser im Binnenschifffahrtsbereich keinen Vorschriften. In Folge dessen werden die Aufnahme und Abgabe von Ballastwasser weder kontrolliert noch dokumentiert. Es ist allerdings nötig genauere Kenntnisse über den Gebrauch von Ballastwasser zu erhalten, um die Wahrscheinlichkeit einer Verbreitung gebietsfremder Arten mit dem Ballastwasser von Binnenschiffen einzuschätzen, Mit Hilfe eines Fragebogens, der in sechs verschiedenen Sprachen an sieben besetzten Schleusen (Neckar, Mosel, Main, Weser, Main-Donau-Kanal, Wesel-Dattel-Kanal, Rhein-Herne-Kanal und Mittellandkanal) zwischen Januar und Juni 2017 ausgelegt wurde, sollte so eine erste Einschätzung der Ballastwassernutzung vorgenommen werden (Abb.1).



Abbildung 10: Lage der Schleusen, an denen der Fragebogen ausgelegt wurde.

Der Fragebogen bestand neben allgemeinen Angaben zum Schiff (Schiffstyp, Maße, Baujahr) nur aus zwei wesentlichen Ja/Nein Ankreuzfragen, nach dem grundsätzlichen Gebrauch von Ballastwasser und Kühlwasserfiltern. Die Schleusenwärter wurden gebeten den Fragebogen an die Schiffsführer zu verteilen und nach Beendigung der Befragung gesammelt zurückzuschicken.

Ergebnisse und Diskussion

Fouling

Insgesamt konnten zehn Schiffe von unterschiedlicher Größe und Funktion im Trockendock untersucht werden. Der Bewuchs unterschied sich teilweise deutlich, sowohl in dem Level of Fouling als auch in der Diversität (Abb. 2, Tab. 2). Alle Schiffe waren auf dem Rhein und seinen Nebenflüssen unterwegs und außer einem Tanker war kein Schiff mit einem Antifoulinganstrich geschützt. Die letzte Reinigung lag bei den meisten Schiffen einige Jahre zurück, ein Schubleichter wurde den Angaben zufolge noch nie gereinigt. Die durchschnittliche Liegedauer war bei einem Schwimmgreifer

mit > 80 % am höchsten, lag bei allen anderen Schiffen allerdings unter 50 %. Alle Schiffe waren bewachsen, das Level of Fouling variierte zwischen 1 und 4. Die Anzahl der gefundenen Arten reichte von 3 Arten auf einem Aufsichtsschiff der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung bis zu 21 Arten auf dem Schwimmgreifer.

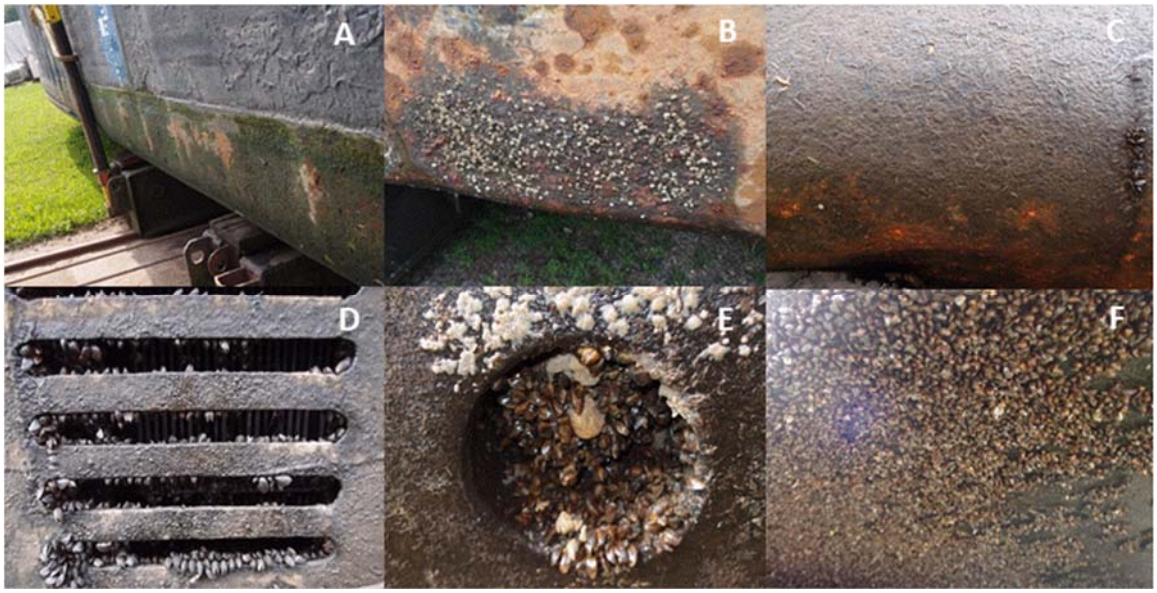


Abbildung 11: Abbildung 2: Fouling verschiedener Binnenschiffe (Level of Fouling (LOF)) (A) Schiffsrumpf mit Grün-algen bedeckt (LOF = 1). (B) Lückenhafter Bewuchs mit Seepocken (LOF = 2). (C) Flächendeckendes Mikrofouling mit vereinzelten Muscheln und Insektenlarve (LOF = 3). (D) Bewuchs von Muscheln (*Dreissena rostriformis bugensis*) in Seekasten. (E) Bewuchs von *Dreissena rostriformis bugensis* und Schwämmen in Ballastwasserpumpöffnung. (F) Flächendeckender Bewuchs von *Dreissena rostriformis bugensis*, assoziiert mit anderen Arten (LOF = 4).

Tabelle 6: Tabelle 2: Schiffe, die für diese Studie beprobt wurden mit dem jeweiligen Fahrprofil, dem Level of Fouling (LoF) und der auf dem Schiff gefundenen Artenanzahl.

Schiffstyp	Region	Antifouling	Talfahrt	Letzte Reinigung	Liegedauer	LoF	Artenanzahl
			[km/h]		%	Gesamt	Gesamt
Schwimmgreifer	Rhein	Nein	20	2010	80	4	21
Schulschiff	Rhein	Nein	24	2015	43	3	13
Schubleichter	Rhein (Duisburg-Rotterdam)	Nein	20	Keine	29	3	5
Schwimmgreifer	Mosel	Nein	13	2010	29	2	9
Frachtschiff	Oberrhein, Main, Neckar	Nein	18	vor 2010	14	2	10
Peilung	Rhein, Neckar, Mosel, Saar, Elbe	Nein	22	2016	29	2	6
Aufsicht	Rhein	Nein	20	2014	29	1	4
Aufsicht	Wesel	Nein	150 PS	Jan 2017	29	1	3
Tanker	Rhein	Ja	21	2012	14	1	5
Frachtschiff	Neckar, Rhein	Nein	17	Dez 2016	7	1	12

Insgesamt konnten 28 Arten aus 12 taxonomischen Gruppen (Nemathelminthes, Gastropoda, Bivalvia, Oligochaeta, Polychaeta, Crustacea, Neuroptera, Trichoptera, Diptera, Porifera, Bryozoa und Algen) identifiziert werden (Abb. 3). Crustacea, Diptera und Algen waren auf 8 der 10 beprobten Schiffe zu finden, wobei Nemathelminthes, Polychaeta und Neuroptera nur auf jeweils einem der Schiffe vorkamen. Diptera und Crustacea stellten auch mit 9 bzw. 8 Arten die diversesten Gruppen

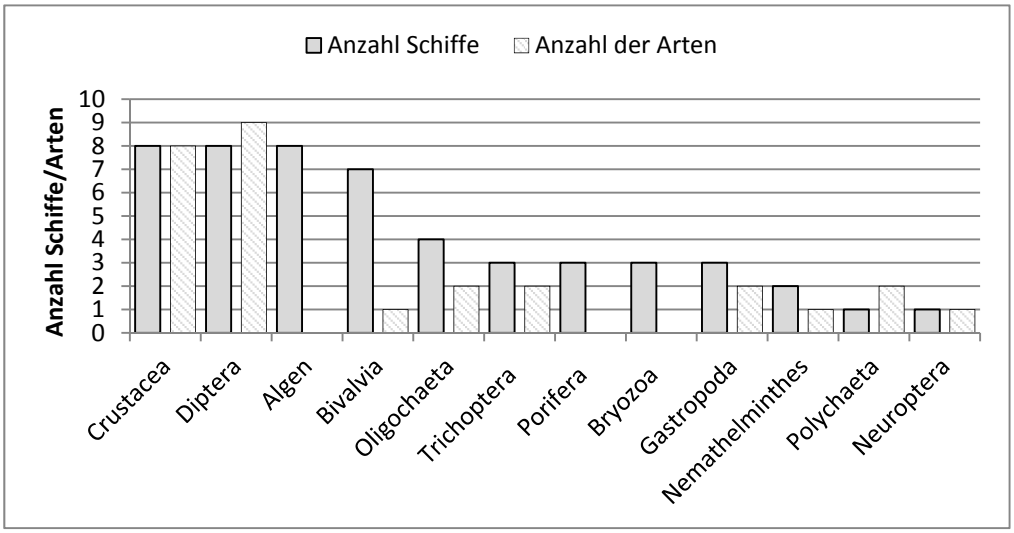


Abbildung 3: Anzahl der Schiffe, auf denen einen taxonomische Gruppe gefunden wurde (grauer Balken) und Anzahl der gefundenen Arten pro Gruppe (gestreifter Balken).

dar, alle anderen Gruppen waren mit maximal zwei Arten vertreten. Porifera, Bryozoa und Algen wurden nicht bis auf Artniveau bestimmt. Es wurden keine neuen gebietsfremden Arten identifiziert, aber viele der gefundenen Arten sind bekannte und weit verbreitete Neobiota in Deutschen Wasserstraßen z.B. *Dreissena rostriformis bugensis*, *Chelicorophium curvispinum*, *Chelicorophium robustum*, *Dikerogammarus haemobaphes*, *Dikerogammarus villosus*, *Echinogammarus ischnus, Jaera sarsi* und *Orchestia cavimana*. Bei vielen der gebietsfremden Arten in deutschen Wasserstraßen wird vermutet, dass sie mit Binnenschiffen über die Kanäle weiter verbreitet werden, dies konnte bislang allerdings nur für sehr wenig Arten tatsächlich nachgewiesen werden (z.B. *Dreissena rostriformis bugensis*, (Mayer et al. 2009)).

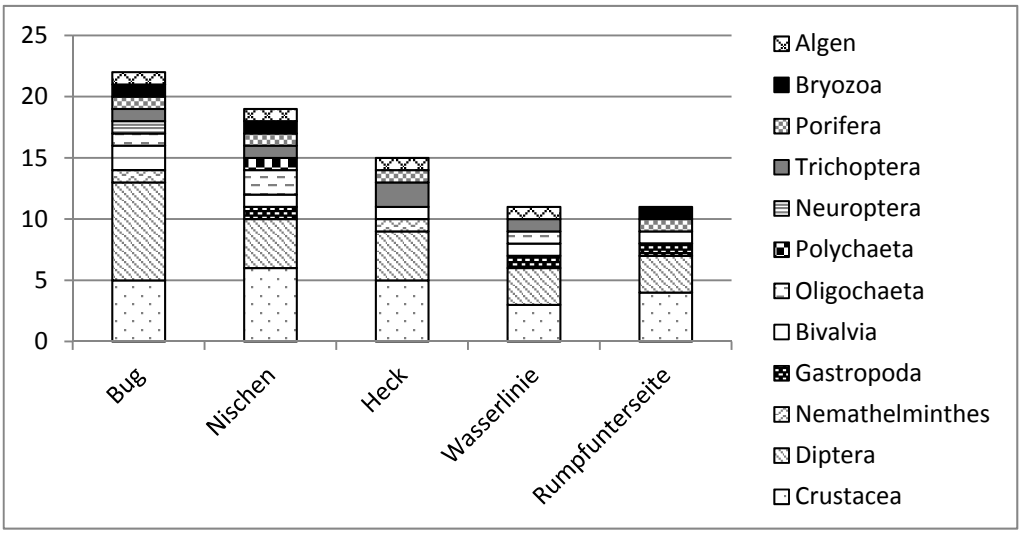


Abbildung 4: Anzahl der gefundenen Arten an verschiedenen Bereichen des Schiffskörpers

Bei der Probennahme wurden mehrere Bereiche des Schiffskörpers unterschieden. Diese Unterscheidung gelang nicht bei jedem Schiff, teilweise konnten Bereiche nicht eindeutig zugeordnet werden. So befinden sich am Heck beispielsweise sehr viele Nischenregionen (z.B. Propeller, Ruderblätter, Seekästen), weshalb viele gefundene Arten den Nischen und nicht dem Heck zugeordnet wurden. Bug und Nischenregionen waren mit jeweils 10 Taxa am diversesten wobei die Rumpfunterseite mit 6 Taxa die geringste Diversität aufwies (Abb. 4). Ähnliche Ergebnisse berichten auch McCollin & Brown (2014), die Schiffsrümpfe in vier Trockendocks an der schottischen Küsten beprobt haben und ebenfalls entlang der Wasserlinie am wenigsten Arten und den geringsten Bewuchs fanden. Die Rumpfunterseite wurde in deren Studie nicht untersucht.

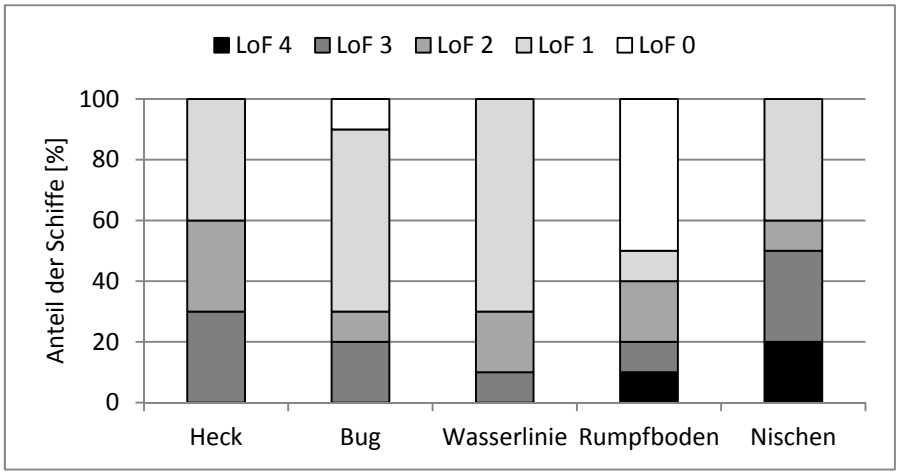


Abbildung 12: Anteil der Schiffe, die an den unterschiedenen Bereichen des Schiffskörpers ein Level of Fouling (loF) von 0, 1, 2, 3 oder 4 aufwiesen.

Zusätzlich zu der Anzahl der Arten wurden auch die Foulingintensitäten der verschiedenen Bereiche visuell abgeschätzt (Abb. 5). Die höchste Foulingintensität (LoF = 4) wurde bei 20 % der Schiffe in den Nischen gefunden. Der Rumpfboden wies bei einem Schiff ebenfalls ein LOF von 4 auf, war allerdings bei 50 % der Schiffe sauber (LoF = 0). Die Unterschiede zwischen Bug und Heck waren gering, wobei das Heck bei den meisten Schiffen stärker bewachsen war, als der Bug. Generell gilt, dass der hintere Teil des Schiffes ein stärkeres Foulingrisiko aufweist, als der vordere, da hier der hydrodynamische Widerstand während der Fahrt reduziert ist. Die Nischenregionen bieten aufgrund der verringerten Strömung ebenfalls bessere Ansiedlungsbedingungen als der übrige Schiffsrumpf. Zudem werden die häufig stark bewachsenen Nischen auch bei einer Reinigung des Schiffsrumpfes selten bis gar nicht von Fouling befreit. Die Reinigung in diesen Bereichen ist kosten- und zeitaufwändiger, außerdem hat das Fouling in den Nischen nur eine geringe Auswirkung auf den Treibstoffverbrauch und ist deshalb für die Reedereien vermutlich nicht wirtschaftlich (Schultz et al. 2011).

Die Wasserlinie gilt auch als ein gefährdeter Bereich, da der Antifoulinganstrich des Schiffsrumpfs hier bei Anlegemanövern oder durch Treibgut häufig beschädigt ist (Floerl et al. 2010). Diese These kommt aus der Freizeitschifffahrt und ist nicht auf die Berufsschifffahrt übertragbar, da kaum ein Schiff mit einem Antifoulinganstrich versehen ist. Gittenberger et al. (2017) untersuchten zwischen 2006 und 2016 Sportboote in 73 niederländischen Häfen und kamen zu dem Schluss, dass die Region um den Motor und der vordere Teil die am stärksten von Fouling gefährdeten Bereiche sind. Die am stärksten gefährdeten Bereiche eines Schiffes unterscheiden sich demnach von der Berufs- zur Freizeitschifffahrt, wofür es verschiedene Gründe geben kann. Zum einen unterscheidet sich die Hydrodynamik von kleineren Sportbooten zu großen Schiffen, zum anderen gibt es auf Sportbooten deutlich

weniger Nischenregionen, die Schiffsrümpfe sind meistens mit einem Antifoulinganstrich geschützt und die Liegezeiten sind wesentlich länger (Gittenberger et al. 2017).

Die beste Erklärung für die unterschiedlichen Foulingintensitäten lieferte die Dauer der durchschnittlichen Liegezeit (Abb. 6). Das am stärksten bewachsene Schiff, ein Schwimmgreifer mit einem LoF von 4, wies mit über 80 % auch die höchste Liegedauer auf, wohingegen das am wenigsten bewachsene Frachtschiff durchschnittlich unter 10 % der Zeit im Hafen liegt.

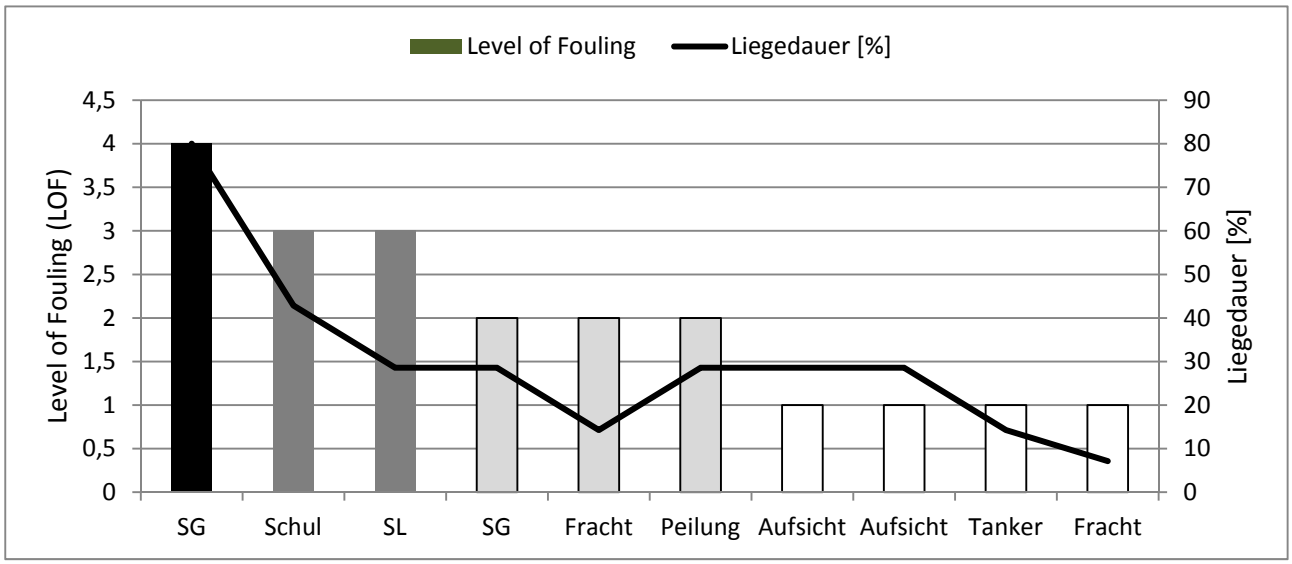


Abbildung 6: Level of Fouling (LoF, Balken) von den beprobten Schiffstypen (Schwimmgreifer (SG), Schulschiff (Schul), Schubleichter (SL)) und die durchschnittliche Liegedauer (Linie).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Stärke des Bewuchses (LoF) und die Diversität auf den untersuchten Binnenschiffen sehr unterschiedlich waren und durch teilweise geringe Pflege und lange Liegezeiten verstärkt wurde. Die am stärksten bewachsenen Bereiche sind Nischenregionen, wie Seekästen, Pumpöffnungen oder Verstärkungen der Bordwand, da hier durch den reduzierten hydrodynamischen Widerstand eine Ansiedlung erleichtert wird. Viele der gefundenen Arten sind in Deutschland bekannte Neobiota, die allerdings zum ersten Mal auf Schiffsrümpfen nachgewiesen werden konnten. Bemerkenswert ist der Nachweis einer Kolonie von Seepocken (*Balanus improvisus*), eine Brackwasserart die an der Bordwand eines aus Rotterdam kommenden Frachtschiffes lebend in den Rhein bis zum Duisburger Hafen gelangte. Das Fazit der Untersuchungen ist, dass der Bewuchs von Binnenschiffen als Vektor bei der Einfuhr und Ausbreitung von Neobiota eine Rolle zu spielen scheint.

Ballastwasser

Das Ballastwasser wird in zahlreichen Publikationen als Vektor für die Einfuhr und Ausbreitung von gebietsfremden Arten genannt. Die Studien, in denen das Ballastwasser und die Ballastwassertanks auf das Vorkommen von lebenden Organismen untersucht werden, beschränken sich hierbei allerdings auf den marinen Bereich. Trotz fehlender Beweise gilt das Ballastwasser auch im Binnenwasserbereich als Einfuhr- und Ausbreitungsvektor für gebietsfremde Arten (Leuven et al. 2009, Emde et al. 2012). Mithilfe eines Fragebogens sollte der Gebrauch des Ballastwassers in der Binnenschifffahrt quantifiziert und damit die potentielle Bedeutung für die Einfuhr und Ausbreitung von Neobiota ermittelt werden. Der Rücklauf des Fragebogens war mit 290 ausgefüllten Fragebögen unerwartet hoch. Ein Großteil der befragten Schiffsführer (65 %) gab an mit Ballastwasser zu fahren (Abb. 7).

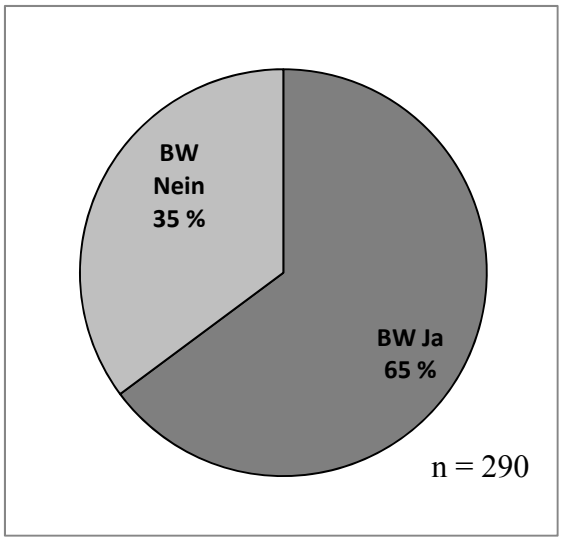


Abbildung 7: Anteil der Schiffe, die mit (dunkelgrau) bzw. ohne (hellgrau) Ballastwasser (BW) fahren

Auch der Schiffstyp wurde abgefragt, um zu ermitteln, welche Schiffe regelmäßig mit Ballastwasser fahren. Der überwiegende Teil der Schiffe (63 %) waren Massenguttransporter, gefolgt von Tankern (24 %) und Containerschiffen (10 %). Der Gebrauch des Ballastwassers unterschied sich zwischen den Schiffstypen kaum und lag zwischen 52 % bei Containerschiffen und 68 % bei Tankern (Abb. 8).

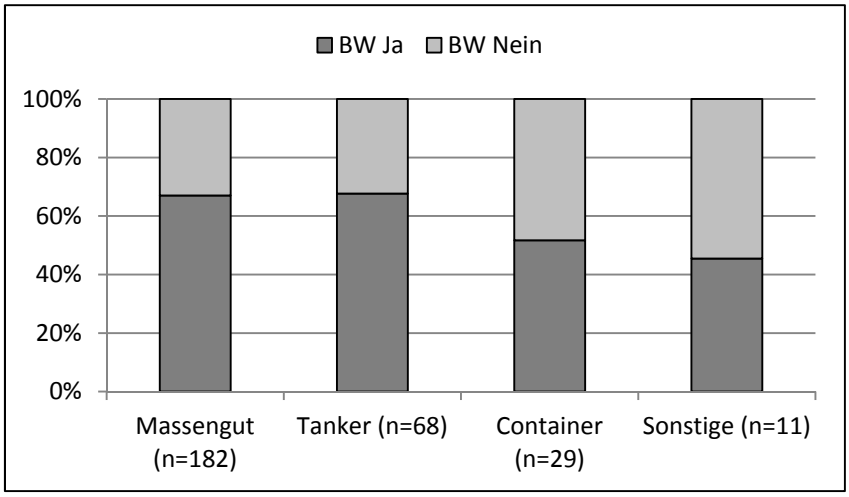


Abbildung 8: Anteil der unterschiedenen Schiffstypen, die mit (dunkelgrau) und ohne (hellgrau) Ballastwasser (BW) fahren.

Beim Vergleich der unterschiedlichen Wasserstraßen hinsichtlich des Anteils der mit Ballastwasser fahrenden Schiffe war ein größerer Unterschied erkennbar (Abb. 9). Insgesamt lag der Anteil der Schiffe, die mit Ballastwasser fahren auf den Kanälen (75 %) höher als auf den übrigen Wasserstraßen (54 %). Den höchsten Anteil an Schiffen, die mit Ballastwasser fahren, wies der Rhein-Herne-Kanal (91 %) auf, den niedrigsten der Neckar (47 %). In der Binnenschifffahrt dient das Ballastwasser häufig einer Reduzierung der Schiffshöhe über dem Wasserspiegel, um das Durchfahren eines Schiffes unter z.B. einer niedrigen Brücke zu ermöglichen. Dies ist bei den niedrigen Brücken in Kanälen besonders häufig nötig. Insgesamt lässt die Befragung die Vermutung zu, dass das Ballastwasser auch in der Binnenschifffahrt eine Rolle spielt und somit auch für die Einfuhr und Ausbreitung von Neobiota von Bedeutung sein könnte. Bei Massenguttransportern und Tankern sowie in Kanälen spielt

das Ballastwasser laut den Ergebnissen aus dieser Umfrage die größte Rolle. Trotz der generellen Möglichkeit einer Ausbreitung von Neobiota mit dem Vektor Ballastwasser, ist es noch ungeklärt, ob und im welchem Umfang Organismen, die mit dem Ballastwasser aufgenommen werden, die Reise unter den in den Tanks vorherrschenden Bedingungen bestehen und letztendlich ein entferntes Gebiet lebend erreichen.

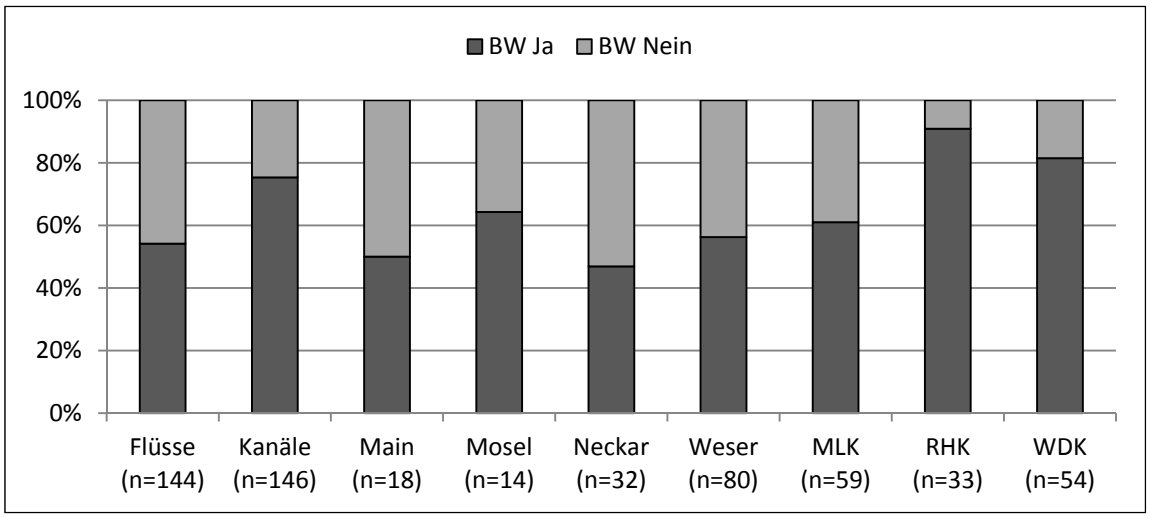


Abbildung 9: Anteil der Schiffe, die auf den unterschiedenen Wasserstraßen mit (dunkelgrau) und ohne (hellgrau) Ballastwasser (BW) fahren. Unterschieden wurden dabei Flüsse (Main, Mosel, Neckar und Weser) und Kanäle (Mittellandkanal (MLK), Rhein-Herne-Kanal (RHK) und Wesel-Dattel-Kanal (WDK)).

Schlussfolgerung und Ausblick

Abschließend lässt sich feststellen, dass Binnenschiffe als Vektoren für die Einfuhr und Ausbreitung von Neobiota grundsätzlich eine Rolle spielen könnten. Das Schiffsfouling unterschied sich deutlich zwischen den untersuchten Schiffen, wobei die Nischenbereiche am Schiffsrumpf das höchste LoF aufwiesen. Momentan laufen weitere Beprobungen von Sportbooten in unterschiedlichen Yachthäfen an Mosel, Lahn und der Ostseeküste mit simultaner Befragung der Schiffsführer hinsichtlich Pflege und Fahrtprofil. Dies soll bestehende Kenntnislücken zum Zusammenhang zwischen der Ausbreitung von Neobiota und der Nutzungs- und Pflegeintensität von Sportbooten schließen. Das Ballastwasser von Binnenschiffen soll in einem weiteren Schritt hinsichtlich lebender Organismen genauer analysiert werden. Es bestehen also noch viele offene Fragen bei der Beurteilung der Binnenschiffe als Vektor für die Einschleppung und Ausbreitung von Neobiota.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des BMVI-Expertennetzwerkes durchgeführt und sind Bestandteil des Schwerpunktthemas Neobiota in dem Themenfeld 2. Wir danken allen Schiffsführern, die an der Umfrage teilgenommen haben, dem Schleusenpersonal für die Verteilung des Fragebogens und den Werften für die Möglichkeit, die Schiffsrümpfe im Trockendock zu beproben und unsere zahlreichen Fragen zu beantworten. Esther Behring danken wir für die Mithilfe bei der Probennahme und der anschließenden taxonomischen Bestimmung.

Literatur

Carlton, J. T. (1985): Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: The biology of ballast water. Oceanography and Marine Biology. An Annual Review 23: 313–371.

Emde, S., S. Rueckert, H. W. Palm and S. Klimpel (2012): Invasive Ponto-Caspian Amphipods and Fish Increase the Distribution Range of the Acanthocephalan *Pomphorhynchus tereticollis* in the River Rhine. Plos One 7(12).

Flagella, M. M. and A. A. Abdulla (2005): Ship ballast water as a main vector of marine introductions in the Mediterranean Sea. WMU Journal of Maritime Affairs 4(1): 95-104.

Floerl, O., G. J. Inglis and B. J. Hayden (2005): A risk-based predictive tool to prevent accidental introductions of nonindigenous marine species. Environmental Management 35(6): 765-778.

Floerl, O., S. Wilkens and G. Inglis (2010). Development of a Template for Vessel Hull Inspections and Assessment of Biosecurity Risks to the Kermadec and sub-Antarctic Islands Regions NIWA Report no. CHC2010-086. D. Conservation. Christchurch, New Zealand, National Institute of Water and Atmospheric Research Ltd.

Gittenberger, A., K. H. Wesdorp and M. Rensing (2017). Biofouling as a transport vector of non-native marine species in the Dutch Delta, along the North Sea coast and in the Wadden Sea. t. N. F. a. C. P. S. A. Office for risk assessment and research, GiMaRis.

Gollasch, S. (2002): The importance of ship hull fouling as a vector of species introductions into the North Sea. Biofouling 18(2): 105-121.

Hansen, M. J. and A. P. Clevenger (2005): The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. Biological Conservation 125(2): 249-259.

Hentschel, E. (1923): Der Bewuchs an Seeschiffen. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 11(3-4): 238-264.

Hewitt, C., G. S. and D. Minchin (2009). The vessel as vector - biofouling, ballast water and sediments Biological invasions in marine ecosystems: ecological, management and geographic perspectives. G. Rilov, Crooks, J. A. Germany, Springer**:** 117-131.

Hulme, P. E. (2009): Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. Journal of Applied Ecology 46(1): 10-18.

IMO (2005). Ballast Water Management Convention. . London, International Maritime Organization**:** 138.

IMO (2011). Guidelines for the control and management of ships' biofouling to minimize the transfer of invasive aquatic species. resolution MEPC.207(62). I. M. Organization.

Lenz, J., Andres, H.-G., Gollasch, S., Dammer, M. (1996). Einschleppung fremder Organismen in Nord- und Ostsee: Untersuchungen zum ökologischen Gefahrenpotential durch den Schiffsverkehr. Umweltbundesamt.

Leuven, R. S. E. W., G. van der Velde, I. Baijens, J. Snijders, C. van der Zwart, H. J. R. Lenders and A. bij de Vaate (2009): The river Rhine: a global highway for dispersal of aquatic invasive species. Biological Invasions 11(9): 1989-2008.

Mayer, S., A. Rander, K. Grabow and A. Martens (2009): Binnenfrachtschiffe als Vektoren der Quagga Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov) im Rhein (Bivalvia: Dreissenidae. Lauterbornia 67: 63-67.

McCollin, T. and L. Brown (2014): Native and non native marine biofouling species present on commercial vessels using Scottish dry docks and harbours. Management of Biological Invasions 5(2): 85-96.

Rander, A., Mayer, S., Grabow, K., Martens, A. (2009): Die Scherenassel *Tanais dulongii* (Audouin) an Binnenfrachtschiffen im Oberrhein (Crustacea: Tanaidacea). Lauterbornia 67: 47-51.

Schöll, F., A. Haybach and T. O. Egger (2015). Aquatische Neozoen (Makrozoobenthos) in Fließgewässern Deutschlands. Handbuch Angewandte Limnologie 32. Erg**:** 1-24.

Schultz, M. P., J. A. Bendick, E. R. Holm and W. M. Hertel (2011): Economic impact of biofouling on a naval surface ship. Biofouling 27(1): 87-98.

Seebens, H., N. Schwartz, P. J. Schupp and B. Blasius (2016): Predicting the spread of marine species introduced by global shipping. Proc Natl Acad Sci U S A 113(20): 5646-5651.

Sylvester, F., O. Kalaci, B. Leung, A. Lacoursière-Roussel, C. C. Murray, F. M. Choi, . . . H. J. MacIsaac (2011): Hull fouling as an invasion vector: can simple models explain a complex problem? Journal of Applied Ecology 48(2): 415-423.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Empfehlungen für den naturnahen Einsatz von Holz in Bächen und kleinen Flüssen des Norddeutschen Tieflands

Michael Seidel

Hochschule Magdeburg – Stendal, Breitscheidstr. 2, 39114 Magdeburg, Michael.Seidel@hs-magdeburg.de

Keywords: Totholz, Makrozoobenthos, Wasserrahmenrichtlinie, impulsgebende Maßnahmen, Strömungslenker, Driftholz

Einleitung

Holz hat in Fließgewässern durch die Aktivierung fließgewässertypischer Prozesse wie Korngrößensortierung und Stoffretention ein großes Potential zur Zustandsverbesserung nach EG-WRRL. Dennoch wird es nach wie vor zu wenig in den Gewässern belassen bzw. eingebracht, und das Potential nur unzureichend genutzt. Eine wesentliche Ursache scheint u.a. das Fehlen konkreter Vorgaben zu sein. Ziel war es daher, auf Grundlage des aktuellen Wissenstands sowie ergänzenden Untersuchungen Handlungsempfehlungen für den naturnahen Einsatz von Holz in Tieflandbächen zu erstellen. Die ergänzenden Untersuchungen umfassten Arbeiten zum (1) Einfluss von überwiegend natürlichem Holzeintrag auf die Zustandsbewertung beim Makrozoobenthos, (2) zur Wirkung von Strömungslenkern aus Holz auf die Morphodynamik, das Makrozoobenthos und Fische, (3) zur Retention von Driftholz an Strömungslenkern aus Holz und (4) zur Beschreibung der Lage, Menge und Verteilung natürlicher Holzstrukturen.

Ziele, Methoden und Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen

(1) Wirkung von Holz auf die Zustandsbewertung nach EG WRRL für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos

Kernfrage war es, ob sich die ökologischen Wirkungszusammenhänge zwischen Holz und Organismen des Makrozoobenthos auch in der Zustandsbewertung nach EG WRRL feststellen lassen. Insbesondere sollte geprüft werden, ob moderat belastete Gewässer im mäßigen ökologischen Zustand allein durch Holz einen guten ökologischen Zustand erreichen können.

Dazu wurden in den Jahren 2013 und 2014 im Bundesland Brandenburg insgesamt 31 Fließgewässerstrecken mit Holz untersucht und mit jeweils einer oberhalb liegenden Strecke ohne Holz verglichen. Die Strecken waren auf die LAWA Gewässertypen 11, 12, 14, 15, 15g, 16, 17 und 21 verteilt. Es wurden die Holzmenge sowie die Gewässerstruktur kartiert und Organismen des Makrozoobenthos nach PERLODES beprobt.

Der Deckungsgrad von Holz auf der Sohle entsprach im Mittel 15 %, das Holzvolumen 0,56 m³ je 100 m² Sohle. Holz wirkte auf die Zustandsbewertung insgesamt unabhängig von Gewässertyp und -größe. Die Fließgewässerstruktur wurde um eine Zustandsklasse verbessert, von „mäßig“ zu „gering verändert“. Die Verbesserungen traten vor allem bei der Sohle auf. Die Zustandsbewertung beim Makrozoobenthos wurde in 45 % (N = 14) der untersuchten Strecken um mindestens eine

Klasse verbessert. Davon entsprach die Verbesserung in 26 % aller Fälle (N = 8) einer Zustandsveränderung von „unbefriedigend“ oder „mäßig“ zu „gut“. Wesentliche Verbesserungen traten bei den Taxazahlen der Köcherfliegen und bei der prozentualen Häufigkeit der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen auf. Die entsprechenden Metriks wurden in den Strecken mit Holz um eine halbe bis zwei Zustandsklassen besser bewertet.

(2) Wirkung impulsgebender Maßnahmen mit Holz als Strömungslenker

Es wurde der Frage nachgegangen, ob der Einbau von Strömungslenkern aus Holz leitbildkonform ist und den natürlichen Eintrag von Holz ersetzen kann.

Dafür wurden in den Jahren 2013 bis 2016 insgesamt 7 Strecken sand- und kiesgeprägter Tieflandbäche mit impulsgebenden Maßnahmen untersucht und mit jeweils einer Kontrollstrecke verglichen. Alle Strecken lagen im Bundesland Schleswig-Holstein. Es wurden die Gerinnevariabilität, Gerinneform und Sinuosität vermessen, das Sohlsubstrat kartiert und Makrozoobenthos und Fische nach EG WRRL beprobt.

Die impulsgebenden Maßnahmen haben durch die Bildung von Kolken die Tiefenvariabilität der Gewässersohle gesteigert. Der Variationskoeffizient der Tiefe im Längsprofil stieg von 0,17 auf 0,30. Der relative Abstand der Kolke sank von 14,3 auf 6,8. Die Sinuosität, das Querprofil und das Sohlsubstrat wurden kaum beeinflusst. Für den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos wurde für die als „unbefriedigend“ bewerteten kiesgeprägten Bäche eine Tendenz zur Verbesserung um eine halbe Zustandsklasse gefunden. Hauptursache war eine deutliche Abnahme der Litoral- und Pelalbesiedler durch die zusätzlich zu den Strömungslenkern eingebauten Furten. Die fischbiologischen Untersuchungen ließen keine eindeutige Wirksamkeit der impulsgebenden Maßnahmen auf die kleinräumige Verteilung der Fischfauna sowie die Zustandsbewertung erkennen.

Als eine Ursache für die geringe Verbesserung werden die auch nach den Maßnahmen bestehenden hydromorphologischen Unterschiede zum Leitbild vermutet. Diese lagen bei der im Vergleich zu natürlichen Holzstrukturen geringeren Eignung der Strömungslenker als Habitat selbst und bei den fehlenden Veränderungen auf Mikrohabitatebene. So bildeten die Strömungslenker kaum besiedelbares Hartsubstrat für die Organismen des Makrozoobenthos, und keinen Unterstand oder Sichtschutz für Fische. Zudem wurden die Strömungslenker nur mit einem geringen Verbauungsgrad errichtet, weshalb deutliche Veränderungen der Morphodynamik durch tiefere Kolke oder Ufererosion ausblieben. Wichtiger Grund für die geringen Verbesserungen des ökologischen Zustands waren aber vermutlich auch Stressoren auf Einzugsgebietsebene, z.B. die Kolmation der kiesigen Bereiche durch anthropogen erhöhten Feinsedimenteintrag und die geringe Retention von grobem organischem Material wie Laub und Driftholz. Diese Stressoren überlagerten Veränderungen auf Meso- und Mikrohabitatebene durch die Maßnahmen und führten auch dazu, dass diese nicht leitbildkonform wirken konnten.

(3) Retention und Umlagerung von Driftholz an Holzeinbauten

Kernfrage war es, inwiefern der Einbau von Holz die Dynamik und Retention von Driftholz, und damit auch die Holzmenge in einer Gewässerstrecke beeinflussen kann.

Die Untersuchungen zur Beantwortung der Kernfrage erfolgten in einem kiesgeprägten Tieflandfluss an einer Maßnahmenstrecke mit 12 Stämmen, die als Strömungslenker errichtet waren, und mit 6 Stämmen, die quer auf der Sohle lagen. Vergleichende Untersuchungen wurden auch in einer Kontrollstrecke durchgeführt. Der Zeitraum der Arbeiten erstreckte sich vom Zustand vor dem Holzeinsatz in 2007 bis 10 Jahre nach Holzeinsatz in 2017. In diesem Zeitraum wurden die Holzmenge kartiert, Hölzer markiert und die Verlagerung über die Jahre beobachtet, Versuche zum Transport und

der Anlagerung eingebrachter Hölzer durchgeführt und Fische und Makrozoobenthos nach EG WRRL beprobt.

Durch den Holzeinsatz wurde die Holzmenge auf ein naturnahes Holzvolumen von ca. 0,65 m³ und eine Holzoberfläche von ca. 8 m² je 100 m² Sohlfläche erhöht. Die Anlagerung von Driftholz steigerte die Holzmenge innerhalb von 4 Jahren weiter auf ca. 0,9 m³ und 24 m² je 100 m² Sohlfläche und war zum 10. Jahr nahezu unverändert. Es wurde vor allem kleines Astholz angelagert, das zu 90 % kürzer als 2,1 m war (N = 4494 von 4988). Die Zusammensetzung zwischen dem eingebauten, lagestabilen und groben Stammholz und dem überwiegend mobilen und feinen Astholz wurde durch die Holzanlagerung leitbildkonformer.

Die Mobilität der angelagerten Hölzer war sehr hoch. Zwischen dem 3. und 4. Jahr nach Holzeinsatz wurden 67 % der Hölzer ausgetragen. Zwischen dem 3. und 10. Jahr waren es 95 %. Die Holzmenge nahm dennoch zu, da der Eintrag den Austrag überwog. Holz akkumulierte also nicht in der Strecke, sondern unterlag permanenter An- und Umlagerung. Die Retention von Driftholz wurde vor allem durch Einbauten gefördert, die bei Mittelwasser noch über den Wasserspiegel ragten und Holz bei Hochwasser anlagerten. Verklausungen traten nur kurzfristig durch die Anlagerung eines großen Stammes auf, der sukzessive durch die Strecke transportiert wurde. Der Fließquerschnitt wurde durch die zusätzliche Holzanlagerung nur unwesentlich verringert.

Verbesserungen der Ökologie traten für das Makrozoobenthos durch die Steigerung der besiedelbaren Holzoberfläche auf. Die Taxazahl und Abundanz auf Holz war bei den wertgebenden EPT-Taxa um das 10 und 7-fache höher als im dominierenden Substrat Sand. Die Zustandsbewertung nach PERLODES wurde dadurch im Modul Allgemeine Degradation von „gut“ auf „sehr gut“ verbessert. Für die Zustandsbewertung der Fische wurde keine Veränderung des „schlechten“ Zustands festgestellt.

(4) Empfehlungen für die Gewässerentwicklung mit Holz in Bächen und kleinen Flüssen des Norddeutschen Tieflands

Ziel war es, Handlungsempfehlungen für das Belassen und den Einsatz von Holz in Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes zu erstellen. Dazu sollten der aktuelle Wissensstand zu Holz in Tieflandfließgewässern aufbereitet, und mit den eigenen Untersuchungen aus den Untersuchungen (1) bis (3) verknüpft werden.

Die Recherche zu den gesetzlichen Grundlagen ergab, dass grundsätzlich ein vermehrtes Belassen von Holz und eine Abwendung von der konventionellen Gewässerpflege hin zur Gewässerentwicklung möglich bzw. auch erforderlich ist. Ob der Holzeinsatz im Rahmen der Gewässerunterhaltung oder als Gewässerausbau erfolgen kann bzw. sollte muss im Einzelfall geprüft werden.

Gefahren durch Holz in Fließgewässern gehen von der Bildung von Verklausungen an neuralgischen Punkten aus, auch im Tiefland. Diese Gefahren sind im Vergleich zu Fließgewässern im Gebirge hinsichtlich der Häufigkeit und Intensität aber deutlich geringer. Holz sollte im Sinne der Gewässerentwicklung daher nicht pauschal und flächendeckend entnommen werden. Die Entnahme sollte sich auf gefährdete Strecken bzw. neuralgische Punkte und auf potentiell gefährliches Holz beschränken. Eine potenzielle Gefahr geht vor allem von instabilen Hölzern aus, die länger sind als die Breite einer unterhalb liegenden Engstelle. Alternativen zur Holzentnahme sind die Einrichtung von Übergangsstrecken, die Errichtung von Driftholzfängern sowie die Anpassung der Lage oder Fixierung der Hölzer.

Neben Unsicherheiten beim Gefahrenpotential durch die Bildung von Verklausungen ist ein wesentlicher Hinderungsgrund für das Belassen und den Einbau von Holz nach wie vor die Schwierigkeit

des hydraulischen Nachweises. Die Berechnung über die Fließformel nach Darcy-Weisbach und das Überlagerungskonzept nach Einstein-Horton scheinen derzeit die praktikabelste Lösung zu sein.

Prinzipiell hat die Förderung des natürlichen Holzeintrags durch die Anlage uferbegleitender Gehölzstreifen Priorität gegenüber dem Einbau. Der Einbau von Holz sollte vor allem unterstützend oder als zwischenzeitliche Überbrückung erfolgen, so lange wie ein natürlicher Holzeintrag nicht gegeben ist. Für Empfehlungen zum Einbau von Holz wurden hohe, mittlere und geringe Restriktionen, z.B. aus dem Umfeld und hinsichtlich des Hochwasserschutzes unterschieden. Diese wurden wie folgt definiert:

Hoch - Sohl- und Ufererosion sowie Wasserstandsanhebung nicht tolerierbar.

Mittel - Lokale Sohlerosion und leicht erhöhte Wasserstände tolerierbar.

Gering - Lokale Sohl- und Ufererosion sowie leicht erhöhte Wasserstände tolerierbar.

In abnehmender Richtung der Restriktionsgrade wurden für den Holzeinbau die Maximalziele der Förderung der Korngrößensortierung, Sohldynamik und Laufentwicklung definiert (Tab. 1). Für diese Ziele des Holzeinsatzes wurden Empfehlungen für einen möglichst naturnahen Holzeinsatz entwickelt, der zudem einen zusätzlichen natürlichen Holzeintrag berücksichtigt. Grundlage der Empfehlungen sind Angaben zum Holzvolumen, dem Deckungsgrad, der Anzahl an Stämmen sowie der Verbauungsgrad von Holzeinbauten und deren Lage zur Fließrichtung (Tab. 1). Diese Angaben sind an die verschiedenen Restriktionsgrade angepasst, so dass unter den gegebenen Bedingungen ein möglichst wirkungsvoller Holzeinbau erfolgen kann. Ergänzt werden die Angaben durch die Kategorisierung von 6 Grundtypen natürlicher Holzstrukturen, die Vorgaben für naturnahe Holzeinbauten darstellen (Abb. 1).

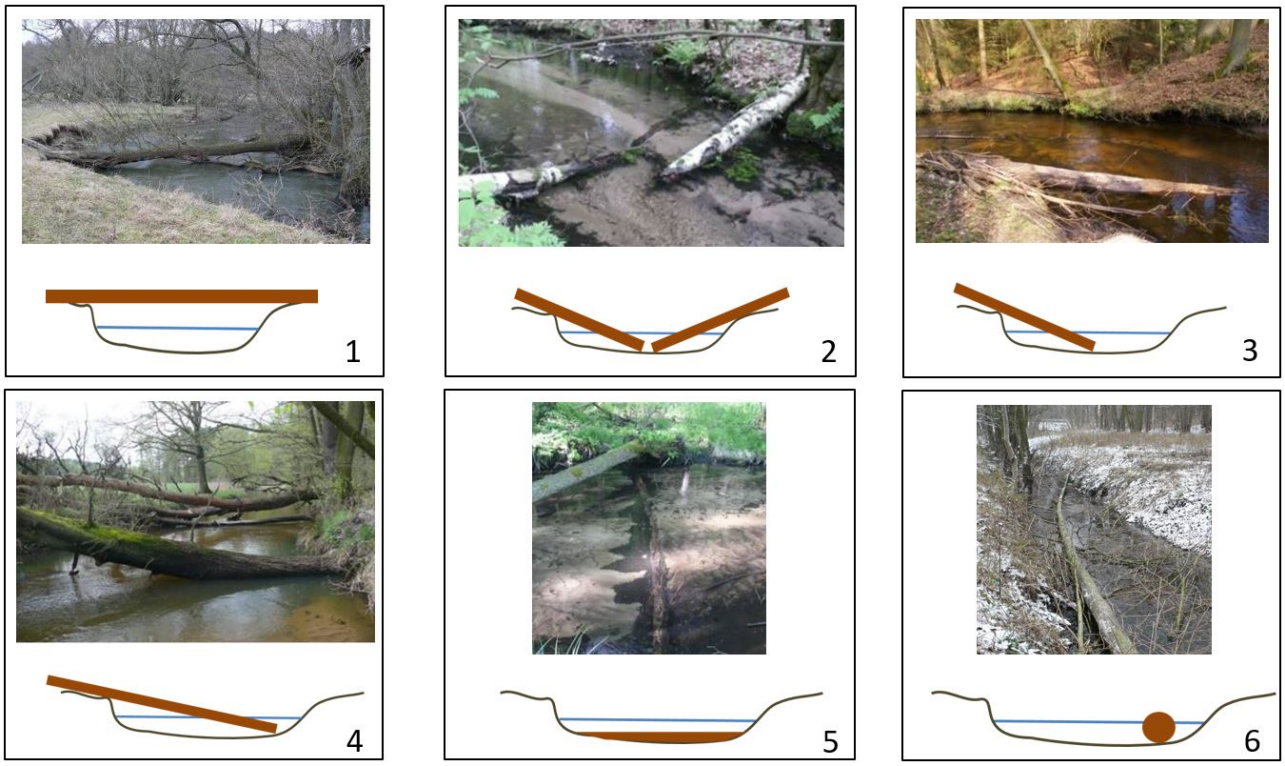


Abb. 1: Kategorisierung von sechs Grundtypen natürlicher Holzstrukturen als Grundlage für den naturnahen Holzeinbau.

Tab. 1: Planungsrelevante Parameter für den Einbau von Holz in Strecken unter hohen, mittleren und geringen Restriktionen. Je nach Grad der Restriktion wurden die Maximalziele Korngrößensortierung, Sohldynamik und Laufentwicklung definiert, die durch den Holzeinbau entsprechend der vorgegeben Parameter erreichbar sind.

Einbauparameter	Hohe Restriktionen	Mittlere Restriktionen	Geringe Restriktionen
	Korngrößensortierung	Sohldynamik	Laufentwicklung
Volumen [m³ je 100m²]	-	0,2 - 0,4	> 0,5
Anzahl Stämme [N]	3 - 6	2 - 5	4 - 7
Deckungsgrad [%]	1 - 5 %	5 - 25	5 - 25
Verbauungsgrad [-]	< 10	10 - 30	> 30
Winkel [°]	< 30	30 - 60	-
Überströmung bei…	Basisabfluss	MQ	MHQ

Schlussfolgerung

Die Ergebnisse zeigen ein grundsätzlich hohes Potential von Holz in der Entwicklung von Fließgewässern im Tiefland und zur Erreichung der Ziele der EG WRRL für die Bewertungskomponente Makrozoobenthos. Der Einbau von Holz sollte möglichst naturnah erfolgen, um die natürlichen Funktionen von Holzstrukturen zu imitieren. Priorität vor dem Einbau sollte aber die Duldung und Förderung des natürlichen Eintrags von Holz in Fließgewässer haben. Dadurch wird der natürliche Austrag von Holz aus einer Strecke durch neuen Eintrag kompensiert und die ökologische Wirkung natürlicher Holzstrukturen, aber auch von Holzeinbauten durch die Anlagerung von Driftholz zusätzlich gefördert.

Wissenslücken betreffen nach wie vor Möglichkeiten zur Reduzierung des Gefahrenpotenzials durch die Bildung von Verklausungen, insbesondere aber die Berechnung der hydraulischen Wirkung von Holz. Für den Einsatz und das Belassen von Holz ist daher nach wie vor die Entwicklung eines praktikablen Berechnungsansatzes notwendig, über den gesicherte hydraulische Nachweise von Gerinnen mit Holz geführt werden können. Wesentlich für den Berechnungsansatz sind vor allem Kenntnisse zu Abständen und Anordnungen natürlicher Holzstrukturen zueinander und Kenntnisse zu den Fließwiderständen natürlicher, holzreicher Gerinne.

Danksagung

Der Beitrag ist eine Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse meiner Dissertation. Ich danke meinen beiden Gutachtern Prof. Dr. rer. nat. habil. Michael Mutz (BTU Cottbus-Senftenberg) und Prof. Dr. rer. nat. habil. Volker Lüderitz (Hochschule Magdeburg-Stendal) für Ihre großartige Unterstützung, und insbesondere für die vielen konstruktiven Diskussionen. Der Kurt Lange Stiftung danke ich für die Förderung eines sehr fachnahen Projektes, das mir die parallele Bearbeitung der Dissertation sehr gut ermöglichte. Dr. Matthias Brunke (LLUR Schleswig-Holstein) und Jörg Schönfelder (LfU Brandenburg) danke ich für die Möglichkeit der Bearbeitung zweier Projekte, aus deren wissenschaftlicher Weiterbearbeitung wesentliche Teile der Dissertation entstanden sind.

Literatur

Seidel, M. (2017): Naturnaher Einsatz von Holz zur Entwicklung von Fließgewässern im Norddeutschen Tiefland. Dissertation BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz. Eingereicht am 29.09.2017.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Predator-prey-dynamics in coupled plankton-biofilm systems: The importance of trait variability

Claudia Seiler[1], Ellen van Velzen[2], Thomas R. Neu[1], Ursula Gaedke[2], Thomas U. Berendonk[3], Markus Weitere[1]

[1] Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ, Department of River Ecology, Brückstraße 3A, 39114 Magdeburg, claudia.seiler@ufz.de

[2] University of Potsdam, Ecology and Ecosystem Modelling, Maulbeerallee 2, 14469 Potsdam

[3] Technische Universität Dresden, Institute of Hydrobiology, Zellescher Weg 40, 01217 Dresden

Biofilm formation in bacteria is considered a mechanism to avoid protozoan grazing. However, a closer look shows that this assumption is mainly based on experiments with suspension feeding protozoans. The large diversity of protozoan feeding traits has not yet been considered adequately. We hypothesize that biofilms do not provide grazing resistance in general; since specialization among feeding preferences (i.e., either on plankton or biofilm bacteria) can occur. We assume that the presence of such specialized predators leads to the biomass accumulation of the non-preferred prey phenotype, which can be either plankton or biofilm bacteria (depending on the type of the predator). We combined short-term batch experiments with mathematical modeling, considering the bacterium Pseudomonas putida and either the suspension feeding ciliate Paramecium tetraurelia or the surface-feeding amoeaba Acanthamoeba castellanii. We conducted two types of experiments (starting with either only planktonic bacteria or with additional pre-grown biofilms) whereby plankton and biofilm prey was exposed to either one or both predators. We found that either bacterial biofilm or planktonic prey could act as grazing defended phenotype accumulating high amounts of biomass whereas the biomass of the corresponding phenotype was strongly reduced. This was consistently shown in both experiments and matches model predictions. Interestingly, on the one hand biofilm formation was even stimulated in relation to the grazer free control when exposed to the suspension-feeding grazer. On the other hand, the densities of planktonic cells were not stimulated above the control level when exposed to the surface feeder. The stimulation of the biofilm prey phenotype was not predicted by the model suggesting additional mechanisms that stimulate biofilm formation besides selective feeding. Overall, our results show that grazing resistance is a matter of the functional feeding trait of the grazer rather than a biofilm-specific property. Given the large functional diversity of grazers in natural habitats, we have to consider the interplay between grazer traits and bacterial phenotypes to understand the role of grazing resistance.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Mobilisierung von gelöstem organischem Kohlenstoff aus bewaldeten Einzugsgebieten – neue Erkenntnisse vom Lehstenbach im Fichtelgebirge

Benny Selle[1], Klaus-Holger Knorr[2]& Gunnar Lischeid[3]

[1] Beuth Hochschule für Technik Berlin, Fachbereich für Bauingenieur- und Geoinformationswesen, Luxemburger Str. 10, 13353 Berlin, bselle@beuth-hochschule.de [2] Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie, Heisenbergstr. 2, 48149 Münster, kh.knorr@uni-muenster.de [3] Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V., Institut für Landschaftswasserhaushalt, Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg, lischeid@zalf.de

Keywords: Wasserqualität, Talsperren, Multivariate Statistik

Einleitung

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) wird in deutschen Mittelgebirgseinzugsgebieten hauptsächlich bei Regenereignissen aus ufernahem Böden in Oberflächengewässer eingetragen (Musolff et al. 2017a). Zahlreiche Mittelgebirgsbäche fließen in Deutschland durch Talsperren und werden zur Wasserversorgung genutzt. Während der letzten Jahrzehnte beobachtete man, dass DOC-Konzentrationen in vielen deutschen Talsperrenzuflüssen anstiegen. Ansteigende DOC-Gehalte verursachen zusätzliche Kosten bei der Wasseraufbereitung.

Doch nicht nur in Deutschland wurde während der letzten Jahrzehnte eine zunehmenden DOC-Mobilisierung beobachtet, sondern auch in zahlreichen Oberflächengewässern auf der gesamten Nordhalbkugel (Worrall et al. 2003). Aufgrund der Großräumigkeit und praktischen Relevanz des Phänomens gibt es zahlreiche publizierte Forschungsarbeiten zu dem Thema. Die wohl prominenteste Arbeit veröffentlichten Monteith et al. (2007). Das Autorenkollektiv stellte einen statistischen Zusammenhang zwischen der Stärke des langfristigen Rückgangs von Sulfat- und Chloridkonzentrationen und der Zunahme von DOC-Konzentrationen in Oberflächengewässern Nordamerikas und – europas fest. Es wurde geschlussfolgert, dass die rückläufigen Sulfat- und Chloriddepositionen zu einer verbesserten Löslichkeit von DOC infolge steigender pH-Werte und abnehmender Ionenstärke führte.

Der Erstautor dieses Beitrages untersuchte zusammen mit Fachkollegen die Ursachen des DOC Anstieges in deutschen Talsperrenzuflüssen. Dabei wurde- wie von Monteith et al. (2007) - ein Zusammenhang zur atmosphärischen Deposition gefunden, allerdings nicht zu den Schwefel- sondern zu den Stickstoffdepositionen. Außerdem wurde ein anderer Wirkungszusammenhangvermutet, nämlich die DOC-Freisetzung durch Eisenreduktion, möglicherweise ausgelöst durch rückläufige Nitratkonzentrationen in den bachnahen Böden. Aus der Veröffentlichung dieser Forschungsergebnisse (Musolff et al. 2017a) entwickelte sich eine rege wissenschaftliche Diskussion (Kalbitz et al. 2017; Musolff et al. 2017b), wobei geschlussfolgert wurde, dass man gemeinsam weiter forschen muss, um die Wirkungszusammenhänge noch besser zu verstehen.

In dem Beitrag berichten wir, wie man mit statistischen Modellen, den *Generalised Additive Models* (GAM), die Mobilisierung von DOC aus bewaldeten Mittelgebirgseinzugsgebieten besser beleuchten kann.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Lehstenbach Einzugsgebiet im Fichtelgebirge hat ähnliche Merkmale wie die bereits in Musolff et al. (2017a) untersuchten deutschen Mittelgebirgseinzugsgebiete. Es ist vollständig bewaldet. Bei Höhenlagen um 800 m ü. NN gibt es Moorflächen, welche bei Regenereignissen Wasser und DOC in den Bach einspeisen. Es waren Langzeitmessungen für Gebietsabflüsse und für die Konzentrationen zahlreicher Wasserinhaltsstoffe verfügbar. Außerdem wurden die Stoffumsätzen in Boden und Grundwasser bereits umfangreich untersucht (Lischeid 2008; Knorr 2013).

Generalised Additive Models (GAM)

Wir verwendeten für die Analyse von Zeitreihen des Lehstenbaches die nicht-lineare Regressionsmethode GAM. Ich möchte die Grundidee dieser Methode im Folgenden kurz skizzieren. GAM ähnelt einer multiplen linearen Regression in seinem additiven Charakter: Man summiert die Effekte verschiedener Einflussvariablen, um eine Zielgröße zu erklären. Bei drei Variablen und einer multiplen linearen Regression kann man sich den Zusammenhang als Ebene vorstellen, welche durch die Beobachtungsdaten gelegt wird (Abbildung 1, links). So erhält man den kombinierten Effekt der Einflussvariablen X_1 und X_2 auf die Zielgröße Y; man kann die Effekte aber auch einzeln bestimmen. Wenn die Messwerte nicht in einer Ebene liegen, ist ein lineares Modell ungeeignet, denn die Zusammenhänge zwischen den Variablen werden dann ungenau abgebildet. Das soll in Abbildung 1 der Fall sein: Der Zusammenhang lässt sich durch eine unebene Oberfläche besser annähern (Abbildung 1, rechts). Die Linearkombination von X_1 und X_2 in der multiplen linearen Regression wird durch die Summe der glatten Funktionen $s(X_1)$ und $s(X_2)$ ersetzt. Die Effekte bleiben bei GAM additiv und können somit separat betrachtet werden.

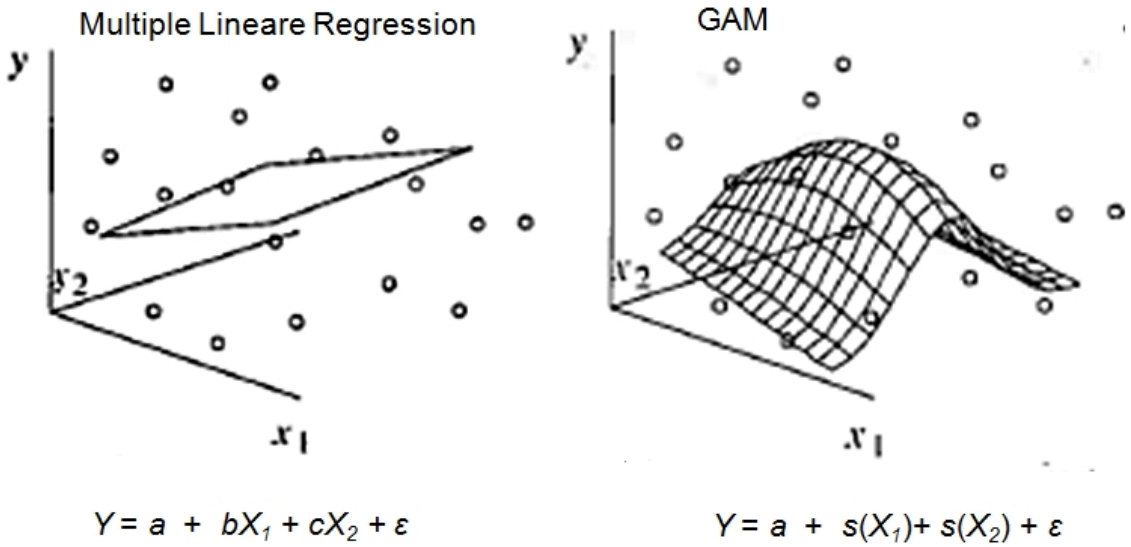


Abb. 1: Prinzip der *Generalised Additive Models* (GAM) im Vergleich zur multiplen linearen Regression, verändert nach Hastie & Tibshirani (1990).

Wir wendeten GAM auf Konzentrationszeitreihen des Lehstenbachs an, wobei die gemessenen Daten zunächst in drei nicht-lineare Komponenten zerlegt wurden, welche aufsummiert – bis auf einen zufälligen Modellfehler – die Beobachtungen reproduzierten. Die Komponenten waren ein langfristiger Trend, ein wiederkehrender Jahresgang sowie kurzfristige Konzentrationsschwankungen – verursacht durch die Mischung verschiedener Abflusskomponenten mit charakteristischen Konzentrationen. Diese Methodik wurde bereits in Musolff et al. (2017a) angewendet. Hier analysierten wir mit

GAM - neben DOC - gelöstes Gesamteisen, Nitrat und Sulfat. Zusätzlich verwendeten wir einen alternativen Ansatz der GAM-Analyse, wobei hier sowohl DOC als auch Eisenkonzentrationen durch die anderen gemessen Wasserinhaltsstoffe und den Abfluss erklärt wurden.

Ergebnisse und Diskussion

Wir fanden für den Lehstenbach auf allen drei Zeitskalen einen engen Zusammenhang zwischen Eisen und DOC. Nitrat spiegelt die Dynamik von Eisen und DOC auf allen drei Zeitskalen: Wenn Nitrat sank, stiegen DOC und Eisen an. Sulfat zeigte eine Dynamik, die inkonsistent war mit den Schwankungen der übrigen drei Stoffe. Interessant ist, dass die Sulfatkonzentrationen im Lehstenbach seit Anfang der 1990er Jahre absanken, obwohl DOC und Eisen erst später nämlich gegen Ende der 1990er Jahre anstiegen. Nitrat zeigte im Gegensatz zum Sulfat einen Trend, der dem von Eisen und DOC ähnelte. Die Analyse der Daten vom Lehstenbach bestätigten die DOC-Mobilisierung durch Eisenreduktion und damit die Forschungsergebnisse von den Talsperrenzuflüssen (Musolff et al. 2017a). Unsere Interpretation wurde durch Untersuchungen von Knorr (2013) unterstützt, welcher im Porenwasser der bachnahen Moorböden zeitlich und räumlich ähnliche Muster von DOC und Eisen(II) beobachtete. Es blieb jedoch unklar, wie Eisen und DOC nach der Mobilisierung zum Bach gelangten. Diese Prozesse mussten in den Beobachtungen enthalten sein, da die Konzentrationszeitreihen im Bachwasser gemessen wurden. Die beobachteten Muster im Bachwasser bildeten also wahrscheinlich nicht nur die Mobilisierungsprozesse im Torfkörper ab, sondern wurden durch weitere Prozesse beim Übergang vom anaeroben Porenwasser ins aerobe Bachwasser überprägt.

In einem zweiten Schritt interpretierten wir die DOC-Konzentrationen neu, wobei diese nun durch Konzentrationen anderer Wasserinhaltsstoffe sowie den Durchfluss modelliert wurden. Es bestätigten sich die bereits bekannten Zusammenhänge mit dem Durchfluss und den Eisen-Konzentrationen. Ebenfalls war ein Anstieg von DOC zu erkennen, wenn Nitratkonzentrationen von etwa 3 mg/L im Bachwasser unterschritten wurden. Interessant ist außerdem der Einfluss des pH Wertes: Im beobachten Bereich zwischen 3,5 und 6 nahmen die DOC Konzentrationen mit zunehmendem pH ab. Dies spricht gegen den von Monteith et al. (2007) publizierten Mobilisierungsmechanismus, wonach die ansteigenden DOC Gehalte durch höheren pH erklärt werden. Es spricht wohl eher für eine Komplexierung von Eisen und DOC im Bachwasser, weil bei niedrigem pH mehr Komplexe in Lösung gehalten werden können als bei höherem pH (Neubauer et al. 2013). Die Komplexierung funktioniert bei höherem pH zwar besser, weil Huminsäuren dann dissoziiert vorliegen und als negativ geladenen Teilchen Kationen komplexieren können; die Komplexe werden dann aber wahrscheinlich zu groß und flocken aus. Unsere Hypothese der Komplexierung als dominanter Transportmechanismus wurde von der GAM-Analyse des Eisens bestätigt. Hier zeigt sich nur eine schwache Abhängigkeit vom Gebietsabfluss, welche durch den starken Einfluss vom DOC kompensiert wird. Wir interpretierten, dass Eisen mit dem DOC transportiert wird und deshalb nicht so stark wie DOC vom Durchfluss abhängt. Die Zusammenhänge von Eisen mit Nitrat und dem pH Wert waren erwartungsgemäß ähnlich wie beim DOC.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Unsere Erkenntnisse vom Lehstenbach lassen sich wie folgt zusammenfassen. In bewaldeten Mittelgebirgseinzugsgebieten stellt die atmosphärische Deposition einen wichtigen Eintrag von N dar. Wenn die N-Deposition zurückgeht, findet vermehrt Eisenreduktion statt, v.a. während der Vegetationsperiode, wenn relativ wenig Nitrat in den bachnahen Böden verfügbar ist. Da an den Eisen(III)

Mineralen im Boden oft DOC sorbiert ist, werden diese Stoffe bei Eisenreduktion freigesetzt. Möglicherweise kann über den gleichen Mechanismus auch P und Arsen freigesetzt werden. Beim Transport - nicht aber bei der Mobilisierung von Eisen und DOC - spielt dann aber die Komplexierung von Eisen und DOC die Hauptrolle.

Literatur

Hastie, T. J., Tibshirani, R. J. (1990): Generalized Additive Models. Chapman and Hall/CRC, London: 335 S.

Kalbitz, K., Kaiser, K., McDowell, W. H. (2017): Nitrate decline unlikely to have triggered release of dissolved organic carbon and phosphate to streams. Global Change Biology, 23: 2535–2536.

Knorr, K. H. (2013): DOC-dynamics in a small headwater catchment as driven by redox fluctuations and hydrological flow paths – are DOC exports mediated by iron reduction/oxidation cycles? Biogeosciences, 10: 891–904.

Lischeid, G., Bittersohl, J., (2008): Tracing biogeochemical processes in stream water and groundwater using nonlinear statistics. Journal of Hydrology, 357: 11–28.

Monteith, D. T., Stoddard, J. L., Evans, C. D., de Wit, H. A., Forsius, M., Høgasen T. ,et al.. (2007): Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. Nature, 450: 537–540.

Musolff, A., Selle, B., Büttner, O., Opitz, M., Tittel, J. (2017a): Unexpected release of phosphate and organic carbon to streams linked to declining nitrogen depositions. Global Change Biology, 23: 1891–1901.

Musolff, A., Selle, B., Büttner, O., Opitz, M., Knorr, K. H., Fleckenstein, J. H., Reetsma, T., Tittel, J. (2017b): Does iron reduction control the release of dissolved organic carbon and phosphate at catchment scales? - Need for a joint research effort. Global Change Biology, 23: e5-e6.

Neubauer, E., Kohler, S. J., von der Kammer, F., Laudon, H., Hofmann, T. (2013):Effect of pH and Stream Order on Iron and Arsenic Speciation in Boreal Catchments. Environmental Science & Technology 47: 7120–7128.

Worrall, F., Burt, T., Shedden, R. (2003): Long term records of riverine dissolved organic matter. Biogeochemistry, 64: 165–178.

--

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

GroundCare – Gutes Wasser aus gutem Grund

Tobias Siemensmeyer[1,2], Cornelia Spengler[1,2], Hans Jürgen Hahn[1,2], Klaus Schwenk[2]

[1] Institut für Grundwasserökologie GmbH, Fortstraße 7, 76829 Landau, hahn@groundwaterecology.de

[2] Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, AG Molekulare Ökologie, Fortstraße 7, 76829 Landau, schwenk@uni-landau.de

Keywords: Grundwasser, Ökosystemdienstleistung, Fauna, Metabarcoding, Biomonitoring, Trinkwasser

Grundwasser ist das zweitgrößte Süßwasservorkommen und in vielen Ländern die wichtigste Trinkwasserressource. In Deutschland wird 80% des Trinkwassers aus Grundwässern gewonnen. Ein gesundes und somit funktionierendes Ökosystem garantiert nicht nur hohe Trinkwasserqualität, sondern minimiert auch Wasseraufbereitungskosten. Im Sommer 2015 startete das Projekt GroundCare.

GroundCare ist ein BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung) gefördertes, multidisziplinäres Projekt unter der Leitung des Helmholtz Instituts in München. Ziel dieses Projekts ist es, Grundwasserökosystemdienstleistungen als Basis für eine nachhaltige Nutzung durch Biomonitoring zu parametrisieren und zu quantifizieren. Hierzu werden verschiedenste Parameter, von physikalisch-chemischen Parametern, über die Zusammensetzung mikrobieller und faunistischer Lebensgemeinschaften, bis hin zu ökotoxikologischen Effekten auf Invertebraten evaluiert. Deutschlandweit werden 7 Standorte mit unterschiedlicher Landschaftsnutzung, Grundwassersystemen und Altlasten untersucht. Anhand der Untersuchungen soll ein standardisiertes Protokoll für Probenahmen, aber auch biologische und ökologische Konzepte zur Grundwasserbewertung eingeführt werden. Die mit Abstand wichtigste Ökosystemdienstleistung ist die Selbstreinigungskraft, welche physikalische Filterung, aber auch den Um- und Abbau von eingetragenen Substanzen, wie z.B. Düngemittel, toxische Substanzen und organischem Material durch verschiedene trophische Ebenen umfasst.

Die Bearbeitung der Fauna erfolgt durch das Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, Landau/Pfalz, sowohl auf morphologischer, als auch auf molekularbiologischer Grundlage. Diese beiden Ansätze sollen schließlich auf ihre Möglichkeiten für die Bewertung des Grundwassers verglichen werden.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Quantitative Kolmationsmessungen und ökologische Untersuchungen von Fließgewässersedimenten

Heide Stein[1], Holger Schindler[2], Thomas Zumbroich[3], Hans Jürgen Hahn[4]

[1]Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Fortstr. 7, 76829 Landau, stein@groundwaterecology.de

[3]ProLimno, Schwarzbach 61, 67471 Elmstein, Holger.Schindler@ProLimno.de

[3]Planungsbüro Zumbroich, Breite Str. 21, 53111 Bonn, info@zumbroich.com sowie Universität Bonn, Geographisches Institut

[4]Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, An der Universität, Fortstr. 7, 76829 Landau, hjhahn@groundwaterecology.de

Keywords: Kolmameter, Kolmation, Hyporheische Zone, Makrozoobenthos, interstitielle Meiofauna, Fließgewässerrenaturierung, ökologische Bewertung

Einleitung

Das biologische Monitoring von Fließgewässerrenaturierungen zeigt in vielen Fällen auch mehrere Jahre nach der Maßnahme nicht das gewünschte Ergebnis an – den guten ökologischen Zustand (Haase et al. 2015). Eine Ursache dafür könnte die sogenannte Kolmation, die Verstopfung der Lückensysteme der Fließgewässersedimente, sein. Kolmation ist ein flächendeckendes Problem, das vor allem aus der Bodenerosion in den Einzugsgebieten herrührt. Folge der Kolmation ist die Beeinträchtigung des Lebensraumes „Hyporheische Zone“ und damit der Verlust der ökologischen Funktionsfähigkeit, wie der sog. Selbstreinigung, und der Artenvielfalt (Berkhoff & Hahn 2010, Brunke 2015). Daraus ergeben sich möglicherweise weitreichende Folgen für die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Trotzdem wird die Kolmation bei der Fließgewässerbewertung derzeit (noch) nicht berücksichtigt, u.a. weil es derzeit (noch) kein standardisiertes Verfahren zu deren quantitativer Erfassung gibt. Eine zentrale Frage stellt sich bezüglich der Auswirkungen der Kolmation auf die interstitielle Meiofauna: Besteht hier ein Zusammenhang? Dahinter steht auch die Überlegung, inwieweit sich die Interstitialfauna als Indikator für Kolmation eignet. Aber auch die hydrobiologische Bewertung nach EG-WRRL könnte bei z.B. der Feststellung einer „allgemeinen Degradation“ Hinweise auf Kolmation als deren Ursache geben. Man nahm bisher an, dass Allgemeine Degradation, ein multimetrischer Index bei der Makrozoobenthosbewertung, vor allem strukturelle Defizite indiziert. Eine wichtige Frage ist es daher, ob ein Zusammenhang zwischen der vielfach beobachteten allgemeinen Degradation und der Kolmation der Gewässersedimente besteht.

Zur quantitativen Messung der Kolmation wurde ein Gelände-Messgerät, das Kolmameter® entwickelt, das derzeit, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), im Freiland erprobt wird: In einem ersten, kleinräumigen Ansatz werden dabei vier ausgewählte Bachabschnitte in Rheinland-Pfalz untersucht. Dabei werden die Ergebnisse quantitativer Kolmameter-Messungen mit Korngrößenanalysen und Gewässerstrukturgüteuntersuchungen sowie mit dem Chemismus des Interstitialwassers, der hyporheischen Meiofauna und der Makrozoobenthosbesiedlung verglichen und bewertet.

Erste Ergebnisse dieser Untersuchungen werden vorgestellt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Für die aktuelle Untersuchung wurden die rheinland-pfälzischen Fließgewässer Reichenbach, bei Reichenbach-Steegen, und Alsenz bei Mannweiler-Cölln, ausgewählt. Beides sind Referenzstandorte für die Fließgewässerbewertung gemäß der EU-WRRL. Gemäß Pottgiesser und Sommerhäuser (2008) gehört der Reichenbach zum Fließgewässertyp 6 (feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche) und die Alsenz zum Typ 9.1 (karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse. Die Datenerhebung gliederte sich zwei Teile (Tab. 1):

Tabelle 1: Untersuchungsablauf am Reichenbach und an der Alsenz im April und Mai 2017. Die Auflistung der Parameter bezieht sich, mit Ausnahme der Strukturkartierung und der MZB-Besammlung nach WRRL, auf jeden Gewässerabschnitt.

Untersuchungsteil 1 April 2017	Untersuchungsteil 2 Mai 2017
Gewässerstrukturgütekartierung (GSK)	Kolmametermessungen => 10 Probestelle festgelegt
Makrozoobenthos (MZB) nach EU-WRRL	Interstitialfauna mit Exsikkatorpumpe (10 Probestellen je 2 L)
Kolmationsmessungen => 3 Bereiche festgelegt	Sedimentproben mit Exsikkatorpumpe (10 Probestellen je 2L)
Sedimentproben mit Stechzylinder (3 Bereiche)	Wasserstandsmessungen
Sedimentproben mit Exsikkatorpumpe (3 Bereiche, je 2 L)	Hydrochemie (Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoff, pH-Wert, Gesamteisen, Phosphat
MZB-Siebmethode (3 Bereiche)	

Untersuchungsteil 1:

Im April 2017 wurden die Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA (2000) und anschließend die Makrozoobenthosbeprobung gemäß der EG-Wasserrahmenrichtlinie durchgeführt. Im Anschluss wurden pro Gewässerabschnitt anhand von Kolmationsmessungen drei unterschiedliche Bereiche detektiert: 1) unkolmatiert bis schwach kolmatiert, 2) mittel bis stark kolmatiert und 3) sehr stark bis vollständig kolmatiert. Um die Bereiche miteinander zu vergleichen, wurden in jedem Bereich die Interstitialfauna abgepumpt, Makrozoobenthos (MZB) mit einem Sieb per Hand abgesammelt und Sedimentproben mit dem Stechzylinder und als Pumpproben entnommen (Abb. 3). Insgesamt wurden 24 Sedimentproben und 12 MZB-Siebproben entnommen. Das Abpumpen der Interstitialfauna und der Sedimentproben erfolgte mittels eines perforierten Schlagrohres, welches ca. 10 cm tief in das Sediment getrieben wurde. Mit einer Unterdruckpumpe wurden jeweils zwei Liter Wasser abgepumpt. Die Sedimentproben wurden an ein entsprechendes Auftragslabor versandt. Die Faunaproben wurden in 70%igem Ethanol fixiert und im Labor determiniert.

Im ersten Untersuchungsteil wurde eine gröbere, nur 3-stufige Einteilung des Kolmationsgrades verwendet, da es um eine grobe Charakterisierung des Makrozoobenthos und des Sediments in unterschiedlich stark kolmatierten Bereichen ging. Im zweiten Untersuchungsteil erfolgte die Einteilung

des Kolmationsgrades in fünf Stufen (siehe hierzu Zumbroich, Thurmann & Hahn 2017 in diesem Band).

Untersuchungsteil 2:

Im Mai 2017 wurden erneut Kolmametermessungen durchgeführt, anhand derer die Probestellen festgelegt wurden. Die Probestellen wurden so gewählt, dass unkolmatierte bis vollständig kolmatierte Bereiche abgedeckt wurden. Die Einteilung des Kolmationsgrades erfolgte diesmal in 5 Stufen. An der Alsenz wurden in Abschnitt 2 insgesamt 11 Probestellen festgelegt, in den übrigen Abschnitten waren es jeweils 10 Probestellen.

In jede Probestelle wurde ein Schlagrohr eingebracht. Nach dem Eintreiben des Schlagrohres wurde der Wasserstand innen (Interstitial) und außen (Bach) gemessen. Danach wurden zwei Liter Wasser samt interstitieller Meiofauna abgepumpt. Als nächstes wurde das Schlagrohr leicht versetzt, um Sediment abzupumpen. Auf diese Weise wurden insgesamt 41 Fauna- und 41 Sedimentproben aus ca. 10 cm Tiefe entnommen. Die Wasserchemie wurde im abgepumpten Wasser und im Bach gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Die bisherige Auswertung zeigt deutliche und zum Teil starke Zusammenhänge zwischen den Kolmationsmessungen und der Interstitial- sowie der Makrozoobenthosfauna. Die aktuellen Ergebnisse basieren auf Großgruppenniveau, da die Artbestimmung der interstitiellen Meiofauna noch nicht vollständig abgeschlossen ist. Wir gehen davon aus, dass die aktuellen Befunde auch nach der Artbestimmung bestehen bleiben und darüber hinaus, die festgestellten Besiedlungsunterschiede noch deutlicher werden.

Makrozoobenthosbesiedlung in unterschiedlich stark kolmatierten Zonen

Die Makrozoobenthosuntersuchung der drei unterschiedlich stark kolmatierten Zonen, die im Reichenbach (Alsenz noch in Arbeit) anhand von Kolmametermessungen festgelegt wurden, ergab Besiedlungsunterschiede zwischen nicht-kolmatierten und kolmatierten Bereichen (Tab. 2). In den nichtkolmatierten Bereichen wurden vor allem häufiger Kies- und Lückenbewohner wie z.B. die Eintagsfliege Habrophlebia lauta (Ephemeroptera) oder Hakenkäfer der Gattung *Elmis* (Elmidae) gefunden. Auch der Flohkrebs *Gammaurs fossarum* wurde häufiger in nicht bis mittelstark kolmatierten Bereichen erfasst. *G. fossarum* ernährt sich von Falllaub, Totholz und den darauf wachsenden Biofilmen (Meijering 1982). Diese können unabhängig von der Kolmation auf der Gewässersohle abgelagert werden. Im Gegensatz zum Interstitial, in dem mit zunehmender Kolmation die Porengröße abnimmt, sind im Bach auch stark kolmatierte Bereiche für Flohkrebse zugänglich (Abb. 1b).

Andere Tiergruppen wurden häufiger in kolmatierten Bereichen gefunden. So präferierten vor allem Zuckmückenlarven (Chironomidae) und Borstenwürmer (Oligochaeta) stark kolmatierte Bereiche mit vielen Feinsedimenten. Auch die Eintagsfliege *Ephemera danica* (Ephemeroptera) bevorzugt Sedimente aus sandig bis schlammigen Substraten und wurde nur in Teilprobe 3 erfasst (Tab. 2).

Mit Zunahme der Kolmation wird demnach eine Verschiebung in der Besiedlung von typischen Kies- und Lückenbewohnern hin zu typischen Feinsedimentbesiedlern festgestellt.

Tabelle 2: Taxaliste mit den Mittelwerten der Häufigkeitsklassen von Makrozoobenthos aus dem Reichenbach (Gewässerabschnitt 1 und 2 zusammengefasst), getrennt nach unterschiedlich stark kolmatierten Bereichen. Die Daten zur Alsenz werden zurzeit noch bearbeitet.

Interstitialfauna in unterschiedlich stark kolmatierten Zonen

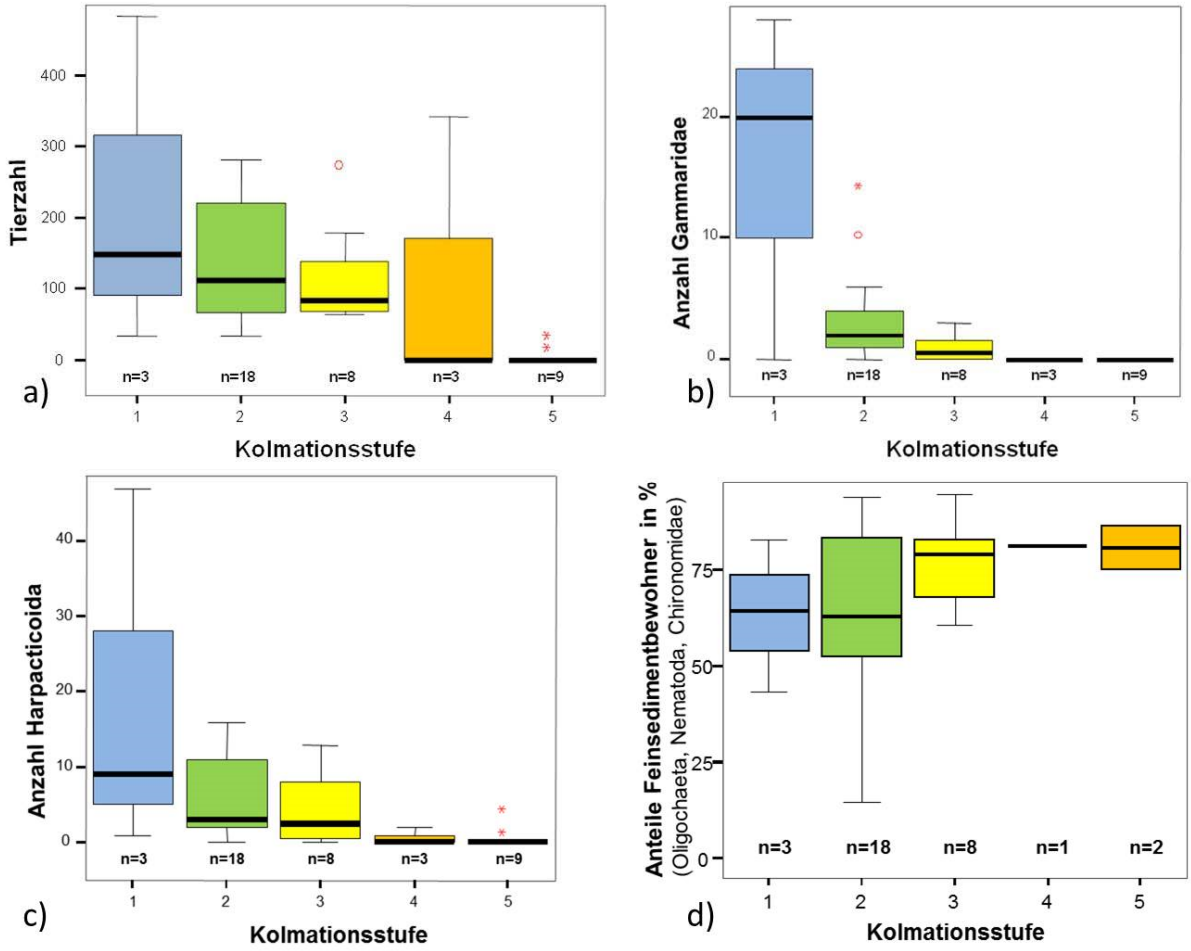
		Mittelwerte der Häufigkeitsklassen		
	Taxaliste	Teilprobe 1 keine bis schwache Kolmation	Teilprobe 2 mittlere bis starke Kolmation	Teilprobe 3 sehr starke bis vollständige Kolmation
Amphipoda	*Gammarus fossarum*	4	4	3
Ephemeroptera	*Baetis rhodani*	3	3	3
	Ephemera danica			1
	Habrophlebia lauta	3	1	1
Coleoptera	*Elmis sp. Lv.*	1	1	
	Orectochilus villosus Lv.			1
	Halesus sp.	1		2
Trichoptera	*Athripsodes bilineatus*		1	1
	Hydropsyche angustipennis	1		1
	Polycentropus flavomaculatus			1
	Sericostoma sp.		1	1
Diptera	*Dicranota sp.*	3	3	3
	Hemerodromia sp.		1	
	Chironomidae Gen. sp.	2	2	3
	Chironomidae/Tanypodinae Gen. sp.	1		2
	Chironomidae/Tanytarsini Gen. sp.	1		2
	Simulium sp.	1		1
Oligochaeta	*Naididae/Tubificidae Gen. sp.*		1	2
	Lumbriculidae Gen. sp.			1
	Limnodrilus sp.	1		

Die aktuellen Ergebnisse lassen deutliche Zusammenhänge zwischen der interstitiellen Meiofauna und der mit dem Kolmameter gemessenen Abflussreduktion erkennen.

Die Tierzahlen nehmen mit zunehmender Kolmationsstärke deutlich ab (Abb. 1a). Die großen Schwankungsbreiten der Individuenzahlen, die vor allem in den Kolmationsstufen 1, 2 und 4 zu sehen sind, resultieren aus unterschiedlichen Tiergruppen. So sind an unkolmatierten bis leicht kolmatierten Probestellen (Stufe 1 und 2) vor allem Krebse (Crustacea) und Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera) gefunden worden. Im Gegensatz dazu sind an stark kolmatierten Standorten (Stufe 4) vor allem hohe Tierzahlen von Würmern (Oligochaeta) und Zuckmücken (Chironomidae) erfasst worden. Wie schon beim Makrozoobenthos beobachtet, kommt es auch im Interstitial zu einer Artenverschiebung in der Besiedlung. Mit Zunahme der Kolmationsstärke nimmt die Besiedlungsdichte von Tiergruppen wie z.B. Bachflohkrebsen (Gammaridae) und Raupenhüpferlingen (Harpacticoida) stark ab, während Feinsedimentbewohner wie z.B. Zuckmückenlarven und Würmer zunehmen. Bei der Anzahl der Gammariden wurde schon bei einer leichten Kolmation (Stufe 2) ein deutlicher Einbruch der Tierzahlen festgestellt (Abb. 1b). Dagegen nimmt die Anzahl der Harpacticoida kontinuierlich ab (Abb.

1c). Der Anteil der Feinsedimentbewohner steigt zwischen der Kolmationsstufe zwei und drei deutlich an Abb. 1d). Diese stark negativen Korrelationen sind signifikant (Spearman-Test: r >0,5 p > 0,01).

Abbildung 1: Kolmationsmessung und Interstitialfauna aus 41 Pumpproben von vier Bachabschnitten. Zusammenhang zwischen gemessener Kolmation und Häufigkeiten ausgewählter Tiergruppen (Individuen/2 l). Von Stufe 1 bis 5 nimmt die Kolmation, ermittelt über die Abflussreduktion, zu. Die Unterschiede sind signifikant (Spearman-Test: r >0,5 p > 0,01).



Die aktuellen Daten deuten darauf hin, dass Tiergruppen wie z. B. Gammaridae und Harpacticoida oder auch die Anteile der Feinsedimentbewohner geeignete Indikatoren für den Kolmationsgrad sein könnten. Die Struktur des Sediments beeinflusst auch seine Besiedlung (Giere 2009). Nur bei einem ausreichend großen Lückensystem, Sauerstoff- und Nahrungsangebot kann das Interstitial genutzt werden. Die Porengröße wirkt wie ein Filter für unterschiedlich große bzw. an Nahrungs- und Sauerstoffarmut angepasste Tiergruppen (Veit-Köhler 2001). Bachflohkrebse besiedeln saubere Bäche und reagieren rasch und sehr empfindlich auf Störungen wie Versauerung, Verschmutzung oder Struktur- und Substratveränderungen. Bei verstärkter Kolmation nimmt die Porengröße im Lückensystem so stark ab, dass größere Tiere wie Flohkrebse nicht mehr ins Interstitial vordringen können. Die kleineren Raupenhüpferlinge leben im Lückensystem der Bachsedimente. Aus früheren Untersuchungen ist bekannt, dass sie sehr gute Indikatoren für die Sedimentbeschaffenheit sind (Hahn 1996).

Zusammenhang zwischen Kolmationsmessungen und „Allgemeiner Degradation“

Auch die Untersuchungen an 50 WRRL-Standorten ergeben Zusammenhänge zwischen den Kolmationsmessungen und Bewertungsparametern wie der „Allgemeinen Degradation“ und der Sohlstruktur (Abb. 2) (siehe auch Zumbroich, Thurmann & Hahn 2017 in diesem Band). Der Vergleich der Kolmation mit beiden Indizes zeigt sehr deutliche und signifikante Korrelationen (Spearman-Test: r >0,5 p > 0,01).

Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass die „Allgemeine Degradation“ ganz erheblich von der Stärke der Kolmation beeinflusst wird. Auffällig ist das Fehlen der Kolmationsstufen 1 und 5, was wohl methodische Gründe hat. Bei der Kolmationsmessung wurden alle „WRRL-relevanten“ Substrate berücksichtigt, sodass sich die Extreme (Kolmationsstufen 1 und 5) vermutlich „herausmittelten“.

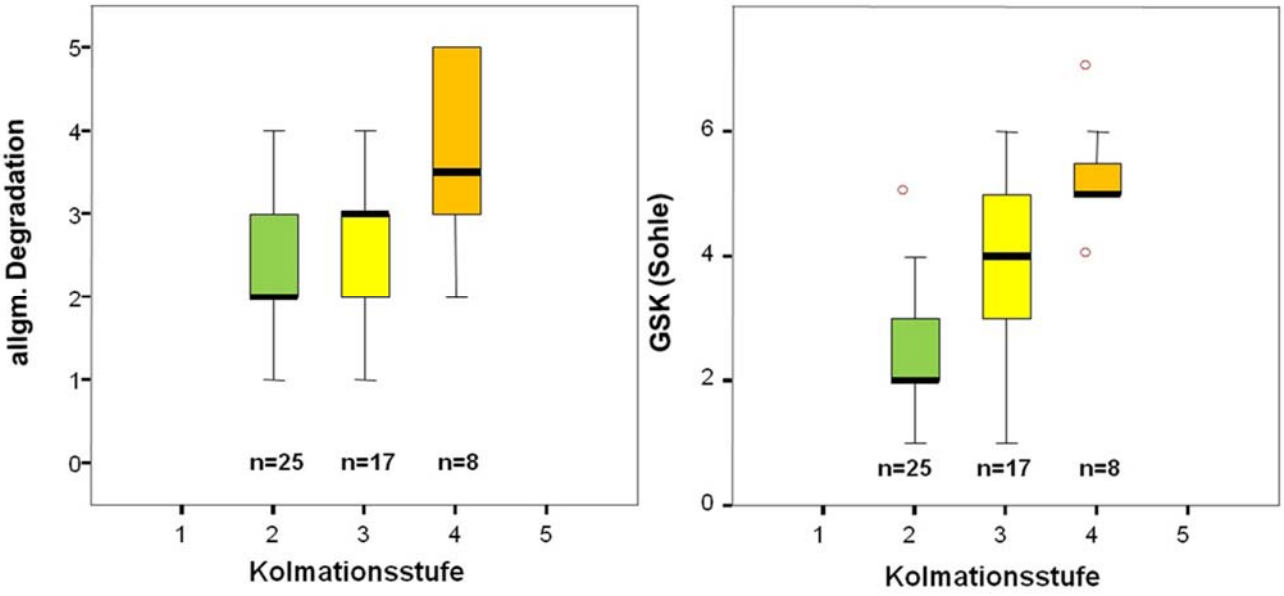


Abbildung 2: Bewertung nach WRRL von 50 Bachabschnitten, aufgetragen gegen die dort gemessene Kolmation (dargestellt in 5 Kolmationsstufen). Von Stufe 1 bis 5 nimmt die Kolmation, ermittelt über die Abflussreduktion, zu. Daten aus Zumbroich et al., in diesem Band.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Zweck der Untersuchungen war es, erste Erfahrungen in der wissenschaftlichen limnologischen Anwendung des Kolmameters® zu machen. Das Messgerät wurde speziell für die quantitative Erfassung der Kolmation in Fließgewässern neu entwickelt. Die zentrale Fragestellung der Untersuchungen war, ob ein Zusammenhang zwischen den Kolmametermessungen und der Besiedlung der Sedimente besteht. Dafür wurden an zwei Fließgewässern ökologische und faunistische Daten in der hyporheischen Zone und der Gewässersohle erhoben. Die Befunde wurden mit gleichzeitig durchgeführten Kolmametermessungen verglichen.

Die ersten Ergebnisse sind vielversprechend: Sie lassen deutliche Zusammenhänge zwischen den

gemessenen Werten zur Kolmation und der Besiedlung der Sedimente erkennen.

Die bisherigen Auswertungen zeigen deutliche und signifikante Korrelationen zwischen der interstitiellen Meiofauna und der, mit dem Kolmameter gemessenen Abflussreduktion in der Gewässersohle.

Mit zunehmender Kolmationsstärke nimmt die Tierzahl deutlich ab. Auch kommt es zu einer Verschiebung in der Besiedlung. Mit Zunahme der Kolmationsstärke nimmt die Besiedlungsdichte von Feinsedimentbewohnern wie z.B. Zuckmückenlarven und Würmern zu, während die Tierzahlen anderer Tiergruppen wie z. B. Bachflohkrebsen und Raupenhüpferlingen stark zurückgehen. Eine Artverschiebung von typischen Lückensystembewohneren (z.B. Hakenkäfer) hin zu Feinsedimentbewohnern (z. B. Chironomidae) lässt sich auch bei der Makrozoobenthosbesiedlung erkennen. Das im Labor entwickelte Kolmameter lieferte im Gelände plausible und wiederholbare Messungen der Abflussreduktion. Im Umkehrschluss bedeuten die Ergebnisse auch, dass die Koppelung des WRRL-relevanten Makrozoobenthos mit quantitativen Kolmationsmessungen und der bisher nicht berücksichtigten Sedimentfauna sinnvoll für die Bewertung der Kolmation (und des Gewässers) ist.

Die aktuellen Befunde sind belastbar. Die Untersuchungen sollen die Grundlage für eine Verfahrensvorschrift zur quantitativen Kolmationsmessung bilden.

Danksagung

Unser Dank gilt der Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), die das Projekt „Vergleichende ökologische Untersuchungen zur quantitativen Bestimmung der Kolmation von Fließgewässersedimenten mit Vorschlägen für eine Verfahrensanweisung“, (Az 33590/01) fördert.

Literatur

Berkhoff, S. und H.J. Hahn (2010): Die Kolmation der Fließgewässer. Ein K.O.-Kriterium für den guten ökologischen Zustand. Referat WRRL-Forum, Fulda.

Brunke, M. (2015): Gewässermanagement des hyporheischen Interstitials. In: Brendelberger, H.; Martin, P.; Brunke, M. und H.J. Hahn (Hrsg.): Limnologie Aktuell, Band 14: Grundwassergerprägte Lebensräume. Stuttgart. S. 188-195.

EG-Wasserrahmenrichtlinie. – http://www.fliessgewaesserbewertung.de. Zugriff im Januar 2009

Giere, O. (2009): Meiobenthology. The Microscopic Motile Fauna of Aquatic Sediments. Berlin, Heidelberg. S. 527.

Haase, P., B. Birzle-Harder, J. Deffner, D. Hering, K. Januschke, N. Kaffenberger, M. Leps, A. Lorenz, P. Modrak, S. Stoll, A. Sundermann (2015): Räumliche und zeitliche Aspekte von Fließgewässer-Renaturierungen: Entwicklung neuartiger Bewertungstools. Abrufbar unter: https://www.dbu.de/projekt_31007/01_db_2409.html. Letzter Aufruf: 20.09.2017

Hahn, H. J. (1996): Die Ökologie der Sedimente eines Buntsandsteinbaches im Pfälzerwald – unter besonderer Berücksichtigung der Ostracoden und Harpacticiden – Edition Wissenschaft, Reihe Biologie Bd. 62, Tectum Verlag, Marburg.

Meijering, M. P. D. (1982): Zum Lebensformtypus Gammarus und dessen Indikationswert für Fließgewässerschäden. Natur und Mensch. Naturhistorische Gesellschaft Nürnberg e.V. S. 133-138

Meier, C.; Haase, P.; Rolauffs, P.; Schindehütte, K.; Schöll, F.; Sundermann, A. und D. Hering (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Abrufbar unter: http://www.fliessgewaesserbewertung.de/forschung/projekte/bewertung-mzb/ Letzter Aufruf: 23.09.2017

Pottgiesser, T. und M. Sommerhäuser (2008): Erste Überarbeitung Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen.

Schälchli (2002) : Kolmation – Methoden zur Erkennung und Bewertung. Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Zürich.

Thurmann, C. und T. Zumbroich (2013): Resilienzvermögen von Interstititalräumen verschiedener Gewässertypen bezüglich Kolmation. Erschienen in UBA Texte 90/2013.

Veit-Köhler, G. (2001): Zeitliche und räumliche Verteilung, Habitatspräferenzen und Populationsdynamik benthischer Copepoda Harpacticoida in der Potter Cove (King George Island, Antarktis). Ber. Polarforsch. Meeresforsch. 383.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Ersatzstrukturen für Gewässerorganismen in der Fleetstadt Hamburgs

Martina Stengert[1], Martin Halle[1]

[1] umweltbüro essen (ube), Rellinghauser Str. 334f, 45136 Essen

m.stengert@umweltbuero-essen.de / martin.halle@umweltbuero-essen.de

Keywords: Ersatzstrukturen, Monitoring, Makrozoobenthos, Pilotphase, Lebendige Alster, Strömung

Anlass und Ziele

Die in 2015 abgeschlossene „Ideenstudie zur Aufwertung des Lebensraumkorridors Alster-Elbe", die im Auftrag des Projektbüros „Lebendige Alster" erstellt wurde, schlägt den Einbau einer Reihe unterschiedlicher sog. leitbildkonformer Ersatzstrukturen zur Verbesserung der aquatischen Lebensraumqualität der Alster-Fleete insbesondere für Fische und das Makrozoobenthos vor.

I. Fischen sollten sowohl Nahrungs- als auch strömungssichere Mikrohabitate geboten werden, damit diese sowohl hier leben können, als auch bei ihren Wanderungen zwischen den Fischtreppen unterstützt werden (auch im Sinne von Leitstrukturen).

II. Ebenso sollte der Lebensraum für Großmuscheln verbessert, bzw. vermehrt werden und

III. eventuell vorhandene heimische Invertebraten durch Totholzelemente gefördert werden.

Im Frühsommer/Sommer 2016 konnten einige Varianten dieser leitbildkonformen Ersatzstrukturen im Zuge einer Pilotphase testweise im Alsterfleet und Mönkedammfleet eingebracht werden. Ziel war es die Qualität der jeweiligen Strukturelemente im Hinblick auf die jeweils beabsichtigten ökologischen Wirkungen sowie deren generelle Praktikabilität und Akzeptanz im Hinblick auf Dauerhaftigkeit, Unterhaltungsbedarf sowie auf Nutzungen wie Schifffahrt, Denkmalschutz, Erholung/Tourismus zu testen.

Im Frühjahr 2017 wurde dafür ein begleitendes biologisches Monitoring des Makrozoobenthos der in der Pilotphase eingebauten Strukturelemente im Sinne einer gewässerökologischen Erfolgskontrolle und Ableitung von Hinweisen zur Optimierung der Elemente durchgeführt.

Die Alster Fleete und das Untersuchungsgebiet

Die Alsterfleete sind der mündungsnahe Abschnitt des insgesamt 580 km² großen Einzugsgebietes der insgesamt 56 km langen Alster. Das Untersuchungsgebiet liegt in dem s.g. „Fokus Fleetstadt" der Ideenstudie zum Projekt „Lebendige Alster", und umfasst die Gewässerverbindung der Alster zwischen Binnenalster und Elbe im Zentrum der Stadt Hamburg umfasst. Umgebend sind die Seen-Flächen von Kleiner Alster, Innen- und Außenalster, als künstliche Aufstaue der Aster, und die Elbe, die hier schon von der Tide der Nordsee beeinflusst ist. Besonderheiten des Untersuchungsgebietes (UG) sind die vielen Wasserflächen mit sehr hoher Bebauungsdichte der umgebenden Ufer. Prägend für

die Alsterfleete sind die extrem unterschiedlichen Strömungsverhältnisse, da sie durch Sperrbauwerke und Schleusen vom Tidegeschehen weitestgehend abgekoppelt sind. Die wichtigsten, zur Schiffbarkeit der Gewässer erbauten, Schleusen im UG sind die Schaartorschleuse im Süden und die Rathausschleuse (seit 2014 mit Fischtreppe) im Süden. Die seit 2016 mit einer Fischtreppe ausgestattete Mühlenschleuse bildet die Verbindung zwischen dem tidebeeinflussten Nikolaifleet und dem Mönkedammfleet. Um die Schifffahrt nicht zu behindern, wird nur nachts oder bei anderweitigem Bedarf der Pegelstand im Alsterfleet und den angrenzenden Fleeten um mehrere Zentimeter abgesenkt. Dann treten z. T. extreme Strömungen auf, die einen starken Einfluss auf die Substratzusammensetzung und -Bewegung haben und einen extremen Stressfaktor für die hier lebenden Arten darstellen. Ökologisch bedeutsam ist auch die starke Trübung durch Huminstoffe aus dem Oberlauf der Alster.

Ersatzstrukturen und Untersuchungsmethoden

Für die Pilotphase wurden Mitte Juni 2016 an vier Stellen und in verschiedenen Kombinationen die ersten Ersatzstrukturen eingebaut. Der Kartenausschnitt in Abb. 1 zeigt die Lage der Probestellen sowie den Umfang der an den jeweiligen Stellen eingebauten Strukturelemente.

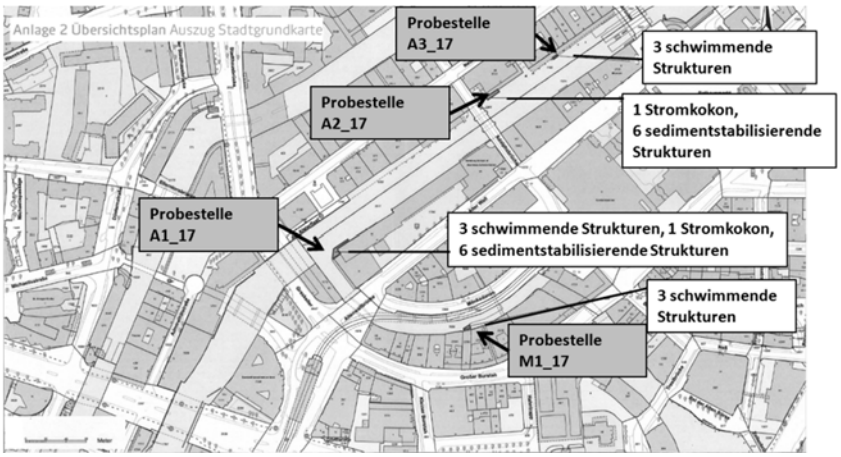


Abb. 1: Lageplan der Probestellen mit den eingebauten Strukturelement-Kombinationen

Die Strukturelemente wurden vom umweltbüro essen spezifisch für die besonderen Rahmenbedingungen in den Alsterfleeten entwickelt. Es sollten hierdurch Sohl- und Strukturverhältnisse geschaffen bzw. gefördert werden, die für die ursprünglich hier beheimateten gewässerabhängigen Arten die jeweiligen Lebensraumanforderungen so weit wie möglich erfüllen.

Eingebaut wurden an vier verschiedenen Stellen des Alsterfleet und des Mönkedammfleet in unterschiedlicher Kombination folgende Strukturelemente (Abb. 2):

3 Stellen - 3 schwimmende Strukturen mit je 5 Einzelelementen (2 Weidenkugeln, 3 Reisigbündeln)

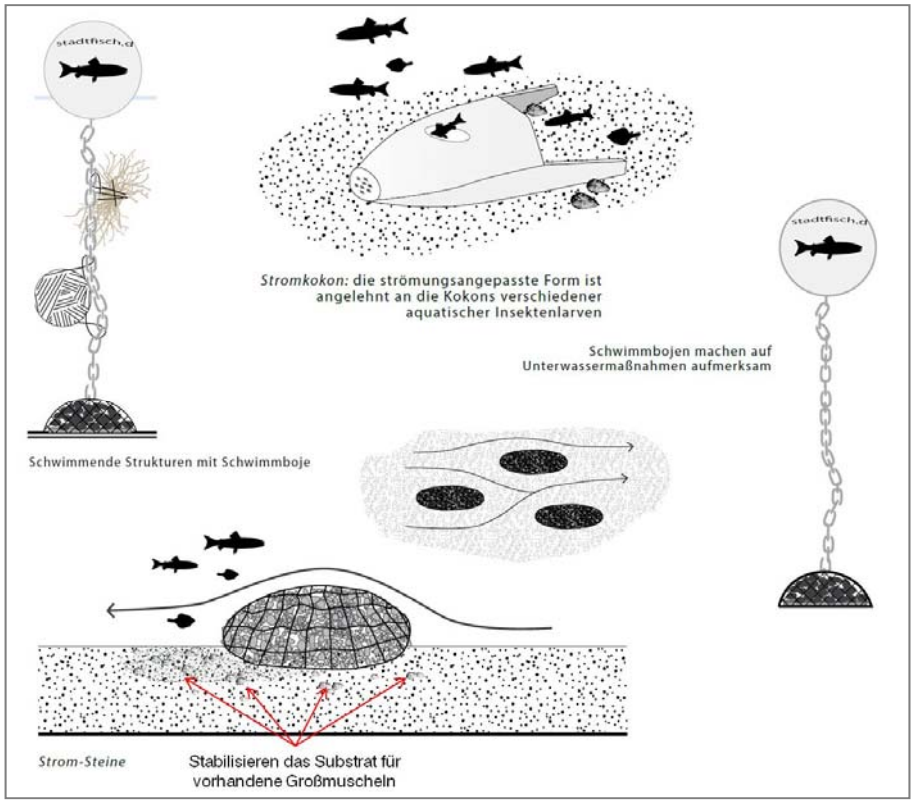
2 Stellen - sedimentstabilisierende Strukturen mit je 6 Einzelelementen

2 Stellen - Stromkokon mit je 1 Einzelelement

Eine **schwimmende Struktur** besteht aus drei Reisigbündeln von jeweils einem Meter Länge und 20 cm Durchmesser, sowie zwei mit Heidekraut gefüllten 50 cm großen Weidenkugeln. Diese sind abwechselnd an einer Kette befestigt. Die im Wasser schwebende Konstruktion ist durch mit Schottersteinen gefüllte Netze am Boden befestigt und an der Wasseroberfläche über eine Schwimmboje gehalten und markiert (Abb. 2). Zielsetzung war es laut Ideenstudie in den Reisigbündeln Lebensraum für Algen (Phytobenthos) und von ihnen lebende wirbellose Gewässerorganismen zu schaffen. Diese dienen wiederum Fischen als Nahrung. Die mit Steinen gefüllten Netze dienen neben der Standfestigkeit auch als Besiedlungsraum und sollen das Sediment stabilisieren.

Der sog. **Stromkokon** soll schwimmschwächeren Fischen und Rundmäulern bei den kurzfristig auftretenden starken Strömungen Schutzräume bieten. Zudem sollte er gemäß Planung Besiedelungsflächen für festsubstratbesiedelnde Organismen und im Strömungsschatten für die Großmuscheln einen Lebensraum bieten, da sich dort auch möglicherweise verstärkt sandige Substrate stabil ablagern können.

Die **sedimentstabilisierenden Strukturen** bestanden in der Testphase aus einer Ansammlung von jeweils sechs mit schottergefüllten Netzen (auch hier war ursprünglich Kies als Füllung angedacht), die speziell zum stabilisieren der sandigen Substrate geplant wurden. Die lockere Anordnung im Verbund soll geschützte Bereiche schaffen und so die für Großmuscheln lebensnotwendigen Substratansammlungen in den Alsterfleeten vermehren. Zudem bietet das Festsubstrat vielfältige Lebensräume für das Makrozoobenthos.



Die Abb. 2 zeigt die Entwurfsplanungen aus der Ideenstudie. Anzahl und Ort der Einbauten sind in Abb. 1 dargestellt.

Abb. 2: Entwürfe aus der Ideenstudien für die drei eingebauten Strukturelemente

Makrozoobenthos-Beprobung

Aufgrund der spezifischen Eigenheiten der eingebauten Pilotstrukturen sowie der Verhältnisse der Fleete selbst - mit senkrechten Ufermauern, hohen Wasserständen und Schifffahrt - war die Erhebung der aquatischen Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos) nicht einfach nach dem üblichen PERLODES-Standardverfahren (Meier et al. 2006) möglich. Dennoch wurde versucht neben qualitativen Aussagen zum Artenbestand zumindest auch halbquantitative Aussagen zu den Abundanzen der Besiedlungsverhältnisse der Pilotstrukturen und ihren Umgebungsflächen durch substratspezifische Probenahmen zu gewinnen. Dabei musste jedoch die Art der für die unterschiedlichen Mikrohabitate am besten geeigneten Beprobungen entsprechend an die Strukturen angepasst werden. Insgesamt 3 Felder mit jeweils 3 schwimmende Strukturen sowie 2 Felder mit jeweils 6 Kiessäcken wurden untersucht. Zudem wurden auch umgebende Strukturen auf ihre Makrozoobenthos-Besiedlungsverhältnisse hin beprobt.

Da die Wassertiefe bei normalen Wasserständen von 1,5-3 Metern keine Beprobung der Gewässersohle und der auf ihr aufliegenden Pilotstrukturen mit Surber-Samplern oder Handnetzen zulässt, wurde die Beprobungen zum Zeitpunkt der jährlichen Fleet-Reinigungsaktionen durchgeführt. Erste Proben wurden am Vortag der Fleet-Reinigungsaktion am 07.03.2017 tauchend

genommen. Hierbei wurde ein Shovelsampler mit einer Maschenweite von 500 µm eingesetzt. Zudem wurden an diesem Tag auch Reisigbündel und Kugeln der hängenden Strukturen mit speziell angefertigten Gazebeuteln umhüllt. Auch wurden schon soweit wie möglich im Umfeld der Strukturen Proben entnommen. Durch die Anbringung der Gazebeutel konnten am 08.03.2017 somit von dem Absenkungsvorgang ungestörte Proben der schwimmenden Strukturelemente gesichert werden. Nach Ablassen des Wassers waren die Probestellen für einen halben Tag fußläufig erreichbar und wurden intensiv und systematisch beprobt und die Sohlstrukturen in den Fleeten gesichtet.

Die Proben wurden vor Ort substratspezifisch getrennt genommen und mit Ethanol fixiert. Die taxonomische Bestimmung des konservierten Probenmaterials erfolgte im Nachgang zur Beprobung getrennt nach Teilproben. Dabei wurden die Taxa möglichst auf Artniveau und nach den fachlichen Vorgaben bestimmt (www.fliessgewaesserbewertung.de). Für die Auswertungen wurden die Daten dann zu Gesamtproben je Probestelle, je Strukturelement bzw. je nach den verwendeten Probenahme-Methode zusammengefasst.

Die Aus- und Bewertung der ermittelten Taxalisten erfolgte unter Berücksichtigung ihrer jeweiligen autökologisch-funktionalen Lebensraumansprüche. Außerdem wurden die geschützten Großmuscheln für die Artbestimmung und Ermittlung der Bestandsstärke kurzzeitig aufgenommen und anschließend wieder eingesetzt.

Das Auswertetool CausaLim

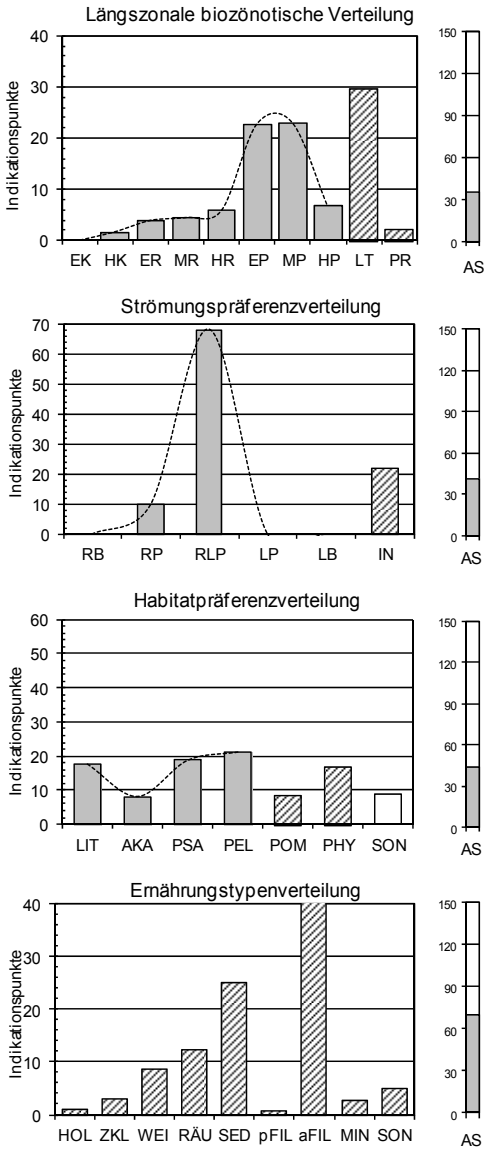
Die erste Version von CausaLim wurde 2006-2008 im Rahmen eines Forschungs- und Entwicklungsverfahrens vom umweltbüro essen erarbeitet (Wupperverband 2008) und seit dem kontinuierlich weiterentwickelt. Es ist für die Analyse von Makrozoobenthos-Taxalisten entwickelt worden, die methodisch nach dem Multi-Habitat-Sampling erhoben wurden. Damit arbeitet es mit derselben Datengrundlage wie das für die Wasserrahmenrichtlinie entwickelte Bewertungsverfahren Perlodes (Meier et al. 2006). Verwendet werden für CausaLim nicht die Metrics, die in Asterics berechnet werden, sondern die für jedes Taxon zugrunde liegenden autökologischen Informationen wie z. B. die Funktionalen Gruppen. Auf Basis eines 10-Punktesystems, das jedes Taxon diesbezüglich autökologisch charakterisiert, ergeben sich Präferenzverteilungen bezüglich der Gewässerzonierung (längszonale Präferenzen), der Strömungsverhältnisse (Strömungspräferenzen), Substrat- bzw. Habitatverhältnisse (Habitatpräferenzen) sowie für die artspezifischen Ernährungsweisen (Ernährungstypen).

Für CausaLim werden zur Verteilungsermittlung der Funktionalen Gruppen – abweichend zu Asterics – die absoluten Individuendichten mittels gruppenspezifischer Klassifikationssysteme in eine von sieben Abundanzklassen umgerechnet. Auf diese Weise wird gewährleistet, dass auch Taxa, die bei für sie optimalen Habitatbedingungen nur vergleichsweise geringe Individuendichten erreichen können, das gleiche indikatorische Gewicht bekommen wie Taxa, die zu Massenvorkommen neigen. Diese Tatsache ist insofern von Bedeutung, als dass besonders Arten mit hohen Lebensraumansprüchen natürlicher Weise oft in geringen Dichten vorkommen (z. B. Libellen- und Köcher-fliegenlarven), während anspruchslosere (z. B. viele Zuckmücken) große Bestände ausbilden können. Zwischen diesen Extremen können Dichteunterschiede in der Größenordnung von Zehnerpotenzen liegen, so dass ein einheitliches Umrechnungssystem für alle Taxa zu erheblichen Verzerrungen der indikatorischen Aussagen führen kann.

Die Verteilungen der sog. ökologischen Valenzen werden standardisiert und automatisiert von CausaLim als Säulendiagramme ausgegeben und erleichtern so die Analyse der Daten. Auf der x-Achse sind die Ökologischen Valenzen aufgetragen, die Y-Achse zeigt die Indikationspunkte an. Alle Säulen zusammen ergeben hierbei 100, da nur die eingestuften Taxa dargestellt werden. Die Säule

rechts gibt die Abundanzklassensumme (AS) an, wobei Werte >20 einen Hinweis auf die Validität der Daten geben (vgl. Abb. 3).

Für das Projekt „Lebendige Alster“ war die Nutzbarkeit des Auswertetools jedoch auf Grund der spezifischen Probenahmemethode in diesem Projekt eingeschränkt. Die Auswertungen konnten dennoch wertvolle Hinweise auf die Schwerpunkte der autökologischen Präferenzen des Makrozoobenthos in den Alsterfleeten geben.



Kürzel	Bezeichnung	Erläuterung
EK	Eukrenal	Quellen
HK	Hypokrenal	Quellrinnsale
ER	Epirhithral	obere Forellenregion
MR	Metharhithral	untere Forellenregion
HR	Hyporhithral	Äschenregion
EP	Epipotamal	Barbenregion
MP	Metapotamal	Blei- und Brachsenregion
HP	Hypopotamal	Kaulbarsch-Flunder-Region
LT	Litoral	Uferzone (See)
PR	Profundal	Tiefenzone (See)

Kürzel	Bezeichnung	Erläuterung
RB	rheobiont	an strömendes Wasser gebunden, Schwerpunkt in reißenden bis schnell fließenden Gewässern
RP	rheophil	strömungsliebend, bevorzugt in schnell fließenden Gewässern
RLP	rheo- bis limnophil	sowohl in sehr langsam bis träge fließenden Gewässern bzw. in ruhigen Zonen als auch in Stillgewässern
LP	limnophil	strömungsmeidend, nur selten in träge fließendem Wasser
LB	limnobiont	an Stillgewässer gebunden, daher nur in stehendem Wasser
IN	indifferent	keine Präferenz für fließendes oder stehendes Wasser erkennbar

Kürzel	Bezeichnung	Erläuterung
LIT	Lithal	Grobkies, Steine, große Blöcke bis hin zu Fels
AKA	Akal	Fein- bis Mittelkies
PSA	Psammal	Fein- bis Grobsand
PEL	Pelal	unverfestigte Feinsedimente
POM	partikuläres organisches	Totholz und feinere Fraktionen toten pflanzlichen oder tierischen Materials
PHY	Phytal	Algenaufwuchs, Moose und höhere Wasserpflanzen, lebende Teile von Pflanzen, die ins Wasser ragen wie Blattwerk von Uferpflanzen
SON	Sonstige	sonstige Habitate (z.B. der Wirt im Fall von Parasitismus)

Kürzel	Bezeichnung	Erläuterung
HOL	Holzfresser	fressen Holz
ZKL	Zerkleinerer	ernähren sich von Falllaub und anderem groben partikulären organischen Material
WEI	Weidegänger	weiden epilithische Algen bzw. den Biofilm von Steinen und anderen Hartsubstraten ab, teilweise Ernährung auch von Detritus
RÄU	Räuber	fressen lebende Beutetiere
SED	Sedimentfresser	fressen sedimentiertes, feinpartikuläres Material
FIL	Filtrierer/Strudler	filtrieren schwebende Nahrungspartikel aus dem Wasser, entweder aktiv oder passiv
MIN	Blattminierer/Zellstecher	saugen Zellen von Algen und höheren Wasserpflanzen aus
SON	Sonstige	sonstige Ernährungstypen (z. Aasfresser)

Abb. 3:Histogram-me der Funktionalen Gruppen mit den verschiedenen Ökologischen Valenzen (links), rechts die Legende zu den Abkürzungen

Ergebnisse

Begehung Alster- und Mönkedammfleet

Die Fotos der Abb. 4 bis 7 zeigen die Probestellen sowie umgebende Strukturen von Alster- und Mönkedammfleet am 08.03.2017, an dem der Wasserspiegel weitestgehend abgesenkt worden war. Das dominierende Substrat besteht überwiegend aus grobem Bauschutt, Schotter und Müll, das

vermengt ist mit gröberen Sanden. Lediglich In den wenigen strömungsberuhigten Bereichen wie z.B. im Bereich der Probestelle A1_17 oder dem Mönkedammfleet im Bereich der Felder zwischen den Stützbögen der Bahnbrücke (Abb. 4 (links) und Abb. 7 (rechts)) können sich feinere Substrate ablagern. Die Ausgangs-Vorstellung, dass sich nur wenige einförmige Habitate in dem Gewässer befinden, bestätigte sich bei der Begehung nicht. Zwar dominieren die künstlichen Substrate, es gibt aber im Bereich der Fundamente der Häuser große Lückenräume und viele kleine Spalten (Abb. 5 (rechts)), die als Schutzräume bei starken Strömungen dienen können. Die meisten Hartsubstrate sind flächendeckend von Dreikantmuscheln (*Dreissena polymorpha*) und den Wohnröhren des Süßwasser-Röhrenkrebs (*Corophium curvispinum*) bedeckt. In den Reisigbündeln wurden an zwei Probestellen (M1_17, A1_17) in den Gazebeuteln je ein Jungaal gefunden.



Abb. 4: Fotos der Probestelle A1_17



Abb. 5: Fotos der Probestelle A2_17



Abb. 6: Fotos der Probestelle A3_17



Abb. 7: Fotos der Probestelle M1_17

Ergebnisse Makrozoobenthos

Bei den Probenahmen am 07. / 08. März 2017 wurden achtzehn verschiedene Teilproben an den vier Probestellen genommen. Alle beprobten Stellen zusammen enthielten 8.909 Individuen aus 51 verschiedenen Taxa. Fast alle taxonomischen Gruppierungen waren in den Proben enthalten, wenn auch z.T. in sehr geringer Taxa-Anzahl. Die gemäß SCHOLLE, J. & RÜCKERT, P. (2013) in dem Gewässertyp (Typ 22.1, nicht tideoffene Marschengewässer) üblicherweise häufig auftretende Taxa Coleoptera (Käfer) oder Odonata (Libellen) fehlen allerdings vollständig und auch der geringe Anteil Taxa der Diptera, Ephemeroptera und Trichoptera ist auffällig (Abb. 8, oben). Diese hemilimnischen Taxa verbringen nur einen Teil des Lebenszyklus im Gewässer. Erklärbar ist ihr Ausbleiben insofern, da für die flugfähigen Imaginalstadien die gewässerbegleitenden Uferstrukturen wie z.B. Gehölze, Sträucher, Schilfzonen, und andere Pflanzen in dem hochurbanen Umfeld fehlen. Zudem fehlen aber auch die für viele Organismen wichtigen Flachwasserbereiche in den Alsterfleeten vollständig.

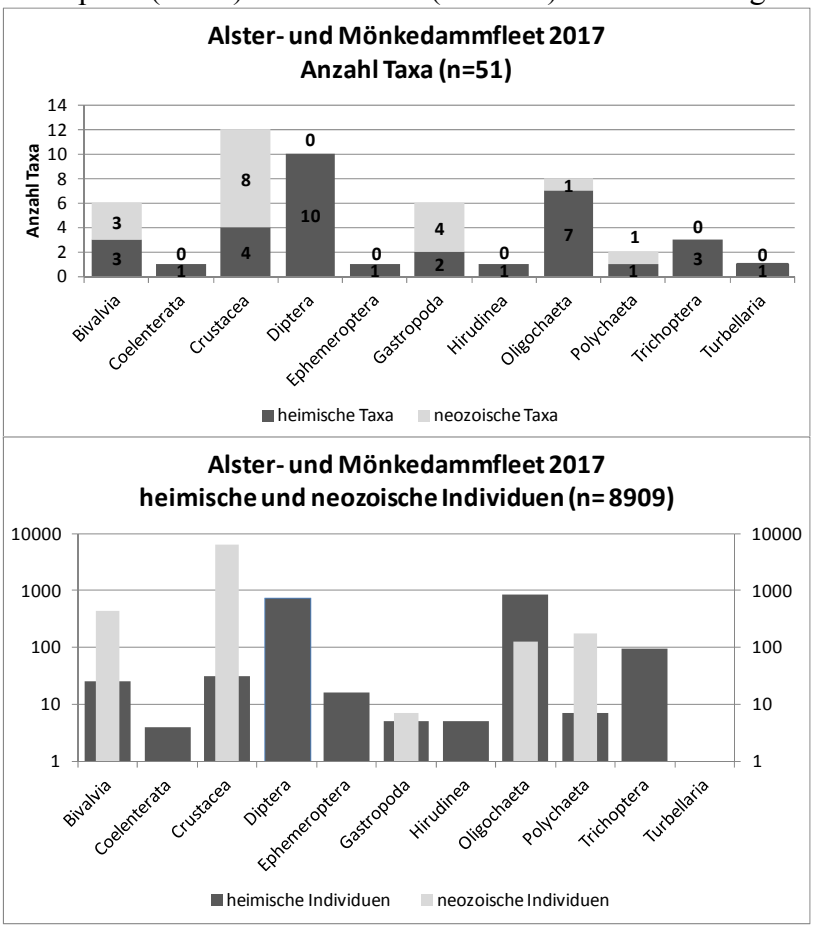


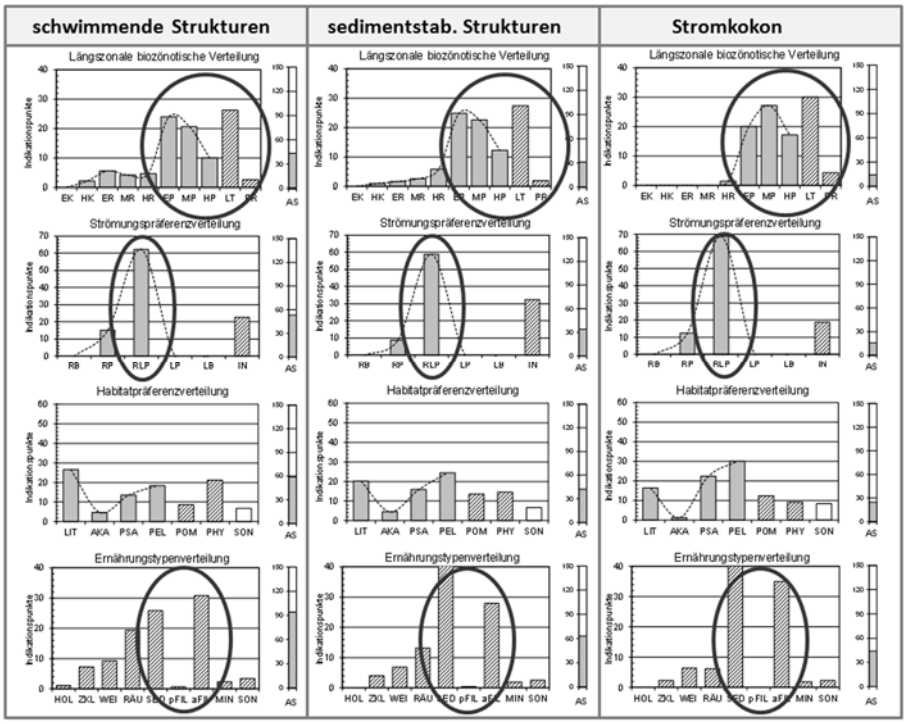
Abb. 8: Säulendiagramme der Anzahl der Taxa (oben) und der Individuenzahlen (unten) je Taxa-Gruppe, differenziert in heimische (helle Säulen) und neozoische Taxa

Die Neozoen der Proben gehören den Gruppen Bivalvia, Crustacea, Gastropoda sowie Oligo- und Polychaeta an. Im Vergleich zu den heimischen Taxa wurden z. T. doppelt so viele Neozoen-Individuen pro Taxongruppe nachgewiesen (Abb. 8, unten). Mit fast 6.500 Tieren wurden extrem hohe Individuenzahlen bei den neozoischen Crustacea festgestellt; ca. 85 % davon macht hier der Süßwasser-Röhrenkrebs (*Corophium curvispinum*) aus. Weiterhin gibt es eine höhere Anzahl von den beiden Höckerflohkrebs-Arten *Dikerogammarus villosus* und *D. haemobaphes*. *Dreissena polymorpha* ist die dominante Muschel in den Gewässern. Für die meisten Neozoen wurde in einer Arbeit zur Indikation biozönotischer Wirkungen des Klimawandels in Fließgewässern statistisch nachgewiesen, dass sie eine deutlich höhere Toleranz gegenüber höheren Wassertemperaturen bzw. ungünstigeren Atemhabitatbedingungen aufweisen (HALLE, M.; MÜLLER, A. & A. SUNDERMANN 2016). Das vermehrte Vorkommen von Neozoen in den Alsterfleeten ist demnach nicht nur auf die hoch urbanen Strukturen zurückzuführen, sondern auch dem stark veränderten Temperaturregime erklärbar.

Großmuscheln

Etliche Gemeine Teichmuscheln (*Anodonta anatina*) sowie vereinzelte Exemplare von Malermuschel (*Unio pictorum ssp.*) und Großer Flussmuschel (*Unio tumidus ssp.*) wurden in sandigen Substraten im Umfeld der Probestellen A1_17 und M1_17 nachgewiesen. Im Mönkedammfleet wurden auch Bewegungsspuren von Großmuscheln gefunden. Wie groß genau der Bestand an Großmuscheln ist konnte nur ansatzweise geschätzt werden. Aufgrund der starken Trübung konnten nur Teilbereiche näher untersucht werden. Insgesamt ist aber von einer relativ kleinen Population auszugehen, da die notwenigen sandigen Substrate nur in sehr geringem Umfang vorhanden sind.

CausaLim



Mit den Histogrammen des vom umweltbüro essen entwickelten expertenbasierten Tools CausaLim werden autökologische Präferenzen der Makrozoobenthosbesiedlung abgebildet. Beispielhaft für die Analyseergebnisse werden hier die Verteilungsmuster für die verschiedenen beprobten Strukturelemente dargestellt.

Abb. 10: CausaLim-Histogramme für die drei im Pilotversuch eingebauten und beprobten Strukturelement-Typen; die Kreise markieren auffallende Ähnlichkeiten

Auch die anderen Betrachtungsebenen der Probestellen bzw. der Beprobungs-Methoden zeigten auffällig ähnliche Verteilungsmuster. Bezüglich der längszonalen Präferenz ist der Hauptteil der Taxa an das Potamal angepasst. Bei der Strömung liegen die Präferenzen bei Organismen, die deutlich an geringe Strömungen angepasst oder diesbezüglich indifferent sind. Trotz der unterschiedlichen beprobten Strukturen weist auch die Habitatpräferenz ähnliche Verteilungen auf und bei der Ernährungstypenverteilung sind ein überwiegender Teil sedimentfressende bzw. aktiv filtrierende Taxa (Abb. 10).

Erklärbar sind diese Verteilungen zumindest teilweise mit der starken Überprägung des Gewässers durch die oberhalb liegenden Stillgewässer (Außen- und Binnenalster), die eine deutliche Potamalisierung der Faunen-Zusammensetzung bewirken. Auch der hohe Anteil an Taxa, die an geringe Strömungsgeschwindigkeiten angepasst sind, bzw. indifferent auf Strömung reagieren, ist auf den, Stillgewässereinfluss zurückzuführen. Die langen Stagnationsphasen in den Alsterfleeten haben letztendlich aber ähnliche Effekte. Die hohen Anteile aktiver Filtrierer (aFIL) und Sediment fressender Organismen sind ebenfalls auf die überwiegend sehr geringen Strömungsgeschwindigkeiten zurückzuführen. Weidegänger fehlen dagegen, da - sehr wahrscheinlich aufgrund der hohen Trübung - der Aufwuchs auf den Substraten zu gering ist.

Zusammenfassung und Fazit

Bei den Untersuchungen konnte - vor allem im Rahmen der Begehung - festgestellt werden, dass viele Strukturen auch ohne die in dem Pilotprojet eingebrachten Elemente bereits in den Fleeten vorhanden sind. Die ursprüngliche Annahme der strukturarmen „Unterwasserwüsten" hat sich also nicht bestätigt. Insbesondere hier sind die vielen anthropogenen Stein-, Schutt- und sonstigen Müllsubstrate aber auch die Pfeiler, Pfosten und unterspülten Holzbalkenfundamente der Ufergebäude- und Straßen zu nennen. Es gibt also in den Fleeten bereits besiedelbare Festsubstrate und Lückenräume sowie Fischunterstände, vor allem in den unterspülten Fundamenten zwischen den dortigen tragenden Holzbalken. Feineres, kleine Lückenräume bietendes Totholz ist jedoch nicht vorhanden. Auch sind Flächen mit stabilen Sandsubstraten, wie sie Großmuscheln benötigen, vor allem im Alsterfleet stark unterrepräsentiert. In größerem Umfang finden sich diese im Mönkedammfleet, wo die Pfeiler der U-Bahntrasse sandgefüllte Buhnenfelder bilden. In diesen Feldern konnten entsprechend auch Großmuscheln in etwas höheren Dichten nachgewiesen werden.

Was die reine Biomasse an MZB als Fischfutterpotenzial anbelangt, können auch nach Ende der Probenauswertung nur ganz grobe Schätzungen vorgenommen werden. Deutlich wurde aber, dass die Reisigbündel gerade von den Krebstieren (*Corophium curvispinum* und den beiden Arten des Höckerkrebses) gut angenommen wurden. Aber auch auf den sonstigen Festsubstraten erreicht *C. curvispinum* bereits so hohe Dichten erreicht, dass es kaum Mangel an Fischfutter geben sollte.

Das Ziel einer Förderung heimischer MZB-Arten durch die Reisigbündel kann dennoch in Ansätzen bestätigt werden. Die in den Proben vorkommenden Köcherfliegenarten (*Ecnomus tenellus*, *Lype reducta*) und auch die Eintagsfliege *Caenis luctuosa* sind in den aufsummierten Proben zu den Reisigbündeln in deutlich höherer Anzahl vertreten. Das gleiche gilt für die verschiedenen Diptera – überwiegend Zuckmückenlarven der Familie Chironomidae. In dem Zusammenhang ist zu bedenken, dass es nicht nur die Substratverhältnisse kombiniert mit den starken Strömungs-wechseln sind, die die Lebensbedingungen des MZB in den Fleeten prägen, sondern auch die Temperaturverhältnisse die unterhalb der Außen- und der Binnenalster stark verändert sind, die es heimischen Arten hier (vor allem im Hinblick auf die Atemhabitatbedingungen) sehr schwer machen. Die neozoischen Arten aus dem pontokaspischen Raum finden hier sehr viel bessere Lebensbedingungen. Auch ist die Wirkung der wenigen eingebrachten Reisigbündel auf eventuell hin und wieder in den Fleeten als Einzeltiere auftretende Arten verschwindend gering. Um Arten, die hier im Prinzip aufgrund der bisherigen Strukturverhältnisse nicht vorkommen, auf den neu geschaffenen Habitatstrukturen nachweisen zu können, müssten diese in sehr viel größerem Umfang und vermutlich über deutlich längere Zeiten vorhanden sein. Außerdem dürfte es für viele Insektenarten an Uferstrukturen fehlen, die als Signalgeber für die Paarung fungieren und für die Eiablage wichtig sind. Weiterführende Maßnahmen sollten daher darauf zielen in den Fleeten auch emerses Grün zu fördern und ggf. auch Uferbankstrukturen zu ermöglichen.

Eine Unterscheidung der Besiedlung von Reisigbündeln unterschiedlicher Tiefen (d.h. Lichtverhältnisse) ist nicht möglich, da aus praktikablen Gründen nur die obersten Bündel beprobt werden konnte. Aber auch an den oberen Bündeln fanden sich die gleichen braunen organischen Überzüge, wie sie auf allen Gewässersubstraten der Fleete zu finden waren bzw. sind. Weidegänger sind insgesamt kaum vertreten und wenn, dann stärker in den Umgebungsproben (z.B. *Viviparus viviparus*). Dies ist vermutlich mit den z. T. natürlich bedingt hohen Anteilen an Huminstoffen im Wasser zu erklären.

Über die Wirkung der Strömungskokons als Schutzraum für Fische kann aus den Ergebnissen dieser Untersuchungen keine direkte Aussage getroffen werden. Hinweise auf positive Wirkungen lieferte aber eine mehrtägige Untersuchung per Sonar im Sommer 2017, die als Posterbeitrag im Herbst 2017

auf der Tagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) in Cottbus vom Projekt „Lebendige Alster“ vorgestellt wurde. Demnach wurden die Stromkokons nachweislich vor allem tagsüber verstärkt gern von Fischen aufgesucht. Bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten haben vor allem kleine Fische den Schutz der Kokons aufgesucht.

Die Elemente zur Sedimentstabilisierung (mit Bruchsteinen gefüllte Netze) haben kaum erkennbare Wirkungen gezeigt. Weder kam es zu deutlich größeren stabilen Sandflächen, noch unterschied sich deren Besiedlung von den anderen anthropogenen Schottersubstraten. Eventuell hätte die Verwendung von abgerundeten Kieseln im Hinblick auf die Besiedlung ein anderes Ergebnis gebracht. Für die Förderung der Großmuscheln bedarf es also großräumigerer Maßnahmen zur Etablierung stabil gelagerter Sandflächen, wie sie im Mönkedammfleet zwischen den Stützpfeilern der U-Bahn vorhanden sind.

Der Nachweis von Jungaalen sowohl innerhalb der Reisigbündel als auch außerhalb spricht dafür, dass diese sich hier sehr gut aufhalten können. Ob es sich um aufsteigende Tiere handelt, oder um Jungtiere aus Besatzmaßnahmen, wie sie für die Außenalster bekannt sind, kann auf Basis dieser Untersuchungen nicht geklärt werden, hierfür wären umfangreichere Untersuchungen notwendig. Grundsätzlich bieten die Reisigbündel für Jungaale aber einen geeigneten Schutzraum. Ob die eingesetzten Strukturelemente eine gewisse Leitfunktion für auf- und abwandernde Fischarten haben, bleibt ebenfalls noch zu klären. Der Anteil dieser Strukturen dürfte aber sehr wahrscheinlich noch deutlich zu gering sein.

Literatur

HALLE, M.; MÜLLER, A. & A. SUNDERMANN (2016): KLIWA Temperatur-MZB-Projekt: Ableitung von Temperaturpräferenzen des Makrozoobenthos für die Entwicklung eines Verfahrens zur Indikation biozönotischer Wirkungen des Klimawandels in Fließgewässern. Endbericht. Erarbeitet vom Projektteam umweltbüro essen, chromgruen & Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum Frankfurt im Auftrag des Arbeitskreis KLIWA (finanziert von Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz), publiziert als KLIWA-Berichte Heft 20, Download unter http://www.kliwa.de/download/KLIWAHeft20.pdf.

MEIER, C., BÖHMER, J., BISS, R.; FELD, C., HAASE, P., LORENZ, A., RAWER-JOST, C., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A., ZENKER, A. & HERING, D. (2006): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes.

SCHOLLE, J. & RÜCKERT, P. (2013): Ein benthosbasiertes Bewertungsverfahren für nicht tideoffene Marschengewässer (MGBI) in den Einzugsgebieten von Ems, Weser und Elbe nach EG-WRRL - Im Auftrag des NLWKN Stade. 143 S. download: http://www.marschgewaesser.de/mediapool/80/801270/data/NLWKN_Stade_-_MGBI-Bericht_Vers_Jan_13_Bioconsult_2013_19-02-2013d.pdf

WUPPERVERBAND (2008): Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Vergleich detaillierter Nachweisverfahren nach BWK-Merkblatt 3“ (hydrologisch-hydraulisch-biologisch) für das Morsbacheinzugsgebiet. download: https://www.wupperverband.de/internet/web.nsf/id/li_de_forschung_morsbach.html.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Möglichkeiten der Auswertung von Wirbellosengemeinschaften mit CausaLim

(Dieser Beitrag entstand zur DGL-Jahrestagung 2016 in Wien.)

Martina Stengert[1], Martin Halle[1]

[1] umweltbüro essen (ube), Essen, Deutschland

m.stengert@umweltbuero-essen.de, martin.halle@umweltbuero-essen.de

Keywords: Makrozoobenthos, Bewertung, Analyse, Funktionale Gruppen, Fließgewässer, Einleitungen, Renaturierung

Einleitung

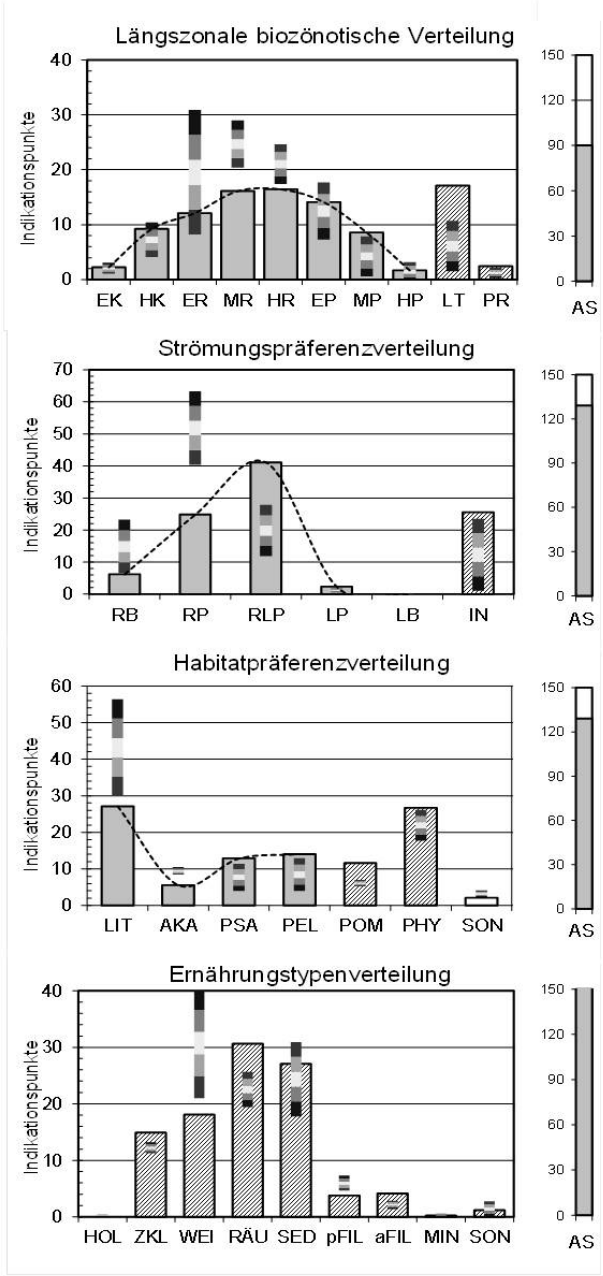
Wirbellosengemeinschaften werden bei Gewässeruntersuchungen für zahlreiche Fragestellungen im Bereich der Fließgewässerbewertung genutzt. Beispiele sind das deutschlandweite Monitoring für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, aber auch kleinräumige Untersuchungen von Einleitungen niederschlagsbedingter Abflüsse nach BWK-M3 / M7 zur Beurteilung der Immissionsseitigen Belastungen. Über einen langen Zeitraum wurden Informationen über die Lebensraumansprüche dieser Organismengruppe zusammengetragen. Diese autökologischen Informationen können genutzt werden, um z. B. Aussagen zum aktuellen Zustand des Gewässers zu treffen oder zu analysieren welche Belastungsfaktoren einwirken. Möglich sind auch Prognosen zur zukünftigen Entwicklung, wenn relevante Einflussfaktoren wie zum Beispiel eine Umgestaltung, Renaturierung oder Änderungen der Gewässerunterhaltung zu Veränderungen in der Lebensgemeinschaft führen. **CausaLim** ist ein für diese Zwecke speziell vom umweltbüro essen entwickeltes Analyse- und Bewertungstool für Fließgewässerexperten.

Wie funktioniert CausaLim?

Die erste Version von CausaLim wurde 2006-2008 im Rahmen eines Forschungs- und Entwicklungsverfahrens vom umweltbüro essen erarbeitet (WUPPERVERBAND, 2008) und seit dem kontinuierlich weiterentwickelt. Es arbeitet mit Taxalisten, die methodisch nach dem Multi-Habitat-Sampling erhoben wurden. Damit arbeitet es mit derselben Datengrundlage wie das für die Wasserrahmenrichtlinie entwickelte Bewertungsverfahren Perlodes (MEIER ET AL., 2006). Verwendet werden für CausaLim nicht die Metrics, die in Asterics berechnet werden, sondern die für jedes Taxon zugrunde liegenden autökologischen Informationen wie z. B. die Funktionalen Gruppen. Auf Basis eines 10-Punktesystems, das jedes Taxon diesbezüglich autökologisch charakterisiert, ergeben sich Präferenzverteilungen bezüglich der Gewässerzonierung (längszonale Präferenzen), der Strömungsverhältnisse (Strömungspräferenzen), Substrat- bzw. Habitatverhältnisse (Habitatpräferenzen) sowie für die artspezifischen Ernährungsweisen (Ernährungstypen).

Für CausaLim werden zur Verteilungsermittlung der Funktionalen Gruppen – abweichend zu Asterics – die absoluten Individuendichten mittels gruppenspezifischer Klassifikationssysteme in eine von sieben Abundanzklassen umgerechnet. Auf diese Weise wird gewährleistet, dass auch Taxa, die bei für sie optimalen Habitatbedingungen nur vergleichsweise geringe Individuendichten erreichen können, das gleiche indikatorische Gewicht bekommen, wie Taxa, die zu Massenvorkommen neigen.

Diese Tatsache ist insofern von Bedeutung, als dass besonders Arten mit hohen Lebensraumansprüchen natürlicher Weise oft in geringen Dichten vorkommen (z. B. Libellen-, und Köcherfliegenlarven), während anspruchslosere (wie z. B. viele Zuckmücken) große Bestände ausbilden können. Zwischen diesen Extremen können Dichteunterschiede in der Größenordnung von Zehnerpotenzen liegen, so dass ein einheitliches Umrechnungssystem für alle Taxa zu erheblichen Verzerrungen der indikatorischen Aussagen führen kann.



Probestelle			
SI	AD	FI	Neoz.[%]
2,01	0,34	0,31	0
mäßig	unbefriedigend	Ind./m²	Anz. Taxa
gesichert	gesichert	1367	49

Kürzel	Bezeichnung	Erläuterung
EK	Eukrenal	Quellen
HK	Hypokrenal	Quellrinnsale
ER	Epirhithral	obere Forellenregion
MR	Metharhithral	untere Forellenregion
HR	Hyporhithral	Äschenregion
EP	Epipotamal	Barbenregion
MP	Metapotamal	Blei- und Brachsenregion
HP	Hypopotamal	Kaulbarsch-Flunder-Region
LT	Litoral	Uferzone (See)
PR	Profundal	Tiefenzone (See)

Kürzel	Bezeichnung	Erläuterung
RB	rheobiont	an strömendes Wasser gebunden, Schwerpunkt in reißenden bis schnell fließenden Gewässern
RP	rheophil	strömungsliebend, bevorzugt in schnell fließenden Gewässern
RLP	rheo- bis limnophil	sowohl in sehr langsam bis träge fließenden Gewässern bzw. in ruhigen Zonen als auch in Stillgewässern
LP	limnophil	strömungsmeidend, nur selten in träge fließendem Wasser
LB	limnobiont	an Stillgewässer gebunden, daher nur in stehendem Wasser
IN	indifferent	keine Präferenz für fließendes oder stehendes Wasser erkennbar

Kürzel	Bezeichnung	Erläuterung
LIT	Lithal	Grobkies, Steine, große Blöcke bis hin zu Fels
AKA	Akal	Fein- bis Mittelkies
PSA	Psammal	Fein- bis Grobsand
PEL	Pelal	unverfestigte Feinsedimente
POM	partikuläres organisches	Totholz und feinere Fraktionen toten pflanzlichen oder tierischen Materials
PHY	Phytal	Algenaufwuchs, Moose und höhere Wasserpflanzen, lebende Teile von Pflanzen, die ins Wasser ragen wie Blattwerk von Uferpflanzen
SON	Sonstige	sonstige Habitate (z.B. der Wirt im Fall von Parasitismus)

Kürzel	Bezeichnung	Erläuterung
HOL	Holzfresser	fressen Holz
ZKL	Zerkleinerer	ernähren sich von Falllaub und anderem groben partikulären organischen Material
WEI	Weidegänger	weiden epilithische Algen bzw. den Biofilm von Steinen und anderen Hartsubstraten ab, teilweise Ernährung auch von Detritus
RÄU	Räuber	fressen lebende Beutetiere
SED	Sedimentfresser	fressen sedimentiertes, feinpartikuläres Material
FIL	Filtrierer/Strudler	filtrieren schwebende Nahrungspartikel aus dem Wasser, entweder aktiv oder passiv
MIN	Blattminierer/Zellstecher	saugen Zellen von Algen und höheren Wasserpflanzen aus
SON	Sonstige	sonstige Ernährungstypen (z. Aasfresser)

Abb. 1: Säulendiagramme der Funktionalen Gruppen mit den verschiedenen Ökologischen Valenzen (links), rechts die Legende zu den Abkürzungen

Die Verteilungen der s.g. ökologischen Valenzen (siehe Abb. 1) werden standardisiert und automatisiert von CausaLim als Säulendiagramme ausgegeben und erleichtern so die Analyse der Daten. Auf

der x-Achse sind die Ökologischen Valenzen aufgetragen, die Y-Achse zeigt die Indikationspunkte an. Alle Säulen zusammen ergeben hierbei 100 da nur die eingestuften Taxa dargestellt werden. Die Säule rechts gibt die Abundanzklassensumme (AS) an, wobei Werte >20 einen Hinweis auf die Validität der Daten geben. Die optisch vor den Verteilungen der Probestelle liegenden, deutlich schmaleren „bunten Balken" in den Diagrammen zeigen statistisch ermittelte Verteilungen der Funktionalen Gruppen an Probestellen des gleichen Gewässertyps auf. Die Farbgebung – hier nur schwarz-weiß möglich – gibt die fünf Bewertungsklassen nach Perlodes wider und dient somit als Vergleichsreferenz für die typspezifische Naturnähe der jeweiligen Verteilung. Je näher die grauen Säulen der für die Probe berechneten Anteile der Funktionalen Gruppen an die blauen Balken heran reichen, desto typgemäßer (naturnäher) ist der jeweilige relative Anteil bzw. die Verteilung. Liegt der rot oben, nimmt die Naturnähe mit zunehmendem Anteil der Funktionalen Gruppe ab; bildet dagegen der blaue Teil das obere Ende, gilt das Gegenteil. In einer kleinen Tabelle werden unter dem Säulendiagramm ergänzend Ergebnisse der Perlodes-Bewertung zu den Modulen Saprobie (SI), der Allgemeinen Degradation (AD) sowie weitere ausgewählte Parameter dargestellt.

Was kann CausaLim noch?

Für einige Gewässertypen wurde ein Bewertungssystem ausgearbeitet, das die Indikation von Teilbelastungen ermöglicht. Anfangs nur für die grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbäche größer (LAWA-Typ 5) und kleiner 10 km² Einzugsgebiet entwickelt, wurde diese Indikationsmöglichkeit nach und nach für weitere Fließgewässertypen (LAWA-Typen 9, 14, 15, 18 und 19, vgl. POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER, 2008A UND B) erweitert. Auf der Grundlage autökologisch-funktionaler Charakteristika des Makrozoobenthos (MZB) werden hydromorphologische (inkl. feststofflicher) Teilbelastungen in Fließgewässern indiziert und eingestuft. Das Verfahren kann hierbei Belastungen wie z. B. hydraulische Stoßbelastungen, verminderte Strömungsgeschwindigkeiten bei Trockenwetterabflüssen, mangelnde Gehölzbeschattung, Rückstau, Sohlverbau, Warmwassereinleitungen etc.) nach Belastungsart und -anteil differenzieren.

Alle für den Gewässertyp relevanten hydromorphologischen und feststofflichen Belastungsarten mit bestimmten Abweichungen (Zu- oder Abnahmen) der zu beurteilenden Ökovalenzverteilungen der Probestellen werden im Abgleich mit den Referenzverteilungen zugeordnet. Im Zuge der CausaLim-Berechnung werden die ermittelten Abweichungen jedes Einzelmetrics (z. B. Anteil der Sedimentfresser) nach ihren jeweiligen indikatorischen Bedeutungen für die einzelnen Belastungsarten gewichtet. Je vollständiger und stärker die belastungsartspezifischen Abweichungen der Ökovalenzverteilungen von den jeweiligen naturnahen Referenzverteilungen ausfallen, desto größer wird der belastungsartspezifische Anteil an der Gesamtbelastung, die im Perlodes-Modul „Allgemeine Degradation" bewertet wird.

Beispiele für die Analyse der Säulendiagramme

Einige Beispiele von Gewässern des Mittelgebirges und Tieflandes zeigen welche Veränderungen bei bestimmten Ökologischen Valenzen Hinweise auf eine spezifische Teilbelastung indizieren.
Beispiel 1, Kurzbeschreibung: grabenartiges Gewässer, Tiefland (NRW), Einzugsgebiet < 10 km², begradigtes Längsprofil, stark eingetieftes Querprofil, geringe Fließgeschwindigkeiten.
Der auffallend hohe Anteil der Taxa des Litorals (LT), die Potamalisierung (Verschiebung der längszonalen biozönotischen Präferenz in Richtung eines höheren Anteils potamaler Arten) sowie ein dominierender Anteil an rheolimnophilen Arten (RLP) sind Belastungsindikator für **Strömungsverlangsamung/Stagnation.**

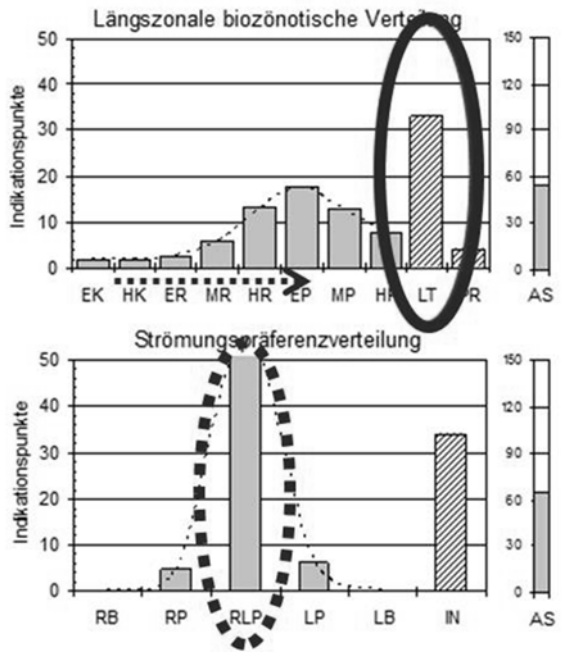




Abb. 2: Säulendiagramme zur Längszonalen biozönotischen und Strömungspräferenzverteilung (links) zu Beispiel 1 einer MZB-Probestelle (Foto rechts)

Ursächlich kann diese Teilbelastung durch überdimensionierte Gewässerprofile bzw. Querbauwerke und/oder Verrohrungen hervorgerufen werden. Sie ist typisch für kleine, strukturarme relativ besonnte Fließgewässer die intensiv und regelmäßig Unterhalten werden, so dass die ökologisch positiv wirkenden Strukturen und Organismen immer wieder aus dem Gewässer entfernt werden.

Beispiel 2, Kurzbeschreibung: grabenartig ausgebautes Gewässer, Tiefland (NRW), Einzugsgebiet < 10 km², begradigtes Längsprofil, stark eingetieftes Querprofil, geringe Fließgeschwindigkeit, urbanes Einzugsgebiet, punktuellen Einleitungen aus Straßenentwässerungen, etc..

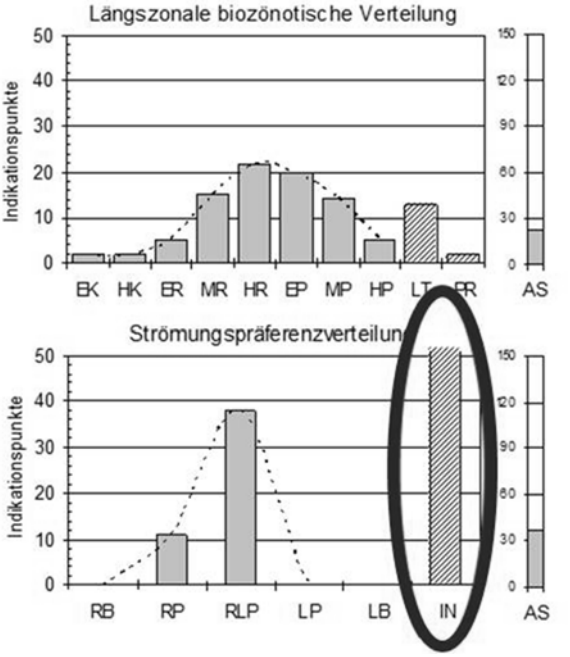




Abb. 3: Säulendiagramme zur Längszonalen biozönotischen und Strömungspräferenzverteilung (links) zu Beispiel 2 einer MZB-Probestelle (Foto rechts)

Strukturell sehr ähnlich wie Beispiel 1, jedoch mit auffallend hohem Anteil an strömungsindifferenten Taxa (IN). Hinweise auf Strömungsverlangsamung/Stagnation (Präferenzen zu LT und RLP) sind deutlich geringer ausgeprägt. Dominierend ist hier eine **Hydraulische Stoßbelastung** aus punktuellen Einleitungen, wie sie häufig als Teilbelastung in urbanen Einzugsgebieten anzutreffen sind. Das

unzureichende Rückhaltevolumen an den Einleitungsbauwerken kann zu solch starken Veränderungen in der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos führen.

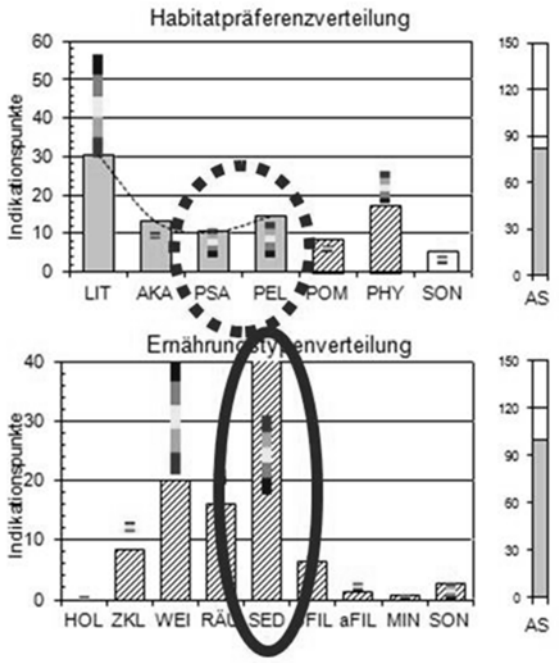




Abb. 4: Säulendiagramme zur Habitatpräferenzverteilung und Ernährungstypenverteilung (links) zu Beispiel 3 einer MZB-Probestelle (Foto rechts)

Beispiel 3, Kurzbeschreibung: strukturell relativ naturnaher, beschatteter Mittelgebirgsbach (LAWA-Typ 5), NRW, mehrere punktuelle Einleitungen im Oberlauf.

Der auffallend hohe prozentuale Anteil der Sedimentfressenden Taxa (SED) spiegelt sich in dem Maße nicht in der Habitatpräferenzverteilung bei den Feinsedimentbewohnern (PSA, PEL) wider. Diese Kombination ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass eine **Belastung mit organischen Feinsedimenten (AFS)** aus oberhalb liegenden Einleitungen besteht. In strömungsberuhigteren Abschnitten des Gewässers sedimentieren diese und bewirken die Kolmation der Sohle.

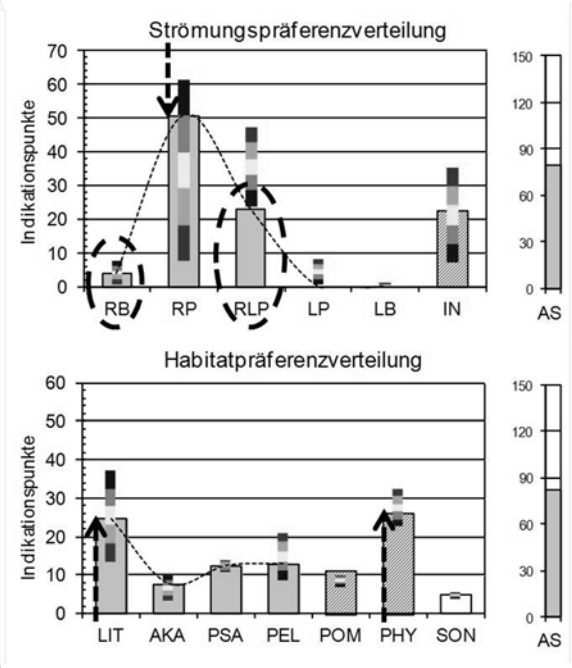




Abb. 5: Säulendiagramme zur Strömungs- und Habitatpräferenzverteilung (links) zu Beispiel 4 einer MZB-Probe 3 Jahre nach Renaturierung (Foto rechts)

Beispiel 4, Kurzbeschreibung: Untersuchung des MZB vor und 3 Jahre nach Renaturierung in einem sandgeprägtem Tieflandbach (LAWA-Typ 14), NRW, Einbau ganzer Bäume mit Krone, Rücknahme der Nutzung im Gewässerrandstreifen.

Nach der Renaturierung ist eine deutliche Zunahme der Strömungsdiversität durch das Auftreten von rheobionten (RB) und rheolimnophilen Arten (RLP), bei entsprechendem Rückgang der Anteile an rheophilen (RP) Taxa sichtbar. Des Weiteren ist ein Anstieg der Lithalbesiedler (LIT) zu beobachten, da das Totholz als Hartsubstrat dieselbe Funktion erfüllt. Der Anstieg der Phytalbesiedler (PHY) begründet sich aus der höheren Ufervegetation und dem erhöhten Anteil an Makrophyten im Gewässer. Dieser Anteil wird bei stärkerer Beschattung wieder zurückgehen.

Fazit und Ausblick

CausaLim wurde vom umweltbüro essen entwickelt um bei der Analyse von Belastungssituationen Hinweise auf die Anteile von wirkenden Teilbelastungen zu geben. Weitere Anwendungsbereiche sind die Analyse und Beurteilung von Renaturierungen aber auch Prognosen zur Entwicklung von Gewässern.

Der Hauptvorteil von CausaLim gegenüber verbal-argumentativen kausalen Belastungsanalysen biologischer Daten liegt in der Standardisierung der Nachweisführung. CausaLim kann und soll jedoch kein Ersatz für ein abschließendes gewässerökologisch-biologisches Expertenurteil sein. Es dient vielmehr der Experten-Unterstützung, um die in den Makrozoobenthos-Taxalisten enthaltenen Informationen über die Lebensraumverhältnisse der zu beurteilenden Probestellen nach vorgegebenen Regeln, d. h. so reproduzierbar und differenziert wie möglich, heraus zu filtern. Die Komplexität möglicher Belastungskombinationen mit synergistischen und antagonistischen Wechselwirkungen einzelner Teilbelastungen sowie unvermeidbare logische Grenzen der indikatorischen Differenzierbarkeit zwischen verschiedenen Wirkgrößen erfordern stets die Einbeziehung von Experteneinschätzungen und abschließenden -beurteilungen.

Literatur

WUPPERVERBAND (2008): Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Vergleich detaillierter Nachweisverfahren nach BWK-Merkblatt 3“ (hydrologisch-hydraulisch-biologisch) für das Morsbacheinzugsgebiet. https://www.wupperverband.de/internet/web.nsf/id/li_de_forschung_morsbach.html.

MEIER, C., BÖHMER, J., BISS, R.; FELD, C., HAASE, P., LORENZ, A., RAWER-JOST, C., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A., ZENKER, A. & HERING, D. (2006): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes.

POTTGIESSER, T. & M. SOMMERHÄUSER (2008A): 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. - www.wasserblick.net

POTTGIESSER, T. & M. SOMMERHÄUSER (2008B): Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen. (Teil A). UBA-Projekt (Förderkennzeichen 36015007). - http://www.wasserblick.net.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Distribution and effects of antibiotics in municipal wastewater treatment systems and surface waters

Franziska Stressmann[1], Dominik Schneider[2], Daniela Zühlke[3,4], Rolf Daniel[2], Katharina Riedel[3,4], Katrin Premke[1]

[1] Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin, stressmann@igb-berlin.de, premke@igb-berlin.de

[2] Georg-August-University Göttingen, Institute of Microbiology and Genetics, Göttingen, dschnei1@gwdg.de, rdaniel@gwdg.de

[3] Ernst-Moritz-Arndt-University Greifswald, Institute of Microbiology, Greifswald, zuehlke@uni-greifswald.de, riedela@uni-greifswald.de

[4] Institute of Marine Biotechnology, Greifswald, zuehlke@uni-greifswald.de, riedela@uni-greifswald.de

The extensive use of antibiotics for human and animal therapies, agriculture and aquaculture is continuously increasing. Antibiotics enter the water cycle after discharge through wastewater treatment systems, however the extent of antibiotics that enter and contaminate the environment is currently unknown. Antibiotics are not completely degraded during wastewater treatment and parent and metabolite compounds may survive for prolonged periods in surface waters. The effects of antibiotic contamination on microbial activity and general ecosystem function are not known but may contribute to changes in functional processes, including the carbon cycle, and represent an urgent gap in knowledge. Furthermore, wastewater treatment plants have been considered hotspots for the development and dissemination of antibiotic resistant bacteria into the environment, but the dissemination pathways and seasonal and environmental influences on the latter are not fully understood.

The main objectives of this project, embedded in the cluster of the ANTIRES project, are to understand the degradation processes of antibiotics during and after wastewater treatment, the nature and extent of antibiotics that enter the environment i.e. connecting surface waters and their influence on microbial aquatic communities, especially carbon turn-over and green house gas emissions, and how this is connected to seasonal changes.

Samples from two wastewater treatment plants (in Göttingen and Greifswald) and connected surface waters were collected and subjected to biogeochemical analyses (e.g. N, P, C, metals) as well as analysis of green house gas emissions. Antibiotics were determined by HPLC-MS/MS. Furthermore, bacterial community composition, structure and expressed antibiotic genes were monitored by sequencing of the 16S rRNA gene content and GeLC-MS/MS by collaborating partners in the cluster. First results indicate different bacterial community activity in the different stages of the wastewater treatment as well as in the surface waters, that were both affected by seasonal factors. This corresponded to changes in the microbial community composition, and a changed profile of detected antibiotic resistance genes.

The information this project will gather on the distribution of antibiotics and antibiotic resistances in municipal wastewaters and surrounding surface waters will be highly valuable for the development of preventative measures for their respective release into the environment. Furthermore, the knowledge gained on antibiotic effects on the dynamics of microbial community activity and green house gas emissions will improve our understanding of the factors influencing these emissions and predicting future climate conditions.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Labor- und Feldversuche an porösen Medien zur Interpretation von Kolmameter - Messungen

Christiane Thurmann, Thomas Zumbroich

Planungsbüro Zumbroich, Breite Straße 21, 53111 Bonn, ct@zumbroich.com, [2]Planungsbüro Zumbroich, Breite Straße 21, 53111 Bonn sowie Universität Bonn, tz@zumbroich.com

Seit mehreren Jahren führen zunehmende Feinsedimenteinträge in Fließgewässerökosysteme zu einer Degradation der hier beheimateten Biozönose. Da verschiedene auf derartige Eintrage sensibel reagierende Gewässerorganismen im Bewertungssystem der EU-WRRL als Indikatorarten zur Beurteilung der Fließgewässerökosysteme dienen, können übermäßige Feinsedimenteintrage somit für eine Zielverfehlung der WRRL-Bewirtschaftungsziele mitverantwortlich sein. Wegen ihrer grundlegenden Bedeutung für die Zielerreichung der EU-WRRL werden diese sogenannten Kolmationsprozesse, ihre Ursachen und Folgen seit einigen Jahren verstärkt in der Fließgewässerökologie untersucht.

Zur Untersuchung von Kolmationserscheinungen in Fließgewässern kommen verschiedene, vorwiegend qualitative oder zeit- und kostenintensive quantitative Messmethoden zum Einsatz. Zum Teil ähneln sich die zugrunde liegenden Messprinzipien, jedoch können nicht alle Methoden auch in allen Umweltmedien und zur Klärung der verschiedenen Fragestellungen angewandt werden. Weiter unterscheiden sich die etablierten Methoden in der räumlichen Auflösung sowie der Möglichkeit der Erfassung kleinräumiger Heterogenitäten.

Ein neues Verfahren ist das Kolmameter, bei dem es sich um ein Messgerät handelt, mit dessen Hilfe über das Injizieren von Wasser in poröse Medien deren Durchströmbarkeit ermittelt werden kann. Die Untersuchung von Kolmationserscheinungen mit Hilfe des Kolmameters soll eine reproduzierbare, quantitative und leicht anwendbare Messung von Kolmationserscheinungen bzw. Durchströmbarkeitseigenschaften poröser Medien ermöglichen.

In einem ersten Schritt wurde der erste Prototyp des Kolmameters unter Laborbedingungen an Normsubstraten mit verschiedenen, bekannten kf-Werten getestet. Dabei wurden unter-schiedliche Gerätekonfigurationen (Spitzenlochung, Druck) hinsichtlich ihrer Eignung in den verschiedenen Normsubstraten untersucht. Als Ergebnis wurden mit bestimmten Gerätekonfigurationen reproduzierbare Messreihen ermittelt, aus denen sich wiederum Grenzwerte für die mittlere zu erwartende Ausflussreduktion in verschiedenen Substraten ableiten lassen.

Im Folgenden wurden Kolmameter-Messungen in Gewässersohlen verschiedenen Fließgewässertypen durchgeführt und die hier ermittelten Messwerte mit den mit anderen Methoden ermittelten Werten (Sedimentfallenbeprobung, Kolmationskartierung) in Beziehung gesetzt. Es kann gezeigt werden, dass die Messungen mit dem ersten Prototyp des Kolmameters Ergebnisse liefern, die mit Ergebnissen der anderen Untersuchungsmethoden korrelieren. Im Gegensatz zu den Sedimentfallenbeprobungen zeichnet sich die Untersuchung mit Hilfe des Kolmameters durch eine vergleichsweise schnelle und einfache Versuchsdurchführung aus.

Es zeichnet sich ab, dass mit Hilfe des Kolmameters verschiedene gewässerökologische Fragestellungen im Rahmen weitergehender Studien behandelt werden können.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Bewältigung der wassermengen- und wassergütebezogenen Herausforderungen im Lausitzer Braunkohlerevier durch die LMBV

Oliver Totsche, Beate Lucke

Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH,
Knappenstraße 1, 01968 Senftenberg, Oliver.Totsche@LMBV.de, Beate.Lucke@LMBV.de

Der Braunkohletagebau ist durch seine Entwässerungsmaßnahmen für die Pyritverwitterung in den Abraumkippen und im Bereich des Absenktrichters ursächlich mitverantwortlich. Bei der Pyritverwitterung werden Sulfat, Eisen und Säure freigesetzt. Dementsprechend sind die hohen Sulfatkonzentrationen, die Fließgewässerverockerung und die Gewässerversauerung die wasserwirtschaftlichen Hauptprobleme im Lausitzer Braunkohlerevier.

Ökologisch stellen die hohen Sulfatkonzentrationen in Bergbaufolgeseen und Fließgewässern keine prioritäre Belastung für die aquatischen Lebensgemeinschaften dar. Unabhängig davon sind hohe Sulfatkonzentrationen problematisch, da Wasser aus der Spree sowohl in Brandenburg als auch in Berlin zur Trinkwassergewinnung verwendet wird. Damit der Trinkwassergrenzwert von 250 mg/l im Reinwasser der Wasserwerke nicht überschritten wird, ist über eine Wassermengensteuerung die Sulfatkonzentration in der Spree gezielt zu steuern.

Die Fließgewässerverockerung ist nicht nur ein optisches, sondern vor allem ein ökologisches Problem, welches im Spreegebiet Südraum (oberhalb der Talsperre Spremberg) sowie in den südlichen Zuflüssen zum Spreewald auftritt. Die LMBV hat umfangreiche Barrierekonzepte erstellt, um den Zufluss des eisenhaltigen Wassers in die Spree und den Spreewald deutlich zu verringern. Bis alle Maßnahmen im Spreegebiet Südraum greifen, wird zum besseren Eisenrückhalt eine Wasserbehandlungsanlage in der Spree betrieben.

Die Versauerung spielt vor allem in den Bergbaufolgeseen eine Rolle. Zur Neutralisation der Bergbaufolgeseen werden stationäre oder mobile Neutralisationsanlagen verwendet, mit denen Kalkprodukte gleichmäßig in den See eingemischt werden.

Insgesamt wurde in der Lausitz an neun Bergbaufolgeseen eine Initialneutralisation durchgeführt. In diesen Seen wird der neutrale pH-Wert mittels periodischen Nachsorgebekalkungen aufrechterhalten. Bei sechs weiteren Bergbaufolgeseen ist eine Initialneutralisation geplant. Noch unklar ist der Bedarf einer Seeneutralisation bei sechs weiteren Seen. Bei diesen Seen werden die vorhandenen Optionen derzeit noch geprüft. Aktuell findet im Partwitzer See eine Initialneutralisation mit dem LMBV-eigenen Gewässerbehandlungsschiff „Klara“ statt. Das Schiff wurde von der LMBV eigens für die Initial- und Nachsorgeneutralisation der aus acht Seen bestehenden und mit schiffbaren Verbindungen ausgestatteten „Erweiterten Restlochkette“ geplant und gebaut.

Insgesamt ist die gezielte Gewässergütebewirtschaftung in der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft eine Aufgabe, die noch mehrere Jahrzehnte lang geleistet werden muss.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Untersuchung von Diatomeen-Gesellschaften in Bergseen der nördlichen Kalkalpen anhand verschiedener Parameter zur Abschätzung der Auswirkungen des Klimawandels

Lorenz Tschampel, Stefan Ossyssek, Uta Raeder

TU München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Aquatische Systembiologie, Limnologische Station Iffeldorf, Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf, lorenz.tschampel@web.de, uta.raeder@tum.de

Die meist hohe Heterogenität der Habitate von alpinen Gewässern beinhaltet zwangsläufig ein erhöhtes Maß an bacillariophytischer Artenvielfalt (Falasco, et. al., 2012; Meester, et. al., 2005). Diese Gesellschaften der Kieselalgen (Diatomeen) sollen deshalb als Indikatoren dienen, um etwaige Veränderungen, ausgelöst oder bestärkt durch den Klimawandel, erkennen zu können. Die Eignung hierfür erhalten sie aufgrund ihrer ausgeprägten Resonanz im Bezug auf klimabedingte Veränderungen (Chapin & Körner, 1995) welche auf den jeweiligen Lebensraum einwirken.

Mit der für die Untersuchungen notwendigen Probenahmen wurde im Juni 2016 begonnen ehe sie im Oktober des gleichen Jahres abgeschlossen werden konnten. Im Fokus standen insgesamt 14 Stillgewässer in Deutschland und Österreich mit einer Größe zwischen 0,5 und 6,5 ha. Sie befanden sich zwischen ca. 1000 m und 1900 m Höhe. Die Geologischen Raumeinheiten der Seen auf deutschem Boden sind hauptsächlich das Mangfallgebirge, Isar-Loisach-Gebirgsregion sowie die Chiemgauer Alpen (Bodeninformationssystem Bayern).

Neben den die Diatomeen enthaltenden Litoralproben welche jeweils an Nord- und Südufer des betreffenden Gewässers genommen wurden, sind weiterhin an Bojen befestigte Temperaturlogger ausgebracht worden. Sie dienen der fortlaufenden Aufzeichnung der Wassertemperatur in einer Tiefe von ca. 0,5 m sowie 0,5 m über dem Seegrund an der jeweils tiefsten Stelle (Echolotkartierung) des Gewässers. Weitere Parameter zur Ermittlung der Werte für Wasserphysik und –chemie wurden mit einer Multisonde sowie Mischproben aus der euphotischen Zone (Secchitiefe) des Gewässers erbracht. Neben der Auswertung im Labor wurden die Diatomeen unter dem Mikroskop soweit möglich bis auf die Art bestimmt (je Probe 500 Individuen) und anhand der gängigen Indizes analysiert.

Die Auswertung der gesammelten Daten erfolgt anhand einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) geplant. Hierdurch soll die Relevanz einzelner Parameter bezogen auf die Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften überprüft werden.

Das Projekt wird durch ein Stipendium der Deutschen Bundesstiftung Umwelt DBU gefördert.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Vergleichende Studie zur Wiederansiedlung gewässertypspezifischer Fauna in sandgeprägten Tieflandbächen mit unterschiedlichen Eckwerten

Lisa Tunder[1], Arlena Dumeier[1] & Ellen Kiel[1]

[1] Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, AG Gewässerökologie und Naturschutz, IBU, Fk. V, Ammerländer Heerstraße 114-118, 26129 Oldenburg, lisa.tunder@uni-oldenburg.de, arlena.dumeier@uni-oldenburg.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Keywords: Invertebraten, Wiederansiedlung, natürliche Substrate

Einleitung

Viele Fließgewässer sind durch anthropogene Veränderungen über Jahrhunderte hinweg morphologisch und strukturell degradiert worden. Die damit einhergehende Minderung der ökologischen Funktionsfähigkeit zeigt sich durch ein Defizit an Makrozoobenthosarten, die dem Gewässertyp natürlicherweise entsprechen würden. Mit der Inkraftsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) wurde im Jahr 2000 die politische Grundlage für eine Verbesserung der ökologischen Qualität unserer Fließgewässer geschaffen. Das angestrebte Ziel, unter Berücksichtigung der Qualitätskomponente Makrozoobenthos, ist der „gute ökologische Zustand" aller Oberflächengewässer (EP & Council of the European Union 2000). Infolge der EG-WRRL stieg die Zahl der Maßnahmen zur hydromorphologischen Restaurierung von Fließgewässern (Haase et al. 2013). Unterschiedliche Studien zeigten jedoch, dass selbst strukturell und hydrochemisch intakte Bäche und Flüsse nicht immer das gewässertypspezifische Spektrum an Makrozoobenthosorganismen aufweisen (Hering et al. 2010; Jähnig et al. 2008; Smukalla & Friedrich 1994). In diesen Fällen fehlen nach Jähnig et al. (2008) entweder potenzielle Quellpopulationen im Einzugsgebiet oder Barrieren verhindern eine natürliche Ansiedlung des Makrozoobenthos. Dort wo eine natürliche Wiederansiedlung auch nach Jahren unterbleibt, wird regional eine aktive Umsiedlung gewässertypspezifischer Arten in Betracht gezogen. Dabei sollen Makroinvertebraten mit Hilfe natürlicher Substratexponate (NSE) aus einem Spendergewässer mit typspezifischer Makrozoobenthoszönose entnommen werden und in ein strukturell mindestens gut entwickeltes typgleiches Empfängergewässer mit verarmten Artenspektrum eingebracht werden. Die Pilotstudie von Dumeier et al. (2016) untersuchte die Besiedlung unterschiedlicher Substrate und Expositionszeiten der NSE im Spendergewässer (Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche), um die optimale Wahl von NSE-Typ und Expositionszeit treffen zu können. Ziel dieser Untersuchung ist es, die Übertragbarkeit der von Dumeier et al. (2016) gewonnenen Ergebnisse auf andere sandgeprägte Tieflandbäche zu prüfen. Die Frage nach dem geeigneten NSE-Typ und der optimalen Expositionszeit für eine Umsiedlung typspezifischer Makroinvertebraten standen dabei im Zentrum. Zudem prüften wir die Methodik zur Exposition von NSE in sandgeprägten Tieflandbächen mit unterschiedlichen Eckwerten. Trotz erwarteter Unterschiede der Artengemeinschaft bestand die Annahme, dass sich − analog zu Dumeier et al. (2016) − die sechswöchig exponierte Mischung aus Holz und Laub als vorteilhaft erweisen würde.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgewässer, die Aue, bildet die Grenze zwischen den Landkreisen Oldenburg und Vechta (Niedersachsen, Deutschland). Die Probestrecke (Gauß-Krüger 3455018 / 5861448 – 3455070 / 5861493) liegt im Naturschutz- und FFH-Gebiet der ‚Bäken der Endeler und Holzhauser Heide'. Die niedersächsische Aue und die Vergleichsgewässer der Studie von Dumeier et al. (2016) – Rotbach und Schwarzbach des Rotbach-Systems (Nordrhein-Westfalen, Deutschland) – sind beide Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche (NMU 2016; MULNV NRW 2016). Die Probestrecke der Aue ist 7 m breit und 40 cm tief, die Bäche des Rotbach-Systems hingegen nur 3 m breit und 25 cm tief.

Natürliche Substratexponate (NSE) und Expositionszeiten

Die vorangegangene Studie von Dumeier et al. (2016) untersuchte sechs unterschiedliche NSE-Typen hinsichtlich ihrer Besiedlung durch Makroinvertebraten. Aus diesem Spektrum wählten wir, basierend auf Arten- und Individuenreichtum, die NSE-Typen Erlenlaub, Holz-Laub-Mischung sowie Buchenlaub für diese Untersuchung aus. Insgesamt wurden 90 NSE angefertigt. Als natürliche Substrate dienten Blätter von *Fagus sylvatica* L. sowie Zweige (Ø: 0,5 – 1,5 cm; Länge: 20 – 35 cm) und Blätter von *Alnus glutinosa* (L.) GAERTHNER (s. Abb. 1). Die NSE wurden für eine Zeitdauer von zwei, vier und sechs Wochen exponiert.

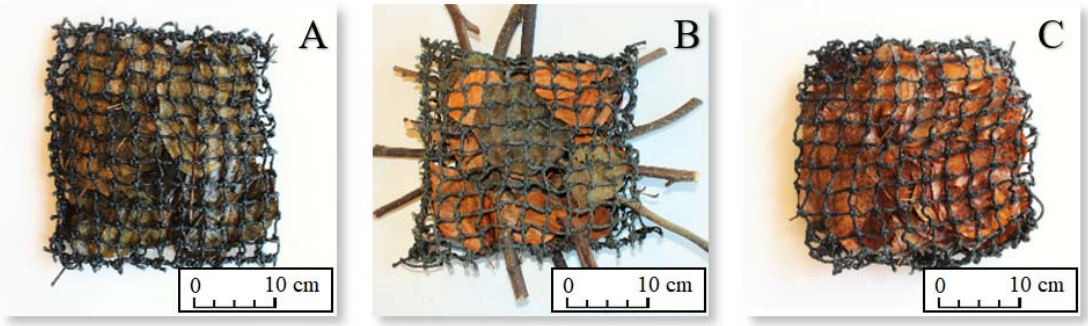


Abb. 1: NSE-Typen: Erlenlaub (A: 20 g Blätter *A. glutinosa*); Holz-Laub-Mischung (B: 13,3 g Blätter *A. glutinosa*, 6,6 g Blätter *F. sylvatica*, 150 g Zweige *A. glutinosa*); Buchenlaub (C: 20 *F. sylvatica*). Alle Exponate mit standardisierter Fläche (4 dm^2) und Maschenweite (2 cm). Gebundene NSE lagerten vor der Exposition im Bach tiefgefroren. Wässerung der NSE 24 h vor Exposition.

Versuchsablauf

Zwei Wochen vor der ersten Exposition wurden 90 Befestigungsstangen (Aluminiumprofile; Länge: 80 cm) mit Lochreihe in die Bachsohle eingeschlagen. Die Exposition der NSE fand zeitlich gestaffelt statt (1. März, 29. März, 12. April 2016). Um Beeinträchtigungen der NSE zu minimieren, wurden diese geringinvasiv mittels Arbeitsbühne (Länge: 3 m) an den Profilen sowie der Bachsohle befestigt. Abstand zum Ufer und Wasserstand der NSE-Standorte wurden notiert. Die Entnahme aller NSE erfolgte zeitgleich. Den Versandungsgrad der NSE schätzten wir in 5 %-Stufen direkt vor der Entnahme mittels Sichtkasten. Speziell angefertigte pyramidenförmige Entnahmenetze (Maschenweite: 2 µm) ermöglichten eine effiziente Entnahme der NSE ohne Abdrift der Makroinvertebraten. Die Entnahmenetze wurden in einen Dreieckskescher (Schenkellänge: 50 cm) eingespannt und mit mehreren Metallclips fixiert. Nach Entnahme eines NSE schlossen wir das Entnahmenetz mit Verschlussklemmen und konnten so die NSE ohne gegenseitige Verunreinigung ins Labor verbringen. Die Proben wurden mit Ethanol (70 %) fixiert.

Ergebnisse

Makrozoobenthosbesiedlung

Die NSE waren arten- und individuenreich besiedelt. Mit einem Mittelwert von 17,4 Arten/Taxa höherer Ordnung (A/ThO) NSE^{-1} (*SEM* = 0,9) lag die höchste Taxazahl − bezogen auf das Kriterium Gesamtarteninventar – auf der sechswöchig exponierten Holz-Laub-Mischung vor. Allerdings bestand nur ein signifikanter Unterschied (W [7,4] = 28, p<0,01) zur Taxazahl des Erlenlaubes bei zweiwöchiger Expositionszeit (*M* = 11,3 A/ThO NSE^{-1}, *SEM* = 0,5). Die meisten Individuen (ohne Amphipoda) siedelten ebenfalls auf der Holz-Laub-Mischung bei sechswöchiger Exposition (112 Ind. dm^{-2} (*SEM* = 24,4)). Die Individuendichte der sechswöchig exponierten Holz-Laub-Mischung unterschied sich (W [7,8] = 56, p<0,001; W [7,4] = 28, p<0,01) nur vom Buchen- (*M* = 21 Ind. dm^{-2}, *SEM* = 2,6) und Erlenlaub bei zweiwöchiger Exposition (*M* = 16 Ind. dm^{-2}, *SEM* = 2,2).

Die Varianzanalyse der EPT-Taxazahl ergab einen signifikanten Haupteffekt für die Expositionszeit (F [2,54] = 3,43, p<0,05). Ein Effekt des NSE-Typs bestand nicht. Die weitere Analyse der Expositionszeit konnte post hoc nur einen statistisch tendenziellen Unterschied der EPT-Taxazahl zwischen der zwei- (*M* = 4,8 A/ThO NSE^{-1}, *SEM* = 0,3) und sechswöchigen (*M* = 6,0 A/ThO NSE^{-1}, *SEM* = 0,4) Exposition feststellen (p = 0,051). Die meisten EPT-Taxa siedelten auf der Holz-Laub-Mischung (s. Abb. 2). Aufgrund der sehr geringen Differenz der Taxazahlen der vier- (*M* = 6,4 A/ThO NSE^{-1}, *SEM* = 0,5) und sechswöchigen (*M* = 6,6 A/ThO NSE^{-1}, *SEM* = 0,6) Exposition der Holz-Laub-Mischung konnte kein eindeutig höchstes Ergebnis bezüglich der Expositionszeit ermittelt werden.

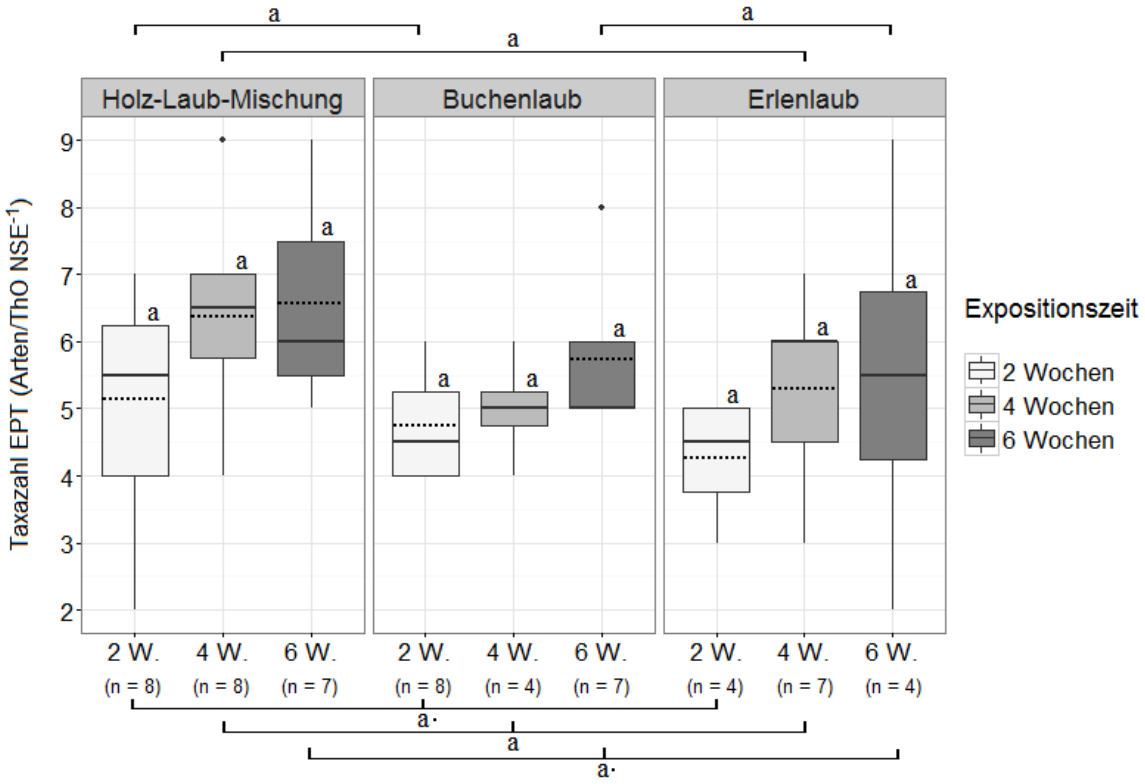


Abb. 2: Taxazahl (Arten/ThO NSE^{-1}) der Gruppen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera in Abhängigkeit von NSE-Typ und Expositionszeit. Der Mittelwert ist durch eine gestrichelte Linie gekennzeichnet. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an. Statistische Analyse durch Varianzanalyse (α = 0,05). Post-hoc Tests (Scheffé) identifizierten tendenziellen Unterschied (p = 0,051) zwischen zwei- und sechswöchiger Exposition. Einzeltestung (α = 0,01) der Kombinationen aus NSE-Typ und Expositionszeit durch Welch`s t-Test und Wilcoxon Rangsummentest.

Die für zwei Wochen im Bach verweilenden NSE (M = 6 Ind. dm^{-2}, SEM = 0,7) wurden im Vergleich zu NSE mit vier- (M = 16 Ind. dm^{-2}, SEM = 2,7) bzw. sechswöchiger (M = 21 Ind. dm^{2}, SEM = 4,5) Expositionszeit durch signifikant weniger EPT-Individuen besiedelt (p < 0,01, p < 0,001). Für den NSE-Typ bestand ebenfalls ein signifikanter Effekt (F[2,25] = 3,52, p<0,5). Zwischen welchen NSE-Typen der Unterschied vorhanden war, konnte post hoc nicht nachgewiesen (p > 0,05) werden. Die höchsten Besiedlungsergebnisse der EPTs lagen auf der sechswöchig exponierten Holz-Laub-Mischung (M = 28 Ind. dm^{-2}, SEM = 9,8) vor (s. Abb. 3). Analog zur Taxazahl der EPTs gab es nur eine geringe Differenz der EPT-Individuendichte zwischen der sechs- und der vierwöchig exponierten Holz-Laub-Mischung (M = 23 Ind. dm^{-2}, SEM = 4,9).

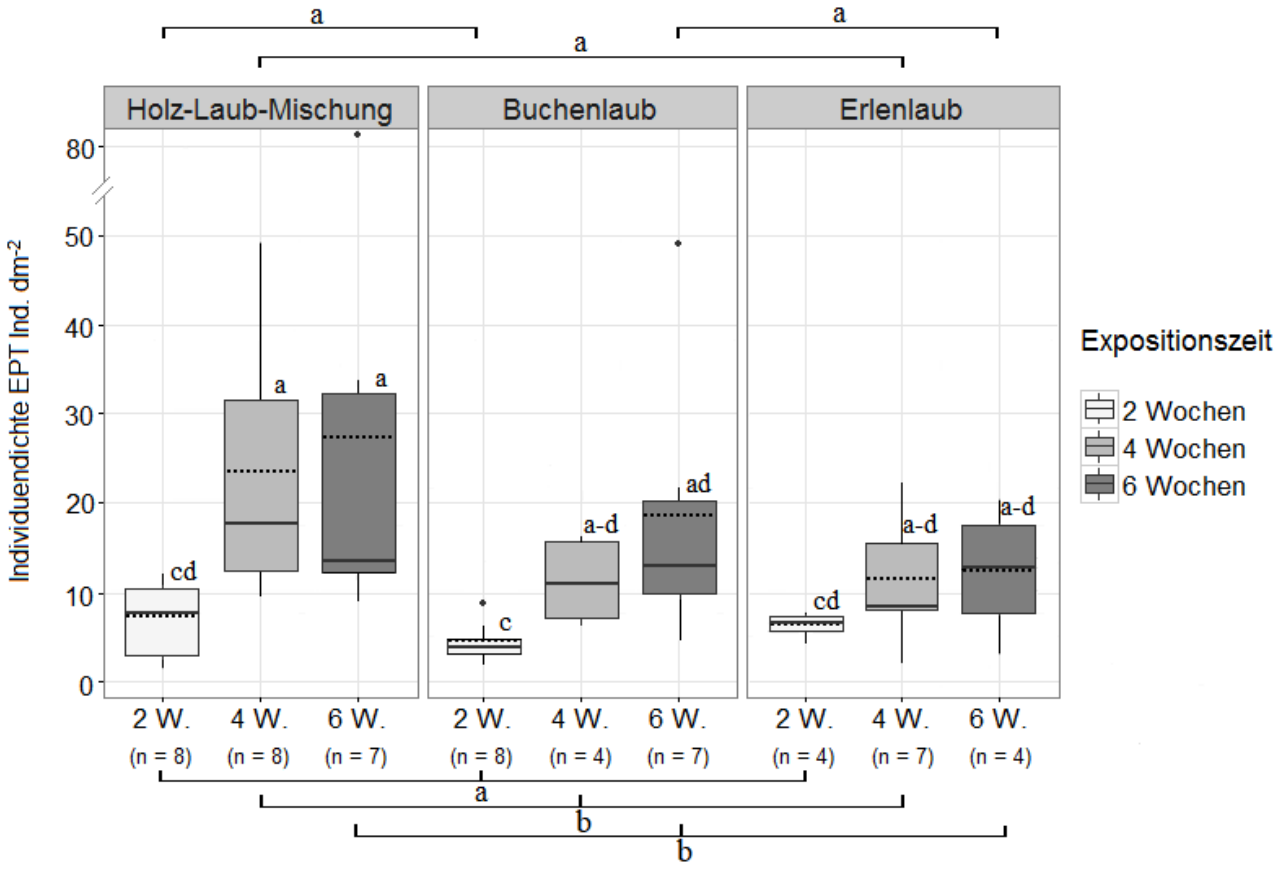


Abb. 3: Individuendichte (Ind. dm^{-2}) der Gruppen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera in Abhängigkeit von NSE-Typ und Expositionszeit. Der Mittelwert ist durch eine gestrichelte Linie gekennzeichnet. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an. Statistische Analyse durch Varianzanalyse (α = 0,05). Varianzhomogenität der Daten durch Logarithmustransformation. Post-hoc Tests (Scheffé) ermittelten statistischen Unterschied zwischen zwei- und vier- (p<0,01) bzw. sechswöchiger Exposition (p<0,001). Einzeltestung (α = 0,01) der Kombinationen aus NSE-Typ und Expositionszeit durch Welch`s t-Test und Wilcoxon Rangsummentest ohne Datentransformation.

Auf der sechswöchig exponierten Holz-Laub-Mischung siedelten im Mittel 25 gewässertypspezifischen Ind. dm^{-2} (*SEM*=8,7) (s. Abb. 3). Diese Individuendichte ist stark durch einen Ausreißer beeinflusst. Die Differenz zum Besiedlungsergebnis der Holz-Laub-Mischung mit vier Wochen Expositionszeit (*M*=20 Ind. dm^{-2}, *SEM*=3,6) ist nur gering. Wir konnten kein eindeutig höchstes Ergebnis ermitteln. Die Exposition der NSE für vier (*M* = 14 Ind. dm^{-2}, *SEM* = 2,0) bzw. sechs Wochen (*M* = 19 Ind. dm^{-2}, *SEM* = 4,0) führte im Vergleich zu zweiwöchig exponierten NSE (*M* = 3 Ind. dm^{-2}, *SEM* = 0,4) zu signifikant höheren Besiedlungsdichten der gewässertypspezifischen Taxa ($p<0{,}001$). Ein Effekt des NSE-Typs auf die gewässertypspezifische Individuendichte bestand nicht ($p>0{,}05$). Tendenziell wurde die Holz-Laub-Mischung mit 16 gewässertypspezifischen Ind. dm^{-2} (*SEM* = 3,4) stärker besiedelt als die NSE-Typen Buchen- (*M* = 10 Ind. dm^{-2}, *SEM* = 2,4) und Erlenlaub (*M* = 9 Ind. dm^{-2}, *SEM* = 1,8). Auf allen NSE dominierten die Köcherfliege *Hydropsyche pellucidula* und der Käfer *Elmis aenea*. Die Taxazahl der gewässertypspezifischen Taxa bei zweiwöchiger Exposition (*M* = 5,0 A/ThO NSE^{-1}, *SEM* = 0,3) war signifikant geringer ($p<0{,}05$) als die der sechswöchig exponierten NSE (*M* = 6.5 A/ThO NSE^{-1}, *SEM* = 0,4). Der NSE-Typ hatte keinen Effekt. Die meisten gewässertypspezifischen Taxa siedelten auf der sechswöchig exponierten Holz-Laub-Mischung (*M* = 7,3 A/ThO NSE^{-1}, *SEM* = 0,8). Hier kamen − wenn auch nur in sehr geringen Dichten − gewässertypspezifische Taxa der Gruppen Diptera, Megaloptera und Gastropoda vor, die auf den anderen Exponaten selten auftraten. Statistisch nachweisbare Unterschiede der sechswöchig exponierten Holz-Laub-Mischung zu anderen Kombinationen aus NSE-Typ und Expositionszeit waren nicht vorhanden ($p>0{,}01$; $p>0{,}05$).

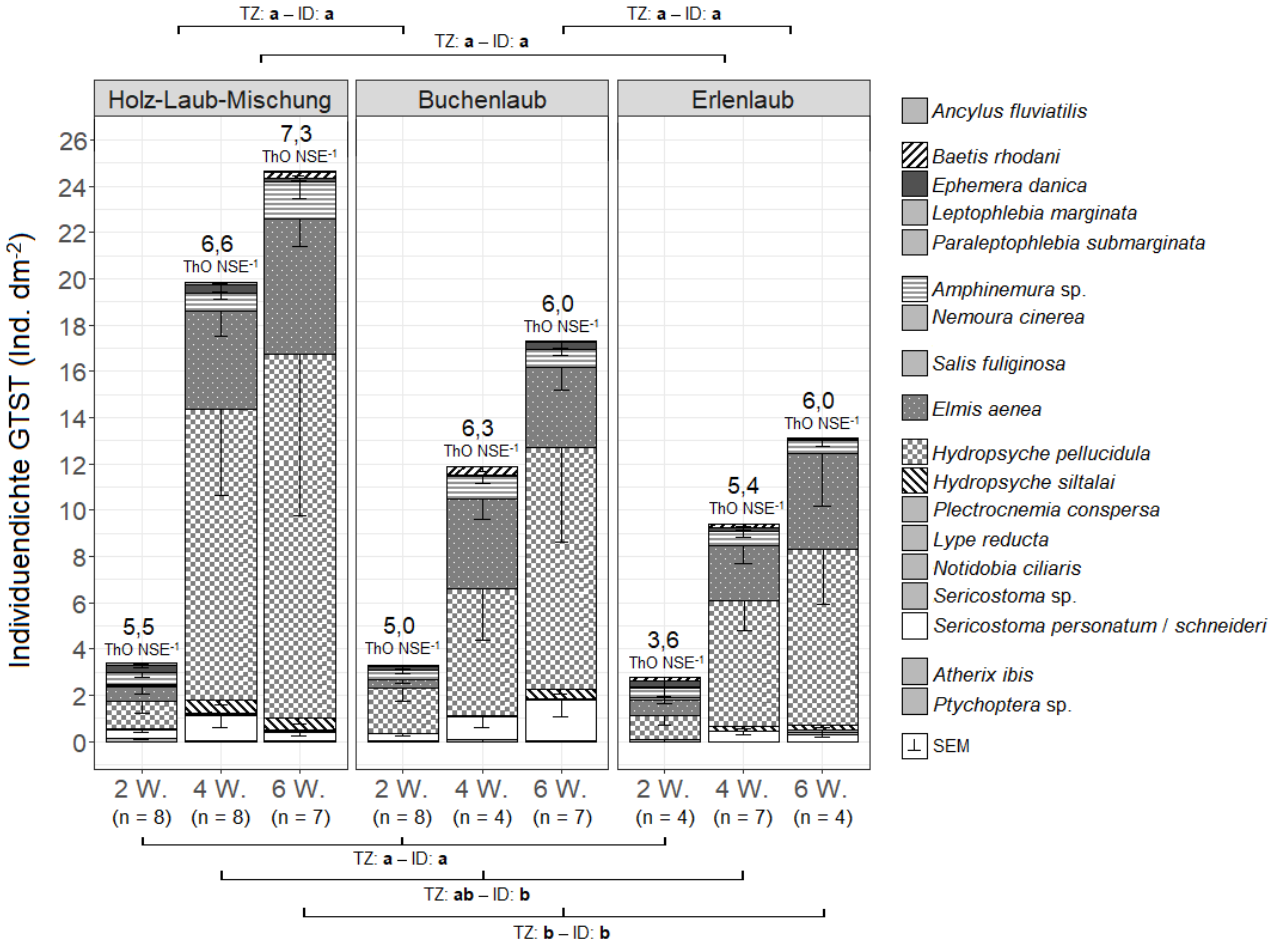


Abb. 3: Mittelwerte der **Individuendichte (Ind. dm^{-2}, ID) und Taxazahl (A/ThO NSE^{-1}, TZ) der gewässertypspezifischen Taxa (GTST) in Abhängigkeit von NSE-Typ und Expositionszeit.** Die Ein-

heit ThO^{-1} NSE entspricht dem Ausdruck Arten/Taxa höherer Ordnung. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an. Statistische Analyse durch Varianzanalyse ($\alpha = 0{,}05$). Post-hoc Tests (Scheffé) ergaben einen signifikanten Unterschied ($p<0{,}05$) zwischen der Taxazahl nach zwei- und sechswöchiger Exposition. Ebenfalls signifikanter Unterschied ($p<0{,}01$) zwischen der Individuendichte nach zweiwöchiger Exposition und nach vier- bzw. sechswöchiger Exposition. Varianzhomogenität der Daten durch Logarithmustransformation**.** Individuen von *Gammarus fossarum* wurden nicht berücksichtigt. Halbseitig dargestellte Fehlerbalken stellen Standardfehler des Mittelwerts dar.

Das Spektrum der Besiedlung der NSE dieser Untersuchung unterschied sich von den nachgewiesenen Taxa der Studie von Dumeier et al. (2016). 61 % des Taxainventars (25 A/ThO) unserer Untersuchung wiesen Dumeier et al. auch im nordrhein-westfälischen Rotbach-System nach. Ein Vergleich auf Artniveau identifizierte 11 Arten, die in beiden Untersuchungen auftraten. Dies entsprach 48 % der Arten, die in der Aue NSE besiedelten. Tab. 1 liefert NSE-Typ und Expositionszeit mit höchsten Ergebnissen der jeweiligen Studie bezogen auf Gesamtarteninventar, EPT und gewässertypspezifische Taxa.

Tab. 1: Vergleich der höchsten Ergebnisse (Mittelwert) dieser Untersuchung mit den höchsten Ergebnissen (Mittelwert) der Studie von Dumeier et al. (2016). Taxazahl (TZ) und Individuendichte (ID) bezogen auf die Kriterien Gesamtarteninventar (Gesamt), EPT-Taxa und gewässertypspezifische Taxa (GTST). Die taxonomische Bestimmungstiefe wurde angeglichen. NSE-Typ (HLM = Holz-Laub-Mischung) und Expositionszeit (EZ) sind angegeben. Signifikante Unterschiede wurden durch den Wilcoxon Rangsummentest ($\alpha = 0{,}05$) geprüft.

Kriterium	*Einheit*	*Autor*	*NSE-Typ*	*EZ*	*Höchstes Ergebnis*	*Unterschied*
Gesamt	TZ	Tunder et al.	HLM	6 W.	17,4 Arten/ThO NSE^{-1}	W [7,12] = 27,5
	TZ	Dumeier et al.	HLM	6 W.	12,5 Arten/ThO NSE^{-1}	$p<0{,}01$
	ID[1]	Tunder et al.	HLM	6 W.	112 Ind. dm^{-2}	W [7,12] = 61,0
	ID[1]	Dumeier et al.	HLM	6 W.	66 Ind. dm^{-2}	$p>0{,}05$
EPT	TZ	Tunder et al.	HLM	6 W.	6,6 Arten/ThO NSE^{-1}	W [7,12] = 70,5
				4 W.	6,4 Arten/ThO NSE^{-1}	$p<0{,}05$
	TZ	Dumeier et al.	HLM	6 W.	3,4 Arten/ThO NSE^{-1}	W [8,12] = 77,0
				4 W.	4,3 Arten/ThO NSE^{-1}	$p<0{,}05$
	ID	Tunder et al.	HLM	6 W.	28 Ind. dm^{-2}	W [7,12] = 72,0
				4 W.	23 Ind. dm^{-2}	$p<0{,}05$
	ID	Dumeier et al.	HLM	6 W.	10 Ind. dm^{-2}	
GTST	TZ	Tunder et al.	HLM	6 W.	7,3 Arten/ThO NSE^{-1}	W [7,12] = 59,5
	TZ	Dumeier et al.	HLM	6 W.	4,8 Arten/ThO NSE^{-1}	$p>0{,}05$
	ID[1]	Tunder et al.	HLM	6 W.	25 Ind. dm^{-2}	W [7,12] = 83,0
				4 W.	20 Ind. dm^{-2}	$p<0{,}001$
	ID[1]	Dumeier et al.	HLM	6 W.	3,5 Ind. dm^{-2}	

[1] Amphipoda nicht berücksichtigt.

Versandungsproblematik

In der gesamten Länge der Probestrecke kam es während des Versuchszeitraums zu deutlichen Sedimentbewegungen (s. Abb. 5). Von den 90 ausgebrachten NSE waren zum Zeitpunkt der Entnahme 37 % stark von Versandung betroffen (Versandung > 60 %). Diese Exponate schlossen wir von der weiteren Auswertung aus. Der Großteil der stark versandeten Exponate war vollständig sandbedeckt (22 % aller Exponate). Nur 24 % der Exponate waren nicht oder nur geringfügig versandet (Versandung ≤ 10 %). Mäßig versandet waren 39 % der Exponate (Versandung 10 - 60 %).

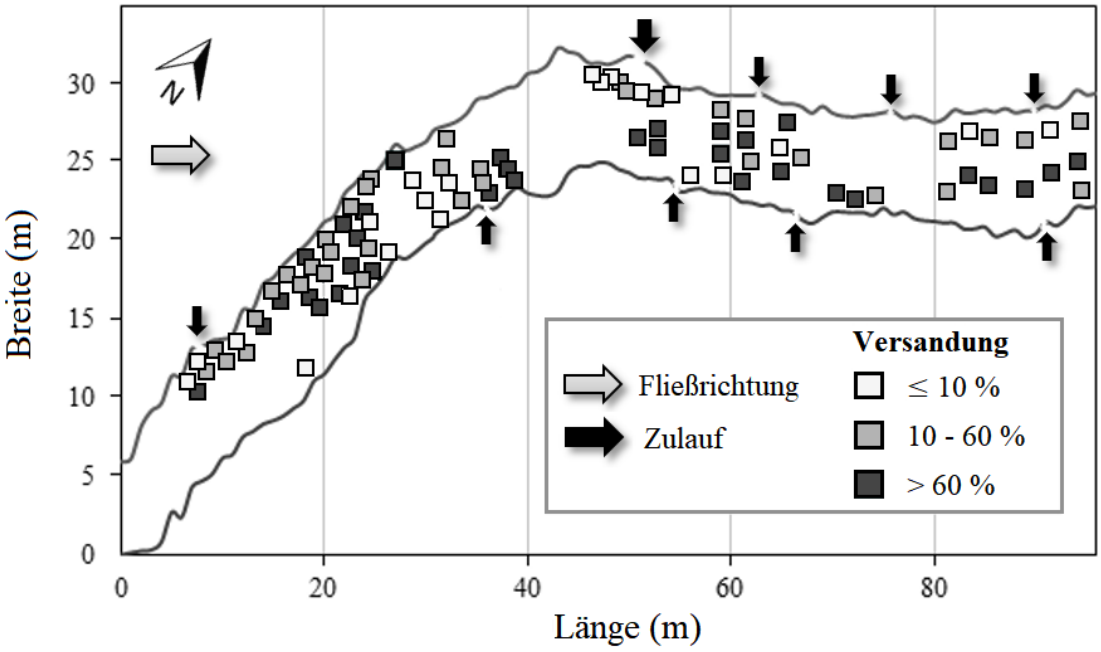
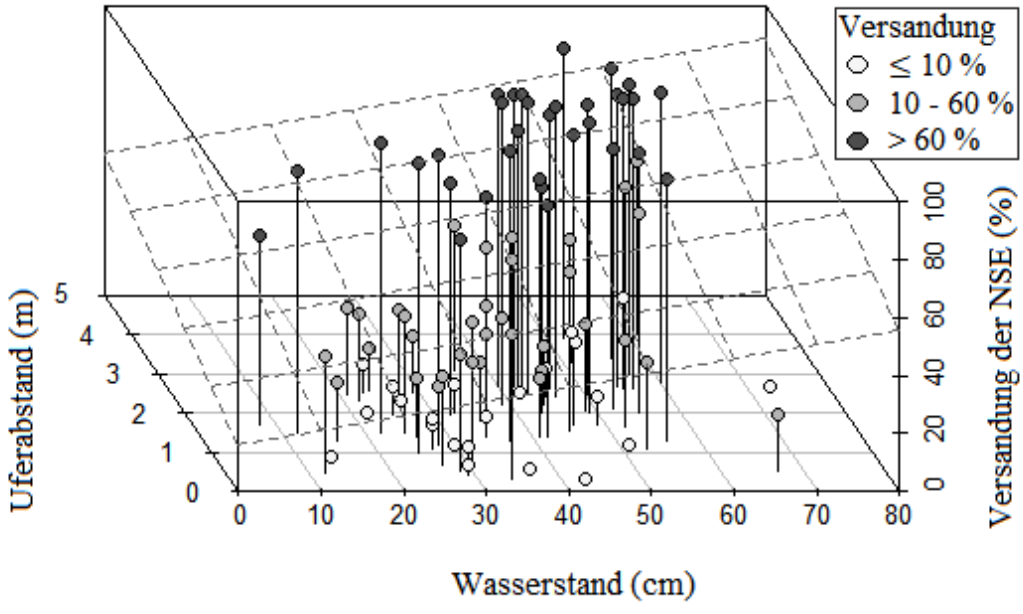


Abb. 5: Verteilung der Versandungsgrade der NSE innerhalb der Probestrecke der Aue. Fließrichtung und kleinere Zuläufe sind gekennzeichnet.

Die Rangkorrelationsanalyse nach Spearman ergab eine schwach positive Korrelation (r_s [98] = 0,18, p<0,01) zwischen Versandungsgrad der NSE und der Entfernung des NSE-Standortes vom Ufer. Es bestand ebenfalls eine schwach positive Korrelation (r_s [98] = 0,13, p<0,01) zwischen Versandungsgrad und Wasserstand zum Zeitpunkt der Exposition. Die multiple Regressionsanalyse (s. Abb. 6)



bestätigte, dass ein Effekt (R^2 = 0,07, F [2,87] = 3,68, p<0,05) der Faktoren Uferentfernung und Wasserstand auf den Versandungsgrad der NSE nicht ausgeschlossen werden kann. Allerdings konnte kein multipler linearer Zusammenhang (t [87] = 1,5, p>0,05; t [87] = 1,3, p>0,05) beider Faktoren bezüglich der Versandung bestätigt werden.

Abb. 6: Versandung der NSE (%) in Abhängigkeit von Uferabstand (m) und Wasserstand (cm) zum Zeitpunkt der Exposition. Multiples Regressionsmodel (R^2 = 0,07, F [2,87] = 3,68, p<0,05) ist in grau (- - -) eingefügt.

Diskussion

Diese Untersuchung beabsichtigte zu prüfen, ob und wie weit die Ergebnisse von Dumeier et al. (2016) zur Besiedlung von natürlichen Substratexponaten in sandgeprägten Tieflandbächen auf andere Gewässer und Regionen übertragbar sind.

Unterschiede der Besiedlungsdichte und Diversität verschiedener Substrate wurden bereits in zahlreichen Studien nachgewiesen (z. B. Casey & Kendall 1996; Drury & Kelso 2000; Erman & Erman 1984; Wise & Molles 1979). Dennoch stellten wir in dieser Untersuchung für Taxazahl und Individuendichte keinen signifikanten Effekt des NSE-Typs fest. Bei den verwendeten NSE-Typen handelte es sich um die Substrate, die bereits in der Studie von Dumeier et al. (2016) die höchsten Ergebnisse erzielt hatten. Signifikante Unterschiede waren daher nicht zu erwarten. Dennoch wurde die Holz-Laub-Mischung tendenziell arten- und individuenreicher besiedelt. Dieser NSE-Typ ist mit der Mischung aus Buchen- und Erlenlaub eine Kombination aus den beiden anderen NSE-Typen. Die Holz-Laub-Mischung bietet mit dem zusätzlichen Holzanteil ein breites Substratspektrum, das von einer Vielzahl von Arten mit unterschiedlichsten ökologischen Eigenschaften besiedelt werden kann. Das größere Substratspektrum der Holz-Laub-Mischung ist − im Vergleich zu reinen Buchen- und Erlenlaubexponaten − repräsentativer für die Diversität der Sekundärsubstrate eines sandgeprägten Tieflandbaches.

Die Expositionszeit ist ein bedeutender Faktor für die Besiedlung der NSE in dieser Studie. Der Effekt der Expositionszeit beruhte hier auf Besiedlungsunterschieden der NSE zwischen zwei Wochen Exposition und vier bzw. sechs Wochen Exposition. Auch wenn eine kurze Expositionszeit das Risiko von Hochwässern reduziert, ist die zweiwöchige Exposition von NSE für unsere Zwecke unzureichend. Steht die Bewertung anhand der EPT-Taxa im Vordergrund, kann jedoch die verkürzte Expositionszeit von vier Wochen genutzt werden. Für eine Wiederansiedlung gewässertypspezifischer Makroinvertebraten ist eine sechswöchige Expositionszeit von NSE vorteilhaft.

Die Methodik zur Exposition der NSE ist nicht generell in anderen Systemen anwendbar. Geringinvasives Einbringen der NSE mithilfe einer Arbeitsbühne ist in breiteren und tieferen Gewässern kaum umsetzbar. Die Versandung der Gewässersohle wird in vielen Studien als starker Stressor für Makroinvertebraten angegeben (z. B. Lemly 1982; Wood & Armitage 1997). Für Gewässer mit deutlichen Versandungseffekten ist die methodische Anpassung der Exposition von NSE notwendig, um eine effiziente und schonende Entnahme der Makroinvertebraten zu erreichen. Für die Aue identifizierten wir die Wassertiefe als möglichen Einflussfaktor der Versandung. Ohne weitere Untersuchung bleibt an dieser Stelle die Empfehlung für die Exposition von NSE, strömungsberuhigte Zonen, die eine vermehrte Sedimentation aufweisen (BAL 2012), sowie austrocknungsgefährdete Bereiche, zu vermeiden.

Schlussfolgerungen

Die sechswöchig exponierte Holz-Laub-Mischung erreichte in allen herangezogenen Bewertungskriterien − Gesamtarteninventar, EPT-Taxa und gewässertypspezifische Taxa − die höchsten Ergebnisse. Die Übertragbarkeit der Besiedlungsergebnisse von Dumeier et al. (2016) hinsichtlich der optimalen Substratwahl und Expositionszeit von natürlichen Substratexponaten in sandgeprägten Tieflandbächen kann somit bestätigt werden. Für die Durchführung einer Wiederansiedlung von gewässertypspezifischen Makroinvertebraten in Sandbächen erwies sich auch in dieser Untersuchung die sechswöchig exponierte Holz-Laub-Mischung im Vergleich zu anderen NSE-Typen und Expositionszeiten als vorteilhaft. Basierend auf der Substratpräferenz vieler Arten ermöglicht diese eine effiziente Entnahme von Makroinvertebraten aus einem Spenderbach. Die verwendete Methodik zur Exposition von NSE ist nicht generell in anderen Systemen anwendbar. Gewässerbreite sowie -tiefe und starke Versandungstendenzen der NSE in der Aue machen methodische Anpassungen für eine zukünftige Exposition notwendig. Für die Aue konnte die Wassertiefe als Einflussfaktor auf die Versandung identifiziert werden. Für eine genauere Aussage über eine NSE-Positionierung mit geringer Versandungsgefährdung sind jedoch weiterführende Untersuchungen des komplexen Zusammenspiels möglicher Versandungsfaktoren notwendig.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Bachelorarbeit, die dankenswerterweise vom Wasser- und Bodenverband Hunte-Wasseracht unterstützt wurde. Unser besonderer Dank dort gilt Herrn Buschan.

Literatur

BAL (Büro für angewandte Limnologie und Landschaftsökologie) (2012): Teilprojekt „Prognosen zur Veränderung aquatischer Fließgewässerbiozönosen durch verringerten Oberflächenabfluss nach erhöhter Grundwasserentnahme auf Basis von hydraulisch-gewässermorphologischen Simulationen“. Im Auftrag der Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Uelzen: 64 S.

Casey, R. J., Kendall, S. A. (1996): Comparisons among colonization of artificial substratum types and natural substratum by benthic macroinvertebrates. Hydrobiologia 341 (1): 57–64.

Drury, D. M., Kelso, W. E. (2000): Invertebrate colonization of woody debris in coastal plain streams. Hydrobiologia 434 (1): 63-72.

Dumeier, A. C., Lorenz, A., Hering, D., Kiel, E. (2016): Wiederansiedlung gewässertypspezifischer Makroinvertebraten in einen Tieflandbach. Unveröffentlichte Datenauswertung.

Erman, D. C., Erman, N. A. (1984): The response of stream macroinvertebrates to substrate size and heterogeneity. Hydrobiologia 108 (1): 75–82.

European Parliament (EP), Council of the European Union (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for the Community action in the field of water policy.

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 (1): 475-488.

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C. K., Heiskanen, A., Johnson, R. K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A. L., van der Bund, W. (2010): The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. Science of The Total Environment 408 (19): 4007-4019.

Jähnig, S. C., Lorenz, A., Hering, D. (2008): Hydromorphological parameters indicating differences between single- and multiple-channel mountain rivers in Germany, in relation to their modification and recovery. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 18 (7): 1200-1216.

Lemly, A. D. (1982): Modifications of benthic insect communities in polluted streams: Combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. Hydrobiologica 87 (3): 229-245.

MULNV *NRW* (Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2016): ELWAS-WEB. Elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW, www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/map/index.jsf, Zugriff am 15.10.2016.

NMU (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz) (2016): Interaktive Umweltkarten des Niedersächsischen Umweltministeriums. Map-Server der Umweltverwaltung, www.umweltkarten-niedersachsen.de/GlobalNetFX_Umweltkarten/, Zugriff am 13.10.2016.

Smukalla, R., Friedrich, G. (1994): Ökologische Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern. Forschungsbericht 102 04 238, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Materialien Nr. 7, Essen: 462 S.

Wise, D. H., Molles, M. C. (1979): Colonization of artificial substrates by stream insects – Influence of substrate size and diversity. Hydrobiologia 65 (1): 69–74.

Wood, P. J., Armitage, P. D. (1997): Biological effects of fine sediment in the lotic environment. Environmental Management 21 (2): 203-217.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Mixotrophie-Potenzial der Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. in sauren Tagebauseen – Ergebnisse aus Wachstumsversuchen

Melanie Ulm, Brigitte Nixdorf, Jessica Ramm, Jacqueline Rücker, Dieter Leßmann

Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow;
melanie.ulm@b-tu.de, nixdorf@b-tu.de, Jessica.Ramm@b-tu.de, j.ruecker@b-tu.de, lessmann@b-tu.de

Keywords: Tagebauseen, Versauerung, Phytoplankton, Mixotrophie, Limitation, Nährstoffe, Licht

Einleitung

Saure Tagebauseen sind extreme Lebensräume. Die Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs (TIC) kann deutlich niedriger als in neutralen Seen sein und Metallionen binden im sauren Milieu den Pflanzennährstoff Phosphor und fällen ihn aus (Leßmann & Nixdorf 2013). Mit dem anorganischen Kohlenstoff und dem Phosphor sind zwei wichtige Komponenten für die Primärproduktion des Phytoplanktons stark limitiert. Nur wenige Arten sind an diese ungünstigen chemisch-physikalischen Bedingungen angepasst, sodass die Biomassen sowie die Phytoplankton-Diversitäten im Vergleich zu neutralen Seen meist gering sind (Beulker & Nixdorf 2004, Leßmann & Nixdorf 2013). Mixotrophe Vertreter der Chlamydomonaden und Chrysophyceen bilden in sauren Tagebauseen häufig einen hohen Anteil der Biomasse im Pelagial.

Mixotrophe Organismen haben Konkurrenzvorteile gegenüber anderen Phytoplankton-Arten, denn sie können Kohlenstoff nicht nur autotroph assimilieren, sondern auch organische Verbindungen als Kohlenstoffquelle nutzen. Dabei kann die Aufnahme organischer Nährstoffe und weiterer essentieller Substanzen wie Vitaminen, Spurenelementen und Mikronährstoffen grundsätzlich auf zwei Wegen geschehen: einerseits über die Phagotrophie, bei der feste Partikel aufgenommen werden und anderseits über die Osmotrophie, bei der gelöste organische Stoffe über aktive Transportprozesse oder Konzentrationsgradienten in den Organismus transportiert werden.

Die Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. trat erstmals 2010 mit hoher Dominanz im rund 40 Jahre alten Halbendorfer See (pH ca. 3,2) in Sachsen auf und erreicht seitdem regelmäßig hohe Anteile am Phytoplankton-Biovolumen. Die Biomasseentwicklung beginnt meist im Spätsommer und setzte sich in einigen Jahren bis zu einer „Winterblüte“ fort (Dienemann et al. 2018, Ulrich & Röske 2018). Anhand von Wachstumsversuchen sollte die Hypothese überprüft werden, ob sich *Autumnella lusatica* unter ungünstigen Umweltbedingungen wie geringer Lichtintensität bzw. bei Dunkelheit (typisch für Herbst und Winter) in sauren Tagebauseen mixotroph ernähren kann. Es wurden verschiedene gelöste anorganische sowie organische Kohlenstoff-Quellen angeboten: CO_2, Glucose, Natriumacetat und Aminosäuren und auf Osmotrophie im Dunklen und unter Schwachlicht getestet.

Material und Methoden

Der in dieser Studie verwendete nicht-axenische Algenstamm von *A. lusatica* wurde von Sabine Ulrich (BfUL Sachsen) zur Verfügung gestellt. Der Originalstamm wurde im März 2012 von Hindák

aus einer Halbendorfer See-Probe isoliert. Für die Versuche wurde die Algenkultur in autoklavierten (121 °C, 2 h) Kulturkolben (1800 ml nach Fernbach, DURAN) bei 20 °C, einer Lichtintensität von 70 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} (ULM-500, Walz) und einem 12h:12h Tag-Nacht-Zyklus auf einem Schüttler bei 70 rpm (YellowLine OS10 control) zunächst im steril filtrierten (0,25 µm) Flüssignährmedium M117 (nach Deneke, unveröffentlicht) angezogen. Das Medium ist frei von Kohlenstoff und hat einen pH-Wert von 3. Für die Wachstumsversuche wurde die Kultur in ein modifiziertes, an den Halbendorfer See angepasstes Medium überführt und unter den gleichen Licht- und Temperaturbedingungen an das neue Medium adaptiert (Ulm 2017).

Die Wachstumsexperimente wurden als BATCH-Kulturen unter Verwendung von sechs verschiedenen Kohlenstoff-Quellen (Glucose, L-Glutamin, L-Arginin, L-Leucin, Natriumacetat und CO_2) unter kontrollierten Bedingungen (20 °C bei 20 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} bzw. bei 0 µmol Photonen m^{-2} s^{-1}) im BINDER-Wachstumsschrank in einem 12 h:12 h Hell-Dunkelrhythmus über 7 Tage durchgeführt. Es wurden je drei Replikate in sterilisierten 100 ml-Erlenmeyerkolben angesetzt. Für jeden Ansatz wurden 57 ml der Kultursuspension mit 3 mL Stammlösung der jeweiligen Kohlenstoffquelle (bzw. A. dest. bei der CO_2-Variante) versetzt. Die Endkonzentrationen betrugen: 1,5 g L^{-1} Glucose, 1,46 g L^{-1} L-Glutamin, 1,45 g L^{-1} L-Arginin, 1,88 g L^{-1} L-Leucin bzw. 2,02 g L^{-1} Natriumacetat, was jeweils 0,60 g C L^{-1} entsprach. Das CO_2 wurde über einen Schlauch einmalig zum Experimentbeginn mit 50 bar 2 min lang in die Kultursuspension eingeleitet. Im Vorversuch mit einer O_2-Optode (PreSens Sensoring) ergab dies einen Restsauerstoffgehalt von 8 % bei 20 °C.

Die Gesamt-Chlorophyll-Konzentration der Kulturen wurde nach Nusch (1980) ermittelt. Die Zellzahl und das Biovolumen wurden mikroskopisch mit einem Umkehrlichtmikroskop (Nikon Eclipse) nach Utermöhl (1958) am Ende der Inkubationszeit bestimmt. Die Nettoänderungsrate (NR) der Zellzahlen und die Wachstumsrate (µ) des Biovolumens (BV) wurden vom Versuchsbeginn (t_0) bis zum Versuchsende (t_1) nach folgenden Formeln berechnet:

$$NR = \frac{Zellzahl_{t1} - Zellzahl_{t0}}{t_1 - t_0}$$

$$\mu = \frac{\ln BV_{t1} - \ln BV_{t0}}{t_1 - t_0}$$

Die statistische und grafische Auswertung der Daten erfolgte mit der Statistiksoftware R über RStudio (R Core Team 2016).

Ergebnisse

Nettoänderungsrate der Zellzahlen von A. lusatica

Die Änderungsrate der Zellzahlen pro Tag ist für die in Dunkelheit gewachsenen Kulturen bis auf den Ansatz mit Glucose-Zugabe im Dunklen sowie für das Natriumacetat-Licht-Treatment negativ (Abb. 1, links). Einzig die Nettoänderungsrate des Ansatzes mit Glucose-Zugabe im Dunklen ist mit 1,46 (± 0,46) $\cdot 10^5$ d^{-1} vergleichbar mit den positiven Änderungsraten der Kontrolle sowie der CO_2- und Aminosäurezugaben unter Schwachlichtbedingungen (Abb. 1, rechts). Der direkte Vergleich der Aminosäurezugaben im Licht ergibt für Arginin im Mittel die geringste Änderung, jedoch ist hier die Schwankungsbreite mit ± 0,59 $\cdot 10^5$ d^{-1} am höchsten.

Die maximale Änderungsrate wurde unter Schwachlichtbedingungen nach Zugabe von Glucose mit 3,74 (± 1,45) $\cdot 10^5$ d^{-1} gemessen. Diese Rate ist um 72 % signifikant größer als die der Kontrolle (Abb. 1, rechts). Natriumacetat führt weder im Dunklen noch im Licht zu höheren Zellzahlen.

Wachstumsrate

Eine positive Wachstumsrate zeigt sich nur bei Glucose-Zugabe sowohl ohne Licht (+0,08 ± 0,04 d^{-1}) als auch im Schwachlicht. Die negativen Raten der übrigen C-Zugaben im Dunklen unterscheiden sich nicht signifikant voneinander und schwanken zwischen -0,16 (± 0,06) d^{-1} (CO_2-Zugabe) und -0,22 (± 0,08) d^{-1} (Leucin-Zugabe; Abb. 2). Für die Wachstumsrate nach Glucose-Zugabe im Licht wurde mit 0,17 (± 0,01) d^{-1} das Achtfache im Vergleich zur Kontrolle erreicht. Die Rate übertrifft zudem die Variante bei Dunkelinkubation um das Doppelte. Die Differenz zwischen diesen beiden Raten ist nicht signifikant (p = 0,23973).

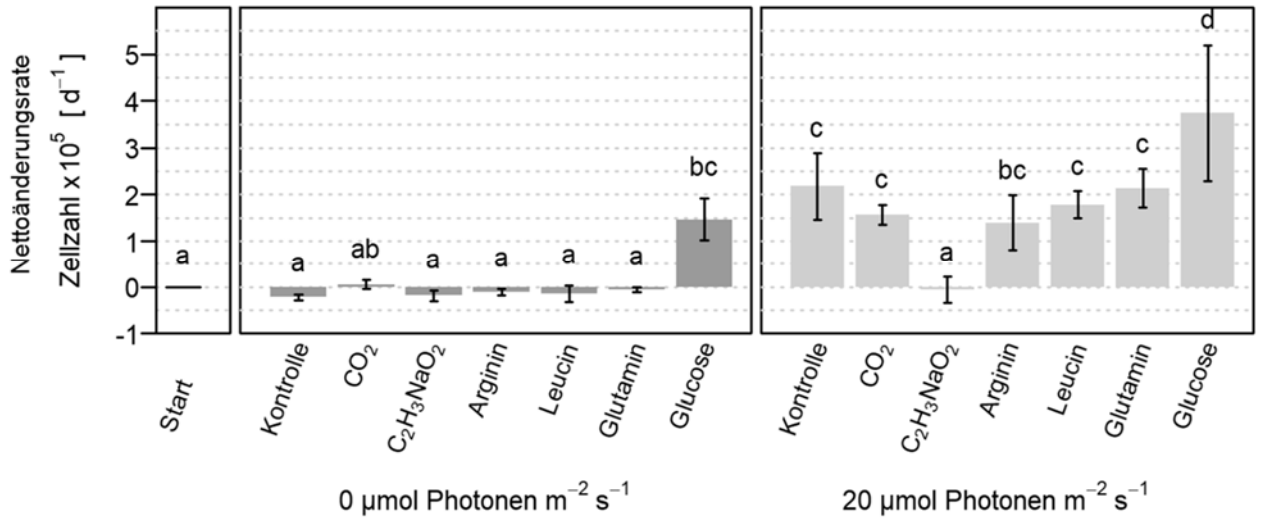


Abb. 1: Nettoänderungsrate der Zellzahl nach Zugabe verschiedener C-Quellen bei Dunkelheit und bei geringer Lichtintensität (0 bzw. 20 µmol Photonen m^{-2} s^{-1}) für die jeweils zugegebenen Kohlenstoffquellen. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten einen signifikanten Unterschied (p<0,05; t-Test) im Vergleich zur Kontrolle.

Chl a - Konzentration

Die Chl a-Konzentration der *Autumnella*-Kulturen hat sich in der Dunkelheit im Vergleich zum Startwert von 178,2 (± 23,78) µg L^{-1} in keinem der Fälle signifikant erhöht oder verringert. Für die mit Glucose versetzten Kulturen wurde mit einem Chl a-Zuwachs von 66 % die größte Zunahme im Dunklen dokumentiert.

Die Chl a-Konzentrationen im Schwachlichtansatz unterscheiden sich im Vergleich zum Startwert sowie untereinander stark (Abb. 3). Die Kontrolle hat den größten Zuwachs an Chl a. Nach Zugabe von Natriumacetat ist der Wert im Mittel um fast 90 % und damit am stärksten zurückgegangen. Die Zugabe von Arginin unter Schwachlicht ergab um 13 % höhere Chl a-Konzentrationen, unterscheidet sich jedoch nicht signifikant vom Dunkel-Glucose-Treatment (Abb. 3). Dennoch hat sich die Chl a-

Konzentration innerhalb von sieben Tagen nahezu verdoppelt. Die übrigen Licht-Kulturen unterscheiden sich nicht signifikant voneinander, aber signifikant vom Ausgangswert.

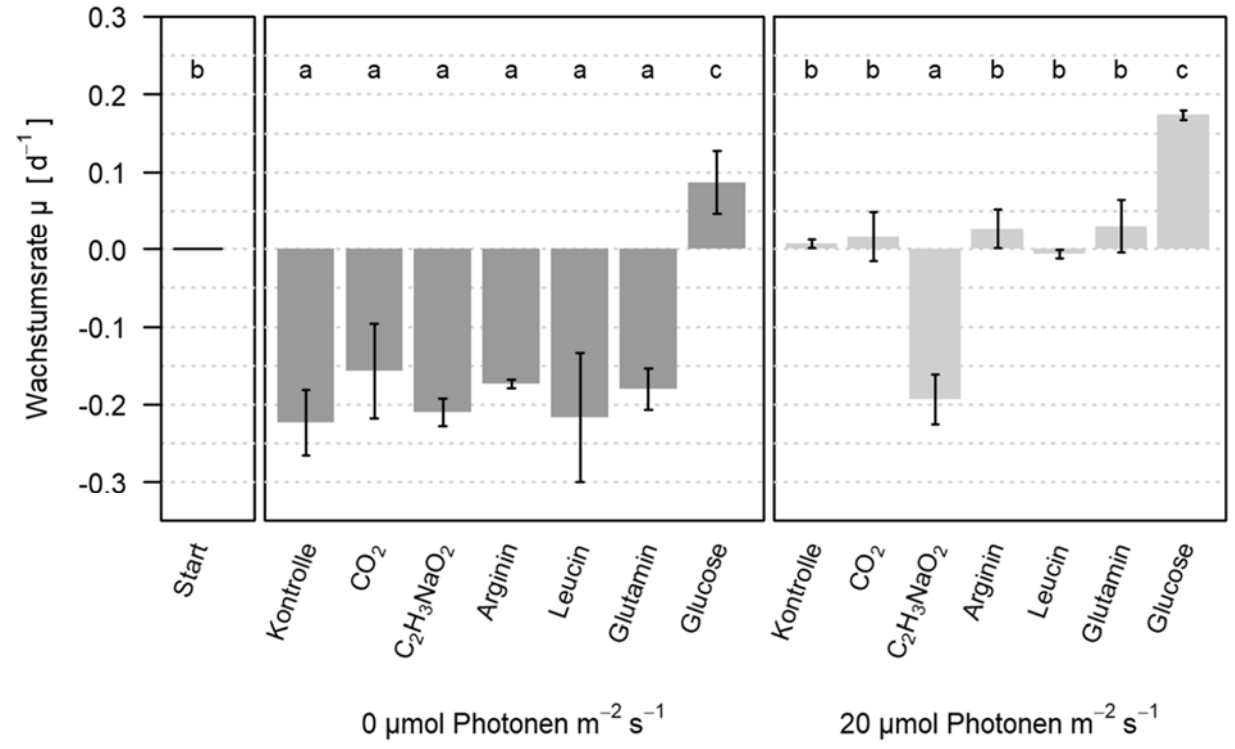


Abb. 2: Wachstumsrate μ [d^{-1}] von *A. lusatica* für das Wachstum in Dunkelheit und bei geringer Lichtintensität (20 µmol Photonen m^{-2} s^{-1}). Unterschiedliche Buchstaben bedeuten einen signifikanten Unterschied (p < 0,05; t-Test).

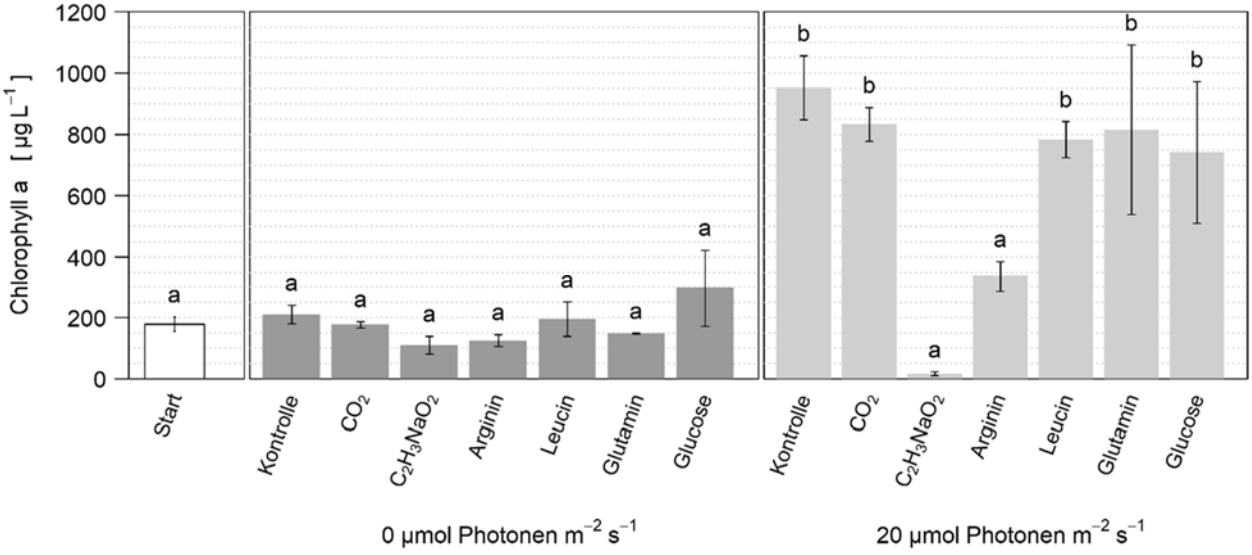


Abb. 3: Entwicklung der Chl a-Konzentration [µg L^{-1}] nach Zugabe verschiedener C-Quellen nach sieben Tagen in Dunkelheit und unter 20 µmol Photonen m^{-2} s^{-1}. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten einen signifikanten Unterschied (p < 0,05; t-Test).

Diskussion

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass *A. lusatica* sich im Licht mit und ohne Zugabe einer Kohlenstoffquelle vermehren kann. Die Wachstumsparameter unter Licht- und Dunkelbedingungen unterscheiden sich jedoch zum Teil stark voneinander. In Dunkelheit konnte lediglich bei Zugabe von Glucose ein positives Wachstum (Zellzahlen, Biovolumina und Chl a-Konzentration) dokumentiert werden.

Wachstum unter Zugabe von Glucose

Die mit Glucose versetzten Algenkulturen zeigen sowohl im Dunklen als auch unter Schwachlicht in allen Wachstumsparametern einen signifikanten Anstieg im Vergleich zu der jeweiligen Kontrolle. Die unter Dunkelheit inkubierten Proben führen dabei zu ähnlichen Ergebnissen wie die unter Schwachlicht. Die Zugabe von Glucose erreicht insgesamt die größte Zunahme in den erhobenen Wachstumsparametern. Zu beachten ist jedoch, dass die Wachstumsrate der beiden Glucose-Treatments sich nicht signifikant im Vergleich zur Kontrolle unterscheidet. Auffällig sind zudem die im Durchschnitt doppelt so langen und minimal breiteren Filamente von *A. lusatica*.

Wachstum ohne Zugabe einer organischen Kohlenstoffquelle – ist photoautotrophes Wachstum möglich?

Da das Nährmedium frei von organischem Kohlenstoff war, standen der Startkultur sowie der Kontrolle und dem vorab mit CO_2-begasten Versuchsansatz nur das atmosphärische bzw. das zugeführte gelöste Kohlenstoffdioxid zur Verfügung. Das Lösungsgleichgewicht für CO_2 unter den Versuchsbedingungen von pH 3 führt zu einer Verfügbarkeit von anorganischem C zwischen 0,3 und 0,5 mgL^{-1}, was C-Limitation der Primärproduktion bedeutet (Beulker & Nixdorf 2004). Trotzdem haben sowohl das Biovolumen als auch die Nettoänderungsrate der Zellen zugenommen, was zeigt, dass *A. lusatica* allein über photosynthetische C-Assimilation ihren Stoff- und Energiewechsel aufrechterhalten kann und somit photoautotroph ist. Dafür spricht auch die Zunahme des für die Photosynthese notwendigen Chl a sowie die beobachtete Chlorophyllfluoreszenz.

Warum die Anreicherung der Proben mit CO_2 keinen stärkeren Wachstumseffekt im Vergleich zur Kontrolle bewirkt hat, kann hier nur vermutet werden. Zwar wurde in der Literatur eine Dauerbelüftung mit CO_2 angegeben (Spijkermann 2007), jedoch hätte der anfangs reichlich vorhandene anorganische Kohlenstoff einen Wachstumsinput geben müssen. Tittel et al. (2005) beobachteten für *Chlamydomonas acidophila* einen unterschiedlichen Wachstumseffekt im Vergleich von mit CO_2 versetzten und nicht-versetzten Kulturen erst ab 60 µmol Photonen m^{-2} s^{-1}. Sie gehen davon aus, dass die Algen bis zu diesem Wert licht- statt TIC-limitiert sind. Bei geringer Lichtintensität ist eher der Elektronentransport während der Photosynthese gehemmt, sodass trotz ausreichend vorhandenem Kohlenstoff dieser nicht zügig genug verwendet werden kann (Sukenik et al. 1987). Ein weiterer methodischer Aspekt zur Erklärung des geringen Effektes der CO_2-Anreicherung ist in der Ausgasung von Sauerstoff zu suchen, was auf den Stoffhaushalt von obligat aerophilem Phytoplankton negativ wirken kann.

Wachstum unter Zugabe von Aminosäuren

Die positive Wachstumsrate sowie die Zunahme der Zellzahlen und der Chl a-Konzentrationen legen nahe, dass *A. lusatica* unter Licht und Zugabe von Aminosäuren wachsen kann, auch wenn kein signifikanter positiver Effekt auf das Wachstum im Vergleich zur Kontrolle nachgewiesen werden konnte. In Dunkelheit sind die Kulturen dagegen abgestorben. Die Filamentlänge, die Nettoänderungsrate der Zellzahlen sowie die Wachstumsrate unterschieden sich bei den Aminosäuren-Zugaben nicht signifikant voneinander.

Kein Wachstum unter Zugabe von Natriumacetat

In den Experimenten mit Natriumacetat-Zugabe sind alle erhobenen Wachstumsparameter im Licht- und Dunkelset im Vergleich zu der Startkultur zurückgegangen. Dieses Ergebnis steht im Gegensatz zu positiven Wachstumsexperimenten mit Natriumacetatzugabe zwischen 0,8 und 5 g L^{-1} (van Wagenen et al. 2015, Dittamart et al. 2014, Bourab et al. 2004, Heifetz et al. 2000). Natriumacetat wird in den Zellen mit Hilfe des Acetyl-Coenzyms A zu Pyruvat umgewandelt und steht anschließend über weitere Oxidationen dem Stoffwechsel zur Verfügung (Dittamart et al. 2014). Ursache für das Absterben der Kulturen könnten methodische Unwägbarkeiten, z.B. der Anstieg des pH-Wertes von 3,0 auf 5,7 durch die Zugabe von Natriumacetat und die anschließende Wiedereinstellung auf pH 3,0 mit Schwefelsäure sein.

Fehlerbetrachtung: Kulturbedingungen versus natürliche Umgebung

Für alle Versuchsansätze ist zu berücksichtigen, dass a) die Konzentration der Algen sehr hoch war und b) die Konzentration der zugesetzten organischen Substrate von 1,5 g L^{-1} nicht den natürlichen Konzentrationen entspricht, da bereits die Gesamtkonzentration von DOC im Halbendorfer See mit 0,6 - 1,8 mg L^{-1} nur etwa ein Tausendstel davon beträgt. Dies wird auch für andere Wachstumsexperimente kritisch angemerkt (Znachor & Nedomar 2010, Schoonhoven 2000). Offen bleibt daher, ob *A. lusatica* in der Lage wäre, die Glucose bei geringeren Konzentrationen in die Zellen zu transportieren. Außerdem ist zu beachten, dass mit nicht-axenischen Kulturen gearbeitet wurde. Da neben der Konzentration auch eine geringe Lichtintensität die Aufnahme von organischen Kohlenstoffverbindungen beeinflusst (Bouarab et al. 2004) und somit die Möglichkeit zur Mixotrophie gibt, ist zu diskutieren, ob ein Zusammenhang mit dem Vorkommen von *A. lusatica* in den lichtarmen Wintermonaten und der Fähigkeit zur Mixotrophie besteht. Erst die geringere Lichtintensität ermöglicht ihr die Verwendung alternativer Kohlenstoffquellen. Gegebenenfalls reduziert sie auch ihre zelleigene Exsudation von DOC an ihre Umgebung, um sich einen Konkurrenzvorteil zu sichern (Kamjunke & Tittel 2009).

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

A. lusatica ist zur Mixotrophie befähigt. Sie wächst auch photoautotroph unter Schwachlichtbedingungen. *A. lusatica* erreicht bei Glucose-Zugabe den größten Biomassezuwachs sowie die höchsten Zellzahlen. Sie bildet dabei zudem längere Filamente aus. Die Zugabe von Aminosäuren ergab im Vergleich zur photoautotrophen C-Assimilation ohne Zugabe organischer Substrate keinen Unterschied. Die Zugabe von Natriumacetat führte bei der zugesetzten Konzentration zum Absterben der Kultur. Da *A. lusatica* sich sowohl photoautotroph als auch bei Glucose-Zugabe heterotroph ernähren kann, ist sie als fakultativ mixotroph einzuordnen. Bei geringerer Lichtintensität produziert sie jedoch vermehrt Chl a und scheint damit eine Affinität zur Photoautotrophie zu haben. Glucose hat sich als geeignete organische Kohlenstoffquelle für *A. lusatica* erwiesen und ist ein Beleg dafür, dass auch ohne Photosynthese Wachstum möglich ist wie unter den Dunkelbedingungen nachgewiesen wurde. Es wird postuliert, dass eine niedrige Lichtintensität *A. lusatica* den Anreiz zur mixotrophen Lebensweise gibt und erklärt, warum sie vor allem in den Herbst- und Wintermonaten wächst. Die Ergebnisse zeigen deutlich eine Entkopplung der Wachstumsparameter Änderungsrate der Zellzahl, Wachstumsrate des Biovolumens und der Chl a-Produktion. Welche Faktoren Mixotrophie oder Photosynthese auslösen, sollte durch weitere Experimente zum Beispiel mit verschiedenen Beleuchtungsstärken, Nährstoffzugaben (Kohlenstoff und Phosphor) und Isotopenmessungen näher analysiert werden. Des Weiteren ist zu prüfen, welche Rolle die Intensität kurz geschlossener Kreisläufe durch heterotrophe Bakterien für die Nährstoffbereitstellung von *A. lusatica* spielt.

Danksagung

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen entstanden im Rahmen einer Studienarbeit (Salazar, K. J., 2017: Potential for mixotrophy of the green alga *Autumnella lusatica* sp. nov. in acidic mining lakes. Studienprojekt, BTU Cottbus-Senftenberg) und einer Bachelorarbeit (Ulm, M., 2017: Wachstumsexperimente zum Mixotrophie-Potential der Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. in sauren Tagebauseen). Wir bedanken uns ganz herzlich für die tatkräftige Unterstützung durch Holger Dienemann (BfUL Sachsen) und Steffen Wiehart (BfUL Sachsen) sowie Kerstin Jenemann (LfULG Sachsen) und Sabine Ulrich (BfUL Sachsen).

Literatur

Beulker, C., Nixdorf, B. (2004): Primärproduktion und Alkalinisierung. In: Nixdorf, B., Deneke, R. (eds.) 2004. Grundlagen und Maßnahmen zur biogenen Alkalinisierung von sauren Tagebauseen. Weißensee Verlag Berlin, 73-88.

Bouarab, L., Dauta, A., Loudiki, M. (2004): Heterotrophic and mixotrophic growth of *Micractinium pusillum* Fresenius in the presence of acetate and glucose: effect of light and acetate gradient concentration. Water research 38: 2706-2712.

Dienemann, H., Wiehart, S., Jenemann, K. (2018): Ausgewählte chemisch-biologische Ergebnisse des sauren Braunkohlen-Tagebausees Halbendorf (Lausitz). Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen (dieser Band).

Dittamart, D., Pumas, C., Pekkoh, J., Peerapornpisal, Y. (2014): Effect of organic carbon source and light-dark period on growth and lipid accumulation of Scenedesmuss sp. AARL G022. Maejo International Journal of Science and Technology 8(2): 198-206.

Heifetz, P. B., Forster, B., Osmond, B., Giles, L. J., Boynton, J. E. (2000): Effects of acetate on facultative autotrophy in *Chlamydomonas reinhardtii* assessed by photosynthetic measurements and stable isotope analyses. Plant Physiology 122: 1439-1445.

Kamjunke, N., Tittel, J. (2009): Mixotrophic algae constrain the loss of organic carbon by exsudation. Journal Phycological 45: 807-811.

Leßmann, D., Nixdorf, B. (2013): Phytoplankton. In: W. Geller, M. Schultze (Hg.), Acidic pit lakes. Springer-Verlag: 107-116..

Nixdorf, B., Fyson, A., Krumbeck, H. (2001): Review: plant life in extremely acidic waters. Environmental and Experimental Botany 46: 203-211.

Nusch, E. A. (1980): Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. Archiv für Hydrobiologie-Beiheft Ergebnisse der Limnologie 14: 14-36.

Schoonhoven, E. (2000): Ecophysiology of mixotrophs. http://www.bio.vu.nl/thb/education/Scho2000.pdf

Spijkerman, E. (2007): Phosphorus acquisition by *Chlamydomonas acidophila* under autotrophic and osmo-mixotrophic growth conditions. Journal of Experimental Botany 58(15/16): 4195-4202.

Sukenik, A., Bennett, J., Falkowski, P. (1987): Light-saturated photosynthesis – limitation by electron transport or carbon fixation? Biochimica et Biophysica Acta 891: 205-215.

Tittel, J., Bissinger, V., Zippel, B., Gaedke, U., Bell, E., Lorke, A., Kamjunke, N. (2003): Mixotrophs combine resource use to outcompete specialists: Implications for aquatic food webs. Proceedings of the National Academy of Sciences 100(22): 12776–12781.

Ulrich, S., Röske, K. (2018): Siegeszug der Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. (Trebouxiophyceae) im Halbendorfer See. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen (dieser Band).

Ulm, M. (2017): Wachstumsexperimente zum Mixotrophie-Potential der Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. in sauren Tagebauseen. Bachelorarbeit Lehrstuhl Gewässerschutz, BTU Cottbus-Senftenberg. 59 S.

Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 9: 1-38.

van Wagenen, J. M., De Francisici, D., Angelidaki, I. (2015): Comparison of mixotrophic to cyclic autotrophic/heterotrophic growth strategies to optimize productivity of *Chlorella sorokiniana*. Journal of Applied Phycology 27(5): 1775-1782.

Znachor, P., Nedomar, J. (2010): Importance of dissolved organic carbon for phytoplankton nutrition in a eutrophic reservoir. Journal of Plankton Research 32 (3): 367-376.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Siegeszug der Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. (Trebouxiophyceae) im Halbendorfer See

Sabine Ulrich[1], Kerstin Röske[2]

[1] Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft, FB Gewässerökologie, Altwahnsdorf 12, 01445 Radebeul, sabine.ulrich@smul.sachsen.de

[2] Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Wilhelm-Buck-Str. 2, 01097 Dresden, kerstin.roeske@smul.sachsen.de

Seit etwa zehn Jahren wurde bei Planktonuntersuchungen für die Seenbewertung in einigen sauren Braunkohletagebauseen der Lausitz eine bis dahin unbekannte Grünalge beobachtet. Im Halbendorfer See und anderen Seen mit pH-Werten zwischen 3,1 und 3,7 und sehr niedrigen Konzentrationen an Phosphor und anorganischem Kohlenstoff dominierte sie regelmäßig die Phytoplanktongesellschaft. Dort sorgte sie für Chlorophyllkonzentrationen und Biovolumina, welche die gewöhnlichen Verhältnisse in diesem Seentyp mehrfach übertreffen.

Die Untersuchung von 18S- und 16S-rRNA-Sequenzen ergab eine nahe phylogenetische Verwandtschaft der unbekannten Alge zu der morphologisch ähnlichen Art *Koliella corcontica* Hindák, jedoch deutliche Unterschiede zu allen anderen Gruppen innerhalb der Trebouxiophyceae. Deshalb wurde die neue Gattung *Autumnella gen. nov.* mit den beiden Arten *A. lusatica sp. nov.* und *A. corcontica comb. nov.* vorgeschlagen.

Im Halbendorfer See zeigte *A. lusatica* seit spätestens 2010 eine regelmäßige saisonale Dynamik, charakterisiert durch starke epilimnische Biomasseentwicklung im Spätsommer und Herbst, gefolgt von allmählicher Sedimentation im Winter und Frühjahr bis hin zum Minimum im Juni. Die mit *A. lusatica* assoziierte Phytoplanktongesellschaft war hinsichtlich Zusammensetzung und Biomassekonzentration typisch für saure Braunkohleseen im pH-Bereich zwischen 3 und 4. Sie bestand vorwiegend aus Taxa, die als mixotroph bekannt sind und im Unterschied zu *A. lusatica* die Fähigkeit zu aktiver Fortbewegung besitzen. Während des Biomassemaximums wurden im Halbendorfer See Chlorophyll-a-Konzentrationen erreicht, die mit denen eines neutralen eutrophen Sees vergleichbar sind. Der Anteil von *A. lusatica* am Phytoplankton-Biovolumen betrug bis zu 97%. Die Gesamtkohlenstoffkonzentration in der euphotischen Zone erhöhte sich durch das Algenwachstum um ca. 2 mg L^{-1} bzw. den Faktor 8. Aufgrund dieser effizienten C-Aufnahme wird die Möglichkeit der Osmotrophie als Alternative zur Photosynthese bei *A. lusatica* diskutiert.

Beim Vergleich von Seen mit unterschiedlichem pH-Wert nahm die relative Häufigkeit von *A. lusatica* im Phytoplankton bei ansteigendem pH-Wert ab. Dennoch gilt die Alge nicht als acidophil, sondern nur als acidotolerant, denn sie wächst auch sehr gut in neutralen Kulturmedien.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Auswirkungen einer Gewässerstruktur-Maßnahme auf Makrozoobenthos und Fischfauna eines Mittelgebirgsflusses (Dhünn) Ergebnisse eines 10-jährigen Monitorings (2003-2013)

Andrea van den Boom[1] & Wilfried Scharf[2]

Wupperverband, Untere Lichtenplatzer Str. 100, 42289 Wuppertal

[1]vdB@wupperverband.de, [2]scha@wupperverband.de

Keywords: Renaturierung, Erfolgskontrolle, Makrozoobenthos, Fische

Einleitung

Defizite in der Gewässerstruktur sind ein Hauptproblem der Fließgewässer in Deutschland. Zahlreiche Renaturierungsmaßnahmen werden durchgeführt, die die Voraussetzungen zur Verbesserung des ökologischen Zustandes gemessen an den biologischen Qualitätskomponenten schaffen sollen. Nur selten wird der Erfolg der Renaturierungs-Maßnahmen durch Monitoring-Programme dokumentiert (Haase et al. 2013). Die vorliegende Untersuchung einer Gewässerstruktur-Maßnahme an der Dhünn ist ein Beispiel für ein über 10 Jahre angelegtes Monitoring. Eine Verbesserung der Gewässerstrukturgüte und der Habitate wurde durch die Maßnahme erreicht. Das Makrozoobenthos und die Fische zeigten innerhalb der ersten drei Jahre nur geringfügige Veränderungen (van den Boom & Scharf 2007). Im vorliegenden Beitrag werden Ergebnisse des 10-jährigen Monitorings vorgestellt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet, Maßnahme, Randbedingungen

Die Dhünn ist mit 40 km Lauflänge und einem Einzugsgebiet von 195 km^2 der größte Nebenfluss der Wupper. Ihr Unterlauf fließt durch das dicht besiedelte Stadtgebiet von Leverkusen. Er ist gemäß LAWA-Fließgewässertypologie als Silikatischer, fein- grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss (Gewässertyp 9) und fischtypologisch als Oberer Barbentyp Mittelgebirge (FiGt_10) eingestuft (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008, MUNLV 2007). Die Dhünn ist ein prioritäres Gewässer für die Wiederansiedlung von Langdistanz-Wanderfischen. Sie wird in ihrem Oberlauf zur Große Dhünn – Talsperre aufgestaut. Die Trinkwasser-Talsperre hat negative Auswirkungen auf den Abfluss- und den Geschiebehaushalt und auf die Temperatur im Fließgewässer. In ihrem durch eine hohe Siedlungsdichte geprägten Unterlauf befinden sich zahlreiche Einleitungen aus der Misch- und Trennkanalisation. Die allgemeinen chemisch – physikalischen Parameter liegen innerhalb ihrer Orientierungswerte und werden somit nicht als Grund für die Verfehlung des guten ökologischen Zustandes im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie angesehen (LAWA 2014). Im Laufe des 20. Jahrhunderts wurde die Dhünn in diesem Bereich durch Verlegung des Gewässerbettes, Eindeichung, Begradigung, Festlegung der Ufer mittels Betoneinfassungen und Wasserbausteinen und Einbau von Sohlschwellen ausgebaut wodurch ein kanalartiges, hinsichtlich Strömungs- und Substratverteilung monotones Gewässerbett entstand. Die Strukturgüte von Sohle und Ufer wurde mit der Klasse 6 auf einer siebenstufigen Skala

bewertet (LUA 1998). Anlässlich der Landesgartenschau Leverkusen 2005 hatte der Wupperverband die Möglichkeit, den technisch ausgebauten Unterlauf der Dhünn auf einer Länge von drei Kilometern (Flusskilometer 0-3,0) naturnah umzugestalten. Die Rückbauarbeiten fanden von Juli bis Oktober 2003 statt und umfassten die Entfernung der Uferbefestigungen und Sohlschwellen, die Anlage von Initialstrukturen in Form von Windungen, Inseln und Bänken und die Herstellung einer Breiten- und Tiefendiversität. Aufgrund einer Vielzahl von gewässerbegleitenden technischen Einrichtungen (z.B. Leitungstrassen), die es zu schützen gilt, waren die Voraussetzungen für eine Eigendynamik des Gewässers nur sehr begrenzt. Die Ufervegetation sollte sich eigendynamisch entwickeln, mittels Schafbeweidung sollte das Aufkommen von Neophyten verhindert werden und die Aue gepflegt werden. Zwischen km 3,0 und 2,2 (Abschnitt 1) stand weniger Raum für das Gewässer zur Verfügung, so dass in diesem Abschnitt die strukturelle Aufwertung nur in geringerem Maße als in dem Abschnitt zwischen km 2,2 und der Mündung in die Wupper (Abschnitt 2) möglich war.

Untersuchungsmethoden

Das Makrozoobenthos wurde nach der PERLODES-Methode (Meier et. al. 2006) einmal jährlich im Frühjahr an zwei Probestellen innerhalb der Renaturierunsstrecke (km 2,5 und km 1,1) untersucht. Die Untersuchungen wurden von 2003 (Vorherzustand) bis 2009, in 2011 und 2013 durchgeführt. Da sich bis 2006 keine Veränderung des ökologischen Zustandes abzeichnete (van den Boom & Scharf 2007) wurde ab 2007 eine dritte Probestelle (unrenaturiert) unmittelbar oberhalb der renaturierten Strecke bei km 3,2 als Kontrolle in das Monitoring einbezogen. So ist zusätzlich zu dem Vorher-Nachher-Vergleich ein Vergleich zwischen unrenaturierter und renaturierter Probestelle möglich. Die Auswertung aller Taxalisten erfolgte mit der Software ASTERICS 4.0.4.

Der Fischbestand wurde mittels Elektrobefischung in den Jahren 2003 bis 2006, 2008 und 2012 jeweils im Frühjahr und im Herbst erfasst. Weitere Daten aus 2001 konnten in die Auswertung einbezogen werden. Die Bewertung erfolgte mit fiBS 8.1.1 (Dußling 2014), zusätzlich wurden die Abundanzen und die Artenanzahl ausgewertet.

Ergebnisse

Allgemein

Die Gewässerstrukturgüte verbesserte sich um zwei Klassen für die Gewässersohle und um eine Klasse für das Ufer (van den Boom & Scharf 2007). Der Uferbewuchs wurde der Sukzession überlassen, die bis 2013 – z.T. aufgrund der Auenbewirtschaftung mit Schafbeweidung und z.T. aus unbekannten Gründen nur an wenigen Stellen begonnen hatte.

Die vorgestellte gewässerstrukturverbessernde Maßnahme hat eindeutige positive Wirkungen auf die ökologische Durchgängigkeit, die Gewässerstrukturgüte und das Landschaftsbild und hat zu einem höheren Freizeitwert für die Menschen im Ballungsraum Leverkusen geführt.

Makrozoobenthos

Bezüglich der biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos kann erstmals acht Jahre nach der Maßnahme ein guter ökologischer Zustand festgestellt werden, der auch nach zehn Jahren bestätigt werden konnte, s. Abb. 1. Der Vorher-Nachher-Vergleich (2003/2013) dokumentiert eine Verbesserung um eine Bewertungs-Klasse. Da über einen Zeitraum von zehn Jahren auch unbekannte Einflüsse aus dem Einzugsgebiet oder klimatische Veränderungen auf den renaturierten Gewässerabschnitt wirken können, wurde das Monitoring in 2007 um eine unrenaturierte Kontrollstelle erweitert. Der jährliche Vergleich zwischen Kontrollstelle und den Probestellen im renaturierten Abschnitt

lässt in den Jahren 2007, 2009 (ohne Klassenwechsel) und 2013 auf eine positive Auswirkung der Renaturierung auf die Perlodes-Bewertung rückschließen. Diese wäre in einer einmaligen Untersuchung im Jahr 2008 oder 2011 nicht nachweisbar gewesen. Im Jahr 2013 wurde die Renaturierungsmaßnahme durch die abschnittsweise Pflanzung und Auszäunung von Ufergehölzen ergänzt, so dass zukünftig weitere positive Effekte auf das Makrozoobenthos zu erwarten sind.

Die Gesamt-Abundanzen im renaturierten Abschnitt steigen mit einer Verzögerung von einem Jahr nach der Maßnahme im Mittel (Probestelle 1 und 2 gemittelt) auf das Vierfache an, s. Abb. 2. Ab 2011 ist der Anteil der Individuen von anspruchsvollen Taxa mit positiven Werten für den Deutschen Fauna Index Typ 9 (Hering et al. 2006) im renaturierten Abschnitt, aber auch an der Kontrollstelle deutlich erhöht, darunter erstmalig auch die Köcherfliege *Agapetus ochripes* und die Eintagsfliege *Baetis lutheri*.

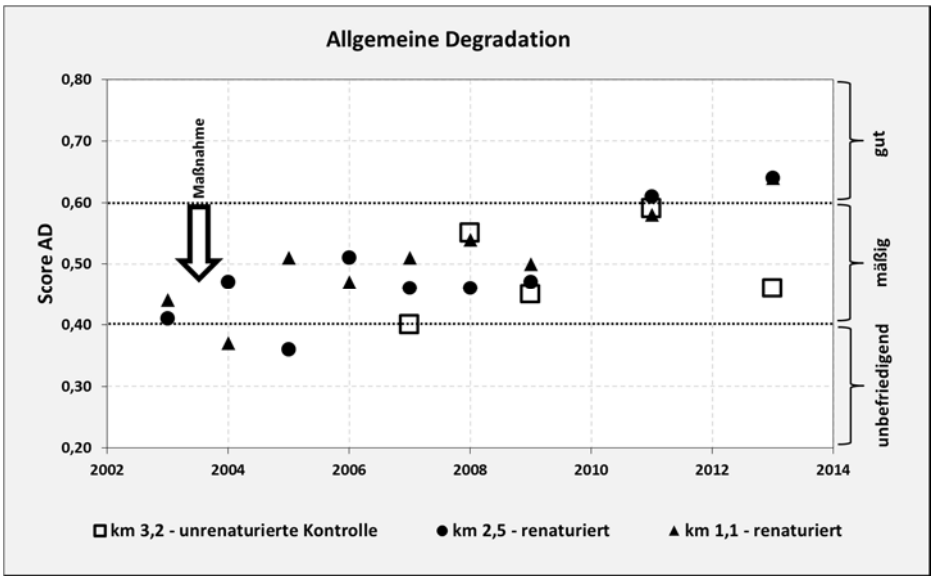


Abb. 1: **Die Ergebnisse des Perlodes-Moduls Allgemeine Degradation.**

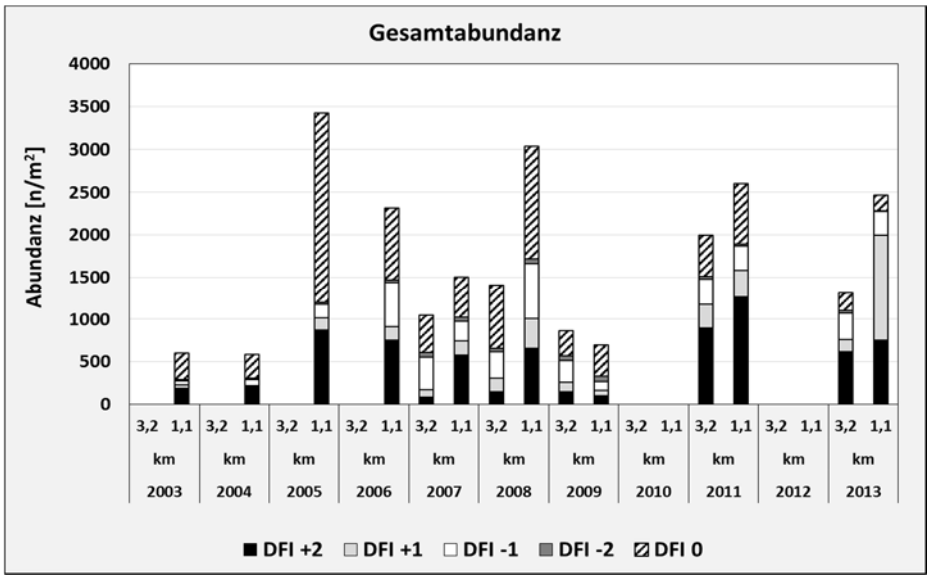


Abb. 2: Gesamtabundanz und Verteilung der Individuen nach ihrem Wert für den Deutschen Faunaindex Typ 9 im Abschnitt 2 (km 1,1) und an der Kontrollstelle (km 3,2).

Fische

Bezüglich der biologischen Qualitätskomponente Fische ist innerhalb von neun Jahren keine Verbesserung des Ökologischen Zustandes festgestellt worden, s. Abb. 3. Die kurzfristige Verbesserung (1-

2 Jahre nachher) des fiBs-Bewertungsergebnisses sinkt mit der starken Zunahme der rheophilen Kleinfische Groppen und Schmerlen in die unbefriedigende Bewertung. Die deutlichen Abundanzzunahmen sind vor allem der Massenentwicklung von Groppen (*Cottus rhenanus*) und Schmerlen (*Barbatula barbatula*) zuzuschreiben, s. Abb. 4. Die Artenanzahlen ändern sich über den gesamten Monitoring-Zeitraum nicht. Barbe, Döbel, Nase und Gründling sind in der Dhünn, trotz guter Bestände in der Wupper, an die die Dhünn querbauwerkefrei angebunden ist, nicht in gewässertypischer Anzahl vorhanden. Dies wird mit der bis 2013 zu niedrigen sommerlichen Temperatur in Verbindung gebracht.

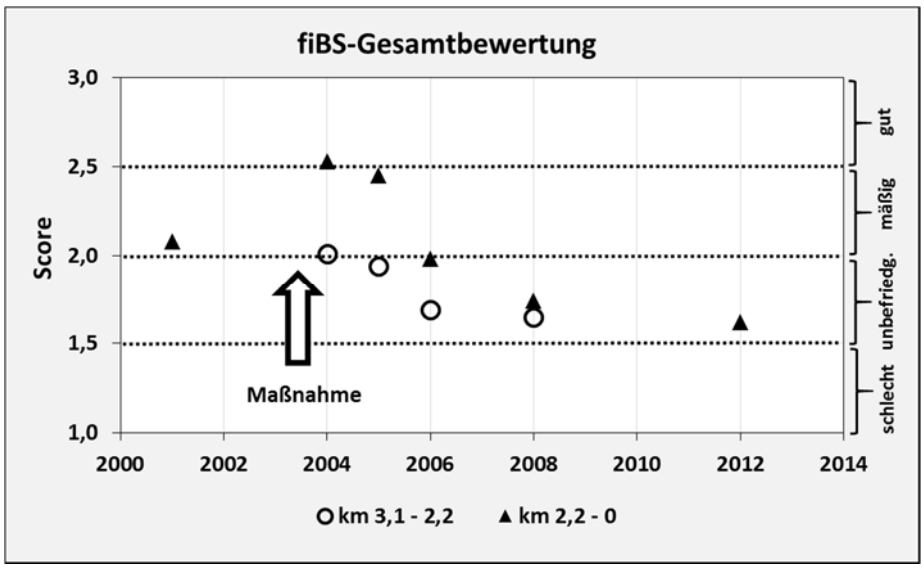


Abb. 3: FiBS – Bewertungsergebnisse.

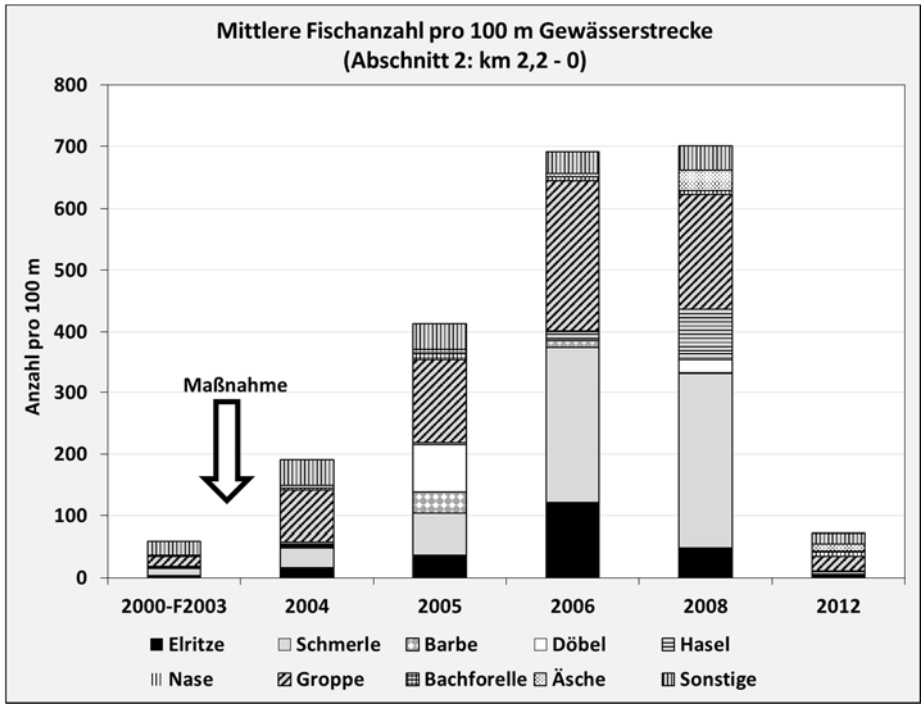


Abb. 4: Die Gesamtabundanzen der Fische im renaturierten Abschnitt 2.

Schlussfolgerungen/Ausblick

Übergeordnete Stressoren auf Einzugsgebietsebene können die Auswirkungen der lokalen Maßnahme auf die biologischen Qualitätskomponenten Fische und Makrozoobenthos unterdrücken oder abschwächen. Als Hauptstressoren werden die talsperrenbedingten Veränderungen von Temperatur und Abfluss angesehen. Diese sind nach 2013 und zukünftig im Fokus wasserwirtschaftlicher Maßnahmen. Weitere Stressoren wie Einleitungen aus der Siedlungswasserwirtschaft (Kläranlage, Kanalentlastungen) und Freizeitnutzung sind vorhanden, in ihrer Wirkung jedoch vermutlich vernachlässigbar. Der bis 2013 weitgehend fehlende Ufergehölzstreifen wurde 2013 durch Gehölzpflanzungen und Auszäunung gefördert und befindet sich seitdem in der Entwicklung.

Eine Fortführung der Untersuchung im Hinblick auf den Faktor „Zeit“ und den veränderten Randbedingungen Temperatur und Ufergehölze ist geplant.

Zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes sind Verbesserungen der Gewässerstrukturen notwendige, aber bei Anwesenheit von übergeordneten Belastungsfaktoren im Einzugsgebiet nicht hinreichende Maßnahmen.

Literatur

Van den Boom, A. & W. Scharf (2007): Auswirkungen eines naturnahen Rückbaus auf Habitate, Makrozoobenthos und Fischfauna eines Mittelgebirgsflusses (Dhünn) – Erste Ergebnisse. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2006 (Dresden).

Dußling, U. (2014): Software zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS). Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Langenargen.Version 8.1.1 vom 17.10.2014. - www.lvvg-bw.de

Haase, P., D. Hering, S.C. Jähnig, A.W. Lorenz & A. Sundermann (2013): The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates and macrophytes. Hydrobiologia 704: 475-488.

Hering, D. (2006): Kurzdarstellungen Core Metrics Makrozoobenthos. www.fliessgewaesserbewertung.de

LAWA (2014): Korrrelationen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen chemischen und physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern. Endbericht. Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2012. www.laenderfinanzierungsprogramm.de

LUA (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung. Merkblatt Nr. 14. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.

Meier, C. P. Haase, P. Rolauffs, K. Schindehütte, F. Schöll, A. Sundermann & D. Hering (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makro-zoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. – *www.fliessgewaesserbewertung.de*

MUNLV (2007): Fischgewässertypen NRW. Karte. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW. www.flussgebiete.nrw.de

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

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Auswirkungen hydromorphologischer Veränderungen von Seeufern (Bodensee) auf submerse Makrophyten

Klaus van de Weyer

lanaplan GbR, Lobbericher Str. 5, 41334 Nettetal, klaus.vdweyer@lanaplan.de

Im Rahmen des ReWaM - Verbundprojektes HyMoBioStrategie werden die Auswirkungen hydromorphologischer Veränderungen im Bodensee auf submerse Makrophyten untersucht. Die Probestellen umfassen ein breites Spektrum von unterschiedlich durch den Menschen geprägten und genutzten Uferabschnitten bis hin zu natürlichen (Referenz) und renaturierten Uferabschnitten. Die Makrophyten wurden nach der Methode der Vegetationszonen erfasst. Die gefundene Makrophyten-Biozönose spiegelt die unterschiedlichen Ufertypen sehr gut wieder. Insbesondere die Vegetationszonen der Flachwasserzone sind besonders durch den Grad und die Art der Verbauung geprägt. Hinweise für Maßnahmen bei zukünftigen Renaturierungen werden aufgezeigt.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

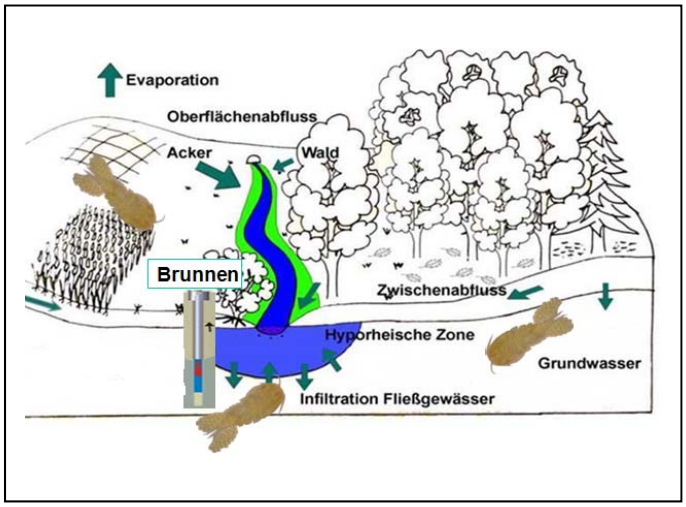
StygoTracing-EZG – Anwendung populationsgenetischer Methoden zur Bewertung von hydrologischen Einzugsgebieten

Susanne van den Berg-Stein[1], Hans Jürgen Hahn[2]

[1] Institut für Grundwasserökologie, Im Niederfeld 15, 76829 Landau, vandenberg@groundwaterecology.de

[2] Institut für Grundwasserökologie, Im Niederfeld 15, 76829 Landau, hjhahn@groundwaterecology.de

Ziel des BMBF-Projektes StygoTracing-EZG ist die Ermittlung von hydrologischen Wechselwirkungen zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser und die Bestimmung von Einzugsgebietsgrenzen. Beides kann einen wichtigen Beitrag zur Sicherung und indirekt zur Qualitätsverbesserung des Trinkwassers leisten.



75 % der Trinkwasserversorgung in Deutschland basieren auf Grund- und Quellwasser. Damit ist Grundwasser unser wichtigstes Lebensmittel.

Gleichzeitig gehört das Grundwasser zu den größten kontinentalen Lebensräumen der Welt. Zahlreiche Tierarten und unzählige Mikroorgansimen bevölkern das Grundwasser und gewährleisten die Trinkwasserqualität. Sie fressen und zersetzen eingetragene Schadstoffe und reinigen so das Wasser. Mittlerweile sind in Europa 2000 und in Deutschland 500 Grundwasserarten bekannt. Weltweit wird von 50-100.000 Arten (incl. Höhlenarten) ausgegangen.

Diese Tiere können als sogenannte Biotracer genutzt werden, um die Herkunft und das Fließverhalten der Grundwässer zu begutachten. Die Ähnlichkeiten und Kontakte zwischen verschiedenen Populationen einer Art werden ermitteln um somit Aufklärung bezüglich der hydrologischen Austauschprozesse zwischen diesen Bereichen zu erhalten. Hierzu werden Tiere beispielsweise aus einem Trinkwasserbrunnen und aus den umliegenden Grundwassermessstellen entnommen (siehe Abbildung). Mit Hilfe ihrer DNA kann dann die Herkunft des Wassers und somit auch die Abgrenzung eines Wasserschutzgebietes ermittelt werden.

Da man mit konventionellen, klassischen Methoden hier nicht weiterkommt, wird ein populationsgenetisches Verfahren angewendet, bei dem Mikrosatelliten eingesetzt werden. Da die Anzahl der Wiederholungen bei jedem Mikrosatelliten von Tier zu Tier unterschiedlich ist und vererbt wird, kann jedes einzelne Tier genetisch differenziert werden. So können exakte Verwandtschaftsuntersuchungen durchgeführt werden.

Am Beispiel der Wasserassel, Asellus aquaticus, konnte bereits gezeigt werden, dass sich die hydrologischen Verhältnisse in Trinkwasserversorgungsanlagen über populationsgenetische Verfahren darstellen lassen. Die Wasserassel dient dabei als Tracerorganismus, über den die Eintrags- und Verbreitungspfade der Tiere mittels Verwandtschaftsbeziehungen zwischen den verschiedenen Wasserasselpopulationen in und um eine Trinkwasserversorgungsanlage ermittelt werden können.

Diversity and Ecology of aquatic fungi

Silke Van den Wyngaert[1], Keilor Rochas[1], Maiko Kagami[1], Hans-Peter Grossart[1,2]

[1] Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Dept. Experimental Limnology, Stechlin

[2] Potsdam University, Institute of Biology and Biochemistry, Potsdam, hgrossart@igb-berlin.de

Aquatic fungi have gained increasing attention in the recent past, mainly because fungal sequences can be detected via high throughput methods in almost all aquatic ecosystems worldwide. In particular, basal fungi seem to be more abundant and important than previously assumed. These new discoveries diversity and functionality of aquatic fungi, call for a better understanding of their diversity, and ecological functions as well as its relation to prediction and mitigation of global change effects. However, there is no doubt that fungi represent an important component of aquatic microbiota and hold key ecological roles in food webs, particularly due to their manifold capabilities to degrade autochthonous and allochthonous organic matter. Here, we report on first studies on occurrence and diversity of fungi in different lake ecosystems. In particular, parasitic fungi such as Chytridiomycota seem to be abundant and common in almost all studied ecosystems. New molecular and experimental tools are required to unravel their enormous taxonomic and functional diversity, which could also provide the basis for a better understanding for further industrial applications such as production of secondary metabolites, degradation of recalcitrant organic matter, and environmental restoration. Today, microbial ecologists are just starting to understand the contributions of aquatic fungi to biodiversity, ecosystem functions and services.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Characeen-Rückgang in nordostdeutschen Seen: mögliche Ursachen und Maßnahmenentwicklung zur Re-etablierung der Characeen-Bestände

Kerstin Vasters[1], Rüdiger Mauersberger[1], Silke Oldorff[2], Heike Wiedenhöft[3], Sabine Hilt[4], Andreas Hussner[1]

[1] Förderverein Feldberg-Uckermärkische Seenlandschaft e.V., Martin-Luther-Straße 5a, 17268 Templin, Mail: vasters@chara-seen.de, hussner@chara-seen.de, mauersberger@uckermaerkische-seen.de

[2] Landesamt für Umwelt/GR3, Naturparkverwaltung Stechlin-Ruppiner Land, Friedensplatz 9, 16775 Stechlin, Mail: silke.oldorff@lfu.brandenburg.de

[3] Landesamt für Umwelt/GR3, Naturpark Uckermärkische Seen, Zehdenicker Straße 1, 17279 Lychen, Mail: heike.wiedenhoeft@lfu.brandenburg.de

[4] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, Mail: hilt@igb-berlin.de

Im nordostdeutschen Seengebiet befindet sich das größte Verbreitungsgebiet von Characeen in Deutschland. In den meisten natürlichen und kalkreichen Seen von Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern sind die Characeenrasen der Indikator für den sehr guten bzw. guten ökologischen Zustand. In den letzten ca. 20 Jahren haben sich die Bestände der Characeen in den meisten Seen jedoch drastisch verringert, viele Seen sind derzeit sogar frei von Characeen. Im Rahmen eines E+E-Vorhabens des Bundesamtes für Naturschutz („Chara-Seen“ Projekt) sollen die Ursachen des Characeenrückgangs identifiziert und Maßnahmen zur Re-etablierung entwickelt und erprobt werden.

In den Jahren 2017 und 2018 erfolgen umfangreiche Untersuchungen zur Hydrochemie, zur Bestandssituation der Characeen, zur Fischbestandsstruktur und zum Periphyton, deren Ergebnisse als Grundlage zur Maßnahmenentwicklung dienen. Diese Maßnahmen sollen in den Folgejahren an ausgewählten Seen erprobt und umgesetzt werden.

In diesem Vortrag soll der Bestandsrückgang der Characeen in den Seen aufgezeigt und erste Untersuchungsergebnisse präsentiert werden.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Paläolimnologische Untersuchungen im Chew Bahir Seebecken (Äthiopien) entschlüsseln die Umweltgeschichte der vergangenen 115.000 Jahren

Finn Viehberg[1], Janna Just[1], Jonathan Dean[2], Asfawossen Asrat[3], Martin Claussen[4], Sven-Oliver Franz[5], Nicole Klasen[1], Thomas Kleinen[4], Henry Lamb[6], Melanie J. Leng[2], Patrick Ludwig[1], Antoni E. Milodowski[2], Janet Rethemeyer[1], Frank Schäbitz[1], Bernd Wagner[1]

[1] Universität zu Köln, Köln, finn.viehberg@uni-koeln.de

[2] British Geological Survey, Großbritannien

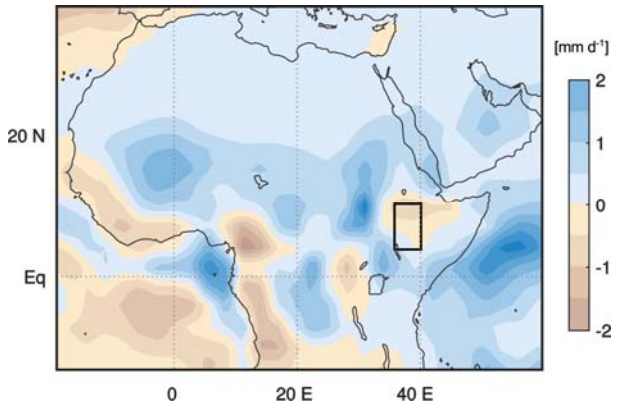
[3] Addis Ababa University, Äthiopien

[4] Max Planck Institut für Meteorologie, Hamburg

[5] Universität Bonn, Bonn

[6] Aberystwyth University, Großbritannien

Das Chew Bahir Seebecken liegt zwischen dem Äthiopischen Grabenbruch und dem Ostafrikanische Grabenbruch und ist mit bis zu 5000m mächtigen Sedimentsequenzen gefüllt, die ihren Ursprung vermutlich vor über 6 Millionen Jahren haben. Das Untersuchungsgebiet liegt im angenommenen Wanderkorridor des modernen anatomischen Menschen, der seine Ausbreitung aus den ostafrikanischen Refugialräumen nach Norden vor über 130.000 Jahren begonnen hat.



Community Climate System Model - CCSM 3. Relative Niederschlagsrekonstruktion 120.000 Jahre v.h. vs. LGM. Quelle: A. Hu (NCAR, Boulder)

Die sedimentologischen, biologischen und geochemischen Proxies in den erbohrten Seesedimenten (40.7m) des Chew Bahir Seebeckens zeigen deutlich drei verschiedene hydrologische Situationen. Hoch variable hydrologische Bedingungen zwischen 115.000 und 75.000 Jahren v.h. in denen sehr feuchte und extreme trockene Phasen sich einander abwechselten. Ab 62.000 bis 32.000 Jahren v.h. herrschte ein stabileres trockeneres Hydroklima vor, in dem sich eine konstante Seephase etablieren konnte. Abgelöst wird dieses Klima von extremer Trockenheit während des letzten Glazialem Maximums, gefolgt von der ‚African Humid Period' ab ~ 10.500 Jahren v.h., die wieder zu einer konstanten Seephase führte. Archäologische Fundplätze in der Region lassen darauf schließen, dass sich die modernen anatomischen Menschen vor allem in Zeiten von stabilen Hydroklimaten nachhaltig ausbreiten konnten.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Vergleichende quantitative Umweltrekonstruktion biologischer Proxies

Finn Viehberg[1], Aniela Dümecke[1], Wim Hoek[2]

[1] Universität zu Köln, Institut für Geologie und Mineralogie, Zülpicher Str. 49A, 50674 Köln, finn.viehberg@uni-koeln.de

[2] Universiteit Utrecht, Department of Physical Geography, Heidelberglaan 2, 3584 CS UTRECHT, w.z.hoek@uu.nl

Die Paläolimnologie versucht historische Umweltparameter zu rekonstruieren, in dem die subrezenten/fossilen Artenvergemeinschaftungen verschiedener Organismen (z.B. Diatomeen, Chironomiden, Cladoceren, Ostrakoden, Thekamöben u.a.) in Seesedimenten ausgewertet werden. Die Rekonstruktion erfolgt dabei meist qualitativ bzw. relativ (z.B. Seespiegelschwankungen, Salinitätsveränderungen, Temperaturverlauf) beschreibend.

Wobei in den vergangenen zehn Jahren zahlreiche Transferfunktionen für die erhaltungsfähigen Organsimengruppen (Proxies) entwickelt wurden, um vergangene Umweltparameter zu quantifizieren (Juggins and Birks, 2012). Neben der kritischen Evaluation und Fehlerbetrachtung der einzelnen Methoden wurden bisher wenige vergleichende Studien veröffentlicht, die auf Grundlage verschiedener Proxies einen einzelnen Umweltparameter quantifiziert (z.B. Temperatur).

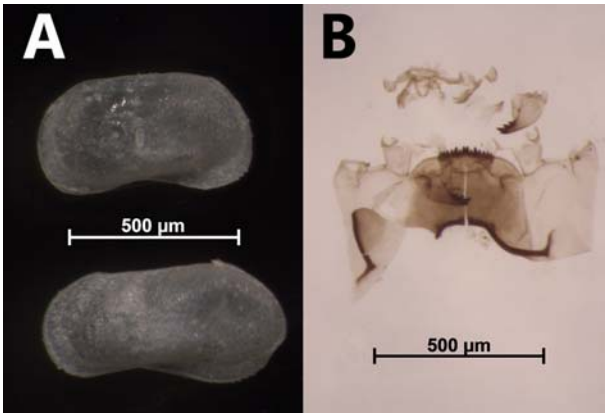


Abbildung 1: Subrezente Faunenreste
A) *Limnocythere* (Ostracoda)
B) *Polypedilum* (Chironomidae)

In unserer paläolimnologischen Studie an einer Sedimentsequenz in Nordost-Deutschland (Friedländer Große Wiese) haben wir zusätzlich die Ostrakoden (Muschelkrebse; Abb.1A) analysiert, um den absoluten Temperaturverlauf aus der Artenvergesellschaftung abzuleiten. Diese Ergebnisse können wir nun direkt mit den publizierten Temperatur-Rekonstruktionen (Van Asch *et al.*, 2012), die auf Grundlage von Chironomiden (Zuckmücken; Abb.1B) Daten errechnet wurden, vergleichen. Die Unterschiede und Übereinstimmungen der Rekonstruktion sind zum Teil methodisch bedingt, aber auch biologisch begründet.

Literatur

Juggins S, Birks HJB. 2012. Quantitative Environmental Reconstructions from Biological Data, p. 431-494. In: H.J.B. Birks, A.F. Lotter, S. Juggins and J.P. Smol (eds.), Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Developments in Paleoenvironmental Research. Springer Science.

Van Asch N, Kloos ME, Heiri O, De Klerk P, Hoek WZ, 2012. The younger dryas cooling in northeast Germany: summer temperature and environmental changes in the Friedländer Große Wiese region. JQS 27**:** 531-543.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Schilfpolder - Ein künstliches Feuchtgebiet zur Sanierung des Flachsees Dümmers

Hinnerk Voermanek

aquaplaner Ingenieurgesellschaft, Zur Bettfedernfabrik 1, 30451 Hannover, voermanek@aquaplaner.de

Für die ökologische Sanierung des Dümmers wurden seit Anfang der 1980er Jahre verschiedene Maßnahmen vorgeschlagen. Neben Maßnahmen im Einzugsgebiet und im See selbst wurden so auch erste Schritte für die Planung eines Schilfpolders zum Rückhalt von Schweb- und Nährstoffen in der Hunte als Hauptzufluss des Dümmers angegangen. Anfang der 1990er Jahre wurde ein ca. 1 ha großer Versuchsschilfpolder gebaut, der wichtige Erkenntnisse zur grundsätzlichen Eignung des Verfahrens, der Konzeption sowie der Bemessung liefern sollte. Nach Erstellung eines Vorentwurfs in 1997 und einer aktualisierten und vertiefenden Betrachtung des Verfahrens im Rahmenentwurf von 2012 wurde in 2015 ein Auftrag zur Planung eines Schilfpolders vergeben.

Südlich des Dümmers soll im Nebenschluss der Hunte ein ca. 200 ha großer Schilfpolder entstehen. Auf einer Optionsfläche, die bereits mit dem ersten Vorentwurf von 1997 für den Schilfpolder vorgesehen war, soll der Schilfpolder in einzelnen Bauabschnitten bis zu einer möglichen maximalen Größe von 200 ha im Endausbau errichtet werden.

Über umfangreiche Messprogramme wurden in den letzten 30 Jahren viele Daten zur Dynamik des Nährstofftransportes in der Hunte gewonnen, die jetzt als seine gute Basis zur Konzeption und Bemessung des Schilfpolders herhalten. Die für die Eutrophierung des Dümmers vorrangig verantwortliche Phosphorfracht wird insbesondere mit höheren Abflüssen transportiert. Zur Verringerung der Phosphorbelastung in der Hunte ist somit auch die Behandlung von Hochwasserwellen essentiell erforderlich. Einzelne Hochwasserereignisse, die weniger als 7 Tage dauerten führten dem Dümmer teilweise bis zu 20 % der zufließenden Gesamtjahresfracht an Phosphor zu.

Da der Phosphor in der Hunte zu überwiegenden Anteilen (> 75%) partikular transportiert wird, ist der Rückhalt der Schwebstoffe und des Geschiebes ein wesentlicher Faktor zur deutlichen Verringerung der Phosphorbelastung des Dümmers. Der Schilfpolder muss insofern auch bei Hochwasser einen maximalen Rückhalt an Schwebstoffen bewirken. Eine angepasste Gestaltung und das Betriebskonzept des Schilfpolders sind im Detail hierauf auszurichten. Über eine gezielte Steuerung und Bewirtschaftung des Schilfpolders sollen so bestmögliche Bedingungen erreicht werden, die einen maximalen Rückhalt der zufließenden Phosphorfrachten bewirken.

Im Rahmen des Betriebskonzeptes werden auch die notwendigen Maßnahmen zur Unterhaltung des Schilfpolders untersucht. Von der gezielten Entnahme der zurückgehaltenen Schwebstoffe und Sedimente über die Funktion des Schilfpolders als ein Biotop bis zur Integration des Schilfpolders in die Erholungslandschaft des Dümmers sind hierfür verschiedenste Sachverhalte zu berücksichtigen.

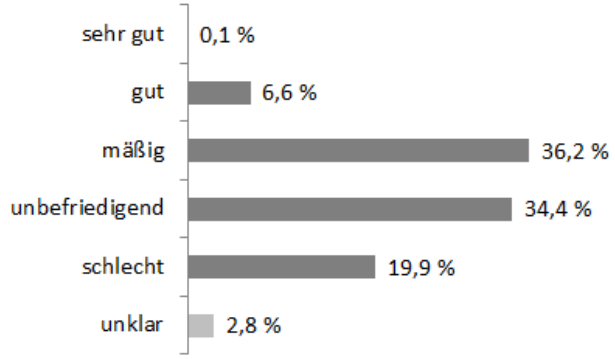
Multiple Belastungen in Fließgewässern: Eine Analyse zur Situation in Deutschland

Jeanette Völker

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Department Aquatische Ökosystemanalyse und Management, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, jeanette.voelker@ufz.de

Derzeit erreichen 8,2 Prozent aller Oberflächengewässer in Deutschland den "sehr guten" oder "guten" ökologischen Zustand oder das "sehr gute" oder "gute" ökologische Potenzial gemäß den geforderten Bewirtschaftungszielen nach EG Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Bei den Fließgewässern beträgt dies insgesamt 6,7 Prozent. Kein Oberflächengewässer erreicht derzeit einen "guten" chemischen Zustand (BMUB/UBA 2016).

Der ökologische Zustand der Fließgewässer in Deutschland 2015



Quelle: BMUB/UBA 2016, verändert.

Für die Zielverfehlung des ökologischen und chemischen Zustands ist eine Vielzahl von unterschiedlichen Belastungen (Stressoren) verantwortlich. Dazu zählen im Wesentlichen der Eintrag von Nährstoffen aus Punktquellen, der diffuse Eintrag aus der Landwirtschaft und hydromorphologische Defizite. Auch der diffuse Eintrag von ubiquitären Schadstoffen aus der atmosphärischen Deposition spielt eine wesentliche Rolle.
Die Auswirkungen sind der Verlust des Lebensraumes für aquatische Organismen, Eutrophierung oder die Verschmutzung der Gewässer mit chemischen Stoffen.
Eine besondere Herausforderung für die Maßnahmenplanung und das Gewässermanagement ist die Überlagerung der unterschiedlichen Belastungen und deren Auswirkungen. So bestehen in einem gemäß WRRL ausgewiesenen Wasserkörper zumeist mehrere Belastungen und entsprechende Auswirkungen.
In der geplanten Studie werden auf Basis der an die Europäische Kommission gemeldeten Daten zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie 2015 die gemeldeten Belastungen und Auswirkungen weitergehend analysiert. Es wird ermittelt, wieviel und welche Belastungen in den Fließgewässer-Wasserkörpern in Deutschland bestehen, zu welchen Auswirkungen diese Belastungen führen und welche Herausforderungen damit an die Aufstellung der Maßnahmenprogramme gestellt werden.

Literatur

BMUB/UBA (2016). Die Wasserrahmenrichtlinie. Deutschlands Gewässer 2015. https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/die-wasserrahmenrichtlinie-deutschlands-gewaesser

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Langzeitmonitoring von Quell-Lebensgemeinschaften: der Schweizer Nationalpark als Modellregion

Stefanie von Fumetti, Lucas Blattner

Universität Basel, Departement Umweltwissenschaften, Biogeographie, St. Johanns-Vorstadt 10, CH-4056 Basel, stefanie.vonfumetti@unibas.ch; lucas.blattner@unibas.ch

Durch den Globalen Wandel sind alpine Quellen mit dramatischen Umweltveränderungen konfrontiert. Es ist bisher relativ wenig darüber bekannt, wie Quell-Lebensgemeinschaften zum Beispiel auf eine Erhöhung der Wassertemperatur oder ein verändertes Schüttungsregime reagieren werden. Auch der Landnutzungswandel wird im Alpenraum Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Quell-Lebensgemeinschaften haben. Da Quellen weithin als stabile Ökotone gelten, eignen sie sich besonders gut dazu etwaige Umweltveränderungen wie zum Beispiel Änderungen des Temperatur- oder Niederschlagsregimes anhand von Veränderungen der hydrogeologischen Verhältnisse wie auch der faunistischen Zusammensetzung festzustellen. Sie sind demnach ideale Modellsysteme, um Langzeitentwicklungen aufzuzeigen.

Geschütze Gebiete wie Nationalparks sind ideale Forschungsgebiete, um die Diversität von Lebensgemeinschaften unter ungestörten Bedingungen zu untersuchen. Im alpinen Raum gibt es insbesondere aus dem Nationalpark Berchtesgaden umfangreiche Daten zu Quellen (Gerecke & Franz, 2006). Auch im Nationalpark Gesäuse wurden Quellen in mehreren Probenahmekampagnen umfassend untersucht (Gerecke et al., 2012). Solche Erkenntnisse sind einerseits wichtig, um ein nachhaltiges Management von Quellen im Alpenraum zu entwickeln. Andererseits ist die Kenntnis des Status quo für die Implementierung von Langzeitmonitoring-Projekten unerlässlich. Solche Projekte sind für die Prognostizierung von Auswirkungen des Globalen Wandels von großer Bedeutung und lassen sich in geschützten Gebieten besonders gut umsetzen.

Mit einem Langzeitmonitoring ausgewählter Quellen im Schweizer Nationalpark soll nun die Entwicklung natürlicher alpiner Quellen erfasst und analysiert werden. In einer ersten umfangreichen Studie wurden im Schweizerischen Nationalpark über 30 Quellen in unterschiedlichen Tälern untersucht. Wir konnten zeigen, dass die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften in erster Linie von den Substrateigenschaften einer Quelle abhängt, die wiederum sehr höhenabhängig sind. Eine räumliche Isolation der einzelnen Täler scheint dabei nicht gegeben zu sein (von Fumetti & Blattner, 2017). Dies sind erste wichtige Erkenntnisse über den Ist-Zustand der Quellen im Schweizer Nationalpark, die ebenfalls in solche Langzeitprognosen einfließen werden.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Biofilme auf Plastik haben eine niedrige Nahrungsqualität für den Weidegänger *Radix balthica* (Gastropoda)

Alexander T. L. Vosshage[1,2], Thomas R. Neu[2], Friederike Gabel[1]

[1] Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Heisenbergstr. 2, 48149 Münster, gabelf@uni-muenster.de

[2] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, alexander.vosshage@ufz.de, thomas.neu@ufz.de

Die Plastikverschmutzung in Fließgewässern und Seen stellt eine potentielle Gefahr für Süßgewässerorganismen dar. In Bezug auf Umweltfunktionen und Ökosystemstabilität sind die Effekte von Plastik auf das Nahrungsnetz von besonderem Interesse. Bisher wurden keine Studien durchgeführt, die den Effekt von Plastik auf mehrere trophische Ebenen untersuchen. Die Hypothesen lauten, dass zum einen Plastik als Substrat die Biofilmkomposition beeinflusst und zum anderen ein durch Plastik veränderter Biofilm eine schlechte Nahrungsqualität für benthische Weidegänger bietet.

In dieser Untersuchung wurde der Effekt von Plastik auf die Primärproduktion (benthischer Biofilm) und Primärkonsumenten (Süßwassermollusk) untersucht, wodurch zwei trophische Ebenen des aquatischen Nahrungsnetzes betrachtet wurden. Zwei Plastiksorten, Plexiglas (PMMA) und Polycarbonat (PC), sowie Glas (Kontrolle) dienten als Substrate für das Biofilmwachstum. Diese Biofilme wurden der Schnecke *Radix balthica* in einem Laborversuch als Nahrung angeboten. Die Zusammensetzung und die Struktur der Biofilme wurden mit konfokaler Laserscanning-Mikroskopie erfasst. Sub-letale Effekte auf *R. balthica* wurden über Wachstumsraten und konsumierten Biofilm (Faecestrockenmasse) ermittelt.

Vergleiche von Struktur und Zusammensetzung der Biofilme zeigten keine Unterschiede zwischen Kontrolle und PC, wohingegen der Biofilm auf PMMA signifikante Unterschiede zur Kontrolle und PC aufwies. Nach dem Fraßexperiment blieben auf beiden Plastiksorten Bereiche mit sichtbarem Biofilm übrig während der Biofilm in der Kontrolle vollständig abgegrast wurde. Die Wachstumsraten der Schnecken waren in beiden Plastik-Treatments signifikant niedriger als in der Kontrolle. PC-Biofilm wurde signifikant weniger gefressen als Biofilm auf PMMA und in der Kontrolle.

Die niedrigen Wachstumsraten im PC-Treatment könnten durch den niedrigeren Biofilmkonsum erklärt werden. Im PMMA-Treatment könnte die veränderte Biofilmzusammensetzung für eine schlechtere Nahrungsqualität und damit für das reduzierte Wachstum gesorgt haben. Des Weiteren könnten Schadstoffe, die aus dem Plastik herausdiffundierten oder an der Plastikoberfläche hafteten, einen Effekt auf die Wachstumsraten gehabt haben. Dieser Effekt kann direkt gewirkt oder für verminderte Fraßaktivität gesorgt haben.

Zusammenfassend konnte gezeigt werden, dass Plastik als Substrat für Biofilme eine Auswirkung auf die Biofilmzusammensetzung hat und für vermindertes Wachstum bei benthischen Weidegängern sorgt. Hieraus lässt sich schließen, dass Plastik im Süßwasser einen direkten Effekt auf die Primärproduktion und einen indirekten Effekt auf höhere trophische Ebenen hat.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Auf der Suche nach geeigneten Kriterien zur Identifizierung von Auswilderungshabitaten für juvenile Flussperlmuscheln *(Margaritifera margaritifera)*

Annekatrin Wagner[1], Michael Lange[2], Thomas Schiller[1], Jana Schneider[1], Thomas Berendonk[1]

[1] Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden, Deutschland, Annekatrin.Wagner@tu-dresden.de

[2] Planungsbüro Landes- u. Denkmalpflege PLD – Vogtland, 08525 Plauen, Deutschland

Die Flussperlmuschel (FPM) verzeichnet seit langem einen drastischen Populationseinbruch in ihrem gesamten holarktischen Verbreitungsgebiet. Inzwischen verlieren die Alttiere zunehmend ihre Fähigkeit trächtig zu werden. Durch zahlreiche Maßnahmen, wie z.B. Gewässerrenaturierung, Abwasserbeseitigung und Optimierung der Landnutzung, konnte die Gewässerqualität in potentiellen FPM-Gewässern im Vogtland verbessert werden. Infolgedessen ist dort zwar ein autochthon reproduzierender Bestand an kieslaichenden Bachforellen vorhanden, juvenile FPM konnte aber bisher nicht beobachtet werden. Parallel zu den Maßnahmen am Gewässer wurde daher im Jahr 2002 das sächsische Nachzuchtprogramm für die FPM gestartet, so dass heute verschiedene Altersklassen juveniler FPM auf ihre Auswilderung warten. Das Verbundvorhaben ArKoNaVera hat sich u.a. zum Ziel gesetzt, geeignete Kriterien zur Identifizierung von Auswilderungshabitaten für juvenile FPM der genetischen Linien lokaler Populationen aus der Nachzucht zu finden. Die empirischen Studien sollen letztendlich in ein Entscheidungshilfewerkzeug münden, welches von allen Akteuren, auf der Suche nach Aus- oder Wiederansiedelungshabitaten, genutzt werden kann. Als Grundlage für die empirische Analyse dient der Vergleich mit den wenigen, noch vorhandenen funktionalen FPM-Standorten in Mitteleuropa.



In der juvenilen Lebensphase leben die FPM 5 -7 Jahre im hyporheischen Interstitial. Dieser Phase kommt eine entscheidende Bedeutung bei der Wiederansiedelung zu. Zur Eignung dieses Lebensraums gibt es europaweit bis dato nur wenige längerfristige, empirische Studien. Generell sind die Ansprüche der FPM altersabhängig, wobei Habitate, in denen Jungmuscheln vorkommen, v.a. grobkörniges Sediment mit geringen Feinsandanteilen aufweisen. Das RedOx-Potential weicht in diesen Habitaten, selbst in größeren Tiefen, kaum von jenem in der fließenden Welle ab. Das bedeutet, dass ein sehr guter Austausch zwischen Oberflächenwasser und Porenwasser stattfindet - verbunden mit einer guten Sauerstoff- und Nahrungsversorgung im Interstitial. Andererseits muss in diesen Habitaten eine hohe Substratstabilität, selbst bei bordvollem Abfluss, gewährleistet sein. Neben der Substratzusammensetzung sind physiko-chemische Parameter von großer Bedeutung, wobei Lochplattenexperimente im Weiße Elster Einzugsgebiet gezeigt haben, dass die Wachstums- und Überlebensraten der 0+ FPM tendenziell in nährstoffreicheren Bächen und bei Wassertemperaturen um 15 °C am höchsten waren. Es existiert eine Vielzahl an Zielgrößen, die einen optimalen Lebensraum für juvenile FPM beschreiben. Daher ist es notwendig, zwischen direkten und indirekten Steuerfaktoren zu differenzieren sowie prioritäre Kriterien für das Entscheidungshilfewerkzeug abzuleiten und diese mit Erkenntnissen zur Habitatwahl ausgewilderter FPM aus der Nachzucht zu validieren.

Optimierung der Unterwasserabgabe einer Trinkwassertalsperre zur Sicherung der Rohwasserqualität und Verbesserung des ökologischen Zustands des Unterlaufs

Michael Weber, Karsten Rinke, Bertram Boehrer

Department Seenforschung, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Brückstrasse 3a, 39114 Magdeburg, michael.weber@ufz.de

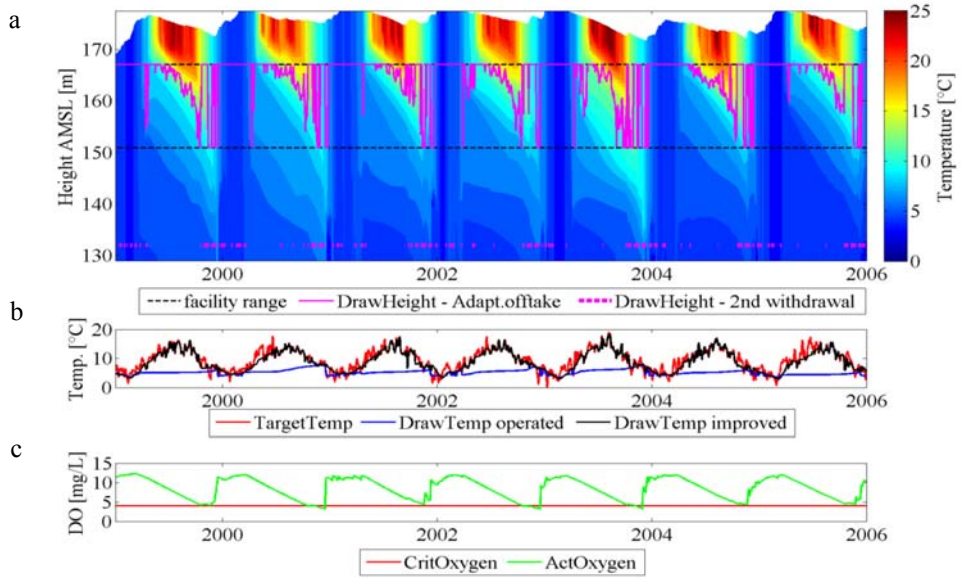


Abb. 1. (a) Simulierte Wassertemperaturen bei selektiver Unterwasserabgabe zur Steuerung der hypolimnischen Sauerstoffkonzentration und der Unterwasserabgabetemperatur; ideale Höhe des schwenkbaren Entnahmearms (magenta, durchgezogen) sowie Zeitraum und Höhe der parallelen Grundablassentnahme (magenta, gestrichelt). (b) Zieltemperatur der Unterwasserabgabe (rot) und simulierte Abgabetemperatur (schwarz) gegenüber der ursprünglichen reinen Grundablasstemperatur (blau). (c) Simulierte Sauerstoffkonzentrationen 1 m unterhalb der letzten Rohwasserentnahmestelle (grün) gegenüber idealer Mindestsauerstoffkonzentration im tiefen Hypolimnion von 4 mg/L (rot).

Staudämme und Talsperren unterbrechen das Fließgewässerkontinuum und beeinträchtigen somit Wassertemperatur, Durchfluss, Sedimenttransport und Nährstoffkonzentrationen. Süßwasserressourcen wie Flüsse und Trinkwassertalsperren müssen in Zeiten des Klimawandels und des Anstiegs der Weltbevölkerung besonders geschützt werden. Die Ansprüche an eine sichere Rohwasserversorgung und die Erlangung eines guten ökologischen Zustands des Unterlaufs laut EU Wasserrahmenrichtlinie sollten dabei ausbalanciert werden. In dieser Studie untersuchen wir, ob eine veränderte Strategie zur Wasserentnahme die Störung des Fließgewässerkontinuums im Hinblick auf Wasser-temperatur und Durchfluss verringern kann.

Unser Ziel ist die Identifikation einer optimierten Entnahmestrategie, durch die eine naturnahe Temperatur und Dynamik der Unterwasserabgabe gewährleistet werden kann, ohne jedoch die Rohwassersicherheit zu beeinträchtigen. Mithilfe des ein-dimensionalen Modells für Hydrodynamik und Wasser-qualität (GLM-AED2) simulieren wir die Auswirkungen einer veränderten Unterwasserabgabestrategie auf die Sauerstoffkonzentrationen. In Simulationen suchen wir nach dem optimalen Verhältnis zwischen variabler epi-/metalimnischer Entnahme (schwenkbarer Entnahmearm) und hypolimnischer Entnahme (Grundablass), um die Sauerstoffdynamik im Hypolimnion sowie die Wassertemperatur der Unterwasserabgabe zu steuern (Abb. 1).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Stressoren und Ökosystemfunktionen – Chancen für die angewandte Gewässerforschung

Weitere, M.[1], Klauer, B.[2], Schmitt-Jansen, M[3], Völker, J.[1,4], Wolff, C.[2], Brauns, M.[1]

[1] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Dept. Fließgewässerökologie, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, markus.weitere@ufz.de, mario.brauns@ufz.de

[2] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Dept. Ökonomie, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, bernd.klauer@ufz.de, christine.wolff@ufz.de

[3] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Dept. Bioanalytische Ökotoxikologie, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, mechthild.schmitt-jansen@ufz.de

[4] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Dept. Aqutische Ökosystemanalyse und Management, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, jeanette.voelker@ufz.de

Der weitaus größte Teil der Europäischen Oberflächengewässer verfehlt das Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie des guten ökologischen Zustands. Ursache hierfür ist eine Vielzahl von unterschiedlichen Stressoren, welche auf die Ökosysteme wirken. Jedoch sind die Mechanismen, wie sich Stressoren auf bestehende Statusindikatoren (insbesondere die Gemeinschaftsstruktur von Zeigerorganismen) auswirken oft nicht geklärt, u.a. aufgrund der Komplexität der Steuerung von Lebensgemeinschaften. Die Betrachtung von Ökosystemfunktionen und -prozessen wird hier als Möglichkeit diskutiert, einfacher Kausalzusammenhänge zwischen Stressoren und deren Wirkung auf das aquatische Ökosystem herzustellen und daraus letztendlich wirkungsvolle Maßnahmen zur Verbesserung des Zustandes abzuleiten. Der vorliegende Vortrag analysiert die Beziehung zwischen Stressoren und ökosystemaren Funktionen und Prozesse und beleuchtet kritisch die damit verbundenen Chancen für die angewandte Gewässerforschung. Dabei werden drei Felder zur Anwendung von Ökosystemprozessen- und -funktionen adressiert und zwar deren Potential (1) zur verbesserten Diagnose von Stressoren, (2) zum frühzeitigen Erkennen von Umweltverbesserungen nach Maßnahmen und (3) zur Formulierung alternativer Umweltziele.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Froschlaich ist innen eckig - Selbstorganisation und Formbildung

Ute Wiegel, Jacqueline Neidig, Andreas Martens

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, ute.wiegel@ph-karlsruhe.de, jacqueline.neidig@gmx.de, martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: Froschlaich, Formbildung, Selbstorganisation, Grundschule, Bionik, Verpackung

Einfacher Versuch für Kinder von 8 bis 12 Jahren

Als Modell für Formgebung durch Selbstorganisation ist Froschlaich ein ungewöhnliches Beispiel. Es lohnt sich jedoch, sowohl im schulischen Unterricht als auch außerschulischen Bereich den Blick auf die Froschentwicklung um diese Perspektive zu erweitern. Damit kann gezeigt werden, dass Formen in der Natur unter Einwirkung bestimmter äußerer Faktoren zwangsläufig entstehen können und nicht aufgrund genetischer Festlegung. Der hier beschriebene Demonstrationsversuch verdeutlicht die Entstehung von Polyederformen unter bestimmten äußeren Bedingungen. Er ist für den Einsatz im naturwissenschaftlichen bzw. naturkundlichen Unterricht für Kinder von 8 bis 12 Jahren konzipiert.

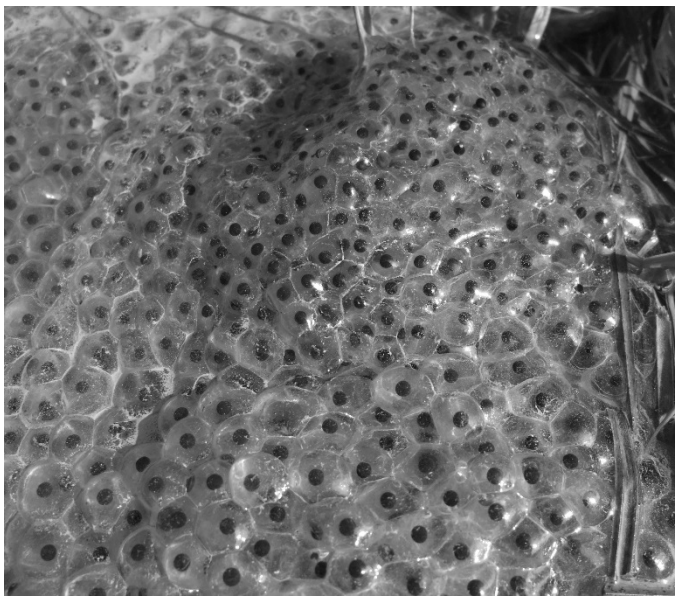


Abb. 1: Froschlaich

Froscheier sind von einer dünnen Gelschicht umhüllt, die nach dem Absetzen des Laichs im Kontakt mit Wasser stark aufquillt. Auch wenn der frisch abgelegte Laich zunächst wie eine Ansammlung kleiner Kugeln aussieht, so sind bei genauer Betrachtung zwischen den einzelnen Gelhüllen plane Grenzflächen zu erkennen (Abbildung 1). Im Innern des Ballens sind Eier vieler verschiedener Polyederformen zu vermuten.

Wie entstehen die mehrflächigen Formen?

Kindern der o.g. Zielgruppe fällt vermutlich die Ähnlichkeit mit Seifenblasen auf. Die Formbildung ließe sich demnach mit der energetisch günstigsten Anordnung der im Wasser schwimmenden Gelkugeln erklären. Wie bei Seifenblasen entstünden aufgrund von Oberflächenkräften verschiedene Polyeder, meistens sind 5- und 6- Ecke beteiligt. Dies kann mit Seifenblasen demonstriert werden, eine Beweisführung wäre jedoch einer Jugend-forscht–Arbeit würdig.

Eine weitere mögliche Erklärung: Der frisch abgelegte Froschlaich nimmt in kurzer Zeit sehr viel Wasser auf. Die einzelnen Eier werden rasch größer. Der Laichballen wird vom umgebenden Wasser

an einer entsprechend raschen Volumenzunahme gehindert. So drücken sich die elastischen Gelhüllen gegenseitig in die Polyederformen.

Möglicherweise spielen beide Vorgänge eine Rolle, letzterer ist Gegenstand des im nachfolgend beschriebenen Versuchs. Die Leitfrage lautet: Wie kann gezeigt werden, dass die beobachteten Formen im natürlichen Froschlaich aufgrund gegenseitiger Begrenzung entstehen können?

Modellierung der Formbildung aufgrund mechanischer Zwänge

Direkte Beobachtungen und Manipulationen des Froschlaichs sind ohne dessen Schädigung kaum möglich. Daher bietet es sich an, die Entstehung verschiedener Eiformen innerhalb des Froschlaichs modellhaft nachzuvollziehen.

Zusammen mit den Kindern der Zielgruppe wird folgendes überlegt: Eine Versuchsanordnung müsste es ermöglichen, zahlreiche Froscheimodelle in einem „Ballen“ gleichzeitig an Größe (Volumen) zunehmen zu lassen und diese Ansammlung so zu gestalten, dass auch im Innern des „Ballens“ Formveränderungen zu beobachten sind. Mit Wasser befüllbare Luftballons (‚Wasserbomben‘) eignen sich zwar bestens als Modelle für den Laich, es bedarf jedoch einer aufwändigen Anlage, um alle Ballons gleichzeitig mit Wasser zu füllen. Außerdem müssen sie in ein transparentes Gefäß gelegt werden, um Verformungen sichtbar zu machen. Einfacher ist, das Prinzip zu demonstrieren, indem die in ein Gefäß gestapelten wassergefüllten Ballons von außen zusammengedrückt werden.

Benötigt werden dafür ca. 50 kleine Luftballons. Davon werden 25 Stück mit etwa 50 ml Wasser luftblasenfrei gefüllt, so dass sie möglichst gleich groß werden. Die anderen 25 Ballons werden mit mehr (bis zu 70 ml Wasser) oder deutlich weniger Wasser gefüllt, so dass Wasserkugeln verschiedener Größe entstehen. Die Wasserkugeln sollten eine Zeitlang ruhen; dadurch werden sie weicher, stärker verformbar und platzen nicht so leicht.



Abb. 2: links Obstpresse, Mitte die „Quetschmaschine“, rechts Kinder beim Experimentieren

Als Vorrichtung zum Verformen der Wasserkugeln wurde eine handelsübliche Obstpresse (Abbildung 2 links) umgebaut: Anstelle des Saftauffangtellers wird ein Holzbrett gelegt, darauf stellt man einen Zylinder aus Plexiglas (Abbildung 2 Mitte). Die Metallscheibe am Ende der Spindel kann nach

Bedarf entfernt werden, so dass die Spindel beim Herabdrehen direkt auf die durchsichtige Plexiglasscheibe drückt, die das Quetschgut bedeckt. Die „Quetschmaschine“ ermöglicht auch eigenständiges Spielen, Ausprobieren und Experimentieren (Abbildung 2 rechts).

Die Wasserbomben werden zunächst in den Zylinder der Quetschmaschine gestapelt, wobei der Boden je nach Größe mit etwa 7 bis 10 Wasserkugeln bedeckt wird. In den darüber liegenden zwei bis vier Schichten kann mit verschiedene Legemustern experimentiert werden so z.B. Lücke auf Lücke oder direkt übereinander (Abbildung 3). Die Kugeln werden mit einer Platte aus Plexiglas abgedeckt und durch Drehung der Spindel gequetscht.

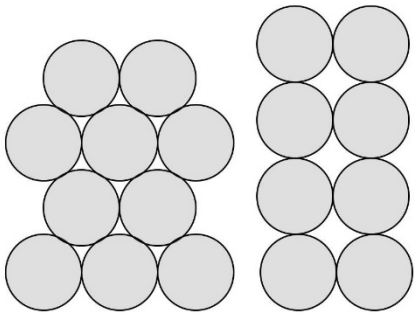


Abb. 3: Verschiedene Stapelmuster

- Welche Formen sind zu erkennen?

- Sind die Körper gleich?

- Wenn nicht, welche Formen herrschen vor?

- Was passiert, wenn die Größe und Anzahl der Kugeln verändert wird? Welche Formen entstehen bei regelmäßiger, unregelmäßiger oder zufälliger Ausgangsanordnung?

Beobachtungen und Interpretation

Kinder beschreiben ihre Beobachtungen: „Die in der Mitte liegenden Kugeln erhalten so viele Flächen wie Kugeln außen herum liegen. Die Kugeln werden so stark gedrückt, dass sie jede Lücke ausfüllen. Dabei werden sie eckig. Die außen liegenden Kugeln werden auf der einen Seite platt, weil sie gegen die Wand gedrückt werden. Am Ende passen sie in einen niedrigeren Raum als am Anfang.“

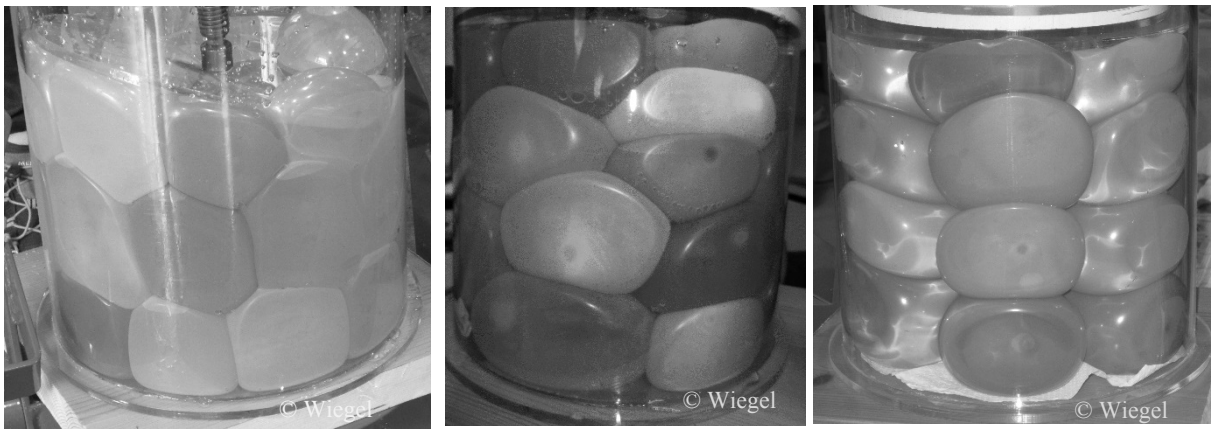


Abb. 5: Je nach Stapelmuster entstehen beim Quetschen unterschiedliche Formen

Abbildung 5 links zeigt 3 Reihen nahezu gleich großer Wasserbomben, die auf Lücke in den Zylinder gelegt wurden. Nach dem Quetschen überwiegen 5- und 6-eckige Formen. In der mittleren Reihe kommen auch regelmäßige 6-Ecke vor. Auf dem mittleren Bild sind ebenfalls drei Reihen ähnlich großer Wasserbomben zu sehen, die jedoch nicht auf Lücke sondern direkt übereinander gestapelt wurden. Abbildung 5 rechts zeigt ein Flächenmuster, das bei unregelmäßiger Zufallsanordnung entstehen kann. Die in den Quetschversuchen zu erkennende Häufigkeit von Mustern mit 5- und 6-eckigen Grenzflächen ist der im Froschlaich ähnlich. Die Quetschversuche verdeutlichen auf der für die

Zielgruppe angemessenen Verständnisebene, dass die Größe und Anordnung der Objekte die Rahmenbedingungen für das Entstehen unterschiedlicher Polyederformen bestimmen und so auch in der Natur unter definierten äußeren Bedingungen zwangsläufig geometrische Figuren entstehen können.

Anwendungsbezug

Die Versuchstechnik zur Demonstration von Formbildungsvorgängen sind für das Bionikprojekt „Aufräumen nach dem Vorbild der Natur“ entwickelt worden. Es geht dabei um Naturobjekte, die sich als Vorbild für platzsparendes Sortieren, Anordnen oder Stapeln von Gegenständen eignen. Polyederformen in der Natur sind in der Regel platzsparend gepackt. Es gibt zahlreiche Beispiele besonderes aus der Pflanzenwelt (Abb. 6), Froschlaich bildet dafür eine nicht alltägliche Ergänzung.

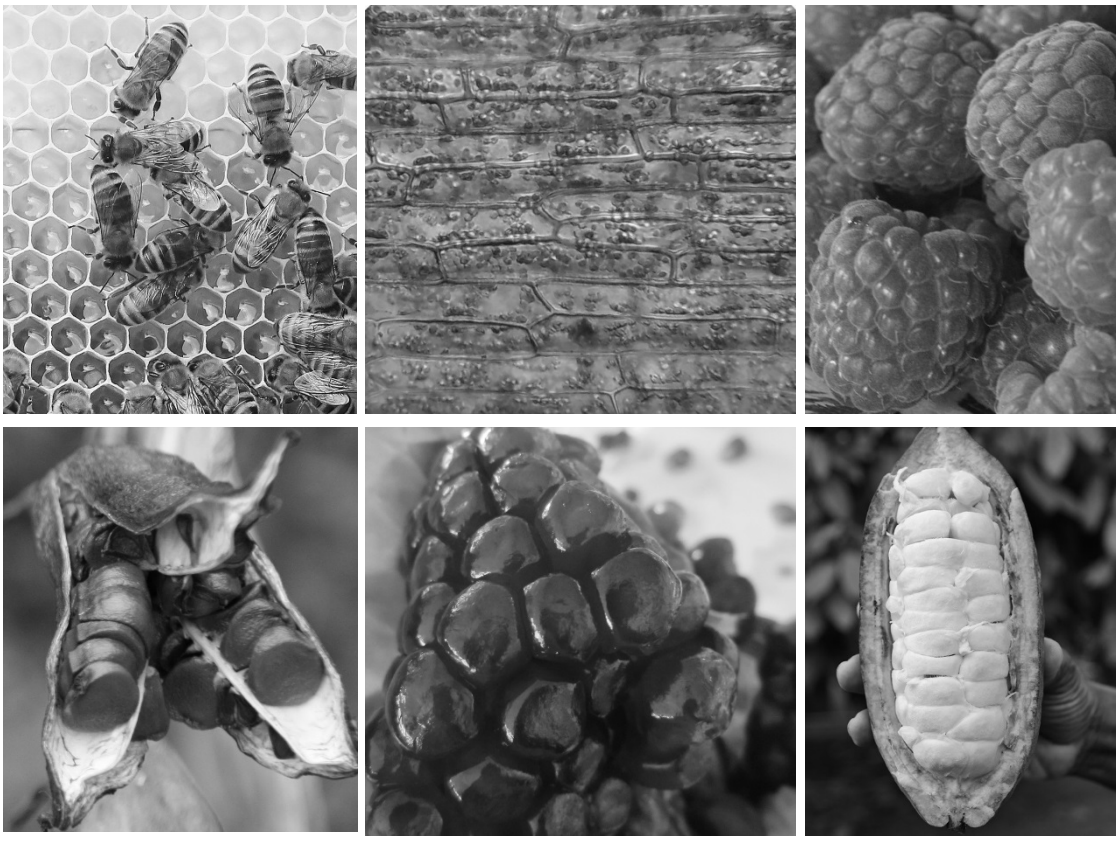


Abb. 6: Bienenwabe, Pflanzenzellen, Himbeere, Granatapfelsamen, Irisfrucht, Kakaofrucht

Schlussbemerkung

„Aufräumen nach dem Vorbild der Natur“ ist ein Angebot im Rahmen der mobilen Vermittlungseinheit „Gut verpackt: Lernen von der Natur“, gefördert von der Baden-Württemberg Stiftung in Kooperation mit der Heidehof Stiftung. In Kürze erscheint ein Leitfaden mit Anregungen für schulische und außerschulische Projekte zum Thema Verpackung und Bionik. Die „Quetschmaschine“ – sie ist auch für andere Quetschtests z.B. für Materialprüfungen geeignet - kann wie zahlreiche andere Materialien und Geräte von Lehrkräften der Region kostenlos entliehen werden.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Wie viel ist streng genug? Ein Vorschlag zur Bestimmung des „bestmöglichen ökologischen Zustands“ für einen multipel-gestressten Mittelgebirgsbach

Christine Wolf[1], Bernd Klauer[2], Jeanette Völker[3], Mario Brauns[4]

[1] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Department Ökonomie, christine.wolf@ufz.de

[2] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Department Ökonomie, bernd.klauer@ufz.de,

[3] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ, Department Aquatische Ökosystemanalyse und Management, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, jeanette.voelker@ufz.de,

[4] Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ, Department Fließgewässerökologie, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, mario.brauns@ufz.de

Keywords: EG-Wasserrahmenrichtlinie, multiple Stressoren, Revitalisierung

Ein wesentliches Umweltziel der europäischen Wasserrahmenrichtlinie ist es, dass Oberflächengewässer bis spätestens 2027 einen guten ökologischen Zustand bzw. ein gutes ökologisches Potenzial erreichen. Unter bestimmten Bedingungen ist es den Mitgliedstaaten jedoch möglich, weniger strenge Umweltziele nach Art. 4.5 WRRL in Anspruch zu nehmen. Es gibt bisher von Seiten der Behörden und der Wissenschaft nur wenige Anhaltspunkte für Verfahren, wie in diesen Fällen ein weniger strenges Ziel, der sog. bestmögliche ökologische Zustand, festgelegt werden sollte.

In diesem Vortrag wird ein solches Verfahren zur Ableitung des bestmöglichen ökologischen Zustands vorgestellt. Entwickelt und getestet wurde das Verfahren am Beispiel der Holtemme, eines Mittelgebirgsbachs im Harz, welcher durch Nährstoff- und Schadstoffeinträge sowie hydromorphologische Überformungen multipel gestresst ist. Neben der gewünschten Artenzusammensetzung des Bachs werden in diesem Verfahren ebenso Funktionsfähigkeit und Ökosystemleistungen des Gewässers in die Betrachtung einbezogen. Damit geht das vorgestellte Verfahren über den Bewertungsansatz der WRRL hinaus und bezieht Aspekte ein, welche in der WRRL von Bedeutung sind, aber in der bisherigen Bewertungspraxis nur eine untergeordnete Rolle spielten.

Das Verfahren besteht aus mehreren Schritten. Zunächst wird ein integriertes Leitbild ausgearbeitet, welches sich aus Aspekten der Ökosystemstrukturen, -funktionen und -leistungen zusammensetzt. Der Ist-Zustand wird mithilfe der Indikatoren des Leitbilds bestimmt und ausgehend vom Leitbild werden Entwicklungsziele abgeleitet. Im nächsten Schritt werden Maßnahmen zur Reduktion des Zielabstandes identifiziert und mit einer Kosten- und Machbarkeitsschwelle verglichen. Danach erfolgt die Priorisierung der potenziellen Maßnahmen in Funktion ihrer Wirkung und Kosten. Der Erfolgskontrolle und Anpassung der ausgewählten Maßnahmen kommt weiterhin eine große Bedeutung zu (s. Abb.).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Einfluss des Oberflächenangebotes der Krebsschere (*Stratiotes aloides* L.) auf das Vorkommen von Makroinvertebraten (Landkreis Oldenburg)

Ines Wolpmann, Ellen Kiel

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, AG Gewässerökologie und Naturschutz, IBU, Fk. V, Ammerländer Heerstraße 114-118, 26129 Oldenburg, ines.wolpmann@uni-oldenburg.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Das Oberflächenangebot bzw. die Struktur von Makrophyten ist generell bekannt als Faktor, der die Diversität und Abundanz aquatischer Zönosen beeinflusst. Ein großes Oberflächenangebot und eine strukturreiche Architektur der Makrophyten korreliert oft mit einer höheren Artenvielfalt und Abundanz. Die Zunahme der besiedelbaren Oberfläche und das Nahrungsangebot gelten als Faktoren, die diesen Zusammenhang begründen.

Aufgrund ihrer rosettenartigen Wuchsform, der festen Blattstruktur und der besonderen Expositionsdynamik, bietet die Krebsschere (*Stratiotes aloides* L.) grabenlebenden Wirbellosen ein spezifisches Besiedlungssubstrat. In diesem Beitrag werden Ergebnisse einer Studie vorgestellt, die den Einfluss der Krebsschere auf die Fauna untersucht. Die Untersuchungen in ausgewählten Drainagegräben mit unterschiedlichen Bestandsdichten der Krebsschere, erfassten dazu die Arten- und Besiedlungsdichte der Hirudinea, Trichoptera, Heteroptera und Coleoptera in Abhängigkeit vom Oberflächenangebot der Krebsschere.

Diese Arbeit untersucht u.a., ob obligate oder fakultative Bindungen der Fauna an die Krebsschere existieren – auch, um langfristig einen Beitrag zur Bewertung und der Gestaltung eines naturverträglichen Managements zu leisten.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Sedimentuntersuchungen im Dümmer - Zusammensetzung und Nährstoffrücklösepotential

Said Yasseri

Institut Dr. Nowak, Abteilung Limnologie, Mayenbrook 1, 28870 Ottersberg, sy@limnowak.com

Im Jahr 1982 wurden umfangreiche limnologische Untersuchungen durch Professor Wilhelm Ripl (TU-Berlin) durchgeführt, um die Nährstoffbedingungen im Dümmer zu klären und Vorschläge zur Verbesserung der Gewässersituation zu entwickeln. Aufgrund des in 1983 erstellten limnologischen Gutachtens wurde 2009 die Umleitung des Bornbachs, der bis dahin 55% der Gesamtphosphorlast in den Dümmer eintrug, umgesetzt. Ein anderer Vorschlag zur Durchleitung der Hunte über ein künstliches Feuchtgebiet (Schilfpolder) ist derzeit in der Entwurfsplanung.

In 2011 und 2015 wurden an einigen bereits von Prof. Ripl untersuchten Probenahmestellen im Dümmer Sedimentanalysen durchgeführt. Diese Untersuchungen sollten über die heutigen Nährstoffgehalte des Dümmersediments, insbesondere des Phosphors Auskunft geben. Für die Darstellung langfristiger Veränderungen im Dümmer wurden die Ergebnisse des limnologischen Gutachtens aus dem Jahr 1983 mit den Resultaten aus 2011 und 2015 verglichen.

Außerdem wurde das Nährstoffrücklösepotential des Sediments aus künstlich vertieften Bereichen im See mit Hilfe einer fraktionierten Phosphatextraktion analysiert. Im „Baggerloch I“, im nördlichen Bereich des Dümmers nahe am ehemaligen Seeablauf zur Hunte, hatten sich zum Zeitpunkt der Untersuchung bis zu 3 m mächtige Sedimente aus dem Dümmer abgelagert. Das Sediment wird immer noch in unregelmäßigen Abständen aus diesem Abschnitt entnommen und deponiert.

Mit dieser Untersuchung sollte die Funktion der Sedimentbecken überprüft und die Menge der über Baggerung aus dem Dümmer herausgebrachten Nährstoffe bestimmt werden.

In dieser Präsentation werden die Ergebnisse aus den Untersuchungen im Laufe von drei Jahrzehnten vorgestellt und die Wirkung von Sedimentationsfallen zur Steuerung des Phosphathaushalts eines hocheutrophen Flachgewässers hervorgehoben.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Einfluss von Mikroplastik auf Wirbellose des Süßwassers

Markus Zeckey[1], Wolfgang Schmitz[2], Karsten Grabow[3] & Andreas Martens[4]

[1, 3, 4] Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, [2] Institut für Chemie, [1, 2, 3, 4] Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, [1] markus.zeckey@stud.ph-karlsruhe.de, [2] wolfgang.schmitz@ph-karlsruhe.de, [3] karsten.grabow@ph-karlsruhe.de, [4] andreas.martens@ph-karlsruhe.de

Keywords: Mikroplastik, Polyamid, synthetische Textilfasern, Crustacea, Ingestion, akute Effekte

1. Einleitung

Kunststoffe sind allgegenwärtig und finden sich mittlerweile in jedem Bereich des menschlichen Lebens, was sich weltweit im stetigen Anstieg ihrer Herstellungsmengen widerspiegelt. Im Jahr 2015 waren es über 322 Mio. t (Fasern aus PET, PA, PP und PC wurden in der Statistik nicht erfasst), wobei 18,5 % der Produktion auf Europa entfielen (PlasticsEurope 2016). Aufgrund ihrer Widerstandsfähigkeit, Langlebigkeit und exzessiven Nutzung sind Rückstände von Kunststoffen mit ansteigender Häufigkeit auch in der Natur zu finden. Vor allem die Verschmutzung mit Kunststoffteilen < 5 mm, sogenanntem Mikroplastik, stellt ein wachsendes Problem dar (Duis & Coors 2016). Die Quellen dieser Schadstoffeinträge sind dabei sehr divers. Sie umfassen sowohl industriell gefertigte Mikropartikel für medizinische, technische und kosmetische Anwendungen, als auch durch Fragmentierung von Kunststoffabfällen oder Verschleiß von Gebrauchsgegenständen entstandene. Entsprechend dieser Einteilung wird primäres und sekundäres Mikroplastik unterschieden (Essel et al. 2015; Sundt et al. 2014). Besonders belastet ist die marine Umwelt, da ein Großteil der Kunststoffemissionen letztendlich hierher transportiert wird. Daher wurde dieses Phänomen samt seinem Einfluss auf die Fauna in den letzten Jahren bereits in den Fokus der Aufmerksamkeit gerückt (Bergmann et al. 2015; Cole et al. 2011). Hier existieren beispielsweise Studien bezüglich Ingestion und Egestion (Hämer et al. 2014), dem Einfluss verschiedener Lebens- und Ernährungsweisen (Setälä et al. 2015), dem Transport durch das Nahrungsnetz auf höhere Trophiestufen (Setälä et al. 2014; Farrell & Nelson 2013), der Aufnahme von Kunststoffpartikeln ins Gewebe (Browne et al. 2008) und der Fähigkeit selbiger als Vektoren für Giftstoffe zu fungieren (Browne et al. 2013). Im limnischen Bereich wurde dieser Thematik bisher weniger Aufmerksamkeit gewidmet (Wagner et al. 2014). Hier liegen deutlich weniger Untersuchungen vor (z. B. Jemec et al. 2016; Rehse et al. 2016). Allerdings sind auch Binnengewässer teils stark belastet. Zum Beispiel wurde dem Rhein in Untersuchungen eine vergleichsweise hohe Mikroplastikbelastung attestiert, wodurch er eine große Rolle bezüglich des Eintrags dieses Schadstoffs in die Nordsee spielt (Klein et al. 2015; Mani et al. 2015).

Um einen tieferen Einblick in die Thematik zu erhalten, wurde im Rahmen eines Semesterprojektes an der PH Karlsruhe die vorliegende Studie durchgeführt. Dabei wurden limnische Invertebraten über einen Zeitraum von sieben Tagen verschieden hohen Mikroplastikkonzentrationen ausgesetzt. Es wurde versucht, zwar vereinfachte und klar strukturierte, aber möglichst naturnahe Rahmenbedingungen nachzubilden, um eine gute Übertragbarkeit zwischen Laborexperiment und Freiland zu erreichen. Die Interaktionsmöglichkeiten zwischen Versuchsorganismus und natürlichem Habitat soll-

ten bestmöglich erhalten bleiben (Setälä et al. 2015). Es wurde untersucht, ob die Tiere das vorhandene Mikroplastik ingestieren und wie sich dessen Anwesenheit auf die Vitalität der Versuchsorganismen, gemessen an ihrer Mortalität, auswirkt. Folgende Arbeitshypothesen wurden verwendet: [1] Die Versuchsorganismen ingestieren Mikroplastik. [2] Die Anwesenheit von Mikroplastik wirkt sich negativ auf die Vitalität der Versuchsorganismen, gemessen an ihren Mortalitätsraten, aus. [3] Je höher die Konzentration des Kunststoffs im Wasser ist, desto höher ist die Mortalität. Neben der Ermittlung der Mortalitätsraten wurden hierzu die Verdauungstraktinhalte der Tiere analysiert und eine Nachweismethode für dort vorhandenes Mikroplastik entwickelt.

Bezüglich des zu überprüfenden Versuchsmaterials fiel die Wahl auf Mikrofasern aus textilem Gewebe, denn für diese stellt jeder Haushalt einen potenziellen Emissionsherd dar: Das Waschen von Kleidung und anderen Textilien aus synthetischen Fasern ist eine konstante und weitverbreitete Quelle für Mikroplastik. Ein einzelnes Kleidungsstück kann bereits > 1900 Fasern pro Waschgang freisetzen (Pirc et al. 2016; Browne et al. 2011). Hochrechnungen zufolge gelangen in Europa jährlich zwischen 500 t und 2.500 t (in Deutschland 80 t bis 400 t) Mikroplastikpartikel durch das Waschen von Kleidungsstücken aus Kunststofffasern in die Umwelt (Essel et al. 2015). Ferner kommt es zum Verlust von Fasern beim Gebrauch dieser Textilien. Nimmt man ihren Anteil am Hausstaub, zu dessen häufigsten Bestandteilen solche Fasern zählen, als Indikator für die Größenordnung der vorliegenden Emissionsquelle, so lässt sich ihr enormes Ausmaß erahnen. Erschwerend kommt hinzu, dass mehr als die Hälfte aller in Gebrauch befindlichen Textilien aus Kunststoff bestehen (Sundt et al. 2014). Im Jahr 2015 wurden weltweit 62,8 Mio. t synthetische Fasern produziert (CIRFS 2017).

2. Material und Methoden

2.1 Mikroplastikfasern

2.1.1 Auswahl des Versuchsmaterials

Als Versuchsmaterial wurde Polyamid (PA) ausgewählt, ein sehr widerstandsfähiger Kunststoff, der unter anderem in großer Zahl zu Fasern verarbeitet wird. PA wird in verschiedenen Zusammensetzungen unter diversen Handelsnamen vertrieben, wie dem in diesem Versuch genutzten und schon vor über 80 Jahren entwickelten Nylon. Es wird für zahlreiche Anwendungen genutzt; in Faserform beispielsweise für Ober- und Unterbekleidung, textile Bodenbeläge und technische Anwendungen (Vogler 2010; Abts 2016). Aufgrund der langen Nutzungsspanne, seiner Beständigkeit und den wirkungsvollen, unkontrollierbaren Verteilungsmechanismen ist davon auszugehen, dass bereits eine große Menge dieses Stoffes im Laufe der vergangenen Jahrzehnte in die Natur eingetragen wurde.

2.1.2 Anfertigen der Mikroplastikfasern aus Nylongewebe

Das Versuchsmaterial wurde durch manuelles Zerkleinern eines aus dem PA Nylon gefertigten textilen Gewebes hergestellt, welches hierzu aufgetrennt wurde. Die einzelnen Faserbündel wurden herausgelöst, parallel angeordnet und anschließend mit einer Sezierschere durch wiederholtes Abschneiden möglichst fein zerteilt. Um oberflächliche Kontaminierungen zu beseitigen wurden die Fasern mit 70 % Ethanol und deionisiertem Wasser abgespült. Nach der Trocknung wurden die Fasern in einem verschlossenen Glasbehälter aufbewahrt.

2.1.3 Eigenschaften der Mikroplastikfasern

Zwecks besserer Nachweisbarkeit wurde kein reines PA genutzt, sondern ein Kunststoff, der mit Farbpigmenten und Fluoreszenzstoffen versehen war. Laut Hersteller lag die Dichte bei 1,13 g/cm³. Der Querschnitt war annähernd rund. Zur Größenbestimmung wurden Zufallsstichproben unter einem Leica DM 500 Lichtmikroskop mit einer Leica MC 170 HD Kamera fotografiert und mit dem Programm ImageJ vermessen (Tab. 1 und Abb. 1).

2.1.4 Getestete Mikroplastikkonzentrationen

Innerhalb der Versuchsreihe wurden drei verschiedene Konzentrationen getestet: 50 mg/l, 100 mg/l und 200 mg/l. Die Fasermengen für die entsprechenden Konzentrationen wurden mit einer Sartorius BP 210 S Waage abgewogen (Genauigkeit: 0,0001 g).

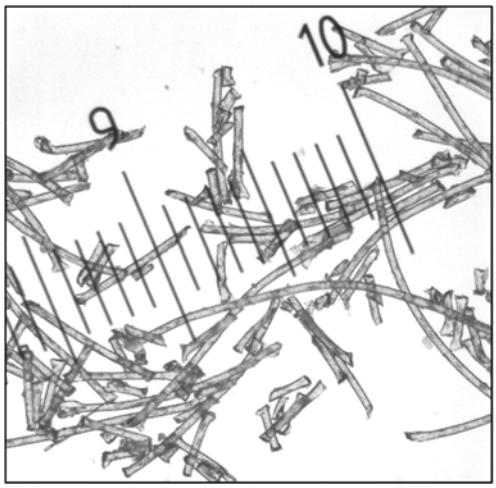


Abb. 1: Mikroskopaufnahme der Fasern vor einer Skale mit Skaleneinteilungswert: 100 µm

Tab. 1: Vermessung der PA-Fasern (Faserlänge: n = 2122, Faserdurchmesser: n = 2350, Einheit: µm)

Dimension	min	max	M	SD	SE
Faserlänge	21	2758,9	284,7	± 288,8	± 6,3
Faserdurchmesser	8	83,2	31,5	± 8,1	± 0,2

2.2 Versuchsorganismen

2.2.1 Auswahl der Versuchsorganismen

Mit *Gammarus pulex* und *Asellus aquaticus* wurden zwei weit verbreitete limnische Wirbellose ausgewählt, die in direkter Umgebung des Hochschulstandortes oft anzutreffen sind (Regierungspräsidium Karlsruhe 2015). Vor allem *Gammarus* spec. sind in einer Vielzahl limnischer Lebensräume zu finden und stellen, sowohl bezüglich der Biomasse, als auch der Abundanz, häufig den dominanten Teil der benthischen Makroinvertebraten dar (MacNeil et al. 1997). Sie sind auf vielfältige Weise mit anderen Trophiestufen verbunden, mit denen sie als Prädator, Beute, Omnivore und Zerkleinerer interagieren. Diese Vernetztheit unterstreicht ihre Bedeutung für limnische Ökosysteme. Durch ihr Fressverhalten übernehmen sie außerdem eine Hauptrolle in der Verarbeitung anfallenden Detritus. Ihre Sensitivität gegenüber veränderten Umwelteinflüssen und Verschmutzungen macht sie zu guten Indikatororganismen (Kunz et al. 2010). Zusätzlich wurde mit *Daphnia magna* auf einen wohlbekannten und häufig untersuchten Modellorganismus zurückgegriffen zu dem bereits Referenzdaten vorliegen (Jemec et al. 2016; Rehse et al. 2016). Die Unterschiede in Ernährungs- und Lebensweise sowie in Körpergröße und Morphologie (Kästner 1993; Grabow 2000; Westheide & Rieger 2007) boten die Möglichkeit, verschiedene Effekte in Abhängigkeit von diesen Merkmalen (Tab. 2) zu untersuchen (Setälä et al. 2015).

2.2.2 Akquirierung und Vorbereitung der Versuchsorganismen

D. magna stammten aus Kulturen, die mit Zuchtansätzen aus dem Fachhandel angelegt wurden. *G. pulex* und *A. aquaticus* wurden an mehreren Terminen im Freiland gefangen (49°00'05.5"N 8°31'52.3"E). Jedes der Tiere wurde nach der Bestimmung auf äußerlich erkennbare Verletzungen,

Krankheiten oder Parasitenbefälle kontrolliert und gegebenenfalls aussortiert. Zwecks Akklimatisierung wurde allen gefangenen Tieren eine mindestens zweiwöchige Eingewöhnungszeit auf die Versuchsbedingungen eingeräumt. Alle Versuchsorganismen wurden ebenfalls unter dem Mikroskop fotografiert (Mikroskop: Leica S6D, Kamera: Canon DS126271) und mit ImageJ vermessen (Tab. 2).

Tab. 2: Größe, Individuenzahl pro Treatment, Ernährungs- und Habitattyp der Versuchsorganismen

Taxon	Größe (mm)	Ind. / Tr.	Ernährungstyp	Habitat
G. pulex	8,7 - 19,0	15	Omnivorer Zerkleinerer (Detritus, lebende Pflanzen), Prädator	Fließgewässer (Zwischen Vegetation, Falllaub, Steinen)
A. aquaticus	5,1 - 10,0	5	Omnivorer Zerkleinerer (Detritus, lebende Pflanzen)	Fließende & stehende Gewässer (Gewässergrund, unter Steinen & Vegetation)
D. magna	2,0 - 4,4	8	Aktiver Filtrierer (Wasser)	Stehende Gewässer (Wassersäule)

2.3 Testdesign

2.3.1 Aufbau und Durchführung

Die Versuchsorganismen wurden über eine Dauer von sieben Tagen (168 h) den gewählten Kunststofffaserkonzentrationen ausgesetzt. Vier Treatments, drei Test- und eine Kontrollgruppe, wurden angelegt. Je Testkonzentration (und für die Kontrolle) wurden 30 *G. pulex*, zehn *A. aquaticus* und 16 *D. magna* verteilt auf zwei Replikate verwendet.

Die Studie fand innerhalb einer naturnah nachgebildeten, aber vereinfachten und klar strukturierten Umgebung mit kontrollierten Parametern statt. Die Interaktionsmöglichkeiten zwischen Versuchsorganismus und natürlichem Habitat wurden bestmöglich abgebildet, um eine gute Übertragbarkeit zwischen Laborexperiment und Freiland zu erreichen und Fehlerquellen auszuschließen (Setälä et al. 2015). Durch das Anbieten einer solchen Umgebung samt Versteckmöglichkeiten wurden durch fehlende Deckung hervorgerufene Aktivitäts- und Verhaltensänderungen vermieden. Eine ausreichende Fütterung und das Anbieten verschiedener Nahrungsquellen schloss Hungereffekte aus. Für *G. pulex* und *A. aquaticus* wurden die Versuche in Aquarien mit einem Grundriss von 15 x 25 cm durchgeführt, welche 2 cm hoch mit Sediment gefüllt waren und in denen sich jeweils 3 l Wasser befanden. Das verwendete Sediment wurde an der Fangstelle der Versuchstiere entnommen, gewaschen und mit einem 630 µm-Bodensieb von Makrofauna befreit. In jedem der Aquarien befand sich zudem ein etwa 8 x 12 x 3 cm großer Stein. Die aus dem gleichen Gewässer wie die Tiere stammenden Steine wurden vor ihrer Nutzung mit einer Bürste unter fließendem Wasser gereinigt und getrocknet. Zwecks Simulation eines Algenbewuchses beziehungsweise Biofilms wurden diese an einer 5 x 5 cm großen Stelle mit Pulver aus *Spirulina* spec. präpariert: Aus Algen und Wasser wurde eine Paste hergestellt, die mit einem Pinsel auf den vorher angefeuchteten Stein aufgetragen wurde. Nach dem Trocknen haftete diese fest auf dem Stein. Als weiteres Futter diente an der Fangstelle entnommenes Blattmaterial. Um eine kontrollierte Futtergabe zu ermöglichen, wurden die Blätter abgespült, getrocknet und in einem Mörser grob zerkleinert. Von der gewonnenen Trockenmasse wurden zu Beginn und nach der Hälfte der Zeit jeweils 300 mg für *G. pulex* und 100 mg für *A. aquaticus* in jedes Aquarium gegeben. Bezüglich der Futtermenge wurde auf die Erfahrungen aus der Hälterung vor Versuchsbeginn zurückgegriffen. Die Gammeriden erhielten zusätzlich auch Lebendfutter in Form von jeweils drei Eintagsfliegenlarven der Art *Ephemerella major* pro Versuchsbecken. Die Futtertiere stammten ebenfalls aus dem vorgenannten Fanggewässer. Belüftungsanlagen sorgten für konstante

Sauerstoffgehalte und leichte Wasserbewegungen. Die *D. magna*-Versuchsreihe wurde in Bechergläsern mit jeweils 200 ml Wasser ohne Sediment und ohne Belüftung durchgeführt. Eine Futtergabe erfolgte in Form von in Wasser gelöstem Pulver von *Spirulina* spec.. Die Futtermenge wurde entsprechend dem im „*Daphnia magna* Reproduction Test" der OECD (2012) vorgegebenen Bedarf an organischem Kohlenstoff bestimmt. Die Futtergabe erfolgte ebenfalls zu Beginn und nach der Hälfte der Zeit. Das genutzte Wasser bestand jeweils zur Hälfte aus zwei Wochen lang abgestandenem Leitungswasser aus dem Anschluss der Hochschule und Wasser aus dem Herkunftsgewässer für die beiden Arten aus dem Freiland beziehungsweise aus Wasser der Aufzuchtkultur im Falle der Daphnien. Vor der Nutzung wurde das Wasser gefiltert. Die Wassertemperaturen lagen über die gesamte Dauer der Versuche konstant bei 15 ± 1 °C. Die Beleuchtung war diffus und wurde in einem 8 / 16 Hell-Dunkel-Zyklus realisiert. Bei *G. pulex* und *A. aquaticus* lag die Lichtstärke bei 350 lx, gemessen an der Wasseroberfläche, für *D. magna* bei 450 lx. Temperatur und Lichtstärke wurden täglich kontrolliert. Begleitend wurden, ebenfalls täglich, Sauerstoffgehalte und pH-Werte gemessen.

2.3.2 Anfertigen der Mikroplastik-Testsuspension

Den Start der Versuchsreihe markierte die Zugabe der PA-Fasern in die Versuchsbecken. Um eine gleichmäßige Verteilung zu erzielen wurden die Fasern in einem Becherglas in vorher aus den Becken entnommenem Wasser unter Zuhilfenahme eines Magnetrührers durch fünfminütiges Rühren suspergiert. Es wurden keine Dispergiermittel eingesetzt. Um ein Verbleiben der Fasern am Becherglas möglichst auszuschließen wurden diese nach dem Ausleeren mit einer Pipette und Wasser aus dem jeweiligen Versuchsbecken mehrmals gespült.

2.3.3 Beobachtung und Datenaufnahme

Neben der Kontrolle der oben genannten Versuchsparameter wurde täglich die Mortalität in allen Becken erfasst. Tote Tiere wurden schnellstmöglich entfernt. Zusätzlich wurde ein Beobachtungsprotokoll angefertigt, in welchem die augenscheinlichen Reaktionen der Tiere auf den Kunststoff, Verhaltensänderungen und sonstige Auffälligkeiten erfasst wurden.

Nach Versuchsende wurden die Tiere seziert und die Inhalte ihrer Verdauungstrakte untersucht. Dabei wurde eine einfache und kostengünstige Nachweismöglichkeit für ingestierte Kunststofffasern durch UV-Licht-Bestrahlung entwickelt. Hierzu wurde das entsprechende Präparat unter einem Leica DM 500 Mikroskop platziert und hinter einer Abdeckung mit UV-Licht verschiedener Wellenlängen bestrahlt. So wurde eine Fluoreszenz bei den verwendeten Kunststofffasern hervorgerufen, welche, um die Augen des Betrachters nicht zu gefährden, mit einer Leica MC 170 HD Kamera im Live-View-Modus kontrolliert wurde. So war es möglich, Mikroplastik einwandfrei zu identifizieren und von anderen faserigen organischen Materialien zu unterscheiden.

2.4 Auswertung und Datenanalyse

Zum einen wurde der prozentuale Anteil der Versuchsorganismen je Mikroplastikkonzentration ermittelt, der Fasern ingestiert hatte, zum anderen wurden mithilfe der gesammelten absoluten Todeszahlen die entsprechenden Mortalitätsraten berechnet. Anschließend wurde für beide Datenreihen untersucht, ob signifikante Unterschiede zwischen den Treatments bestanden. Da keine Normalverteilung angenommen werden konnte, wurde auf den nicht-parametrischen H-Test nach Kruskal und Wallis zurückgegriffen. Aufgrund des kleinen Stichprobenumfangs wurden die Signifikanzen exakt berechnet, um Verzerrungen durch die Nutzung asymptotischer Signifikanzen auszuschließen.

Darüber hinaus wurden die Faserkonzentrationen sowohl mit den Mortalitätsraten, als auch mit den Anteilen der Versuchsorganismen, die Fasern ingestiert hatten korreliert, um zu überprüfen, ob ein positiver Zusammenhang zwischen der jeweiligen Belastung mit Mikroplastik und diesen beiden

Werten bestand. Hierzu wurde der Spearman-Korrelationskoeffizient genutzt. Die Berechnungen wurden mit dem Statistikprogramm IBM SPSS Statistics 24.0 durchgeführt.

3. Ergebnisse

3.1 Verhalten der PA-Fasern im Wasser

Die Kunststofffasern verteilten sich zunächst gleichmäßig im Wasser. Mit fortschreitender Versuchsdauer zeigten sich aber immer häufiger im oder auf dem Wasser schwimmende Agglomerate und es trat zudem eine verstärkte Sedimentation auf. Es zeigten sich darüber hinaus Adhäsionskräfte zwischen den Kunststofffasern und anderen Materialien, wie Blättern, Steinen und Algenpartikeln. Diese Effekte führten gemeinsam zu weniger einzelnen, frei schwimmenden Kunststoffpartikeln. In den kleinen, nicht belüfteten Gefäßen der Daphnien traten Agglomerationen besonders schnell und auch in verstärktem Ausmaß auf: Hier verbanden sich die PA-Fasern zusätzlich mit den im Wasser befindlichen Algenpartikeln. Es gab keine Wasserbewegungen, die die Agglomerate wieder auflösen konnten und auch die Schwimmbewegungen der Daphnien waren hierzu nicht imstande (Abb. 2).

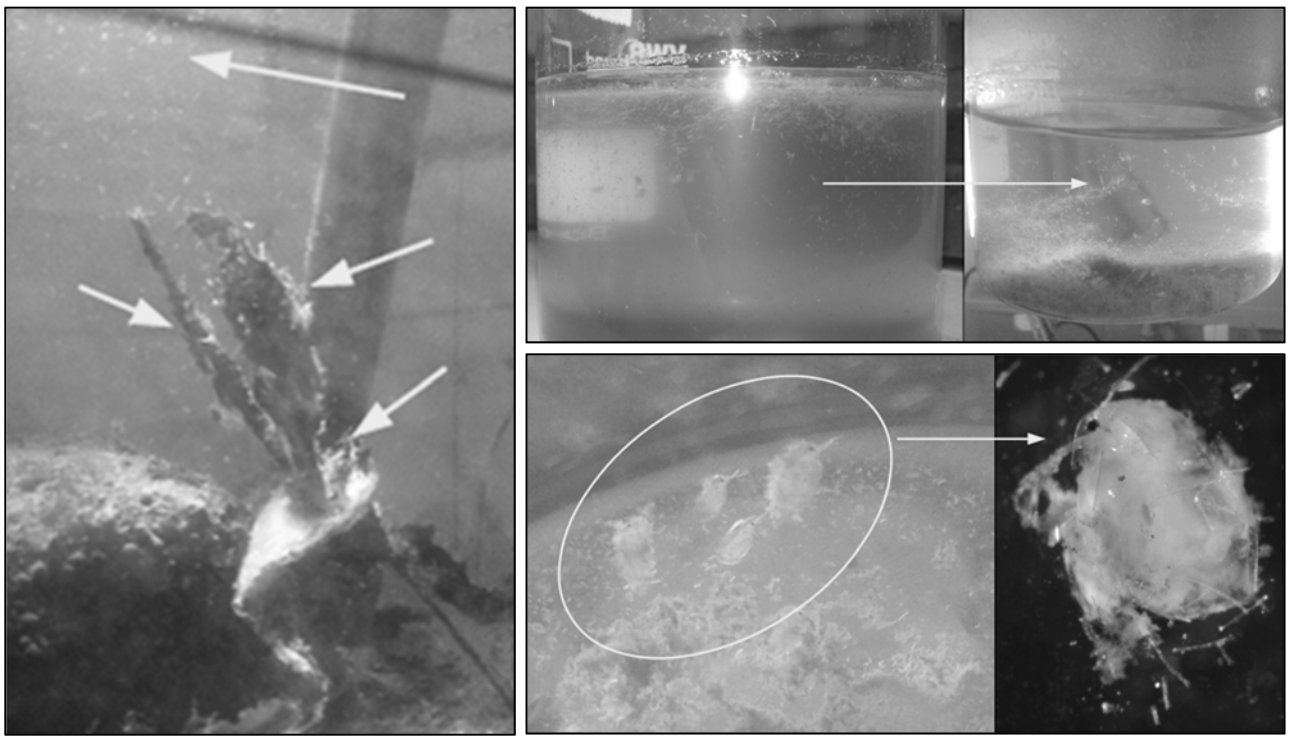


Abb. 2: Sedimentation, Adhäsion und Bildung von Agglomeraten: l.: Fasern treiben in der Wassersäule, haften an Steinen, Blättern u. Ä.; o. r.: ohne Wasserbewegung agglomerieren PA-Fasern, verbinden sich mit sonstigen Schwebstoffen und sammeln sich im unteren Viertel der Wassersäule an; u. r.: Agglomerate und mit Fasern, Algen und sonstigen Schwebstoffen behaftete *D. magna*

3.2 Verhalten der Versuchsorganismen

Es zeigte sich, dass die Tiere sofort uneingeschränkt mit den PA-Fasern in Kontakt traten und mit ihnen interagierten. Die wichtigsten Verhaltensbeobachtungen innerhalb des Versuchszeitraumes sind in Tab. 3 zusammengefasst dargestellt.

Tab. 3: Zusammengefasste Verhaltensbeobachtungen

Taxon	Beobachtungen
G. pulex	Es fanden keine Ausweichbewegungen statt. *G. pulex* fraßen an mit Mikroplastik behaftetem Futter und nutzten Kunststoffagglomerate sowie mit Fasern bedeckte Gegenstände als Verstecke. Sie durchschwammen schwebende und auf der Wasseroberfläche treibende Agglomerate. Zuvor sedimentiertes Material wurde in großem Maße durch Schwimmbewegungen aufgewirbelt. Die Tiere aus den 100 mg/l- und 200 mg/l-Treatments waren deutlich träger und weniger aktiv als die der 50 mg/l-Treatments und der Kontrollgruppen: Teilweise folgten sogar nach leichtem Anstoßen keine Fluchtreaktionen und bei Flucht waren die zurückgelegten Wege kürzer.
A. aquaticus	Es waren keine Aktivitätsunterschiede zwischen den verschiedenen Treatments und den Kontrollgruppen feststellbar. *A. aquaticus* wichen den Kunststofffasern nicht aus, sondern nutzten Agglomerate und mit Fasern bedeckte Gegenstände als Unterschlupf. Sie fraßen an mit Fasern behaftetem Futter. Sedimentiertes Fasermaterial wurde bei der Fortbewegung teilweise aufgewirbelt.
D. magna	*D. magna* bewegten sich frei in der Wassersäule, stießen dabei an einzelne Fasern und durchschwammen Kunststoffagglomerate. Zuvor sedimentiertes Material wurde teilweise in geringem Maße aufgewirbelt. Die Fasern hafteten den Tieren an. Carapaxe und Antennen waren besonders betroffen, was das Schwimmen behinderte und zum Teil bis zur Bewegungsunfähigkeit führte. Dies war in allen Mi-kroplastik-Treatments feststellbar und trat mit fortschreitender Versuchsdauer immer häufiger auf.

3.3 Mortalität

Die Mortalitätsraten sind in Abhängigkeit von Mikroplastikkonzentration und Zeit in Abb. 3 dargestellt. Bei *G. pulex* und *A. aquaticus* waren keine nennenswerten Anstiege zu verzeichnen. Die Gesamt-Mortalitätsraten aller Gruppen kombiniert lagen bei 11,6 % und 2,5 %. In keiner Gruppe wurden 20 % überschritten. Bei *D. magna* lag die Gesamtrate bei 64,1 %. Nur hier traten hohe Raten von bis zu 100 % auf. Allerdings zeigten auch beide Kontrollen Raten von jeweils 37,5 %. Der H-Test nach Kruskal und Wallis ergab keine signifikanten Unterschiede bezüglich der aufgetretenen Mortalitäten zwischen den einzelnen Mikroplastiktreatments und den Kontrollgruppen. Die Versuchsreihe mit *D. magna* lieferte hierbei zwar den kleinsten p-Wert, dieser lag aber immer noch über dem 5 %-Signifikanzniveau: *A. aquaticus* $p = 1{,}000$, *G. pulex* $p = 0{,}752$, *D. magna* $p = 0{,}238$. Die Berechnung der Korrelationen zwischen Mortalitätsraten und Konzentrationen zeigte für *A. aquaticus* keinen Zusammenhang ($r = 0{,}169$, $p = 0{,}345$). Bei *G. pulex* ($r = 0{,}300$, $p = 0{,}235$) und *D. magna* ($r = 0{,}420$, $p = 0{,}150$) zeigten sich indessen schwach bis mäßig positive Zusammenhänge, welche aber in keinem Fall signifikant waren und damit hohen Irrtumswahrscheinlichkeiten unterlagen.

3.4 Ingestion

Die studienbegleitenden Verhaltensbeobachtungen (Tab. 3) legten nahe, dass *A. aquaticus* und *G. pulex* trotz ausbleibender Mortalitätszunahme Fasern mit der Nahrung aufnahmen. Dies konnte durch die Untersuchung der Verdauungstraktinhalte unter Anwendung der eigens entwickelten Nachweismethode bestätigt werden. Es fanden sich Kunststofffasern verschiedener Größen im Inneren von *A. aquaticus* und *G. pulex*. Die größten dabei entdeckten Fasern hatten eine Länge von > 1,5 mm (*G. pulex*). Bei *D. magna* konnte hingegen kein Hinweis auf Ingestion gefunden werden. Allerdings war hier festzustellen, dass häufig viele Fasern an den Tieren hafteten (Abb. 2). Teilweise befanden sich sogar Fasern unter den Carapaxen. Bezüglich des Anteils von Versuchsorganismen, welche Kunststofffasern ingestiert hatten (Abb. 4), zeigte der H-Test signifikante Unterschiede zwischen den Treatments: *A. aquaticus* $p = 0{,}029$, *G. pulex* $p = 0{,}019$. Wurden aber die Kontrollgruppen aus der

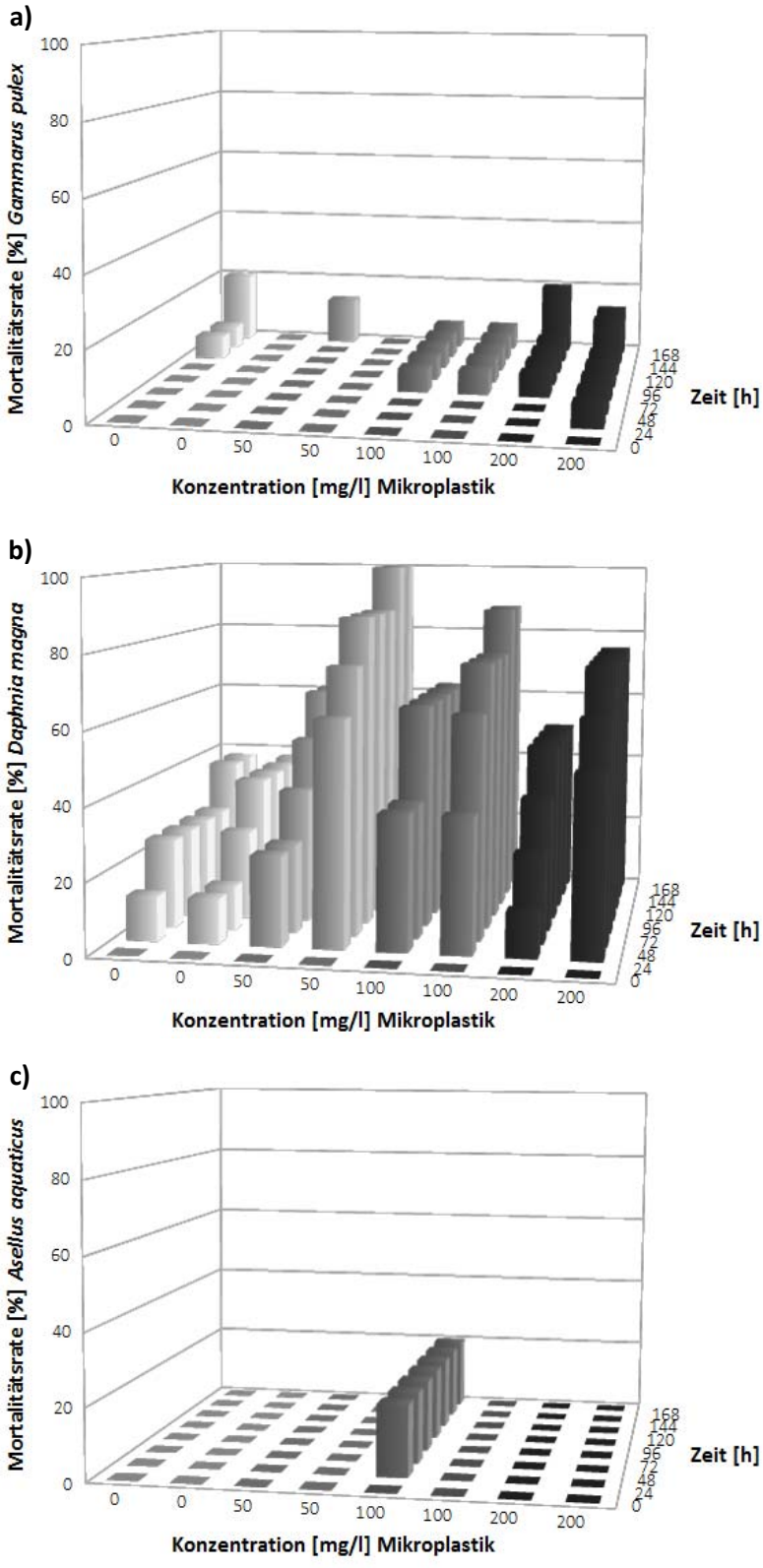


Abb. 3: Mortalitätsraten von *G. pulex* [a)], *D. magna* [b)], und *A. aquaticus* [c)] in Abhängigkeit von Konzentration und Zeit. Die Replikate sind aufgrund ihrer geringen Anzahl und der teilweise großen Unterschiede innerhalb der Treatment-Gruppen einzeln dargestellt.

Berechnung exkludiert, so zeigte sich, dass zwischen den unterschiedlichen Mikroplastikkonzentrationen hierbei keine signifikanten Unterschiede bestanden: *A. aquaticus* $p = 0{,}200$, *G. pulex* $p = 0{,}133$. Die Korrelationsanalyse für das Verhältnis zwischen der Faserkonzentration und dem Anteil der Versuchsorganismen, in deren Verdauungstrakt Kunststoff nachgewiesen wurde, lieferte sowohl für *G. pulex* ($r = 0{,}969$, $p = < 0{,}001$), als auch für *A. aquaticus* ($r = 0{,}962$, $p = < 0{,}001$) höchstsignifikante, stark positive Zusammenhänge.

4. Diskussion

Die vorliegende Studie konnte eindeutig zeigen, dass sowohl *A. aquaticus*, als auch *G. pulex* dazu in der Lage sind Kunststofffasern im hier verwendeten Größenbereich zu ingestieren. Dies bestätigt Ergebnisse von Fütterungsexperimenten mit kürzeren Fasern (Blarer & Burkhardt-Holm 2016; Au et al. 2015). Signifikante Anstiege der Mortalitätsraten blieben aber aus. Da bezüglich der Ingestion signifikante Unterschiede nur zwischen Kontroll- und Testgruppen, nicht aber zwischen den einzelnen Mikroplastik-Treatments feststellbar waren, zugleich aber ein höchstsignifikanter, stark positiver Zusammenhang zwischen Ingestion und Testkonzentration bestand, was konsistent zu vergleichbaren Studien ist (Blarer & Burkhardt-Holm 2016; Au et al. 2015), folgt daraus, dass bereits geringe Konzentrationen an potenziell verfügbaren Fasern genügen, damit der Großteil der mit ihnen in Berührung kommenden Individuen diese auch aufnimmt, selbst wenn genügend Nahrung vorhanden ist. Für beide Arten ist ein selektives Fressverhalten bei unterschiedlichen

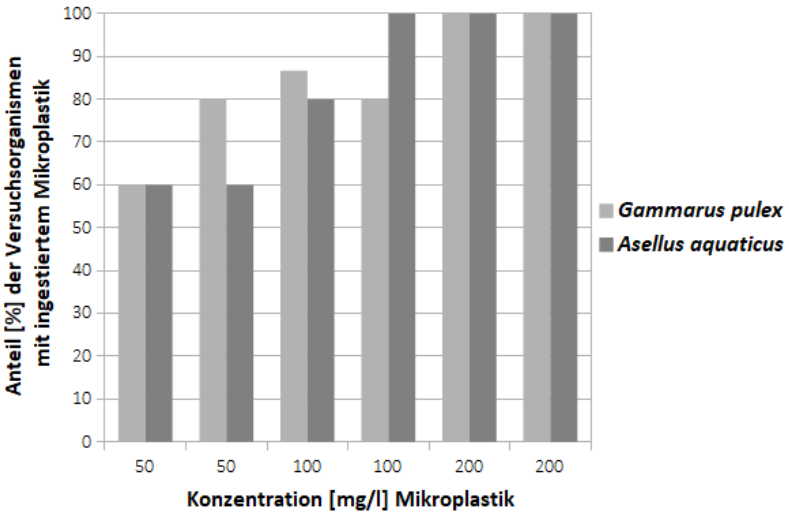


Abb. 4: Anteil von *G. pulex*, und *A. aquaticus* mit ingestierten Fasern. Die Replikate sind einzeln dargestellt.

verfügbaren Nahrungsquellen dokumentiert (Nelson 2011; Kunz et al. 2010). Es bleibt zu überprüfen, ob die Tiere zwischen Kunststofffasern und Nahrung nicht unterscheiden können oder ob sie nicht fähig sind, deren Aufnahme zu vermeiden.

Zwar ist es sehr wahrscheinlich, dass zuvor ingestiertes Mikroplastik von *G. pulex* und *A. aquaticus* auch wieder egestiert wird, da dies bereits für verschiedene Amphi- und Isopoden nachgewiesen wurde (Hämer et al. 2014; Blarer & Burkhardt-Holm 2016; Au et al. 2015) und das auch die Funktion von Mikroplastik als Vektor für Giftstoffe nur eine untergeordnete Rolle spielt (Browne et al. 2013), allerdings ist mit negativen Folgen durch verminderte Nähstoffaufnahme zu rechnen, da überdurchschnittlich viel unverdauliches Material den Verdauungstrakt passiert. Dies konnte bei Amphipoden (Au et al. 2015; Blarer & Burkhardt-Holm 2016) und Taxa anderer Ordnungen (Besseling et al. 2013; Besseling et al. 2014) bereits mit geringerem Wachstum und verminderter Reproduktion in Verbindung gebracht werden. Gammariden übernehmen als dominante Vertreter der limnischen Makroinvertebraten (MacNeil et al. 1997) eine Schlüsselrolle bei der Verwertung von Blattmaterial und sonstigem Detritus, die durch ihr Fressverhalten auch für Mikroorganismen aufgeschlossen werden (Nelson 2011; Kunz et al. 2010). Eine Veränderung ihrer Produktivität könnte weitreichende Folgen haben. Durch die vielfältige Einbindung ins Nahrungsnetz (Kunz et al. 2010) besteht außerdem die Gefahr des Transportes von Mikroplastik auf höhere trophische Stufen (Farrell & Nelson 2013; Setälä et al. 2014).

D. magna zeigte keine Ingestion, obwohl für diesen Organismus die Aufnahme von PET-Fasern bis zu einer Länge von 1,4 mm bereits dokumentiert ist (Jemec et al. 2016). Im Gegensatz zur vorliegenden Untersuchung waren die dort verwendeten Fasern dünner und besaßen einen flachen Querschnitt, wodurch sie wahrscheinlich wesentlich flexibler waren. Die Dimensionen der hier verwendeten Fasern überstiegen demnach für die Aufnahmefähigkeit kritische Werte. Wo diese liegen bleibt zu untersuchen. Bei *D. magna* traten trotzdem in allen Testgruppen sehr hohe Mortalitätsraten auf. Das sich die erhöhte Sterblichkeit aber als nicht signifikant abhängig von der jeweiligen Konzentration zeigte und ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zu den Kontrollgruppen feststellbar waren, ist zum einen auf die geringe Anzahl sich teilweise stark unterscheidender Replikate, die mit einer hohen Fehleranfälligkeit und niedriger Signifikanz einhergeht, und zum anderen auf die verhältnismäßig hohe Sterblichkeit in den Kontrollgruppen zurückzuführen. Zwar wurden Fehler in der Signifikanzberechnung ausgeschlossen, indem diese nicht nur asymptotisch, sondern exakt berechnet wurde, doch die hohe Kontrollgruppensterblichkeit sorgt dafür, dass diese Versuchseinheit mit Vorsicht zu betrachten ist, da sie eventuell keine validen Ergebnisse lieferte (OECD 2004; OECD 2012). Mögliche Ursachen könnten die nicht optimale (OECD 2012), aber eigentlich ungefährliche, Temperatur, ein Problem mit der Zuchtkultur oder bloßer Zufall sein. Dies bleibt weiterhin unklar. Nichtsdestotrotz lagen hier die geringsten p-Werte und die stärkste Korrelation vor, was gemeinsam mit den gemachten Beobachtungen als Hinweis dafür verstanden werden kann, dass trotz fehlender Ingestion bei diesem Organismus negative Effekte auftreten können, die auf der Beeinträchtigung der Beweg-

lichkeit durch adhärentes Mikroplastik beruhen und teilweise bis zur Bewegungsunfähigkeit und damit zum Tod führen. Auch bei noch nicht erfolgter Immobilisierung liegt der Schluss nahe, dass die Filteraktivitäten der Tiere beeinträchtigt werden und ihr Energieverbrauch durch den mitgeführten Ballast steigt. Bisher wurden solche Effekte nur für wesentlich kleinere Partikel berichtet (Dabrunz et al. 2011; Cole et al. 2013). Inwiefern diese Adhäsion im subletalen Bereich die licht- und temperaturabhängige Vertikalwanderung der Daphnien (Gerritsen 1982) beeinträchtigt und ab wann eine totale Bewegungsunfähigkeit auftritt, muss überprüft werden.

Durch die vielfältige Einflussnahme ist das Gefahrenpotenzial solcher Materialien als hoch einzustufen. Zudem ist das Verhalten von PA-Fasern im Wasser nicht vorherzusagen. Betrachtet man isoliert die Dichte, so sollte es sedimentieren. Dem wirkt das starke Bestreben zu agglomerieren und sich an andere Materialien oder sogar Organismen anzulagern entgegen. Dies ist durch die polaren Eigenschaften dieser Stoffklasse bedingt. Die synthetisch erzeugten thermoplastischen Polyamide verfügen über die gleiche chemische Struktur wie Peptide und Proteine (Abts 2016). Durch die unsymmetrische Ladungsverteilung können Anziehungskräfte entstehen. Im Freiland kommen zusätzlich Wetter- und Strömungseffekte hinzu.

Zur Relevanz der Untersuchung ist abschließend Folgendes anzumerken: Aufgrund des kleinen Stichprobenumfangs und dem unvorhersehbar vielfältigen Verhalten des Versuchsmaterials welches aber scheinbar typisch für solche Versuche ist und mit großen, mutmaßlich auf Effekte von Sedimentation, Adhäsion und Agglomeration zurückzuführenden, Unterschieden zwischen den Replikaten einhergeht (Jemec et al. 2016), wurden vor allem bei der Mortalitätsstudie nur wenig signifikante Ergebnisse erzielt. Hier hätte es starker Korrelationseffekte oder mehr Daten zur Bildung verlässlicherer Mittelwerte bedurft, um Signifikanz zu erzeugen. Um die Irrtumswahrscheinlichkeit zu senken müssten wesentlich mehr Replikate angelegt werden. Hierzu fehlten aber, bedingt durch die Rahmenbedingungen des Projektes, die entsprechenden Ressourcen. Eine gleichzeitige Bearbeitung von mehr Replikaten wäre zudem durch den gesteigerten Arbeitsaufwand und die Tatsache, dass alle geschilderten Arbeiten von einer einzelnen Person während eines Semesterprojektes im normalen Studienbetrieb ausgeführt wurden nicht möglich gewesen. Auch die Möglichkeit zur anschließenden ein- oder mehrmaligen Replizierung war durch terminliche Vorgaben nicht gegeben. Trotzdem ließen sich in diesem Rahmen, wie oben dargestellt, wichtige Hinweise auf bestehende Zusammenhänge finden, die es im Weiteren zu überprüfen gilt. Bemerkenswert sind auch die höchstsignifikanten stark positiven Korrelationen bezüglich der Ingestion. Zusammen mit den geschilderten Beobachtungen, den erlangten Hinweisen aus der Mortalitätsstudie und der entwickelten Nachweismethode ergeben sich so wichtige Implikationen für dir weitere Forschung.

5. Zusammenfassung

A. aquaticus und *G. pulex* nahmen PA-Fasern mit der Nahrung auf, zeigten aber keine erhöhten Mortalitätsraten. Für *D. magna* existierte hingegen kein Hinweis auf Ingestion. Größe und Form sorgten dafür, dass die Fasern für den Organismus nicht verfügbar waren. Allerdings führte hier die Adhäsion von Fasern durch äußere mechanische Beeinträchtigung zur Bewegungsunfähigkeit und damit zum Tod. Lediglich *D. magna* zeigte erhöhte Mortalitätsraten, die aber in diesem Fall nicht signifikant waren. Demnach ließen sich für Mortalitätsrate und Höhe der Konzentration keine oder nur schwach, bis mäßig positive Zusammenhänge feststellen, die ebenfalls über keine statistische Signifikanz verfügten. Allerdings bestand zwischen Mikroplastikkonzentration und der Menge an Organismen, die dieses aufnehmen ein höchstsignifikanter, stark positiver Zusammenhang.

Danksagung

Diese Untersuchung wurde als Semesterarbeit in der Veranstaltung Forschungsorientiertes Projekt im Bereich Biodiversität/Umweltbildung im Wintersemester 2016/17 an der PH Karlsruhe im M.Sc.-Studiengang Biodiversität und Umweltbildung angefertigt. Sie diente als Abschlussprüfung für das Pflichtmodul Wissenschaftliche Methoden und Projekte. Ich danke AOR Dr. Wolfgang Schmitz, Dipl.-Biol. Karsten Grabow und Prof. Dr. Andreas Martens für die Betreuung während des Projektes.

Literatur

Abts, G. (2016): Kunststoff-Wissen für Einsteiger. 3., aktualisierte und erweiterte Auflage. München.

Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Hrsg.) (2015): Marine Anthropogenic Litter. Springer. DOI: 10.1007/978-3-319-16510-3.

Au, S. Y., Bruce, T. F., Bridges, W. C., Klaine, S. J. (2015): Responses of Hyalella azteca to acute and chronic microplastic exposures. Environmental Toxicology and Chemistry. Volume 34, Issue 11, November 2015, 2564–2572. DOI: 10.1002/etc.3093.

Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E. M., van den Heuvel-Greve, M. J., Koelmans, A. A. (2013): Effects of Microplastic on Fitness and PCB Bioaccumulation by the Lugworm Arenicola marina (L.). Environmental. Science and. Technology, 2013, 47 (1), 593–600. DOI: 10.1021/es302763x.

Besseling, E., Wang, B., Lürling, M., Koelmans, A. A. (2014): Nanoplastic Affects Growth of S. obliquus and Reproduction of D. magna. Environmental Science and Technology, 2014, 48 (20), 12336–12343. DOI: 10.1021/es503001d.

Blarer, P., Burkhardt-Holm, P. (2016): Microplastics affect assimilation efficiency in the freshwater amphipod Gammarus fossarum. Environmental Science and Pollution Research, December 2016, Volume 23, Issue 23, 23522–23532, DOI: 10.1007/s11356-016-7584-2.

Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., Thompson, R. C. (2008): Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, Mytilus edulis (L.). Environmental Science and Technology, 2008, 42 (13), 5026–5031. DOI: 10.1021/es800249a.

Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R. (2011): Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. Environmental Science and Technology, 2011, 45 (21), 9175–9179. DOI: 10.1021/es201811s.

Browne, M. A., Niven, S. J., Galloway, T. S., Rowland, S. J., Thompson, R. C. (2013): Microplastic Moves Pollutants and Additives to Worms, Reducing Functions Linked to Health and Biodiversity. Current Biology 23, December 2, 2013, 2388–2392, DOI: https://doi.org/10.1016/j.cub.2013.10.012.

CIRFS – European Man-Made Fibres Association (2017): KeyStatistics. World Man-Made Fibres Production. URL: http://www.cirfs.org/KeyStatistics/WorldManMadeFibresProduction.aspx.

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T. S. (2011): Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. Marine Pollution Bulletin, Volume 62, Issue 12, December 2011, 2588-2597. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.

Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T. S. (2013): Microplastic Ingestion by Zooplankton. Environmental Science and Technology, 2013, 47 (12), 6646–6655. DOI: 10.1021/es400663f.

Dabrunz, A., Duester, L., Prasse, C., Seitz, F., Rosenfeldt, R., Schilde, C., Schaumann, G. E., Schulz, R. (2011): Biological Surface Coating and Molting Inhibition as Mechanisms of TiO2 Nanoparticle Toxicity in Daphnia magna. PLoS ONE 6(5): e20112. DOI: 10.1371/journal.pone.0020112.

Duis, K., Coors, A. (2016): Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal are products), fate and effects. Environmental Sciences Europe 2016, 28:2. DOI: 10.1186/s12302-015-0069-y

Essel, R., Engel, V, Carus, M., Ahrens, R. H. (2015): Quellen für Mikroplastik mit Relevanz für den Meeresschutz in Deutschland. Umweltbundesamt, Texte | 63/2015, URL: https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/quellen-fuer-mikroplastik-relevanz-fuer-den.

Farrell, P., Nelson, K. (2013): Trophic level transfer of microplastic: Mytilus edulis (L.) to Carcinus maenas (L.). Environmental Pollution, 177 (2013), 1-3. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046.

Gerritsen, J. (1982): Behavioral response of Daphnia to rate of temperature change: Possible enhancement of vertical migration. Limnology and Oceanography, Volume 27, Issue 2, March 1982, 254–261. DOI: 10.4319/lo.1982.27.2.0254.

Hämer, J., Gutow, L., Köhler, A., Saborowski, R. (2014): Fate of Microplastics in the Marine Isopod Idotea emarginata. Environmental Science and Technology, 2014, 48 (22), 13451–13458, DOI: 10.1021/es501385y.

Jemec, A., Horvat, P., Kunej, U., Bele, M., Kržan, A. (2016): Uptake and effects of microplastic textile fibers on freshwater crustacean Daphnia magna. Environmental Pollution, Volume 219, December 2016, 201–209, DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.037

Kästner, A. (1993): Lehrbuch der speziellen Zoologie. Band1: Wirbellose Tiere. 4. Teil: Arthropoda (ohne Insecta). 4. Auflage. Jena/Stuttgart/New York.

Klein, S., Worch, E., Knepper, T. P. (2015): Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany. Environmental Science and Technology, 2015, 49 (10), 6070–6076. DOI: 10.1021/acs.est.5b00492.

Kunz, P.Y., Kienle, C., Gerhardt, A. (2010): Gammarus spp. in Aquatic Ecotoxicology and Water Quality Assessment: Toward Integrated Multilevel Tests. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, vol 205., 1-76. DOI: https://doi.org/10.1007/978-1-4419-5623-1_1.

MacNeil, C., Dick, J. T. A., Elwood, R. W. (1997): The trophic ecology of freshwater Gammarus spp. (Crustacea: Amphipoda): problems and perspectives concerning the functional feeding group concept. Biological Reviews 72 (1997), S. 349–364. URL: DOI: 10.1111/j.1469-185X.1997.tb00017.x.

Mani, T., Hauk, A., Walter, U., Burkhardt-Holm, P.(2015): Microplastics profile along the Rhine River. Scientific Reports, 5 (2015), Article number: 17988. DOI: 10.1038/srep17988.

Nelson, D. (2011): Gammarus-Microbial Interactions: A Review. International Journal of Zoology, Volume 2011, Article ID 295026, 6 pages. DOI: http://dx.doi.org/10.1155/2011/295026.

OECD (2004): Test No. 202. OECD Guideline for testing of chemichals. Daphnia sp. Acute Immobilisation Test. DOI: http://dx.doi.org/10.1787/9789264069947-en.

OECD (2012): Test No. 211. OECD Guideline for testing of chemichals. Daphnia magna Reproduction Test. DOI: http://dx.doi.org/10.1787/20745761.

Pirc, U., Vidmar, M., Mozer, A., Kržan, A. (2016): Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing. Environmental Science and Pollution Research (2016), Volume 23, Issue 21, 22206–22211. DOI: 10.1007/s11356-016-7703-0

PlasticsEurope – Association of Plastics Manufacturers (2016): Plastics – the Facts 2016. An analysis of European plasticsproduction, demand and waste data. URL: http://www.plasticseurope.org/ Document/plastics---the-facts-2016-15787.aspx?FolID=2 .

Regierungspräsidium Karlsruhe (2015): Rheinauen bei Rastatt. Makrozoobenthos Erhebung und Bewertung nach WRRL- Schlußbericht 2015 -. URL: http://www.rheinauen-rastatt.de/sites/default/files/MZB_ Endbericht_2015_Endfassung.pdf#overlay-context=de/erfolgskontrollen

Rehse, S., Kloas, W., Zarfl, C. (2016): Short-term expossure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of Daphnia magna, Chemosphere 153 (2016) 91–99, DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.133

Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., Lehtiniemi, M. (2014): Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. Environmental Pollution, 185 (2014), 77-83. DOI: http://dx.doi.org/10. 1016/j.envpol.2013.10.013.

Setälä, O., Norkko, J., Lehtiniemi, M. (2015): Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community. Marine Pollution Bulletin, Volume 102, Issue 1, 15 January 2016, Pages 95–101, DOI: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.053.

Sundt, P., Schulze, P.E., Syversen, F. (2014): Sources of microplastic- pollution to the marine environment. Study ordered by the Norwegian Environment Agency. URL: http://www.miljodirektoratet.no/ no/Publikasjoner/2015/Januar1 /Sources-of-microplastic-pollution-to-the-marine-environment/.

Vogler, H. (2010): 75 Jahre Nylon. Polyamidfasern. Chemie in unserer Zeit, 2010, 44, 306 – 309. DOI: 10.1002/ ciuz.201090056.

Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A. D., Winther-Nielsen, M., Reifferscheid, G. (2014): Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. Environmental Sciences Europe 2014, 26:12. DOI: https://doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7.

Westheide, W., Rieger, R. (Hrsg.)(2007): Spezielle Zoologie. Teil1: Einzeller und Wirbellose Tiere. 2. Auflage. München.

What drives structural and functional resistance and resilience of sediment microbial community to supra-seasonal drought-shading and sediment structure as controlling factors?

Sanja Zlatanović[1], Jenny Fabian[2], Katrin Premke[2], Michael Mutz[1]

[1] Department of Freshwater Conservation, BTU-Cottbus Senftenberg, 15526, Bad Saarow, Germany

[2] Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), 12587 Berlin, Germany

With global warming the hydrological regime of perennial temperate low order streams is predicted to shift to intermittency. The consequences of drought events for the microbial community and related ecosystem function are still not fully understood, in particular their interaction with other environmental factors. We proposed that drought impact on microbial communities and resilience of microbial metabolic function in temperate streams interact with shading and sediment structure. We set up 16 outdoor experimental streams that varied in sediment structure and shading. The influences of these factors on periphyton biomass and its composition, microbial ratios (H:A, F:B), community respiration (CR), and net ecosystem production (NEP) were tested in the course of 6 weeks initial colonization after inoculation with a stream microbial community, 6 weeks desiccation after flow cessation, and 2 weeks rewetting after flow resumption. Within hours after flow cessation, NEP decreased by 200% turning metabolism of all streams into net heterotrophy. Furthermore, CR decreased by 40 and 60% in high shaded and low shaded streams within first hours of desiccation and subsequent desiccation of streambed caused further exponential decrease of the community metabolism to almost zero after 20 days whereby highly shaded streams revealed faster decrease. Following rewetting and flow resumption, CR peaked to the same level in all streams within few hours and declined thereafter to levels that corresponded to the shading however lower than before desiccation, while NEP recovered fast and to the level that was higher in low shaded streams. Streambed desiccation strongly stressed microbial community, decreasing its periphyton biomass in all the streams. Sediment structure affected shift of the periphyton and microbial ratios during desiccation and subsequent recovery, but surprisingly had no effect on the metabolism. Findings show that despite shift in community biomass and composition and high sensitivity of metabolic function to desiccation, metabolic function is remarkably resilient after rewetting whereas shading drives the degree for its resistance and resilience. This study reveals temperate streams' resistance and resilience to drought and rewetting linking these responses to main drivers of ecosystem functioning thus providing the knowledge that should be regarded in management preparing temperate streams to predicted drought stress.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Das Kolmameter® – erste Erfahrungen mit einem neuartigen Messgerät zur Bestimmung des Kolmationsgrades des Kieslückensystems

Thomas Zumbroich[1], Hans Jürgen Hahn[2]

[1] Planungsbüro Zumbroich, Breite Str. 21, 53111 Bonn, tz@zumbroich.com sowie Universität Bonn, Geographisches Institut

[2] Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, an der Universität, Fortstr. 7, 76829 Landau, hjhahn@groundwaterecology.de

Kolmation ist in Zusammenhang mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ein zentrales Thema.

Durch Kolmationsvorgänge, das heißt die Verstopfung der Kies- und Sandlückensysteme der „Hyporheischen Zone“, werden in Bereichen mit Feinsedimentbelastungen aus landwirtschaftlichen Flächen und Abwassersystemen die Lebens- und Entwicklungslebensräume von Fischen, des Makrozoobenthos und der Mesofauna gestört. Unter diesen Umständen wird dann vielfach der gute ökologische Zustand nicht erreicht - obwohl möglicherweise viel Energie und Finanzmittel für Gewässerrenaturierungen eingesetzt wurden.

Von den Referenten wurde in den vergangenen zwei Jahren ein Messgerät entwickelt, das die Durchströmbarkeit von Gewässersedimenten und damit den Grad der Kolmation ermittelt – das Kolmameter. Damit ist es möglich, die Verdichtung der Sohle von Gewässern durch Feinsedimente quantitativ zu messen.

In Abgrenzung zum Stand der Technik mit Laboruntersuchungen von entnommenem Sediment oder optisch-haptischen Kartierungen, wird hier der ökologisch wirksame Faktor - namentlich der Wasserfluss - innerhalb der Sedimente gemessen. Hierzu wird durch externes Einbringen von Wasser mittels eines hydropneumatischen Verfahrens die Wasserdurchflussfähigkeit des Sediments direkt ermittelt.

Der Vortrag fasst die Zwischenergebnisse eines von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Forschungsprojekt zur Testung und Optimierung dieses mobilen Feldgerätes zusammen. Dabei wurde das Kolmameter in verschiedenen Gewässertypen an Stellen mit auffallend deutlicher allgemeiner Degradation eingesetzt.

Als weiteres Ergebnis des Projektes werden Rahmenparameter für eine Verfahrensanweisung mit dem Ziel einer standardisierten Messvorschrift für den Kolmameter-Einsatz vorgeschlagen und diskutiert.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Labor- und Feldversuche an porösen Medien zur Interpretation von Kolmametermessungen

Thomas Zumbroich[1], Christiane Thurmann & Hans Jürgen Hahn[2]

[1]Planungsbüro Zumbroich, Breite Str. 21, 53111 Bonn, info@zumbroich.com sowie Universität Bonn, Geographisches Institut.

Universität Koblenz-Landau sowie Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, Forstr. 7., 76829 Landau, hjhahn@groundwaterecology.de

Keywords: [Kolmameter®, Kolmation, quantitative Messmethode, PERLODES, Allgemeine Degradation]

Einleitung

Feinsedimenteinträge in Fließgewässerökosysteme führen zu einer Degradation der hier beheimateten Biozönose (Brunke, 2015,). Da verschiedene auf derartige Einträge sensibel reagierende Gewässerorganismen im Bewertungssystem der EU – Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) als Indikatorarten zur Beurteilung der Fließgewässerökosysteme dienen, können übermäßige Feinsedimenteinträge für eine Zielverfehlung der WRRL – Bewirtschaftungsziele mitverantwortlich sein (Berkhoff und Hahn, 2010, Zumbroich et. al, 2017). Wegen ihrer grundlegenden Bedeutung für die Zielerreichung der EU – WRRL werden diese Kolmationsprozesse, ihre Ursachen und Folgen seit einigen Jahren verstärkt in der Fließgewässerökologie diskutiert.

Zur Untersuchung von Kolmationserscheinungen in Fließgewässern kommen verschiedene, vorwiegend qualitative oder zeit- und kostenintensive quantitative Messmethoden zum Einsatz. Zum Teil ähneln sich die zugrunde liegenden Messprinzipien, jedoch können nicht alle Methoden in allen Umweltmedien und zur Klärung der verschiedenen Fragestellungen angewandt werden (Thurmann und Zumbroich, 2013). Weiterhin unterscheiden sich die etablierten Methoden in der räumlichen Auflösung sowie der Möglichkeit der Erfassung kleinräumiger Heterogenitäten.

Im Rahmen eines durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projektes (Az 33590/01) wurden Laborversuche mit einem neuen Messgerät, dem Kolmameter® nach Hahn & Zumbroich durchgeführt, eine standardisierte Verfahrensanleitung entwickelt und erste Feldversuche durchgeführt.

Material und Methoden

Mit dem Kolmamater kann die Durchströmbarkeit poröser Medien über das Injizieren von Wasser ermittelt und somit auf den Feinsedimentanteil rückgeschlossen werden. Damit ist eine reproduzierbare, quantitative und leicht anwendbare in-situ-Messung von Kolmationserscheinungen bzw. Durchströmbarkeitseigenschaften poröser Medien möglich.

Zunächst wurden mit dem Kolmameter im Labor Messreihen an Luft zur Ableitung von Referenzwerten durchgeführt. Der mit dem Kolmameter in Luft gemessene Referenzwert entspricht dem Be-

fund „keine Ausflussreduktion“ bzw. steht für vollkommene Durchströmbarkeit. Im Folgenden wurden Mehrfachmessungen in Normsubstraten mit verschiedenen, bekannten k_f - Werten durchgeführt und die jeweils gemessenen Werte mit dem in Luft ermittelten Referenzwert verglichen. Als Kolmameter-Messwert wird somit ein prozentualer Anteil des in Luft gemessenen Ausflusses angegeben. Ziel dieses Arbeitsschrittes war die Erstellung reproduzierbarer Messreihen, aus denen sich wiederum Grenzwerte für die mittlere zu erwartende Ausflussreduktion in verschiedenen Substraten ableiten lassen.

Nach Durchführung des Laborprogramms wurden mit dem Kolmameter Feldmessungen in 10 cm Tiefe in Gewässersohlen an den WRRL-Monitoringstellen verschiedener Fließgewässertypen durchgeführt. Die im Gelände ermittelten Kolmameter-Messwerte wurden mit den im Rahmen des WRRL-Monitorings aufgenommenen Daten zur Bewertung des Makrozoobenthos (MZB) (Bewertungssystem PERLODES) in Beziehung gesetzt. Als besonders stark auf den Faktor Kolmation reagierender Teilindex wurde das PERLODES - Modul „Allgemeine Degradation“ als Vergleichsparameter ausgewählt. Im Ergebnis sollte die Annahme überprüft werden, dass an Messstellen, an denen mit Hilfe des Kolmameters „keine innere Kolmation“ festgestellt wird, auch eine „sehr gute“ Allgemeine Degradation der PERLODES-Beprobungen – also jeweils Klasse 1 – festgestellt werden kann. Genauso besteht andersherum die Annahme, dass an Messstellen, an denen eine „schlechte“ Allgemeine Degradation des Makrozoobenthos festgestellt wurde, auch mit dem Kolmameter eher eine starke innere Kolmation – also jeweils Klasse 5 – ermittelt wird.

Zur Durchführung der Kolmameter-Messungen im Gelände wurde eine an die Fragestellung angepasste Verfahrensanleitung in Anlehnung an das für PERLODES-Beprobungen etablierte Verfahren zur Makrozoobenthos-Aufsammlung („Multi-Habitat-Sampling“, Meier et al., 2006) entwickelt. Die Kolmameter-Messung wurde somit an den jeweiligen WRRL-Monitoringstellen durch Beprobung von 10 hinsichtlich der Substrat- und Strömungsbedingungen repräsentativ verteilten Teilproben durchgeführt. Als Gesamtergebnis wird der Mittelwert der 10 Teilproben verwandt.

Untersuchungsgebiet

Zur Klärung der dargestellten Fragestellung wurden 50 Probenahmestellen in Gewässern in Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz ausgewählt (Tab. 1). Dazu wurden vorliegende Daten zum biologischen und morphologischen Gewässerzustand, die im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie an festen WRRL-Monitoringstellen erhoben und archiviert werden, in entsprechenden Fachdatenbanken recherchiert und ausgewertet.

Tab. 1: Beprobte Fließgewässertypen Fließgewässertypen gem. Pottgiesser und Sommerhäuser (2008)

Fließgewässertyp		n	%
Typ 5	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	28	56
Typ 7	Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	4	8
Typ 9	Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	11	22
Typ 9.2	Große Flüsse des Mittelgebirges	5	10
Typ 17	Kiesgeprägte Tieflandflüsse	2	4

Als Fließgewässertypen wurden solche ausgewählt, in denen die Kolmation des hyporheischen Interstitials von gewässerökologischer Relevanz ist. Dies sind vor allem grobmaterialreiche Gewässer,

in denen sich, sofern sich das Gewässersystem in einem natürlichen oder naturnahen Zustand befindet, im Interstitial eine Biozönose aus strömungsliebenden Arten des Makrozoobenthos und eine an die entsprechenden Bedingungen angepasste Fischfauna ansiedeln.

Ergebnisse

Laborversuche

Die Laborversuche zeigten, dass das Kolmameter bei wiederholten Messungen in den unterschiedlichen Normsubstraten Ton, Sand und Kies variierende, der Durchlässigkeit des Substrats entsprechende Werte misst. Während in Ton mit der höchsten Dichte (und dem geringsten k_f-Wert) die höchsten mittleren Ausflussreduktionen mit Mittelwerten von über 50 % gemessen wurden, wurden in sehr porösem Kies mit hoher Durchlässigkeit durchweg sehr geringe bis keine Reduktionen des Ausflusses am Kolmameter festgestellt (s. Abb. 1).

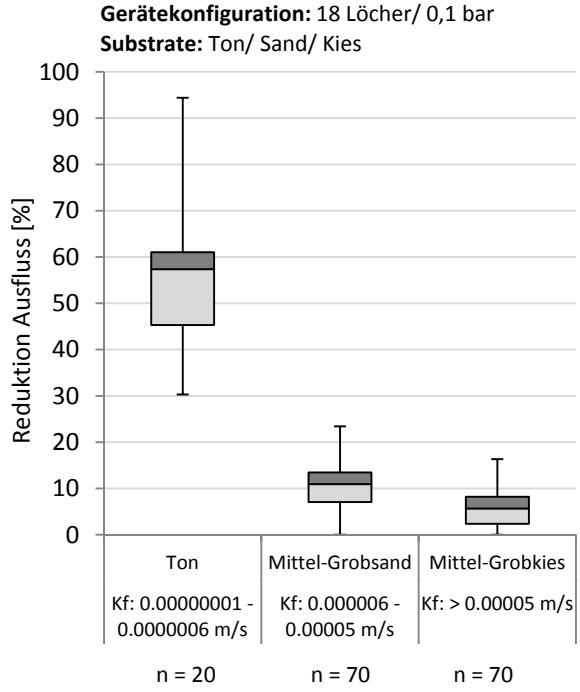


Abb. 1: Mittlere, in Normsubstrat ermittelte Ausflussreduktion. Höchste mittlere Ausflussreduktion in Ton gemessen (> 55 %). In Sand liegt die mittlere Ausflussreduktion bei 10 %, in Kies bei 5 %.

Aus den im Labor in den unterschiedlichen Normsubstraten ermittelten Messwerten lässt sich ein an das Schema zur Einordnung von Kolmationsstufen nach Schälchli (2002) angelehntes Klassifikationsschema zur Einordnung der Kolmameter-Messwerte ableiten (s. Tab. 2). Die fünfstufige Ordinalskala stellt einerseits eine Vergleichbarkeit mit der etablierten qualitativen Methode zur Kartierung der Kolmation nach Schälchli (2002) sowie mit der Skala zur Einstufung der Allgemeinen Degradation gem. PERLODES her.

Tabelle 2: Klassifikationsschema zur Einordnung von Kolmameter-Messwerten

Ausflussreduktion gegenüber Vergleichswert an Luft [%]	Kolmationsstufe nach Schälchli (2002)	
0 – 5	Keine innere Kolmation	1
5 – 25	Schwache innere Kolmation	2
25 - 42,5	Mittlere innere Kolmation	3
42,5 – 60	Starke innere Kolmation	4
>60	Vollständige innere Kolmation	5

Feldversuche

Beim Vergleich der im Gelände ermittelten Kolmameter-Messwerte mit den biologischen Monitoringdaten der WRRL (Allgemeine Degradation) wird deutlich, dass die Ergebnisse der vorläufigen Kolmameter-Klassifizierung mit den Ergebnissen des biologischen Monitorings positiv korrelieren. Hohe Werte der allgemeinen Degradation gingen also mit hohen Werten der Kolmameter-Klasse, also einer starken Ausflussreduktion infolge einer bestehenden Kolmation einher, wohingegen an WRRL-Monitoringstellen mit guter allgemeiner Degradation geringe Kolmationsgrade festgestellt wurden. An 27 (54 %) der beprobten Messstellen wurde eine mit der Allgemeinen Degradation übereinstimmende Klassifizierung der Kolmation ermittelt. Es liegt ein signifikanter Zusammengang mit einem Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten von 0,54 vor (Abb. 3).

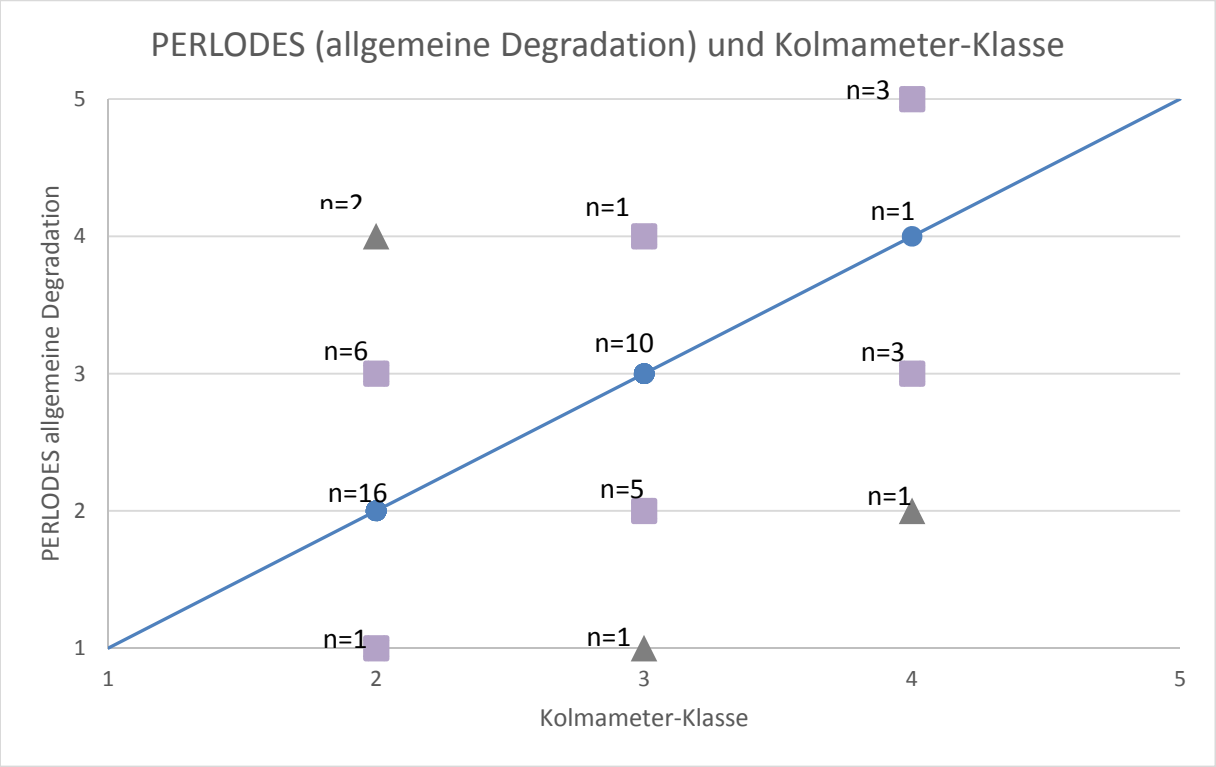


Abb. 3: Vorläufige Kolmameter-Klassifizierung und PERLODES Allgemeine Degradation. An 27 WRRL-Monitoring-stellen wird eine Übereinstimmung zwischen Kolmameter-Klasse und Allgemeiner Degradation festgestellt (Punkt-Markierung). In 19 Fällen wurde eine Abweichung um eine Klasse (Quadrate), in vier Fällen eine Abweichung um 2 Klassen festgestellt (Dreiecks-Markierung).

An 19 Messstellen (38 % der beprobten Messstellen) ist eine Abweichung zwischen den ermittelten Kolmameter-Messwerten und den Ergebnissen der PERLODES-Beprobungen festzustellen. Es kommen 10 Fälle mit einer positiven Abweichung (Kolmameter-Klassifizierung ist um eine Klasse besser als die PERLODES-Klassifizierung) sowie 10 Fälle mit einer negativen Abweichung (Kolmameter-Klassifizierung ist um eine Klasse schlechter als die PERLODES-Klassifizierung) vor. An insgesamt 4 Messstellen (8 % der beprobten Messstellen) tritt eine Abweichung von Kolmameter-Klassifizierung und PERLODES-Ergebnissen um 2 Klassen auf.

Diskussion

Die hier vorgestellte Untersuchung stellt erste Messreihen mit einem Prototyp des Kolmameters, mit dem bisher es nur wenige *in-situ*-Erfahrung gibt, dar. Die als Vergleichsmaßstab entwickelten (vorläufigen) Kolmameterklassen sind ein erster Versuch zur Skalierung der Kolmationsintensität.

Trotz dieser noch bestehenden Unsicherheit fällt die hohe Übereinstimmung der (vorläufigen) Kolmameter-Klassen und der Klassifizierung der Allgemeinen Degradation auf: an weniger als der Hälfte der Messstellen wurden abweichende Klassifizierungen festgestellt. Eine Abweichung von Kolmameter-Klassifizierung und PERLODES-Ergebnissen um 2 Klassen wurde an 4 Messstellen (8 % der beprobten Messstellen) beobachtet. Für die voneinander abweichenden Ergebnisse gibt es mehrere Erklärungsansätze, z.B.:

- Biologische Kolmationseffekte an der Sedimentoberfläche, die mit Hilfe des Kolmameters nur bedingt erfasst werden können (Hengst, 2016).
- variierende Aufteilung der Teilproben auf die unterschiedlichen vorkommenden Substrattypen bzw. hydromorphologischen Bedingungen bei der Kolmameter- gegenüber der Makrozoobenthos-Beprobung.
- abweichende Einschätzung der Anteile der verschiedenen Sohlsubstrate durch verschiedene Anwender. Da in bestimmten Substraten (feinkörnig) bzw. hydromorphologischen Settings (Uferbereiche) Kolmationserscheinungen wahrscheinlicher werden, kann es somit durch Zu- oder Abnahme der Anzahl Teilproben in diesen Bereichen zu einem leicht schlechteren bzw. besseren Ausfall des Gesamtergebnisses der Kolmameter-Beprobungen bzw. PERLODES-Einstufung kommen.

Insgesamt jedoch werden die Messwerte der 19 Probestellen, in denen die Kolmameter-Klasse um eine Klasse positiv oder negativ von der Klassifizierung des Zustandes der MZB-Zönose abweicht, als plausibel eingeschätzt.

Als mögliche der zahllosen vorstellbaren Gründe für die hier festgestellten stärkeren Abweichungen seien folgende genannt.

- mitunter hohes Alter der PERLODES-Daten
- allgemeine Messungenauigkeiten/abweichende Probenahmetechnik (insbesondere variierende Aufteilung der Teilproben) sowohl bei Durchführung der PERLODES-Beprobungen (Haase et al., 2010) als auch bei Durchführung der Kolmameter-Messungen.
- rasche Verschiebungen der Artzusammensetzung an Probestellen mit kürzlich erfolgter Renaturierung.

Schlussfolgerungen

Insgesamt deuten die Ergebnisse der vorliegenden Studie darauf hin, dass Zusammenhänge zwischen den mit Hilfe des Kolmameters gemessenen Werten der Ausflussreduktion und den Ergebnissen des biologischen Monitorings bestehen. Parallel durchgeführte Untersuchen zur Makro- und Meiofauna im Rahmen dieses Projektes (s. Stein et al. in diesem Band) zeigen die engen Zusammenhänge zwischen Kolmation und Fauna.

Zwar lässt sich aus diesen Ergebnissen keine monokausale Interpretation dahingehend ableiten, dass Kolmation als alleiniger Auslöser für die Degradation der aquatischen Biozönose zu sehen ist, jedoch weist der Zusammenhang zwischen hohen Feinsedimentanteilen in der Sohle verarmten Biozönosen darauf hin, dass Kolmation eine wesentliche Ursache der für die Degradation des WRRL-bewertungsrelevanten Makrozoobenthos ist.

Es ist festzuhalten, dass die Ermittlung der Kolmationsintensität mit Hilfe des Kolmameters nach Hahn & Zumbroich eine vielversprechende in–situ–Messmethode darstellt, mit deren Hilfe Kolmationserscheinungen mit geringem Aufwand in hohem räumlichen Auflösungsvermögen quantitativ ermittelt werden können.

Damit steht ein neues Werkzeug für gewässerökologische Untersuchungen und das Gewässermanagement zur Verfügung.

Danksagung

Die Ergebnisse dieser Arbeit wurden im Rahmen des durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projektes „Vergleichende ökologische Untersuchungen zur quantitativen Bestimmung der Kolmation von Fließgewässersedimenten mit Vorschlägen für eine Verfahrensanweisung“, (Az 33590/01), gewonnen.

Literatur

Berkhoff, S. und H.J. Hahn (2010): Die Kolmation der Fließgewässer. Ein K.O.-Kriterium für den guten ökologischen Zustand. Referat WRRL-Forum, Fulda.

Brunke, M. (2015): Gewässermanagement des hyporheischen Interstitials. In: Brendelberger, H.; Martin, P.; Brunke, M. und H.J. Hahn (Hrsg.): Limnologie Aktuell, Band 14: Grundwassergerprägte Lebensräume. Stuttgart. S. 188-195.

Haase, P.; Pauls, S.U.; Schindehütte, K. (2010): First audit of macroinvertebrate samples from an EU Water Framework Directive monitoring program: human error greatly lowers precision of assessment results. In: Journal of the North American Benthological Society, 29 (4).

Hengst, J. (2016): Habitatqualität des Hyporheals der Nister – Gewässerökologische Untersuchung im Rahmen eines Biomanipulationsexperiments. Masterarbeit, Rheinische-Friedrich-Wilhelms Universität Bonn unveröffentlicht, 82 S.

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

Schälchli et al. (2002): Kolmation. Methoden zur Erkennung und Bewertung. Fischnetz-Publikation, Dübendorf.

Thurmann, C. und T. Zumbroich (2013): Resilienzvermögen von Interstitialräumen verschiedener Gewässertypen bezüglich Kolmation. In: UBA-Texte 90/2013

Zumbroich, Th., Lamberty, G., Röhrig, J. & Thurmann, C.:
Kausalanalyse der Kolmationsproblematik in Salmonidenlaichgewässern, Fachbeitrag in: Leser, H. & Löffler, J. (Hrsg.): Landschaftsökologie, Stuttgart, 2017.

Die Schwarzmundgrundel, die Dreikantmuschel und die Neue Donau: neues Habitat, neue Bewohner, alte Probleme

Irene Zweimüller

Universität Wien, Deptartment für Integrative Zoologie, Althanstr. 14, A-1090 Wien, Österreich, irene.zweimueller@univie.ac.at

In den letzten Jahrzehnten haben sich etliche nicht-heimische Arten vom Schwarzmeergebiet kommend entlang der oberen Donau ausgebreitet. Besonders hohe Dichten wurden und werden von der Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*) berichtet. Im Gegensatz zu den meisten europäischen Fischarten fressen größere Schwarzmundgrundeln verstärkt bis ausschließlich Mollusken. Besonders die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*), auch eine ponto-kaspischer Einwandererin, wird in manchen Habitaten in großen Mengen aufgenommen.

Die Neue Donau bei Wien wurde in den 1980-iger Jahren als Hochwasserschutzbau errichtet. Unter normalen Bedingungen stellt sie ein stehendes Gewässer mit 2 Becken dar, bei Hochwasser wird ein Teil der Wassermassen in das Entlastungsgerinne geleitet, was zu hohen Durchflussraten führen kann. Zum Schutz vor Ufererosion bei Hochwasserereignissen sind beide Ufer der Neuen Donau durch große Steinblöcke (Blockwurf) gesichert. Dieser Blockwurf bietet nicht nur der brutpflegenden Schwarzmundgrundel Schutz, sondern auch der Dreikantmuschel ein geeignetes Besiedlungssubstrat, da diese Muschel sich mit Byssusfäden festsetzt.

In dieser Arbeit präsentiere ich Ergebnisse von Freilandbeobachtungen (standardisierte Schnorcheltouren) im Hochsommer/Frühherbst 2012, 2013, 2014 und 2016, bei denen die Abundanzen von Dreikantmuscheln und Schwarzmundgrundeln zusammen mit relevanten Umweltparametern (Deckungsgrad Blockwurf, Makrophyten etc.) aufgenommen wurden. Im Jahr 2013 trat Anfang Juni eine Jahrhunderthochwasser auf, das die deutliche Auswirkungen auf die Umweltbedingungen und die Abundanzen von Schwarzmundgrundeln hatten : der Anteil an Blockwurf fiel durch Verschlammung deutlich ab, auch die Abundanz der größeren Schwarzmundgrundel ging deutlich zurück.

Generell konnte die mittlere Abundanz größerer Schwarzmundgrundeln sehr gut durch die Habitatverfügbarkeit auf Makrohabitatebene (mehrere Kilometer Uferstrecke) erklärt werden; bevorzugt wurden Strecken mit hohem Blockwurfanteil. Mikrohabitatpräferenzen zeigten sich hauptsächlich nach dem Jahrunderthochwasser 2013, weniger in den anderen Jahren.

Bei den kleinen Schwarzmundgrundeln konnte die mittlere Abundanz ebenfalls mit der Habitatverfügbarkeit auf Makrohabitatebene erklärt werden. Hier war vorallem die Stelheit des Ufers wesentlich : Makrohabitate mit flachen Uferabschnitten beherberten höhere Abundanzen.

AKTIONSTHEKE „WASSER- UND BILDUNG“

100 Süßwassertiere – das Poster

Karsten Grabow, Andreas Martens

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

Prof. Dr. Hans-Joachim Lehnert kreierte in Anlehnung am seine Biodiversitäts-Vorlesung „100 Pflanzen“ an der PH Karlsruhe ein Poster mit einhundert Pflanzen. Die Sache wurde ein Renner! Das Poster war in der ersten Auflage schnell vergriffen. Es war in vielen Biologen-WGs zu finden (etwa innen auf der Klotür). Daneben änderte es spürbar die Einstellung der Studierenden: Plötzlich war Artenkenntnis nicht mehr unüberschaubar. Die Studierenden standen vor dem Poster und sagten sinngemäß: „30 Arten kenne ich schon, den Rest bekomme ich heraus.“

Hier soll ein Poster mit 100 Süßwassertieren vorgestellt werden.

Regionalisierte Bestimmungshilfen von Gewässertieren

Karsten Grabow, Klaus Leipelt, Stefano Marci, Andreas Martens

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

Bestimmungsschlüssel sind ein wichtiger Zugang zur Erfassung der Biodiversität und Ökologie. Meist sind sie so konzipiert, dass man sie in der gesamten Bundesrepublik oder einzelnen Bundesländern einsetzen kann. In der Praxis bedeutet dies, relativ lange Bestimmungswege und damit auch mehr Fehlermöglichkeiten.

Gerade Kindern und Jugendlichen sollte ein möglichst einfacher Einstieg in die Bestimmung von Organismen um lange zeitaufwendige Bestimmungswege und Frustration durch Fehlbestimmungen zu vermeiden. Eine Möglichkeit bieten regionalisierte illustrierte Bestimmungshilfen bzw. -schlüssel, die nur Tiere beinhalten, die auch in der Region und dem Lebensraum vorkommen. Sie eignen sich besonders als Material in Gewässeruntersuchungssets und ermöglichen eine schnelle und sichere Zuordnung charakteristischer und häufiger Arten. Beispielhaft werden Bestimmungshilfen für den Oberrhein, seine Zusflüsse, Kiesgruben und Kleingewässer in der Oberrheinebene vorgestellt.

Lichtorgel in der Box – Eine Methode zur Demonstration des abiotischen Faktors Licht auf Süßwassertiere

Luca Pisacreta, Karsten Grabow, Martin Remmele

Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, pisacretluca@ph-karlsruhe.de, grabow@ph-karlsruhe.de, remmele@ph-karlsruhe.de

Die Lichtorgel in der Box ist eine Methode, um die ökologische Nische von limnischen Lebewesen in Bezug auf den abiotischen Faktor Licht zu demonstrieren. Analog zur Temperaturorgel, bei welcher ein Wärmegradient erzeugt wird, basiert das Prinzip der Lichtorgel auf der Erzeugung eines Lichtgradienten. Auf dem Boden eines 30 x 20 cm großen Aquariums entstehen mithilfe einer Lichtquelle und einer unterschiedlich lichtdurchlässigen Folie fünf Bereiche mit verschiedenen Beleuchtungsstärken von dunkel bis hell. Diese fünf Bereiche sind außerdem durch senkrechte schwarze Trennwände unterteilt, welche zusätzlich zur Entstehung eines Lichtgradienten beitragen. Um die Vorrichtung vor Manipulationen äußerer Lichteinwirkungen zu schützen, wird über das Aquarium eine zugeschnittene Kartonbox mit Deckel gestülpt. Der Deckel ist ebenfalls zugeschnitten und dient als Halterung für die Lichtquelle. Da die Apparatur auf einer Glasplatte aufgebaut wird, welche auf zwei Tischen liegt, ist der Versuch von unten beobachtbar. Werden nun Tiere in das Aquarium gesetzt, so halten sich diese entsprechend ihrer Lichtpräferenzen in Unterschiedlichen Bereichen des Aquarienbodens auf.

Froschlaich ist innen eckig! Selbstorganisation und Formbildung

Ute Wiegel, Andreas Martens

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Bismarckstraße10, 76133 Karlsruhe, ute.wiegel@ph-karlsruhe.de, andreas.martens@ph-karlsruhe.de



Froschlaich ist ein eher ungewöhnliches Beispiel für die Formgebung durch Selbstorganisation. Vergleichbar mit der Bildung von Polyedern bei Seifenblasen, entstehen auch im Froschlaich kurz nach dem Absetzen plane Grenzflächen zwischen den einzelnen Gallerthüllen der Eier. Welche Formen entstehen unter welchen Randbedingungen? Sind alle Polyeder gleich? Wenn nicht, welche Formen herrschen vor?

Antworten kann eine Versuchsanordnung geben, bei der Wassergefüllte Luftballons in einem Plexiglaszylinder gestapelt und von oben gleichmäßig belastet werden. Die Größe und Anordnung der Ballons bestimmt die Rahmenbedingungen für das Entstehen unterschiedlicher Polyederformen. Es kann gezeigt werden, dass bestimmte geometrische Figuren in der Natur unter definierten Bedingungen zwangsläufig entstehen.

Die Versuche sind leicht durchführbar und gut im Mathematik-, Physik- und Biologieunterricht einsetzbar.

Die Krebsschere – eine getunte Kombizange?

Ute Wiegel, Karsten Grabow, Ralph Hansmann, Andreas Martens

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, ute.wiegel@ph-Karlsruhe.de

Die Krebsschere ist ein beeindruckendes Beispiel für ein besonders wirkungsvolles „Werkzeug“. Ihre Funktionsweise kann auf ein einfaches Hebelprinzip reduziert und im Modell leicht dargestellt werden. Die Scheren ziehen Aufmerksamkeit auf sich und es lohnt sich, auch in der Schule und Umweltbildung Krebsscheren genauer zu untersuchen:

Wie groß ist die Kraft, mit der zugedrückt wird, wirklich?

Wie ist die gebaut und wie funktionieren sie genau?

Bei der Präparation von Scheren verschiedener Krebse stößt man auf die Chitinsehnen, die Ansatzflächen für die Muskulatur. Bei großen Scheren können sie beträchtliche Ausmaße erreichen. Die Chitinsehnen der Scheren von drei verschiedenen Krebsen (Galizischer Sumpfkrebs, Kalikokrebs und Taschenkrebs) wurden heraus präpariert, ihre Formen verglichen und ihre Funktion im biomechanischen Wirkgefüge der jeweiligen Schere untersucht. Erklärungsansätze für die Bedeutung der Chitinsehnen wurden erarbeitet und diese in ein Funktionsmodell aus Holz umgesetzt.

Außerdem wurde eine Methode entwickelt, die Kraft der Scheren zu messen. Damit ist es möglich, den Bau der Schere, ihre Biomechanik und ihre Kraftentfaltung miteinander in Beziehung zu setzen.

POSTER

Fernerkundungsgestütztes Monitoring von Schilfbeständen mit einer Kombination aus Hyperspektral- und Photogrammetriedaten

Simon Baier, Nicolás Corti, Thomas Schneider*

TU München, Wissenschafftszentrum Weihenstephan, Aquatische Systembiologie, Limnologische Station Iffeldorf Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf, Simon.Baier@tum.de

Die Uferzonen der bayerischen Seen bestehen zu größeren Teilen aus Schilfröhrichten. Dieses Ökosystem gilt als biodiverser Lebensraum für eine Vielzahl an Organismen und trägt nicht unerheblich zu einer besseren Wasserqualität bei. Durch terrestrische Kartierungen und durch die manuelle Interpretation von Luftbildern wurden in der Vergangenheit die Bestände der großen bayerischen Seen erfasst und bewertet. Erhebungen dieser Art wurden in jüngster Zeit nicht mehr durchgeführt, obwohl im Zuge des Klimawandels mit sichtbaren Veränderungen zu rechnen ist. Vor allem die dadurch gehäuft auftretenden extremen Sturm- und Hochwasserereignisse dürften das Schilf stark beeinträchtigen. Genaue und fortlaufende Analysen und die Quantifizierung von Veränderungen in diesem Ökosystem sind im Sinne des Umweltschutzes notwendig. Das in den letzten Jahren rasche Voranschreiten der technologischen Möglichkeiten in der Fernerkundung prädestiniert diese Methode für den Einsatz in einem zukünftigen Monitoringprogramm.

Welche Datentypen und Methoden dabei am zielführendsten sind, soll im Zuge des vorgestellten Forschungsvorhabens untersucht werden. Zu diesem Zweck fand im September 2015 eine Flugkampagne mit vier verschiedenen Sensorsystemen statt. Die hier vorliegende Teilstudie untersucht eine auf der gleichen Plattform montierten Kombination des bildgebenden Spektrometers HySpex mit dem photogrammetrischen "3K" -System. Die Hyperspektraldaten liefern generelle Informationen zur Klassifizierung der Schilfbestände, während aus den photogrammetrischen Daten Parameter wie Schilfhöhe und -dichte abgeleitet werden können. Sowohl der Hyperspektral- als auch der Photogrammetrie-Datensatz wurden individuell, als auch in einem kombinierten Ansatz, zur automatischen Klassifikation von Wasserschilfbeständen genutzt. Die Evaluierung der Ergebnisse zeigt, dass der kombinierte Ansatz den Einzelauswertungen technisch überlegen ist.

Das Projekt wird durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz finanziert.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Phylogeographie der krenobionten Köcherfliege *Crunoecia irrorata* (Curtis, 1834) (Trichoptera: Lepidostomatidae)

Lucas Blattner, Stefanie von Fumetti

Universität Basel, Departement Umweltwissenschaften, Biogeographie, St. Johanns-Vorstadt 10, CH-4056 Basel, lucas.blattner@unibas.ch; stefanie.vonfumetti@unibas.ch

Die Verbreitung von Arten wurde in Nord-und Zentraleuropa insbesondere von der landschaftsprägenden Eisbedeckung während der Eiszeit geprägt, welche zur Arealgenese einzelner Arten beigetragen hat. Studien haben gezeigt, dass die Auswirkungen der Eiszeiten auf die Ausbreitung vieler Organismen sowohl art- als auch landschaftsspezifisch sind und dass das rezente Verbreitungsgebiet einer Art als Resultat der artspeifischen Phylogeographie gesehen werden kann. Insbesondere quellbewohnende (krenobionte) Arten, welche in besonderem Masse an diese einzigartigen Inselhabitate angepasst sind, wurden im Bezug auf deren phylogeographischen Hintergrund bis jetzt nur mangelhaft bearbeitet. Um die Verbreitungsgeschichte der Quellspezialisten besser verstehen zu können, untersuchen wir die Verbreitung und Phylogeographie der Quellköcherfliege *Crunoecia irrorata*. Bis jetzt wurden 119 Individuen aus ganz Zentral-und Nordeuropa gesammelt und deren DNA extrahiert. Durch einen Abschnitt eines mitochondrialen Gens (CO1), der bereits in anderen Studien als phylogenetischer Marker verwendet wurde, konnten wir erste Einblicke in die Phylogeographie dieser krenobionten Art gewinnen. Bayessche phylogenetische Analysen zeigten, dass hauptsächlich zwei genetische Abstammungslinien von *C. irrorata* auftreten. Eine grosse Anzahl an Individuen scheint einer zentraleuropäischgen Klade anzugehören, welche sich über die Länder Deutschland, Schweiz, Frankreich, Italien, Polen und Luxemburg erstreckt. Von dieser genetisch einheitlichen Gruppe unterscheiden sich nord-und westeuropäische Individuen, wobei sich die nördlich verbreiteten (Finnland und Schweden) von den eher westlich verbreiteten (Grossbritannien, Auvergne und Pyrenäen) differenzieren. Diese ersten Resultate geben einen Hinweis darauf, dass sich die Ausbreitung von *C.irrorata* in Folge der Eiszeiten deutlich von Verbreitungsmustern anderer Trichoptera Arten wie z.B. *Drusus discolor* (Rambur, 1842) unterscheidet und anzunehmen ist, dass andere Regionen als Refugialräume für *C. irrorata* dienten.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Die Belastung der Fließgewässer durch Mikroschadstoffe - Beeinträchtigung und Regeneration der Makrozoobenthosfauna an einem Beispiel

Jan Brückmann

Institut Dr. Nowak GmbH & Co. KG, Mayenbrook 1, 28870 Ottersberg, jab@limnowak.com

Die Wasserqualität vieler Fließgewässer in Europa hat sich in den vergangenen Jahrzehnten deutlich verbessert. Dies ist in hohem Maße auf eine verbesserte Abwasserreinigung zurückzuführen. Jedoch entspricht die Qualität der Flüsse und Bäche aus chemischer und ökologischer Sicht vielfach nicht den Zielstellungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Ein Grund dafür ist die Belastung der Gewässer mit Mikroschadstoffen wie Industriechemikalien, Pflanzenschutzmittel oder Arzneimittel.

Mikroschadstoffe werden überwiegend über kommunales und industrielles Abwasser, teilweise aber auch über diffuse Quellen in die Oberflächengewässer eingetragen. Dabei passieren die meisten dieser Mikroverunreinigungen fast rückhaltlos die verschiedenen Reinigungsstufen herkömmlicher Kläranlagen und gelangen so nahezu ungehindert in die Fließgewässer.

Ökotoxikologische Studien zeigen, dass schon sehr geringe Mikroschadstoffgehalte akut-toxische oder chronische Wirkungen auf aquatische Organismen zur Folge haben können. Neben der Toxizität sind Stoffeigenschaften wie ein hohes Bioakkumulationspotenzial sowie die Persistenz in der aquatischen Umwelt oftmals zusätzlich problematisch.

Anhand des dargestellten Praxisbeispiels wird deutlich, wie gravierend über eine kommunale Kläranlage wiederkehrend eingetragene erhöhte Pflanzenschutzmittel-Konzentrationen ein Fließgewässer-Ökosystem schädigen können. Dabei veranschaulichen die Ergebnisse der mehrmals im Jahresverlauf durchgeführten biologischen Untersuchungen sehr eindeutig die Beeinträchtigungen der Makrozoobenthoszönose. Die Belastungen führten zu einer stark verarmten Fauna mit einem völligen Ausfall empfindlicherer Arten.

Nachdem durch umfangreiche chemische Analysen die Belastungsquelle lokalisiert und geeignete Maßnahmen zur Reduktion der Belastungen eingeleitet werden konnten, wurde zum Zweck der Erfolgskontrolle über mehrere Jahre hinweg ein biologisches Monitoring betrieben. Die Ergebnisse dieses Monitorings demonstrieren den zeitlichen Verlauf der Wiederbesiedlung und Regeneration der Makrozoobenthosfauna in dem betroffenen Tieflandbach.

Investigating ostracods as potential groundwater flow indicators: a study case from Lake Constance, Germany

Sandra Costa-Böddeker[1], Martin Wessels[2], Thomas Wolf[2], Benjamin Gilfedder[3], Antje Schwalb[1]

[1] TU Braunschweig, Institut für Geosysteme und Bioindikation, Langer Kamp 19c, 33184 Braunschweig, s.boeddeker@tu-bs.de; antje.schwalb@tu-bs.de

[2] Institut für Seenforschung, LUBW, Sedimentologie und Seenphysik, Argenweg 50/1, D-88085 Langenargen, Martin.Wessels@lubw.bwl.de, thomas.wolf@lubw.bwl.de,

[3] Universität Bayreuth, Fakultät für Biologie, Chemie und Geowissenschaften, Limnologische Forschungsstation, 95440 Bayreuth, benjamin-silas.gilfedder@uni-bayreuth.de

Lake Constance is the second largest lake in Central Europe with a catchment area of 11,500 km^2, a mean depth of 90 m and surface of 536 km^2. It has high ecological, social and economic value, and belongs to the largest and one of the most important drinking water reservoirs in Southern Germany, supplying water for around 5 Million people. Lately, structures at the bottom were found that may indicate unknown groundwater seeps into the lake.

The investigation of groundwater seeps and their potential impact on water quality is an issue of utmost importance for the sustained protection of Lake Constance. In order to identify biological indicators of groundwater seeps and to assess potential threats to water quality and their effect on biological communities we analyzed the seasonal variation in diversity and distribution of ostracods as well as their relationship to environmental variables using canonical correspondence analysis (CCA). In total 103 surface sediment samples were taken between June 2015 and June 2016 at 5 "hot spots" (Mehrerau, Birnau, Birnau-West, Mainau and Überlinger-See) using a van Veen grab. Water depth (m), temperature (°C), conductivity (µS cm^{-1}) were measured *in situ* with a multi-parameter CTD (Rosette) sonde. Water depth ranged from 2 m to 115 m. Seventeen ostracod taxa belonging to 15 genera were identified. Overall, *Limnocytherina sanctipatricii* was the most abundant and widely distributed species, ranging from 15% to 50%, particularly in November. This species was associated mainly to cold deep waters. *Leucocythere mirabilis*, usually associated to deep waters was also found at shallow sites (5.7 m deep) with 33% abundance. Potential groundwater flow indicators such as *Prionocypris zenkeri*, *Herpetocypris reptans* and *Darwinula stevensoni*, were found mostly in low abundances (max. 1%) particularly at Mehrerau and Birnau-West and were associated mainly with shallow depth (10-20 m) This study is part of the "ReWaM Joint Project - Using tracers to identify groundwater and surface water input to lakes and the importance for water quantity and quality: Case study from Lake Constance (SEEZEICHEN)" and has been supported by the German Federal Ministry of Education and Research (BMBF 02WRM1365C).

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Sulfatretention in einem neu angelegten Teich in der Bergbaufolgelandschaft

Remo Ender[1], Andreas Kleeberg[2]

[1] BTU Cottbus-Senftenberg, Fachgebiet Hydrologie und Wasserressourcenbewirtschaftung, Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus; remo.ender@b-tu.de

[2] Landeslabor Berlin Brandenburg, Inst. f. Lebensmittel, Arzneimittel, Tierseuchen und Umwelt, Abt. IV Umwelt, Strahlenschutz, Geologie, FB IV-2 Geologie, Boden, Abfall, Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow; andreas.kleeberg@landeslabor-bbb.de

Das künstliche Wassereinzugsgebiet „Hühnerwasser" wurde 2004 südlich von Cottbus im ehemaligen Braunkohlentagebau Welzow-Süd angelegt. Im September 2005 wurde mit Beendigung der Bauarbeiten der „Punkt Null" einer unbeeinflussten Sukzession definiert. Im untersten Bereich der 6 ha großen Fläche wurde eine Senke geschaffen, in der sich innerhalb weniger Monate ein Teich mit einer Fläche von ca. 3.800 m², einem Volumen von rund 4.000 m³ und einer maximalen Tiefe von 2,4 m entwickelte. Etwa 20 % des ursprünglichen Teichvolumens gingen innerhalb der ersten drei Jahre durch erosionsbedinge Sedimenteinträge aus dem Einzugsgebiet verloren. Danach nahm die Erosion im Einzugsgebiet mit zunehmender Vegetationsausbreitung deutlich ab. Im Rahmen des Teichmonitorings wurden umfangreiche hydrochemische Daten erhoben, die die Veränderungen im Einzugsgebiet bei einzelnen Elementen gut widerspiegeln. So zeigt die Bilanzierung der Ein- und Austräge des Sulfats, dass mit zunehmender Vegetationsbedeckung und Intensivierung der biologischen Prozesse ein Anstieg der Retention und Festlegung des Schwefels im Sediment erfolgt.

Präventivmaßnahmen zur Kontrolle des Nährstoffhaushalts in einem mesotrophen See

Tim Sebastian Epe

Institut Dr. Nowak, Abteilung Limnologie, Mayenbrook 1, 28870 Ottersberg, te@limnowak.com

Der Waidsee, ein im oberen Rheintal gelegener 24 ha großer Baggersee mit einer mittleren Tiefe von 13,5 und einer maximalen Tiefe von 27 m, ist ein intensiv genutzter Bade- und Angelsee. In den vergangenen Jahrzehnten haben sich im See Nährstoffe immer weiter angereichert und führten zu einer ständig wachsenden Algenentwicklung, wodurch sich die ökologische Situation nachteilig veränderte und die Nutzung beeinträchtigte.

Bereits 2002 wurden fünf weitgehend autark arbeitende Systeme zur Reinigung des phosphatbelasteten Tiefenwassers in Betrieb genommen. Diese binden seither einen Großteil der jährlich neu eingetragenen Phosphor(P)-Einträge.

Der Waidsee ist im Verhältnis zu seiner Fläche sehr tief, so dass der Wasserkörper nur unregelmäßig voll durchmischt wird. Daher stieg die Phosphatkonzentration im Tiefenwasser durch interne Rücklöseprozesse stetig an. Um dieses P-Reservoir zu binden und rücklösbaren P in dem nährstoffreichen Sediment festzulegen, wurden im Februar 94 Tonnen lanthanmodifiziertes Bentonit (LMB) über den tiefsten Stellen im See ausgebracht. Die P-Gehalte des Tiefenwassers sind stark abgesunken und das Risiko der Beimischung nährstoffreichen Tiefenwassers wurde verringert.

Das Poster zeigt die Ergebnisse des Gewässermonitorings und verdeutlicht die Strategie der präventiven Nährstoffbindung zum Erhalt des mesotrophen Zustands.

Auswirkung unterschiedlich gereinigter Abwässer auf das Frassverhalten von *Gammarus fossarum* (Koch, 1836) (Crustacea: Amphipoda)

Nicolas Furler, Stefanie von Fumetti

Universität Basel, Departement Umweltwissenschaften, Biogeographie, St. Johanns-Vorstadt 10, CH-4056 Basel, nicolas.furler@unibas.ch

Trotz eines beinahe flächendeckenden Netzes von Abwasserreinigungsanlagen (ARA) und einem sehr hohen Anschlussgrad (>97% der Haushalte sind angeschlossen) in der Schweiz gelangen noch immer Mikroverunreinigungen in die Oberflächengewässer. Diese gelangen in Form von Rückständen organischer Chemikalien, als Bestandteile von Medikamenten oder Reinigungsmitteln in die Vorfluter der ARAs. Im Jahr 2014 wurde das schweizerische Gewässerschutzgesetz überarbeitet, um diesem Phänomen entgegenwirken zu können. Seit dem 1. Januar 2016 sind die neuen Richtlinien in Kraft und ausgewählte Kläranlagen werden mit einer zusätzlichen Reinigungsstufe aufgerüstet, um die gesetzlich verlangte Reinigungs-leistung erreichen zu können. Die dabei eingesetzten Methoden sind standortabhängig. Die beiden Hauptprozesse sind jedoch die Behandlung des konventionell gereinigten Abwassers mit Ozon und/oder Aktivkohle.

In dieser Bachelorarbeit soll untersucht werden, ob die zusätzliche Reinigungsstufe einen Effekt auf Gammariden hat. Dies wird anhand einer Frassaktivitätsstudie mit *G. fossarum* (Koch 1836) (Crustacea: Amphipoda) untersucht. *G. fossarum* ist ein wichtiger Organismus in aquatischen Nahrungsnetzen, da er die Laubstreu angreift und die darin enthaltenen Nährstoffe anderen Lebewesen zugänglich macht und selbst auch als Nahrungsquelle dient. Dies macht ihn zu einem interessanten Testorganisumus für ökotoxikologische Unter-suchungen.

Für diese Studie wird aus einer Kläranlage herkömmlich gereinigtes, ozoniertes und mit Aktivkohle behandeltes Abwasser bezogen. Die Abwässer werden auf drei verschiedene Fließrinnen verteilt und in eine vierte kommt Bachwasser. So soll die Auswirkung der unterschiedlichen Wässer auf das Fraßverhalten von *G. fossarum* ex situ im Labor getestet werden. Gestanzte und gewogene Blattscheiben werden zuerst vier Wochen konditioniert, um einen möglichst natürlichen mikrobiellen Aufwuchs zu gewährleisten. Anschließend werden sie in Käfige verteilt, die an zwei Enden mit feinmaschiger Gaze verschlossen sind. Diese Käfige werden in den Fließrinnen platziert und dann mit Gammariden bestückt. Nach einer Woche werden die Gammariden aus den Käfigen geholt und wie die Reste der Blattscheiben im Ofen bei 40°C getrocknet. Mit den Gewichtsdifferenzen des Laubes und der Körpermasse der Gammariden lässt sich die jeweilige Fraßaktivitätsrate pro Käfig berechnen. Dies ermöglicht die Auswirkungen der verschiedenen Wässer auf die Fraßaktivität zu vergleichen.

Erste Resultate zeigen eindeutige Unterschiede betreffend der Menge des gefressenen Laubmaterials zwischen den verschiedenen Wässern. Weitere Daten und Analysen werden zeigen, welche Auswirkungen die neue Reinigungsstufe zur Entfernung von Mikroverunreinigungen auf *G. fossarum* und somit auf das Ökosystem Fließgewässer hat.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Analyse der Vegetationsentwicklung am Beispiel eines Teiches in der Bergbaufolgelandschaft

Egbert Gassert[1], Rossen Nenov[2], Remo Ender[1]

[1] BTU Cottbus-Senftenberg, Fachgebiet Hydrologie und Wasserressourcenbewirtschaftung, Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus; egbert.gassert@b-tu.de, remo.ender@b-tu.de

[2] BTU Cottbus-Senftenberg, Forschungszentrum Landschaftsentwicklung und Bergbaulandschaften, Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus; rossen.nenov@b-tu.de

Methoden der Fernerkundung gewinnen in der ökologischen Forschung zunehmend an Bedeutung und sind in vielen Bereichen bereits fest etabliert. Am Beispiel der Vegetationssukzession an und in einem neu angelegten Teich soll das Potential der GIS-basierten Auswertung von Luftbildern aufgezeigt werden.

Das künstlich angelegte Wassereinzugsgebiet „Hühnerwasser“ im Bereich des Niederlausitzer Braunkohlentagebaus Welzow-Süd wird als Modell für die initiale Entwicklung eines Ökosystems genutzt. Für das Gebiet wurde im September 2005 mit Beendigung der Bauarbeiten der „Punkt Null" einer unbeeinflussten Sukzession definiert. Im am tiefsten gelegenen Bereich der 6 ha großen Fläche wurde eine Senke geschaffen, in der sich in wenigen Monaten ein Teich mit einer Fläche von ca. 3.800 m² und einem Volumen von rund 4.000 m³ entwickelte. Seine maximale Tiefe betrug 2,4 m. Die Gebietsentwicklung wird im Rahmen eines umfangreichen Monitorings u.a. mit regelmäßigen Vegetationskartierungen erfasst.

Etwa 20 % des ursprünglichen Seevolumens gingen innerhalb der ersten drei Jahre durch erosionsbedingte Sedimenteinträge aus dem Einzugsgebiet verloren. Durch den zunehmenden Rückhalt der Mittel- und Grobsande im sich im Teichzulaufbereich ausbildenden Schwemmfächer gelangten in der Folge überwiegend feinkörniges Sediment aus Ton und Schluff (< 0,06 mm) in den Teich, die sich in den nördlichen und zentralen tieferen Bereichen ablagerten. Die fortschreitende Vegetationsentwicklung im Einzugsgebiet führte zudem zu einer Abnahme der Erosionsprozesse und begünstigte auch die rasche Ausbreitung von emersen und submersen Makrophyten im Teich und um den Teich herum. Die Ufervegetation erwies sich als wirksame Sedimentfalle, die dem weiteren Eintrag mineralischer Stoffe entgegenwirkte.

Zur Darstellung der Vegetationsentwicklung an und um den Teich herum wurden GIS-basierte Verfahren der Luftbildauswertung herangezogen. Zu Beginn der Vegetationsentwicklung dominierten am Gewässerrand Schilf (*Phragmites australis*) und mit deutlich geringerem Deckungsgrad Breitblättriger Rohrkolben (*Typha latifolia*). Die Makrophyten-Besiedlung im Teich setzte sich aus drei Potamogeton-Arten (*P. pectinatus*, *P. lucens* und *P. natans*), *Myriophyllum spicatum* und *Chara globularis* zusammen. Im Jahr 2009 war *P. pectinatus* die häufigste Makrophytenart im Teich, gefolgt von *P. lucens* und *M. spicatum*, *P. natans* und *Chara globularis*. 2015 dominierten dann *P. lucens* und *P. natans*, *Ch. globularis*. *P. pectinatus* und *M. spicatum* wurden nicht mehr gefunden. Der Schilfgürtel erstreckte sich inzwischen auf nahezu alle Teichbereiche mit einer Wassertiefe von weniger als 1 m.

Acute toxicity and recovery of a Cu-pulse: *G. fossarum* vs. *N. casparyi* and *P. slavus*

Almut Gerhardt, N. Leubner*+, C. Grimm*+, A. Petri**

* LimCo International GmbH, Wollmatinger Str. 22, D-78467 Konstanz, almutg@web.de

+ Universität Konstanz, Limnologisches Institut, Mainaustr.252, D-78464 Konstanz

Copper has been used in many different applications worldwide for many centuries and still is a significant threat for life even though essential at low concentrations for cellular functions. Copper is being used in drinking water pipes hence a potential threat for human health.

Searching for sensitive aquatic indicator species for continuous groundwater and drinking water monitoring we compared adults of two freshwater amphipods, *Gammarus fossarum* and *Niphargus aquilex* /*Niphargopsis casparyi* as well as the isopod *Proasellus slavus* in their sensitivity towards acute Cu-pulses (24 h) and their resilience after 7 days of recovery.

Seven concentration levels between 5 and 720 µg/L were tested in a static test design, where the individual animals were exposed in the test chambers of the MFB to continuously record the quantitative behavioural responses: initially in stream water, followed by 24 h of Cu-exposure. Thereafter the animals were kept at constant temperature with aeration and food for 7 days in the dark, before they were recorded in the MFB again. The MFB records automatically survival and behavior (locomotion).

Locomotory activity decreased in a concentration-dependent manner in both *N. casparyi* (LOEC: 288 µg/L and *G. fossarum* (LOEC: 360 µg/L with mortality observed at 720 µg/L). Recovery trials proved the observed behavioural effects to be persistent.

P. slavus showed low intrinsic locomotory activity and a tendency towards increased activity at > 288 µg/L.

Field validation in a waterwork simulating a copper pulse in situ confirmed the laboratory results.

Regarding capture at field sites, handling, culture and maintenance in the laboratory combined with Cu-sensitivity *G. fossarum* remains the most appropriate test organism.

This study was co-financed by the BMBF-project GroundCare (REWAM).

Toxicity of BPA: Are groundwater crustaceans *N. casparyi* and *P. slavus* more sensitive than *G. fossarum*?

A. Gerhardt, J. Ritzel*#, M. Urban*#*

* LimCo International GmbH, Wollmatinger Str. 22, D-78467 Konstanz

Hochschule f. Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen, Schelmenwasen 4-8, D-72622 Nürtingen

BPA (Bisphenol-A) is being used worldwide in plastic products and threatens the aquatic environment during degradation of plastic wastes and migration into food and drinking water from coated cans and pipes.

Searching for sensitive aquatic indicator species for continuous groundwater and drinking water monitoring we compared adults of two freshwater amphipods, *Gammarus fossarum* and *Niphargopsis casparyi* as well as the isopod *Proasellus slavus* in their sensitivity towards acute Cu-pulses (24 h) and their resilience after 7 days of recovery. Moreover, chronic toxicity tests (4 weeks) were performed with sublethal concentration levels.

Five concentration levels between 0.2 and 50 mg/L were tested in a static test design, where the individual animals were exposed in the test chambers of the MFB to continuously record the quantitative behavioural responses: initially in stream water, followed by 24 h of BPA-exposure. Thereafter, the animals recovered in stream water at constant temperature with aeration and food for 7 days in the dark, before they were recorded in the MFB again. The MFB records automatically survival and behavior (locomotion). Finally, at 4 sublethal concentration levels of BPA (between 0.01 and 1 mg/L) chronic effects on behavior and feeding were studied.

Regarding acute toxicity (survival and locomotion) *N. casparyi* was the most sensitive species, followed by *P. slavus* and *G. fossarum*. Chronic expires (4 weeks) revealed significant effects on behavior at 0.1 mg/l *(N. casparyi*) and survival at 1 mg/l (*N. casparyi, G. fossarum*).

This study was co-financed by the BMBF-project GroundCare (REWAM).

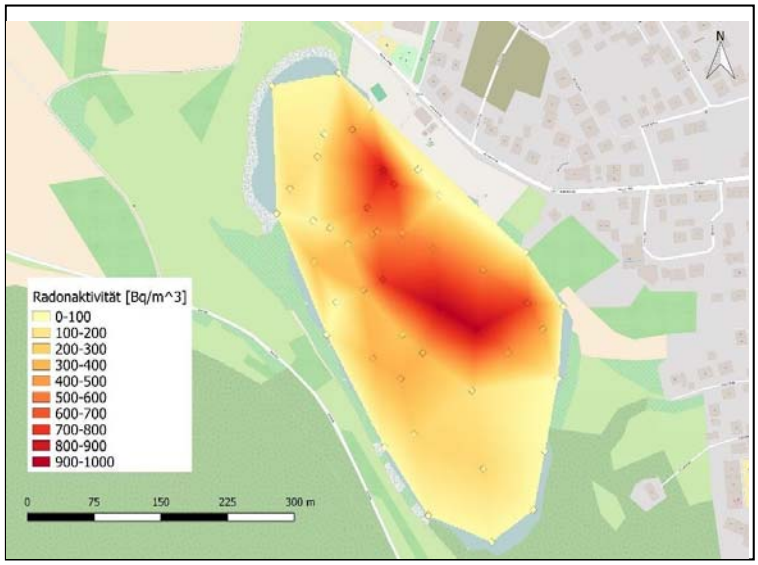
Kartierung und Quantifizierung Grundwasserzufluss zum Steißlinger See und Folgen für die Wasserchemie

Benjamin Gilfedder[1], Franziska Pöschke[2], Andrea Spirkaneder[1]

[1] Limnologische Forschungsstation, Universität Bayreuth, 95447, Universitätsstrasse 30, 95447 Bayreuth, Benjamin-Silas.Gilfedder@uni-bayreuth.de

[2] Institut für Seeforschung Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

Grundwasser ist eine oft vernachlässigte und schwer zu quantifizierende Komponente im Seewasserhaushalt. In dieser Studie wurde die Interaktion von Grund- und Seewasser am Steißlinger See, einem 11 ha großen See nordwestlich des Bodensees untersucht. Der Schwerpunkt lag auf der Kartierung und Quantifizierung des Grundwasserzuflusses mithilfe des Tracers Radon, sowie der Wirkung des Grundwasserzustroms auf See Chemie. ^{222}Rn, CH_4, NO_3^- und NO_2 wurden aus Tiefenprofilen und sedimentnaher Proben im April und Juni 2015 gemessen. Die räumliche Verteilung der Radonaktivitäten (max 944 Bq m^{-3}) zeigte, dass das Grundwasser aus Tiefenquellen (11-14m) in der Seemitte bis hin zum Nordostufer in den See strömt. Für den Wasserhaushalt des Sees spielt der Grundwasserzufluss eine große Rolle. Er beträgt 11 Ls^{-1} und macht damit etwa 70% des gesamten Wasserzuflusses des Sees aus. Hinsichtlich der Wasserchemie zeigten sich signifikante positive Korrelationen von Methan und Nitrit mit der Radonaktivität, was das Grundwasser als gemeinsame Quelle identifiziert. Der Zustrom von anoxischem Grundwasser lässt insgesamt also auf eine Verschlechterung der Wasserqualität schließen.



Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Vergleich der biologischen Aktivität in drei unterschiedlich stark durch Eisen belasteten Fließgewässern

Katja Gräbedünkel[1], Mike Plaschke[2], Dieter Leßmann[3]

BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus

[1] gkatchen@gmx.de, [2] mike.plaschke@b-tu.de, [3] lessmann@b-tu.de

In nachbergbaulichen Fließgewässern der Lausitz kommt es im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs zu einem verstärkten Eintrag von Eisen in Oberflächengewässer, der zu Verockerungserscheinungen führt. Die Gewässer der Region sind hiervon in unterschiedlichem Ausmaß betroffen. Die Verockerung kann gravierende Auswirkungen auf die biologische Besiedlung und die ökologischen Funktionen der Gewässer haben, u.a. auch auf den mikrobiellen Abbau von Falllaub und dessen Verfügbarkeit als Nahrungsquelle für Makroinvertebraten. Ziel der Untersuchungen war die Ermittlung der Abhängigkeit der mikrobiellen Aktivität beim Laubabbau sowie der Fraßaktivität von ausgewählten Makroinvertbraten von der Eisenbelastung.

Dafür wurden Laubbeutel mit Blättern der Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) einen Monat lang in drei unterschiedlich stark belasteten Gewässern (Koselmühlenfließ, Greifenhainer Fließ und Eichower Fließ) exponiert. Parallel dazu wurden jeweils aktuelle Daten der Esien-Belastung sowie von pH-Wert, Leitfähigkeit, Redoxpotential, Temperatur und Sauerstoffgehalt erhoben. Im Labor wurden über 24 Stunden die Respiration der Blätter gemessen sowie über 48 Stunden Fraßversuche mit Gammariden (*Gammarus pulex*) und Schnecken (*Potamopyrgus antipodarum*) durchgeführt.

Bei der Respiration konnten keine signifikanten Unterschiede aufgrund der unterschiedlichen Eisenbelastungen festgestellt werden. Bei den Fraßversuchen wurde eine deutliche Abnahme der Fraßbereitschaft der Gammariden bei den am stärksten mit Eisen belasteten Blättern festgestellt. Bei den Schnecken hingegen konnten keine signifikanten Unterschiede im Fraßverhalten zwischen den verschiedenen Blattfragmenten nachgewiesen werden. Die Eisenbelastung beeinflusst die beiden untersuchten Tiergruppen demnach nicht im selben Ausmaß.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Besser geht immer - Optimierung der BenthoTorch zur Quanti- und Qualifizierung benthischer Algen

Stephanie Graumnitz[1], Marcus Rybicki[1], Anna Dahlhaus[2]

[1] TU Dresden, Fachrichtung Hydrowissenschaften, Technische Universität Dresden, 01062 Dresden, stephanie.graumnitz@tu-dresden.de, marcus.rybicki@tu-dresden.de

[2] bbe Moldaenke GmbH, Preetzer Chaussee 177, 24222 Schwentinental, ADahlhaus@bbe-moldaenke.de

Die als (Mikro)phytobenthos bezeichneten Algen und Cyanobakterien leisten als autotropher Bestandteil benthischen Aufwuchses den Hauptteil der Primärproduktion kleiner und mittlerer Fließgewässerökosysteme und haben daher entscheidenden Einfluss auf die Gewässerökologie. Sie dienen daher als Bioindikatoren und werden zur Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes nach europäischer Wasserrahmenrichtlinie quantitativ sowie qualitativ erfasst.

Das in Algen enthaltene Chlorophyll a (Chl a) ist als quantitativer Parameter der Algenbiomasse seit langem anerkannt. Traditionell angewandte nasschemische Methoden, die auf der Extraktion von Chl a und der anschließenden spektrophotometrischen oder fluorometrischen Messung beruhen, sind invasiv, zeitintensiv und besonders bei der Extraktion fehleranfällig. Die Methode des *spectral fingerprinting* hingegen ermöglicht eine schnelle Quanti- und Qualifizierung von Algengruppen auch *in-situ*. Diese Methode beruht auf der Messung der Fluoreszenzintensität von Chl a des Photosystem II um 685 nm nach Anregung der Antennenpigmente, welche zwischen den verschiedenen Algengruppen stark variieren (Beutler 2002).

Zur Quanti- und Qualifizierung von Algengruppen findet *spectral fingerprinting* bereits Anwendung in kommerziell erhältlichen Messsonden, wie der Fluoreszenzsonde BenthoTorch der Firma bbe Moldaenke. Ziel unseres Kooperationsprojektes ist es, die Messsonde BenthoTorch für die Anforderungen im limnisch-benthischen Bereich (Phytobenthos) weiter zu optimieren.

Im Zuge der Neukonzeption der Sonde wird das Spektrum erfassbarer Algenklassen, welches bisher Grünalgen, Cyanobakterien und Diatomeen beinhaltet, um die für den limnischen Bereich wichtige Algengruppen der Rotalgen erweitert. Zudem werden die Differenzierung zwischen den Algenklassen und die Messfehlerkorrektur optimiert. Auch mögliche methodischen Problemen der Messmethode aufgrund hoher Schichtdicken des Phytobenthos werden untersucht und Lösungsmöglichkeiten evaluiert.

Direkte und indirekte Effekte von Mikroplastikpartikeln auf Nematoden

Arne Hägerbäumer[1], Walter Traunspurger[2]

[1,2] Universität Bielefeld, Konsequenz 45, 33615 Bielefeld, a.haegerbaeumer@uni-bielefeld.de, traunspurger@uni-bielefeld.de

Keywords: Flüssigmedium, Sediment, Reproduktion, Wachstum, Populationsdynamik, ISO 10872,

Das ubiquitäre Auftreten von Plastikpartikel ist eine zunehmende Bedrohung in aquatischen Ökosystemen. Auch wenn die Grundproblematik seit längerem bekannt ist, sind Folgen für limnische Systeme bisher nur unzureichend untersucht worden [1]. Im Besondern gilt dies für kleinste Plastikpartikel, sogenanntes Mikroplastik. Ein Großteil der in aquatische Systeme eingetragenes Mikroplastik sedimentiert ab und reichert sich an, so dass Konzentrationen in Sedimenten oft höher sind als im Freiwasser [2]. In benthischen Gemeinschaften besetzen vor allem Organismen der Meiofauna Schlüsselrollen im Nahrungsnetz und sind von höchster Bedeutung für den ökologischen Zustand von Sedimenten [3,4]. Innerhalb der benthischen Meiofauna spielen Nematoden eine besondere Rolle, da sie die dominanteste Organismengruppe darstellen [5]. Negative Effekte von Mikroplastik können durch Schädigung dieser Organismengruppe neben direkten Effekten auch zu indirekten Folgen im Nahrungsnetz (top-down, bottom-up) führen und somit auch nicht direkt von Mikroplastik betroffene Organismen beeinflussen.
Um erste Einblicke zu erhalten, inwiefern Mikroplastik direkte negative Effekte auf Nematoden hat, wurden Toxizitätstest mit *Caenorhabditis elegans* durchgeführt. In diesen Testansätzen wurde der Einfluss von Mikroplastikpartikeln unterschiedlicher Größe (0,2-2 mm) und Konzentration auf die Parameter Reproduktion und Wachstum von *C. elegans* nach standardisierten Methoden in Flüssigmedium und Sedimenten untersucht (ISO 10872). Des Weiteren wurden die hieraus resultierenden Erkenntnisse genutzt, um die Populationsdynamik von *C. elegans* unter Einfluss von Mikroplastik zu ermitteln.
Da neben den potentiellen direkten Effekten der Plastikpartikel auch Interaktionen mit chemischen Stressoren von Bedeutung sind, wurden die standardisierten Biotests mit MP um verschiedene Sediment-relevante Chemikalien ergänzt. In diesen Testansätzen wurde der Einfluss von Mikroplastik auf die Toxizität von Metallen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAKs) untersucht um die indirekten Effekte von einer Sedimentbelastung mit MP abschätzen zu können.
Vorläufige Ergebnisse lassen eine Abschätzung zu, in welchen Konzentrationen Mikroplastikpartikel direkte negative Folgen für benthische Organismen haben und inwiefern eine Belastung mit Mikroplastik die Toxizität von Schadstoffen beeinflussen kann.

Literatur

[1] Duis K, Coors A (2016) Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. Env Sci Eur 28:2
[2] Hidalgo-Ruz V, Gutow L, Thompson RC, Thiel M (2012) Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. Environ Sci Technol 46:3060–3075
[3] Giere, O (2009) Meiobenthology - The microscopic motile fauna of aquatic sediments, 2nd ed. Springer, Berlin/Heidelberg, Germany
[4] Majdi N, Traunspurger W (2015) Free-living nematodes in the freshwater food web: A review. J Nematol 47: 28–44
[5] Traunspurger W, Rundle SD, Robertson AL, Schmid-Araya JM (2002) Nematoda, in: Rundle SD; Robertson AL; Schmid-Araya JM (Eds.), Freshwater Meiofauna: Biology and Ecology, Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands, pp. 63–104

Lebendige Alster

Wolfram Hammer[1], Lars Panzer[2], Maike Piepho[3]

[1] BUND Hamburg/Wandsbek, August-Krogmannstr. 52, 22159 Hamburg, whammer@lebendigealster.de

[2] NABU Hamburg, Klaus-Groth-Str. 21, 20535 Hamburg, lpanzer@lebendigealster.de

[3] Aktion Fischotterschutz e.V., Sudendorfallee 1, 29386 Hankensbüttel, mpiepho@lebendigealster.de

Die Alster ist in Hamburg das wichtigste Nebengewässer der Elbe und ein prägender Bestandteil der Stadt. Die Alster kann mit ihren Nebenbächen ein Korridornetz bilden, in dem Tiere und Pflanzen einen Lebensraum finden und die Stadt durchwandern könnten. Doch jahrzehntelang wurden Hamburgs Gewässer weitgehend auf ihre Entwässerungsfunktion oder Schiffbarkeit reduziert und entsprechend betoniert und verbaut. Um eine Durchgängigkeit der Alster für wandernde Tierarten zu erreichen, müssen die ökologischen Potenziale des Gewässers ausgeschöpft werden. Außerdem kann die Attraktivität des Alsterlaufs als Naherholungsgebiet durch mehr Vielfalt und Natürlichkeit gesteigert werden.



Künstliche Unterwasserwelten erhöhen die Lebensraum- und Strukturvielfalt in Hamburgs Fleeten

Das Projekt „Lebendige Alster“ ist eine Kooperation von NABU Hamburg, BUND Hamburg und Aktion Fischotterschutz. Die drei Umweltverbände setzen sich für die naturnahe Entwicklung der Alster und ihrer Nebengewässer ein und leisten damit einen wichtigen Beitrag zur biologischen Vielfalt in der Stadt.

Neben Verbesserungen von Ufer- und Auenentwicklung im Oberlauf der Alster liegt ein Schwerpunkt des Projekts in der Entwicklung von Pilotmaßnahmen zur Aufwertung der städtischen Fleetalster als Lebens- und Erlebnisraum. Schwimmende Strukturen, wie an Schwimmbojen befestigte Totholzbündel oder schwimmende begrünte Stege sollen die Lebensraumqualität der Fleete erhöhen und sie gleichzeitig für BürgerInnen und Touristen attraktiver machen. Die Bedeutung der Fleete als Lebensraum wird so in das öffentliche Bewusstsein gerückt.

Umweltbildungsaktionen ergänzen die Maßnahmen an der Alster. Neben der Wissensvermittlung soll so auch das verantwortliche Handeln im Alltag und die Entwicklung eines Gespürs für die Folgen der Nutzung des städtischen Naturraumes entwickelt werden.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Zusammenbruch der Makrozoobenthos-Diversität eines Kleingewässers nach der Invasion durch den Kalikokrebs *Orconectes immunis*: eine Fallstudie

Alexander Herrmann, Andreas Stephan, Michaela Keller, Andreas Martens

Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Germany, al.herrmann@web.de, andreas.stephan@hotmail.de, micha.keller@gmx.de, andreas.martens@ph-karlsruhe.de

Orconectes immunis stellt durch sein Invasionspotential für das Makrozoobenthos in Kleingewässern am mittleren Oberrhein eine Bedrohung dar. Sein schnelles Wachstum und seine Fähigkeit, ein breites Spektrum an Invertebraten zu fressen, sorgen dafür, dass in Gewässern, in welchen *O. immunis* auftritt, ein drastischer Rückgang charakteristischer Arten zu beobachten ist. Dies trifft insbesondere Naturschutzteiche und Tümpel, welche als Ausgleichsmaßnahme zum Erhalt der lokalen Amphibien und Libellen angelegt wurden. Dort neigt *O. immunis* zu Massenbeständen. Speziell juvenile *O. immunis* sind wirkungsvolle Predatoren von Insektenlarven und Mollusken.

Im Jahr 2015 wurde eine Untersuchung des Makrozoobenthos in einem Kleingewässer in Rheinstetten durchgeführt. Dort kam es im Folgejahr zu einer Massenentwicklung von *O. immunis*. Im April und Mai 2017 wurde mit derselben Methode und im selben Zeitraum Erhebungen durchgeführt und die Daten verglichen. Die Ergebnisse der Studie sollen in diesem Poster vorgestellt werden.

Transport von Salzen und Schwermetallen beim Niedrigwasser der Elbe 2015

Gerd Hübner, Daniel Schwandt

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

Im Sommer und Herbst 2015 führte die Elbe extremes Niedrigwasser. Die Wasserbeschaffenheit der Binnenelbe zwischen der tschechisch-deutschen Grenze und dem Wehr Geesthacht wurde von Juli bis Oktober 2015 mithilfe des „Messprogramms für hydrologische Extremereignisse an der Elbe“ untersucht. Dieses Sondermessprogramm der Flussgebietsgemeinschaft Elbe wird von der Bundesanstalt für Gewässerkunde koordiniert. Die Monitoringergebnisse sind unter http://undine.bafg.de abrufbar.

Während die Wasserbeschaffenheit der oberen Elbe durch einen großen Anteil „Verdünnungswasser“ aus tschechischen Talsperren geprägt wurde, traten an der Mittelelbe deutlich erhöhte Chlorid- und Sulfatkonzentrationen auf. Stellenweise waren erhöhte Schwermetallkonzentrationen insbesondere in den filtrierten Wasserproben der Elbe zu verzeichnen. Der Zufluss der in geringerem Maß vom Niedrigwasser betroffenen Saale erhöhte die Chlorid- und Sulfatfracht der Elbe sowie die Fracht der meisten betrachteten Schwermetalle maßgeblich.

Für Chlorid und ausgewählte Schwermetalle werden die Haupteinträge bilanziert und der Fracht in der unteren Mittelelbe gegenübergestellt. Unter Einsatz des Gewässergütemodells QSim wird der Transport einzelner Schadstoffe während des extremen Niedrigwassers in der Elbe abgebildet und mit den errechneten Frachtbilanzen in Beziehung gesetzt.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

A submerged pine forest from the early Holocene in the Mecklenburg Lake District, NE Germany

Knut Kaiser[1], Silke Oldorff[2], Carsten Breitbach[3], Christoph Kappler[1,4], Martin Theuerkauf[5], Tobias Scharnweber[6], Manuela Schult[5], Mathias Küster[7], Christof Engelhardt[8], Ingo Heinrich[1], Michael Hupfer[8], Grit Schwalbe[1], Tom Kirschey[9], Oliver Bens[1]

[1] GFZ German Research Centre for Geosciences, Telegrafenberg, 14473 Potsdam, kaiserk@gfz-potsdam.de

[2] Nature Park Stechlin-Ruppiner Land, Friedensplatz 9, 16775 Stechlin OT Menz

[3] University of Potsdam, Institute of Earth- and Environmental Science, Karl-Liebknecht-Straße 24-25, 14476 Potsdam

[4] Brandenburg University of Technology Cottbus-Senftenberg, Chair of Soil Protection and Recultivation, Konrad-Wachsmann-Allee 6, 03046 Cottbus

[5] University of Greifswald, Institute of Geography and Geology, Friedrich-Ludwig-Jahn-Straße 16, 17487 Greifswald

[6] University of Greifswald, Institute of Botany and Landscape Ecology, Soldmannstraße 15, 17487 Greifswald

[7] Müritzeum, Zur Steinmole 1, 17192 Waren (Müritz)

[8] Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), Müggelseedamm 310, 12587 Berlin

[9] Nature and Biodiversity Conservation Union (NABU), Charitéstraße 3, 10117 Berlin

For the first time a submerged pine forest from the early Holocene could be documented in a lake of central Europe. Subaquatic tree stumps and trunks were discovered at Lake Giesenschlagsee (north of Rheinsberg/Brandenburg) at a water-depth interval from 2 to 5 m using scuba diving, sidescan sonar and a remotely operating vehicle. Several upright standing stumps, fixed by roots in the ground, indicate an *in situ* record. Botanical determination revealed Scots pine (*Pinus sylvestris*) with an individual tree age of about 100 years. Being older than the regional reference chronology for pine, the trees could not be dated by dendrochronology. Radiocarbon ages from the wood range from 10330 ± 70 to 10890 ± 180 cal yr BP which is equivalent to the late Boreal to mid Preboreal biozones. The rooting ground of the trees is a sedge peat, dating pollenstratigraphically in this period as well. Tilting of the peat bed by 4 m indicates subsidence of the ground due to local dead ice melting, causing drowning and preservation of the trees for millennia.

Together with further recently detected Lateglacial *in situ* tree occurrences in nearby lakes the submerged pine forest at Giesenschlagsee represents a new and very promising type of geobioarchive even for the wider region. Comparable *in situ* pine remnants occur at some terrestrial (buried setting) and marine sites (drowned setting) in northern central Europe and beyond but partly differ in age. In general, the *in situ* pine finds document shifts of the zonal boreal forest ecosystem during the late Quaternary.

Erstellung von fischartenspezifischen Fuzzy-Rules für die Habitateignungs-Modellierung mit CASiMiR-fish-2D in Fließgewässern

Bastian Knocks[1], Luise Richter[2]*, Matthias Schneider[3Δ], Thomas U. Berendonk[4]*, Susanne Worischka[5]**

* TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, Zellescher Weg 40, 01217 Dresden

Δ sje - Ecohydraulic Engineering GmbH, Viereichenweg 12, 70569 Stuttgart (Vaihingen)

[1] bastian.knocks@tu-dresden.de, [2] luise.richter2@tu-dresden.de, [3] mailbox@sjeweb.de,

[4] thomas.berendonk@tu-dresden.de, [5] susanne.worischka@tu-dresden.de

In den letzten Jahrzehnten stieg die Anzahl der Fließgewässer-Renaturierungen, infolge eines wachsenden Umweltbewusstseins. Dabei wird die Verbindung eines effektiven Hochwasser- und Erosionsschutzes mit den Anforderungen der EG-WRRL zu einer immer wichtigeren Aufgabe. In dem Projekt In_StröHmunG wird interdisziplinär an Lösungsansätzen für erfolgreiche Renaturierungen unter diesem Gesichtspunkt geforscht.

Die Parameter Strömungsgeschwindigkeit, Wassertiefe, Substratbeschaffenheit und Deckung sind wesentliche Faktoren eines komplexen Wirkungsnetzes, die in Fließgewässern Fisch-Individuen beeinflussen. Beispielsweise ist der Reproduktionserfolg der Bachforelle von der Substratbeschaffenheit und der Strömungsgeschwindigkeit abhängig. Mittels dieser Parameter kann die Auswirkung der veränderten physikalischen Gegebenheiten auf ihre artspezifische Verträglichkeit, bereits während einer Maßnahmen-Planung, überprüft werden. Das Habitatsimulationsmodell CASiMiR ermöglicht eine Modellierung des zu betrachtenden Gewässerabschnitts im Hinblick auf die Eignung der ökologisch wichtigen Parameter (v. a. Hydraulik und Substrat) für verschiedene Organismen. Die Modellierung kann anhand von ökologischen Präferenzkurven erfolgen oder mittels einer komplexeren Fuzzy-Rules-Matrix. Im Gegensatz zu Präferenzkurven ermöglichen Fuzzy-Rules die Einbeziehung nicht-numerischer Fakten oder Aussagen in die Simulation. Des Weiteren erlauben Fuzzy-Rules die Gewichtung der einzelnen Parameter durch eine spezifische Anpassung. Beispielsweise kommt die Bachschmerle in strömenden Bächen und Flüssen vor, wobei sie sich in Verstecken des Grobsubstrats aufhält und somit die Substratbeschaffenheit eine höhere Bedeutung als die Strömungsgeschwindigkeit aufweist. Nur mittels Fuzzy-Rules lässt sich dies in die Auswertung der Habitateignung integrieren.

Mittels einer umfangreichen Literatur- und Datenanalyse wurden Habitatpräferenzen und Fuzzy-Rules für typische Vertreter der Fischzönose in Fließgewässer-LAWA-Typen 5 und 9 erstellt. Diese dienen als Grundlage für die Überprüfung der Habitateigenschaften ausgewählter Fließgewässer in Sachsen. Das Resultat zeigt neben der artspezifischen und altersklassenbedingten Habitateignung, die Ansprüche verschiedener Arten an das gleiche Gewässer, sowie die Belegung der ökologischen Nischen. Des Weiteren werden intra- sowie interspezifische Konkurrenz- und Prädations-Vermeidungsstrategien aufgezeigt. Die Ergebnisse stellen die Relevanz einer sowohl artspezifischen als auch die Gesamtzönose berücksichtigenden Betrachtung der Auswirkungen von gewässerbaulichen Maßnahmen dar. Diese ist erforderlich, um eine leitbildorientierte Fischgemeinschaft im Gewässer durch geeignete Habitate erhalten bzw. wieder ansiedeln zu können.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Entwicklung von Schilfbeständen in Tagebauseen der Lausitz in Abhängigkeit von der Morphometrie und Hydrochemie

Sarah Kruber[1], Christian Hildmann[2]

[1] BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Postfach 101344, 03013 Cottbus; sarah.kruber@b-tu.de

[2] Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V. (FIB), Brauhausweg 2, 03238 Finsterwalde; c.hildmann@fib-ev.de

Die bergbaulichen Aktivitäten in der Lausitz können durch die Belüftung eisensulfidreicher Sedimente zu einer starken Versauerung der entstehenden Tagebauseen führen. Das hochmineralisierte und saure Wasser hemmt die Besiedlung durch Organismen.

Die Ufer dieser Seen differenzieren sich in die beiden Typen gewachsene und gekippte Ufer. Charakteristisch für die gekippten Bereiche sind vegetationsfreie Rohböden, die für die Entwicklung der Seen von Nachteil sind. Schilfbestände dienen als Erosionsschutz, so dass Säureeinträge durch abgeschwemmtes Kippenmaterial vermindert werden können. Ebenso kann Schilf durch seine z. T. hohe Biomasseproduktivität unter bestimmten Bedingungen zur biogenen Alkalinisierung der Gewässer beitragen.

Am Beispiel von elf Tagebauseen unterschiedlichen Alters und Chemismus wurde die Entwicklung der Schilfbestände im Zeitraum von 2006 bis 2014 quantifiziert. Anhand von Luftbildern erfolgte eine Bestandsaufnahme. Um die Gewässer untereinander vergleichen zu können, wurden die potentiell durch Schilf besiedelbaren Flächen anhand von Tiefenprofilen der Seen ermittelt.

Bei der Auswertung wurde zwischen gekippten und gewachsenen Uferabschnitten unterschieden. Darüber hinaus wurde auch der Grundwasserstrom berücksichtigt, da oftmals der Zustrom aus den Kippenbereichen mit einer hohen Säurefracht verbunden ist.

Die potentielle Ausnutzung des Schilfröhrichts ist in jungen Seen gering. Ursächlich sind der kippenseitige Zustrom acidreichen Wassers sowie die anhaltende Flutung der Seen, die das Schilf überstaut. Mit zunehmendem Alter verbessert sich die Besiedlung einiger Seen. Dies ist jedoch nicht mit einer Veränderung der hydrochemischen Bedingungen verbunden. Unterschiede in der Besiedlung von Kippen- zu gewachsenen Standorten sind vorhanden, die mit zunehmendem Entwicklungsalter der Seen abnehmen. Jedoch war bei allen Seealtern im Betrachtungszeitraum ein Zuwachs des Röhrichts auch an gekippten Standorten zu beobachten, was darauf hinweist, dass die Besiedlung noch nicht abgeschlossen ist.

Bergseen im Klimawandel – Verschiebung der Primärproduzenten in Bergseen als Indikator des Klimawandels

Wolfgang Küfner, Andrea Hofmann, Uta Raeder*

TU München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Aquatische Systembiologie, Limnologische Station Iffeldorf Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf, * wolfgang.kuefner@tum.de

Gebiete in größeren Höhen und Breitengraden sind durch den Verlust an Schneebedeckung am stärksten vom Klimawandel betroffen. Bergseen etwa sind geprägt von langer Eisbedeckung, kurzen Vegetationsperioden, niedrigen Wassertemperaturen, schnellen Änderungen von Wasserchemie und -physik während der Schneeschmelze, geringe Nährstoffkonzentrationen und einem Klarwasserstadium mit hoher Lichtdurchlässigkeit wie UV-Strahlung. Dortige Organismen sind an diese extremen Bedingungen angepasst. Bergseen reagieren somit sehr sensibel auf Umweltveränderungen. Selbst geringste Schwankungen können messbare Auswirkungen auf die Biozönose in Bergseen hervorrufen. Damit sind sie hervorragend als Frühwarnsystem in Bezug auf Klimawandel geeignet. Klimatische Faktoren betreffen hier vor allem die Gesellschaftszusammensetzung, Primärproduktion und Habitatverfügbarkeit an entlegenen Orten fernab anthropogenen Einflusses.

Diese Studie basiert auf Sedimentkernen von mehr als 25 Bergseen. Diese Seen befinden sich in der montanen, subalpinen und alpinen Stufe hauptsächlich in den Bayerischen Alpen. Die jeweiligen Schichten der Seesedimente werden hinsichtlich ihrer subfossilen Diatomeen-Gesellschaften untersucht und verglichen, wie auch auf Veränderungen des Signals stabiler Isotope und fossiler Pigmente. Dazu wird auch ein neu entwickelter Bergseen-Diatomeenindex herangezogen (vgl. Poster von Ossyssek S. & Raeder, U.). Hydromorphologische, -physikalische und -chemische Parameter werden ebenfalls erfasst und miteinbezogen.

Erste Ergebnisse zeigen, dass sich die Diatomeen-Gesellschaften von Bergseen verschiedener Höhenstufen klar in Artenzahl und -zusammensetzung unterscheiden. Gleiches gilt für das Phytoplankton. Die Untersuchung der Seesedimente zeigt nur teilweise eine sich verändernde Zusammensetzung der Diatomeen-Gesellschaften. Jüngere Sedimente sind geprägt von einem Anstieg epiphytischer und planktischer Arten wie der Gattung *Cyclotella*, während kleine benthische Diatomeen der Gattung *Fragilaria* abnehmen. Darüber hinaus indizieren die fossilen Pigmente (Chl a, Chl b, β-Carotinoide) und die stabilen Isotope ($\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$) einen Zuwachs an Gesamtbiomasse bzw. Primärproduktion im See mit der Zeit. Dies lässt bereits auf Klimawandel-abhängige Veränderung der Biomasse und Gesellschaftszusammensetzung der Primärproduzenten schließen.

Das Projekt wird durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz finanziert.

Temperaturabhängigkeit von chemischen Effekten vorhergesagt durch Messung physiologischer Raten

Kim Ladermann, Nils Lippmann, Monika Hammers-Wirtz, Silke Classen, Andre Gergs

gaiac, Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung e.V., Kackertstr. 10, 52072 Aachen, ladermann@gaiac.rwth-aachen.de

In der aquatischen Ökotoxikologie erfolgt die Effekt-Bewertung einer Substanz basierend auf Kurzzeitversuchen im Labor unter kontrollierten, konstanten Bedingungen. Im Gegensatz dazu sind natürliche Populationen im Freiland ständig schwankenden Umweltbedingungen ausgesetzt, wie z.B. saisonale oder tageszeitabhängige Veränderungen der Umgebungstemperatur. Dies erschwert die direkte Übertragung der Ergebnisse aus dem Labor ins Freiland. Außerdem kann die gemessene Sensitivität von Spezies je nach Umweltbedingungen variieren. So werden Tests mit verschiedenen Arten bei unterschiedlichen „optimalen" Temperaturbedingungen durchgeführt, die jedoch die Vergleichbarkeit der Ergebnisse über Artengrenzen hinweg erschweren.

In dieser Studie wurden letale Effekte auf *Daphnia magna,* hervorgerufen durch Chlorpyrifos, bei verschiedenen Umgebungstemperaturen mit Hilfe des General Unified Threshold Model of Survival (GUTS) (Jager et al. 2011) untersucht. Dieses Modell bezieht den Prozess mit ein, der zu einem Effekt führt, und beschreibt die Mortalität auf Basis der internen Konzentration. Die Ergebnisse zeigen, dass die Temperaturabhängigkeit der Eliminationskonstante (ke) auf Basis der Messungen von physiologischen Raten wie z.B. Filtrationsraten oder Entwicklungsraten vorhergesagt werden kann.

Der vorgeschlagene Modellierungsansatz erlaubt die Simulation von Toxizität unter naturnaheren Bedingungen und erlaubt den artübergreifenden Vergleich von Effekten in Experimenten mit unterschiedlichem Temperaturregime.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Chironomidenlarven als Anzeiger mittel- bis spätholozäner Ökosystemveränderungen im Hochgebirgssee Son Kol (Tian Shan)

Andreas Laug[1], Anja Schwarz[1], Stefan Lauterbach[2], Steffen Mischke[3], Antje Schwalb[1]

[1] TU Braunschweig, a.laug@tu-braunschweig.de

[2] Universität Innsbruck

[3] University of Iceland

Das aride Zentralasien befindet sich im Einflussbereich der relativ feuchten Westwinddrift und des trockenen Sibirienhochs. Die Interaktion dieser beiden Systeme hat entscheidenden Einfluss auf das Klima in der Region, der deshalb eine Schlüsselrolle für das Verständnis von Klimaveränderungen in der Nordhemisphäre zukommt. Ein ca. 6000 Jahre umfassender Sedimentkern aus dem See Son Kol in Zentralkirgistan wurde in einem multidisziplinären Ansatz analysiert (Lauterbach et al., 2014). Detaillierte Untersuchungen der Diatomeen- und Ostrakodenentwicklung zeigen starke Wechsel zwischen Süßwasser und meso- bis euhalinen Bedingungen (Schwarz et al., in Vorbereitung), die starke Schwankungen des Seespiegels und Wechsel zwischen einem hydrologisch geschlossenen und offenen System nahelegen. Chironomidenuntersuchungen sollen diese Ergebnisse insbesondere im Hinblick auf Salinitäts- und Seespiegelveränderungen verifizieren und erweitern. Die Konzentration und Erhaltung der Kopfkapseln von Chironomidenlarven ist im gesamten Kernverlauf gut. Drei Zonen mit deutlichem Wechsel der dominanten Artengruppen von *Cricotopus intersectus*-Typ TC und *Psectrocladius sordidellus*-Typ (bis ca. 5000 Jahre vor heute) über den *Chironomus anthracinus*-Typ (ca. 5000-4000 Jahre vor heute) zum *Tanytarsus gracilentus*-Typ (seit ca. 4000 Jahren vor heute) können unterschieden werden und bestätigen drastische Schwankungen im Seeökosystem.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Einfluss von Fraß- und Wühltätigkeiten von Wasservögeln und Fischen auf die Isoetiden *Lobelia dortmanna* L. und *Isoetes lacustris* L.

Nikola Lenzewski[1], Kai Jensen[2]

[1] Universität Hamburg, Biozentrum Klein Flottbek, Ohnhorststraße 18, 22609 Hamburg, nikola.lenzewski@uni-hamburg.de

[2] Universität Hamburg, Biozentrum Klein Flottbek, Ohnhorststraße 18, 22609 Hamburg, kai.jensen@uni-hamburg.de

Isoetiden sind eine Gruppe morphologisch ähnlicher Makrophyten, die durch eine rosettige Wuchsform und schmale, linealische Blätter gekennzeichnet sind. Typischerweise besiedeln diese Arten oligo- bis mesotrophe Gewässer, wobei es in den vergangenen Jahrzehnten zu starken Bestandsrückgängen von Isoetiden durch Versauerung und Nährstoffanreicherung der Gewässer gekommen ist. Am Ihlsee bei Bad Segeberg (Schleswig-Holstein) wurde in den letzten Jahren ein Rückgang von *Lobelia dortmanna* in den dort vorkommenden Strandlingsrasen dokumentiert. Insbesondere der ehemals dichte Bestand von *Lobelia dortmanna* am Südufer ist auf wenige Individuen zurückgegangen. Auch die ermittelte Bestandsentwicklung von *Isoetes lacustris* für den Ihlsee ist negativ. Für die aktuellen Rückgänge der Arten im Ihlsee kommen neben der Ausbreitung von Röhrichten und Vertritt durch Badebetrieb auch Fraß- und Wühlschäden durch Wasservögel und Fische sowie eine Anreicherung von organischer Substanz in den Sedimenten in Frage. Im Juni 2016 wurde ein Exclosureexperiment zur Quantifizierung der möglichen Effekte von Wasservögeln und Fischen auf *Lobelia dortmanna* und *Isoetes lacustris* eingerichtet. Hierfür wurden je Art in unterschiedlichen Wassertiefen (*Lobelia dortmanna*: ca. 0,5 m; *Isoetes lacustris*: ca. 2 m) fünf Metallkäfige und fünf Kontrollflächen (jeweils 90x90x80 cm) im Norden des Ihlsees in Pflanzenbeständen der beiden Arten installiert. Bis einschließlich 2018 werden die Untersuchungsflächen während der Vegetationsperioden regelmäßige aufgesucht und Unterwasserfotos der Pflanzenbestände angefertigt, aus denen im Anschluss die Anzahl Pflanzen und die Mortalität je Untersuchungsfläche ermittelt wird. Die ersten Ergebnisse aus dem Jahr 2016 zeigen, dass es über den Sommer in den Käfigflächen von *Isoetes lacustris* zu einer geringeren Mortalität von Pflanzen im Vergleich zu den Kontrollflächen gekommen ist. Für *Lobelia dortmanna* wurden sowohl in den Kontroll- als auch in den Käfigflächen deutlich höhere Mortalitäten festgestellt. Die ersten Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Pflanzenbestände von *Isoetes lacustris* in den Käfigflächen vor Wasservögeln und Fischen geschützt waren, während es in den Kontrollflächen zu einem Verlust von Pflanzen durch Wasservögel und Fische gekommen sein könnte. Die hohen Mortalitäten für *Lobelia dortmanna* in beiden Typen von Untersuchungsflächen zeigen, dass sich im Vergleich zu den *Isoetes*-Beständen auch andere Faktoren als Fraß- und Wühltätigkeiten von Wasservögeln und Fischen negativ auf die *Lobelia*-Bestände ausgewirkt haben könnten.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Entwicklung und Anwendung eines sequentiellen Extraktionsverfahrens zur Erfassung von Schwefelfraktionen in organischen Substraten aquatischer Systeme

Anne Linkert[1], Jörg Gelbrecht[2], Andreas Lechner[1]

[1] Universität Osnabrück, Institut für Geographie, Seminarstraße 19 a/b, 49074 Osnabrück, anne.linkert@gmx.de, alechner@uni-osnabrueck.de

[2] Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Abt. Chemische Analytik und Biogeochemie, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, gelbr@igb-berlin.de

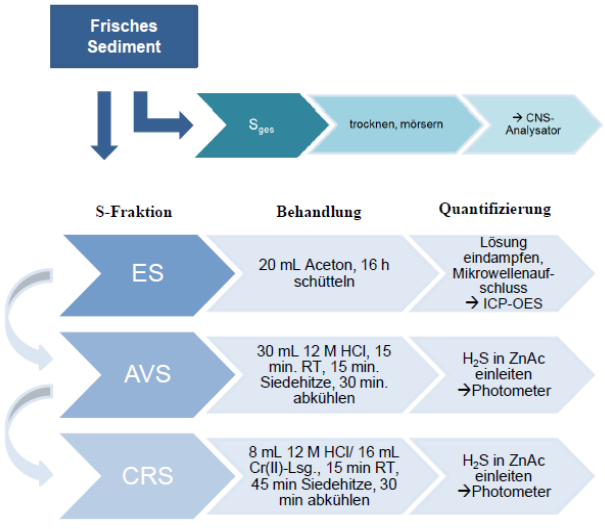
Seit einigen Jahren ist der hohe Sulfateintrag in Oberflächengewässer, wie z.B. in die Spree, in den Fokus der Öffentlichkeit gelangt. Vermehrt wird der in der Trinkwasserverordnung festgelegte Grenzwert in Gewässern überschritten, so auch im Müggelsee in Berlin, aus dem durch Uferfiltration ein großer Teil des Trinkwassers für Berlin gewonnen wird. Insbesondere vor dem Hintergrund zahlreicher Nutzungsanforderungen und dem Fehlen eines umfassenden Ansatzes zur Sulfateliminierung hat sich die Sulfatproblematik in der Spree und weiteren Gewässern zu einem zentralen Thema entwickelt (SONNTAG 2007).

Im Mittelpunkt der öffentlichen Diskussionen stehen grundsätzlich drei Konfliktbereiche:

Die Spree als Rohwasserressource zur Trinkwassergewinnung bzw. die mögliche Gefährdung der Trinkwasserversorgung (Berlin und Frankfurt (Oder)),

die Betonaggressivität von Sulfat für Bauwerke im und am Gewässer sowie die Wirkung von Sulfat auf Stoffumsetzungsprozesse in Gewässerökosystemen, z.B. eine potenzielle Phosphor-Freisetzung aus Sedimenten, was zu einer (Re-) Eutrophierung führen kann oder vor allem indirekte Wirkungen auf die Biozönosen der betroffenen Gewässer (SONNTAG 2007).

Aus diesem Grunde ist es von erheblichem Interesse, den Rückhalt von Sulfat im Gewässer einschätzen zu können. Hierfür wurde ein sequentielles Extraktionsverfahren zur qualitativen und quantitativen Erfassung von drei Schwefelfraktionen – elementarer Schwefel (ES), säureflüchtiger Monosulfid-Schwefel (AVS) und chromreduzierbarer Disulfid-Schwefel (CRS) – entwickelt. Diese Schwefelverbindungen spielen eine wichtige Rolle beim natürlichen Sulfatabbau in einem Gewässer. Mithilfe des entwickelten Verfahrens, das an mehreren Sedimenten verschiedener Oberflächengewässer angewandt wurde, sollen erste Informationen über den Umfang, die Art und die Stabilität der Schwefelspeicherung im Sediment gewonnen werden.



Literatur

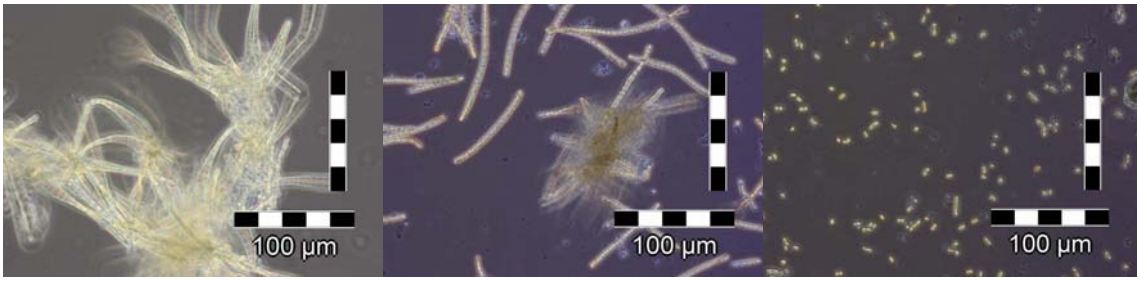
SONNTAG, H. (2007): Problem Sulfat in der Spree - Stand der Diskussion und aktuelle Trends. Proceedings oft he 58, Berg- und Hüttenmännischer Tag - Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer/GIS-Geowissenschaftliche Anwendungen und Entwicklungen, S. 151–156.

Vergleich von Homogenisierungsmethoden zur Probenvorbereitung für die TN- und TP-Bestimmung von Gewässerproben

Gudrun Lippert[1], Markus Jessen[1], Hans-Peter Köhler[2]

[1] BTU Cottbus Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, gudrun.lippert@b-tu.de, Markus.Jessen2@b-tu.de

[2] Medizin- und Labortechnik Engineering GmbH Dresden, Bernhard-Voß-Straße 27, 01445 Radebeul, koehler@mle-dresden.de



Kultur, unbehandelt | homogenisiert mit Rotor/Stator-Dispergierer | homogenisiert mit Ultraschallsonde

Aphanizomenon gracile

Die Wirkung und die Effektivität verschiedener Homogenisierungsmethoden (Ultraschalldesintegrator und Rotor/Stator-Dispergierer) für die Gesamt-Stickstoff- und Gesamt-Phosphor-Bestimmung mit den FIA-Analysatoren der Firma MLE sollen anhand von Algenkulturen und natürlichen Gewässerproben untersucht werden.

In der Laborroutine sind bei Wiederholungsmessungen Abweichungen von bis zu 30 % sowie häufige Störungen im Analysefluss aufgefallen. Das führt zu verschobenen und unsymmetrischen Absorptionspeaks und zu fehlerhaften Ergebnissen. Die Probleme traten zusammen mit hohen Blaualgenanteilen im Phytoplankton auf. Es wurde vermutet, dass selbst nach dem Homogenisieren Bruchstücke vorhanden sind, die eine Störung des Analyseflusses bewirken. Die Fließanalyse ist nur für Partikel < 50 µm geeignet. Bei größeren Partikeln besteht die Gefahr von Störungen im Fließsystem.

Um diesen Zusammenhang belegen und wenn möglich auch quantifizieren zu können, wurden an unterschiedlichen Blaualgen- und Grünalgenkulturen mikroskopische Untersuchungen vor und nach der Probenbehandlung bezüglich der Partikelgröße und -form durchgeführt. An diesen Proben erfolgte auch die Analyse von Gesamt-Stickstoff bzw. Gesamt-Phosphor.

Zur Homogenisierung standen ein Rotor/Stator-Dispergierer und ein Ultraschalldesintegrator zur Verfügung. Dementsprechend kamen als Wirkprinzipien zum Homogenisieren die mechanische Zerkleinerung durch Rotations- und Scherkräfte bzw. der Eintrag von Ultraschallenergie zur Anwendung.

Die mikroskopische Untersuchung zeigte für die Vorbehandlung der Proben mit der Ultraschallsonde wesentlich kleinere und homogener verteilte Partikel. Die Aufschlussausbeuten nach der Ultraschallbehandlung waren für TN um bis zu 57 % und für TP um bis zu 33 % höher als mit dem Rotor/Stator-Dispergierer.

Linking biofilm functions across scales and measures for a better understanding of responses to chemical and non-chemical stressors

Stefan Lips, F. Larras, Mechthild Schmitt-Jansen

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Dept. Bioanalytische Ökotoxikologie,
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, stefan.lips@ufz.de

Benthic microbial communities (=biofilms) are diverse consortia composed of microalgae, bacteria, fungi and meiobenthos, embedded in a matrix of extracellular polymeric substance. Because of their diverse composition, biofilms perform a large variety of biogeochemical processes like carbon or nutrient cycling. Those processes can be conceptually assigned to ecosystem functions e.g. primary production, nutrient retention or xenobiotic degradation. They are addressed in different disciplines like stream ecology or molecular biology with a variety of methodological approaches, however there is limited common understanding regarding the definition of 'function' in the related disciplines. Additionally, measurements of functions on different biological scale are hardly linked between disciplines. Consequently the assessment of biofilm-mediated functions in aquatic ecosystems varies in methodology and scale, ranging from the molecular assessment (e.g. functional genomics) of a biofilm community (or a selected sub-unit) up to monitoring of a sum parameter on a defined river stretch (e.g. oxygen budgets). However linking functional measures across different scales (from molecular up to ecosystem) bears discriminatory power to unravel underlying processes mechanistically and their significance in the environment. This is of particular importance for the evaluation of stressor effects on microbial processes and the optimization of functions in the ecosystem. Especially molecular tools (e.g. transcriptomics and metabolomics) may provide insights into cellular processes being modulated as adaptive response to chemical and non-chemical stressors.

To identify differences in functional thinking in biofilm research we conducted a brief literature review on existing functional metrics which are commonly used to assess aquatic biofilm functions. In a second step we identified molecular processes on the KEGG and NCBI databases which could be assigned to the functions mentioned beforehand. Finally we supplemented the survey with literature on respective chemical and non-chemical stressors that interfere with functions on different scales. Aim of this synthesis was to identify advantages, challenges and limitations of the different approaches and to draw conclusions on the feasibility of inter-/extrapolations between different scales.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Methodenentwicklung zur Abschätzung der Freisetzung faserbürtigen Mikroplastiks aus Textilien

Jens Mählmann, Marco Sallat

Sächsisches Textilforschungsinsitut e. V. an der TU Chemnitz, Annaberger Str. 240, 09125 Chemnitz, jens.maehlmann@stfi.de, marco.sallat@stfi.de

Die Literatur definiert Mikroplastik als Kunststoffpartikel mit einer Größe von weniger als 5 mm bis in den Nanometerbereich (DG ENV 2011, NOAA 2014, WRIGHT et al. 2013a, GRAHAM & THOMPSON 2009, BARNES et al. 2009, DERRAIK 2002, RYAN et al. 2009, BROWNE et al. 2007, 2011, CLAESSENS et al. 2011, Hachtel et al. 2014, Hohenblum et al. 2015)

Die wesentliche Eintragspfade von Mikroplastik sind beschrieben: sog. sekundäres Mikroplastik, welches durch die Müll-Verwitterung entsteht und primäres Mikroplastik aus Produktionsrückständen, Produktionsverlusten sowie Mikroplastik aus Kosmetika und Hygieneartikeln (Essel et al., 2015, BUND, 2015, 2016, Ott et al., 2015, FAURE et al. 2013, ERIKSEN et al. 2013, FREE et al. 2014). Eine offenbare (benannte aber nicht quantifizierte) Wissenslücke stellt der Eintrag von Mikroplastik aus textilen Produkten dar. Es lassen sich nur vereinzelte Angaben finden, die jedoch eine sehr große Divergenz aufweisen (Browne et al. 2011, www.life-mermaids.eu, 2016, Pirc et al., 2016). Während jedoch die anderen Eintragspfade grundsätzlich steuerbar sind oder bereits ein Rückfahren eingeleitet wurde (s. Kosmetikindustrie), wird sich der Eintrag aus textilen Produkten (Produktion, Prozesskette, Bekleidungswäsche, Geotextilien) langfristig den wichtigsten Eintragspfad darstellen.

Das vorgestellte F&E-Projekt stellt sich der Herausforderung, einen Beitrag zur Methodenentwicklung zur Analyse von faserbürtigem Mikroplastik zu leisten. Zwar bestehen aktuell angemahnte Defizite in der Harmonisierung der Methoden zur Analyse von sphärischen Mikroplastik-Partikeln (Laforsch et al., 2014, UBA, 2015, Ivlewa et al. 2016), hier sind aber die Methoden grundsätzlich etabliert (Hidalgo-Ruz et al., 2012, Hohenblum et al., 2015, Ott et al. 2015, Brown et al. 2011). Im Gegensatz dazu entziehen sich die faserbürtigen Mikroplastik-Spezies den bisher gängigen Analysentechniken (Gerdts, G. 2016, pers. Mitteilung) und lassen sich darüber hinaus auch (öko-)toxikologisch schwer bewerten. Dazu müssen neben den Analysetechniken auch Probenahmetechniken sowie Testverfahren entwickelt werden, um unter standardisierten Bedingungen die Freisetzung von Mikroplastik aus Textilien bewerten zu können.

Als Kernprozesse werden zunächst die Textilveredlung und (industrielle) Textilreinigung betrachtet.

Damit können nach dem Abschluss des Projekt der Eintragspfad „Textil“ besser quantifiziert und erste Hinweise für ggf. emissionsärmere Prozesse oder die Gestaltung/Veredlung von (Geo-)Textilien abgeleitet werden, um die Emissionen von Mikroplastik aus Textilien langfristig zu verringern.

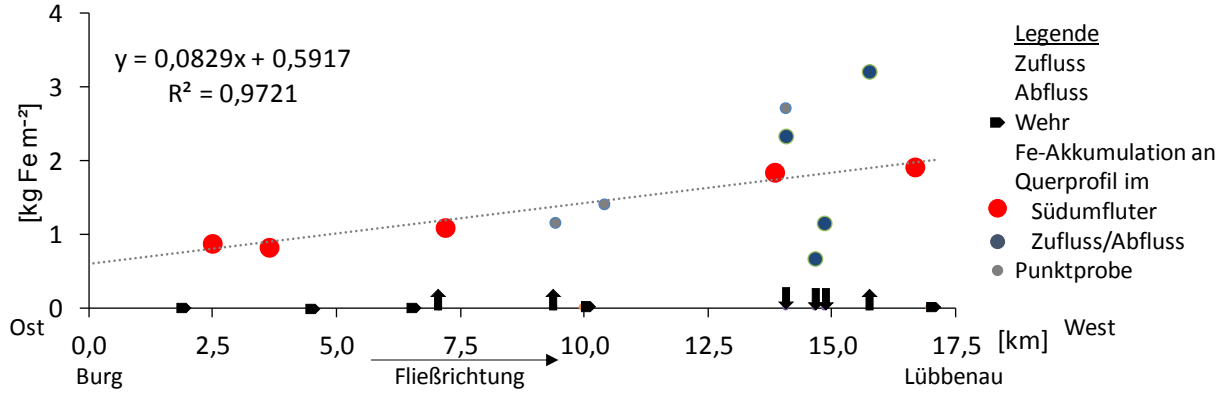
Bergbaubedingte Eisenbelastungen von Gewässersedimenten im Bereich des südlichen Spreewalds

Maria Niedan, Björn Grüneberg, Ingo Henschke

BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, marianiedan@gmx.net

In dem südlichen Bereich des Spreewalds wird über mehrere kleine Zuflüsse sowie der Spree Eisen (Fe) in partikulärer und gelöster Form eingetragen. Ziel der Untersuchungen war die Bestimmung der Fe-Akkumulation im Fließverlauf des Spree-Südumfluters, sowie die Gegenüberstellung der Akkumulation im Sediment mit den Fe-Einträgen im Rahmen einer Bilanz. Der Südumfluter, der das Naturschutzgebiet „Innerer Oberspreewald“ nach Süden abgrenzt, wurde zwischen Burg und der Mündung in die Hauptspree in Lübbenau beprobt. An fünf Stellen, die charakteristische Abschnitte entsprechend der Hauptzuflüsse darstellen, wurden ungestörte Sedimentkerne mittels UWITEC® Stecher im Querprofil (5- 12 Kerne pro Profil) entnommen. Zudem wurden drei Zuflüsse und ein Abfluss nördlich des Südumfluters beprobt. Aus der Mächtigkeit der Fe-Hydroxid-Auflage und dem Fe-Gehalt des Sediments wurde der Fe-Pool je Querprofilstelle berechnet. Mittels linearer Interpolation wurde die Fe-Akkumulation über die gesamte Fließgewässerstrecke abgeschätzt. Zudem wurde die Fe-Retention aus Fe-Konzentrationen im Wasser aller Zu- und Abflüsse sowie entsprechender Durchflüsse für den Zeitraum von 2006- 2016 berechnet.

Nach dem bergbaubedingten Grundwasserwiederanstieg wurden seit etwa 2011 große Mengen Eisenhydroxid im Südumfluter abgelagert und es wird weiterhin Eisen über bergbaubelastete Zuflüsse eintragen. Die Breite des Gewässerprofils nimmt flussabwärts deutlich zu, die Fließgeschwindigkeit dagegen ab. In den sich dadurch bildenden strömungsberuhigten Bereichen sedimentiert das Eisenhydroxid überwiegend. Flussabwärts wurde eine Zunahme des maximalen Eisengehalts im Oberflächensediment von ~50 mg g^{-1} auf maximal 170 mg g^{-1} dokumentiert. Da auch die Mächtigkeit der Eisenhydroxidauflage zunimmt, ergibt sich eine nahezu lineare Zunahme der Eisen-Akkumulation im Fließverlauf (siehe Abbildung). Im Sediment des Südumfluters befinden sich ca. 341 Tonnen akkumuliertes Eisen, welches bei einer mittleren Fe-Retention von 42 % einem Fe-Eintrag vom Zeitpunkt der Untersuchungen von ca. zweieinhalb Jahren entspricht.



Eisen-Akkumulation (in kg m^{-2}) im Flussverlauf des Südumfluters, sowie deren Zu- bzw. Abflüssen

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Vergleich von hydrogeomorphologischen Verhältnissen an Sorpe und Röhr und deren Bedeutung für die Habitatbedingungen von aquatischen Organismen

Milian Noack[1], Andreas Lechner[1], Petra Podraza[2]

[1] Universität Osnabrück, Institut für Geographie, Seminarstr. 19 a/b, 49074 Osnabrück, alechner@uos.de

[2] Ruhrverband, Kooperationslaboratorium, Kronprinzenstr. 37, 45128 Essen

Projekte zur Fließgewässerrenaturierung sollen naturnähere hydromorphologische Verhältnisse wiederherstellen und Habitate für typspezifische Arten fördern. Nach der Bewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zeigen die aquatischen Organismen (insbesondere das Makrozoobenthos) allerdings häufig nicht die erwartete Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse. Eine aktuell diskutierte Ursache ist, dass Renaturierungs-maßnahmen zwar geeignete Mesohabitate entstehen lassen, häufig aber nicht zu den erwarteten Mikrohabitaten für eine typspezifische Biozönose führen. Ziel der vorgestellten Masterarbeit war also, an Bsp.-Gewässern im Detail die durch Renaturierungen angeschobene hydromorphologische Gewässerentwicklung hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Mikrohabitatbedingungen zu analysieren. Hierzu wurde die Entwicklung von zwei Mittelgebirgsgewässern (Sorpe, Röhr) seit der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen untersucht. In beiden Gewässern wurde der renaturierte Zustand mit dem ausgebauten Zustand in mehreren Abschnitten verglichen. Hierfür wurden unter anderem Gewässerstrukturen und Mikrohabitate kartiert und das Makrozoobenthos beprobt. Des Weiteren wurde die dynamische Gewässerentwicklung mittels Vermessungen und durch Luftbildauswertungen untersucht und interpretiert.

Die Ergebnisse zeigten wie zu erwarten, dass die Renaturierungsmaßnahmen zu einer deutlichen Verbesserung von Mesohabitaten (z.B. Furten/Kolke, Schotterbänke) in den Sohl- und semiaquatischen Bereichen der Gewässer führte und eine typspezifische Entwicklung der Biozönosen förderte. Das Fehlen von Ufergehölzen und entsprechender Schlüsselhabitate (Totholz, Unterstände) wurde als wesentliche Defizite im Projektgebiet identifiziert. Des Weiteren konnte aber ebenfalls festgestellt werden, dass die Renaturierung im Detail durchaus auch zur Zunahme der Mikrohabitatvielfalt (Substrate, Strukturen, Wasserführung) führt und zur Erhöhung der Abundanz und Vielfalt von aquatischen Arten beiträgt, sofern keine anderen Stressoren im Einzugsgebiet vorhanden sind. Die Habitatdiversität wird dabei entscheidend durch vielfältige organische Strukturen und einen gewissen Anteil von unterschiedlichen Feinsubstraten beeinflusst. Außerdem konnten deutliche eigendynamische Gewässerentwicklungen bereits nach zweieinhalb Jahren nach dem Ende der Maßnahmen nachgewiesen werden. Dabei konnte ein Vergleich der Gewässer einen entscheidenden Einfluss auch der Talsperre auf die Biozönosen aufzeigen.

Veränderungen der hydromorphologischen Verhältnisse haben also klare Einflüsse einerseits auf die Ausbildung von Mesohabitaten, andererseits aber eben auch auf feinskaligere Strukturen in Fließgewässern wie z.B. unterschiedliche Substratablagerungen auf engstem Raum und in diese eingenischte Organismen. Entsprechend kommt der Schaffung von geeigneten Mikrohabitaten im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen eine entscheidende Bedeutung für die Zielerreichung des guten ökologischen Zustands gemäß WRRL zu.

Identifizierung von Grundwasserzutritten in Seen (lacustrine groundwater discharge – LGD) am Beispiel des Steißlinger Sees

Anna Noffke, Vera Winde, Franziska Pöschke, Thomas Pflugbeil, Thomas Wolf

Institut für Seenforschung, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen

anna.noffke@lubw.bwl.de, vera.winde@lubw.bwl.de, thomas.pflugbeil@lubw.bwl.de,

franziska.poeschke@lubw.bwl.de, thomas.wolf@lubw.bwl.de

Das Verbundprojekt SeeZeichen (Fördermaßnahme ReWaM des BMBF) befasst sich mit der räumlichen Verteilung und saisonalen Dynamik unterschiedlicher Eintragspfade, unter anderem Grundwasser, in Seen. Zur Identifikation von Grundwasserzutritten werden im Projekt verschiedene physikalische und chemische Methoden einzeln und in Kombination getestet. Hauptuntersuchungsgebiet ist der Bodensee, die entwickelten Methoden sollen aber auch auf andere Seen übertragen und hier verifiziert werden. Einer dieser Seen ist der Steißlinger See, ein 11,2 ha großes Gewässer nordwestlich des Bodensees (Landkreis Konstanz, Baden-Württemberg), von dem bekannt ist, dass er durch unterirdische Quellen gespeist wird.

Um „hot spots“ dieses Grundwasserzutritts zu identifizieren, wurden seit Juni 2016 im drei-Monats-Intervall Tiefenprofile mit einer CTD aufgenommen und für ausgewählte Tiefenstufen Messungen verschiedener chemischer Tracer (Hauptionen, stabile Isotope) durchgeführt. Außerdem wurden die relevanten Grundwassermessstellen im Nahbereich des Sees sowie der Zufluss auf ihre physikalisch-chemische Zusammensetzung untersucht.

Erste Auswertungen der bisher vorliegenden Messergebnisse zeigen eine Infiltration des Grundwassers im nord-östlichen und mittigen Bereich des Sees. Darauf weisen insbesondere die δ^2H und $\delta^{18}O$-Signaturen hin, die im Tiefenbereich im Vergleich zur Oberfläche deutlich abgereichert sind, und den Signaturen der umliegenden Grundwassermessstellen entsprechen. Diese ersten Isotopenmesswerte stimmen überein mit erhöhten Radonaktivitäten in diesem Bereich, die durch einen der Projektpartner (Universität Bayreuth; Spirkaneder, 2016) gefunden wurden.

Die Messdaten werden im weiteren Projektverlauf zur Verifizierung eines bereits bestehenden hydrodynamischen Modells (Pöschke et al., 2016) genutzt, welches die Auswirkungen der Grundwasserinfiltration auf die Schichtungsdynamik des Sees untersucht.

Ziel des Projekts ist die Implementierung der vollständig entwickelten Methodenbox in die Praxis, wo sie verschiedensten Anwendern im Wasserressourcen-Management zur Verfügung stehen soll.

Literatur:

Pöschke, F.; Pflugbeil, T.; Nofke, A.; Winde, V.; Wolf, T, 2016: Einfluss von Lakustrinem Grundwasserzufluss (lacustrine groundwater discharge - LGD) auf die Schichtungsdynamik im Steißlinger See, Poster, DGL.

Spirkaneder, A., 2016: Interaktion von Grund- und Seewasser und daraus resultierende Folgen für die Wasserqualität am Steißlinger See. Bachlorarbeit, Universität Bayreuth.

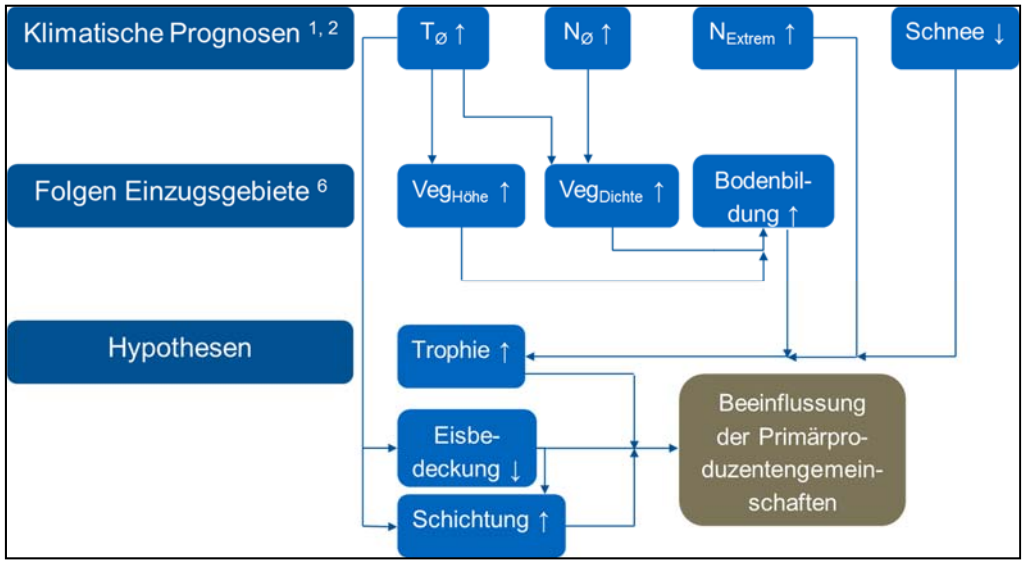
Limnologische Untersuchungen an Bergseen der nördlichen Kalkalpen und Entwicklung von Diatomeentransferfunktionen zur Rekonstruktion der Auswirkungen von Klimaveränderungen

Stefan Ossyssek, Uta Raeder

TU München, Lehrstuhl für aquatische Systembiologie, Limnologische Station Iffeldorf, 82393 Iffeldorf, stefan.ossyssek@tum.de, uta.raeder@tum.de

Bergseen sind charakteristische Landschaftselemente des deutschen Alpenraumes. Da die Seen aufgrund des extremen Klimas teilweise hochspezialisierte Arten aufweisen, reagieren sie auf Änderungen des Klimas besonders sensibel (Williamson, et al., 2010). In den Alpenländern beschränkte sich die Klimafolgenforschung auf Hochgebirgsseen Österreichs, Italiens und der Schweiz. Da das Klimaregime im Alpenraum regional stark variiert (Gobiet, et al., 2014), ist eine Untersuchung nordalpiner Seen notwendig um Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Ökosysteme abschätzen zu können.

Für den deutschen Alpenraum wird bis 2100 eine durchschnittliche Temperaturerhöhung von mindestens 2,5 °C im Vergleich zur Periode 1970 bis 2000 vorausgesagt. Außerdem wird ein Anstieg der Jahresniederschlagsmengen von bis zu 100 mm und eine gesteigerte Häufigkeit von Starkregenereignissen erwartet (Kunstmann & Smiatek, 2015). Die Folgen und Prognosen sind in folgender Abbildung dargestellt.



Im Rahmen der Arbeit werden an 40 Seen mit einem Nährstoffgradienten Oberflächensedimentproben und Wasserproben genommen und diese zur Erstellung von Diatomeen-Nährstoff-Transferfunktionen genutzt. Die Untersuchungen sollen eine weitere bereits laufende Promotionsarbeit sinnvoll ergänzen und zur paleolimnologischen Auswertung mehrerer Sedimentkerne genutzt werden. Um eine genaue Interpretation der Ergebnisse zu gewährleisten, sind zusätzlich die Datierung der Sedimentkerne und die Analyse stabiler Isotope sowie verschiedener Pigmente im Rahmen der bereits laufenden Arbeit geplant.

The aquatic macrophyte flora vs. water chemistry of the post-mining reservoirs in Muskau Arc (Poland).

Małgorzata Oszkinis-Golon[1], Andrzej Pukacz[2]

[1] University of Zielona Góra, Faculty of Biological Sciences, Prof. Z. Szafrana 1, 65-516 Zielona Góra, Poland, gosiaoszkinis@wp.eu

[2] Polish-German Research Institute at Collegium Polonicum, Adam Mickiewicz University, Kościuszki 1, 69-100 Słubice, Poland, pukacz@europa-uni.de

Keywords: post-mining reservoirs, macrophyte species diversity, water chemistry, Muskau Arc

In the vegetation season 2016 (June – August) a survey of 15 reservoirs localized in the eastern (polish) part of the Muskau Arc was carried out. The reservoirs are of post-mining origin (mostly brown coal mining) belonging to the so-called anthropogenic lake district. The study involved three groups of reservoirs. The first was localized most north, close to village Tuplice, and included the oldest reservoirs (mostly clay pits). The second (middle) group, localized more south, close to village of Trzebiel, included the younger reservoirs of diversified origins. The third group, localized most south, close to Łęknica village, consisted on the youngest reservoirs (all of brown coal-mining origins). The aim of the study was to characterize the macrophyte flora of the reservoirs and specify whether the number of species is differentiated against the water parameters.

All reservoirs were characterized in terms of macrophyte flora (the number of species) and basic physical-chemical parameters measured in the surface water: SD visibility, temperature, O_2, pH, electrolytic conductivity, redox, alkalinity, Ca_2^+, Mg_2^+, tot. hardness,TN, NH_4^+, NO_3^-, NO_2^-, TP, PO_4^{3-},Fe, TC, TOC, IC, S, SO_4^-.

As many as 65 species of vascular plants and three bryophyte species were recognized. The most common species within the reservoirs was *Phragmites australis* and *Juncus effusus*. The reservoirs were very diversified as regards the number of species, however most of them were rushes. The greatest number of macrophytes were found in the reservoir No. 5 close to Tuplice: 30 species. The least macrophytes was found in the reservoirs No. 12 and 13: 1 species. The statistical analyses showed significant differences of the flora of macrophytes between the three groups reservoirs. The highest diversity of species (24 species on average) was found in the middle group, whereas the lowest species diversity (6 species on average) was found in south group of the reservoirs.

The reservoirs differed significantly in terms of most physical-chemical characteristics. The most significantly differentiating parameters were the pH and electrolytic conductivity. The highest values of pH were found in the middle group (from 7.2 to 7.4) and the lowest (from 2.8 to 4.0) in the southern group of reservoirs. In turn, the highest values of electrolytic conductivity were found in the southern group (from 439 to 2400 µS/cm) and the lowest in the middle group (from 93 to 178 µS/cm).

The results of statistical analyzes showed significant correlations between the number of species found and the water properties. Apart from the water chemistry, the age and management of the reservoirs seem to be of importance for the macrophyte species diversity.

Fitness von Populationen mit „growthrates“

Thomas Petzoldt

TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden, thomas.petzoldt@tu-dresden.de

Die Populationswachstumsrate ist ein direkter Indikator der Fitness, der in vielen Disziplinen der theoretischen und angewandten Biologie angewendet wird, z.B. in der mikrobiellen Ökologie, der Ökotoxikologie oder der Fischereibiologie. Obwohl das Grundprinzip immer gleich und scheinbar einfach ist, treten in der Praxis immer wieder technische und vor allem konzeptionelle Schwierigkeiten auf, z.B. unterschiedliche Wachstumsmodelle, ungeeignete Datenstrukturen oder numerische Probleme. Nicht jede Software beherrscht alle gängigen Wachstumsmodelle und nicht alle Programme lassen sich problemlos automatisieren, um z.B. 50 oder mehr Wachstumskurven in einem Rutsch zu rechnen.

Das Poster stellt ein in der Programmiersprache R entwickeltes Softwarepaket „growthrates“ vor, dass Unterstützung bei der Schätzung von Wachstumsparametern leisten soll, gleichgültig ob für Bakterien, Phytoplankter, Daphnien oder Fischpopulationen. Das Programmpaket kombiniert drei verschiedene Methoden und ermöglicht deren Vergleich:

1. Eine heuristisches Verfahren „*growthrates made easy*“, dass die Wachstumsrate aus dem steilsten linearen Teil der Kurve ableitet (vgl. Hall et al. 2013).
2. Eine nichtparametrische *smoothing splines*-Methode, das die gemessenen Wachstumskurven glättet und dann den steilsten Anstieg findet (vgl. Kahm et al. 2010)
3. Die nichtlineare Regression, bei dem ein Wachstumsmodell mit Hilfe der Methode der kleinsten Quadrate an die Daten angepasst wird (parametrische Methode).

Die Methoden (1) und (2) sind besonders einfach anzuwenden. Die parametrische Methode (3) bietet einen größeren theoretischen Gewinn, erfordert aber auch mehr Überlegung. Zusätzlich zum exponentiellen und zum logistischen Modell enthält das Paket „growthrates“ verschiedene Wachstumsmodelle mit Lagphase, eigene Modelle lassen sich durch eine Plug-In-Architektur nachrüsten. Möglich sind auch Differentialgleichungsmodelle, mit denen das Verhalten eines Laborversuchs direkt und mechanistisch beschrieben werden kann, z.B. wenn sich eine Population aus unterschiedlichen Teilpopulationen zusammensetzt.

Das Softwarepaket kann vom R-Paketserver CRAN frei heruntergeladen werden. Zusätzlich dazu wird ein interaktives Web-basiertes Tutorial vorgestellt, mit dem man unterschiedliche Wachstumsmodelle live ausprobieren kann.

Literatur

Hall, B. G., Acar, H. and M. Barlow (2013). Growth Rates Made Easy. Mol. Biol. Evol. 31: 232-38. doi:10.1093/molbev/mst197

Kahm, M., Hasenbrink, G. Lichtenberg-Frate, H., Ludwig, J. and M. Kschischo (2010). grofit: Fitting Biological Growth Curves with R. Journal of Statistical Software 33 (7): 1-21. http://www.jstatsoft.org/v33/i07

Petzoldt, T. (2016). growthrates: Estimate Growth Rates from Experimental Data. R package version 0.6.5. https://CRAN.R-project.org/package=growthrates

Hydrodynamic diversity vs. diversity of epilithic stream biofilms at increasing spatial scales

Ute Risse-Buhl, Christine Anlanger, Antonis Chatzinotas, Christian Noss, Andreas Lorke, Markus Weitere

Risse-Buhl, U., Helmholtz Centre for Environmental Research, Germany, ute.risse-buhl@ufz.de

Anlanger, C., University Koblenz-Landau, Germany, anlanger@uni-landau.de

Chatzinotas, A., Helmholtz Centre for Environmental Research, Germany, antonis.chatzinotas@ufz.de

Noss, C., University Koblenz-Landau, Germany, noss@uni-landau.de

Lorke, A., University Koblenz-Landau, Germany, lorke@uni-landau.de

Weitere, M., Helmholtz Centre for Environmental Research, Germany, markus.weitere@ufz.de

As predicted by the habitat heterogeneity hypothesis biodiversity is tightly linked to habitat heterogeneity. Structurally complex habitats provide more physical niches for a greater diversity of species or functional traits. Hydrodynamics are important physical characteristics of fluvial ecosystems affecting habitat heterogeneity by temporal and spatial variations of the flow velocity. Previous studies have been restricted to experimental systems, where the highly complex flow fields of fluvial systems cannot be reconstructed to the full extent. In a novel approach we link measurements of small scale flow variability to the diversity of different trophic levels of biofilm communities in fluvial ecosystems. We hypothesize (1) that stream bed heterogeneity alters diversity of biofilms at regional scale (γ- diversity) due to increased differences in community composition between sites (β-diversity) and (2) that increasing resource concentrations masks the effects of flow diversity by reducing its effect on both, β- and γ-diversity. The hypotheses were tested in two mountainous streams (Harz region, Germany) that are comparable in stream bed morphology but differ in the pool of dissolved resources. Irrespective of the concentrations of dissolved resources, bacterial γ-diversity increased with increasing hydrodynamic heterogeneity, which is driven by increased β-diversity in both fluvial ecosystems. Both, the β-diversity of primary producer and protozoan grazer morphotypes increased with increasing hydrodynamic heterogeneity, whereas γ- diversity was not affected. Our results demonstrate that hydrodynamic diversity is an important driver of biodiversity across different trophic levels.

Fischartengemeinschaften von Meliorationsgräben im Havelland

Udo Rothe, Daniel Rolke, Jobst Pfaender

Naturkundemuseum Potsdam, Breite Straße 11/13, 14467 Potsdam, udo.rothe@rathaus.potsdam.de

Meliorationsgräben sind ein prägendes Element der Landschaft weiter Flächen Brandenburgs, insbesondere in den Niederungen und Flussauen. Derartige lineare Gewässerstrukturen wurden hinsichtlich ihrer Bedeutung als Lebensraum oder Refugialraum für aquatische Organismen bislang ungenügend untersucht. Periodische Unterhaltungsmaßnahmen in den Gräben stellen harte Eingriffe in den Lebensraum dar, schaffen jedoch auch Pionierstandorte. Im Rahmen eines mehrjährigen Untersuchungsprogramms wurden ihre Auswirkungen auf die Fischfauna in diesen Gewässern untersucht sowie eine Ableitung von Handlungsempfehlungen entwickelt.

Über einen Zeitraum von vier Jahren erfolgte die Untersuchung der Ichtyhofauna einer Vielzahl von Meliorationsgräben. Dominierende Arten waren der Dreistachliger Stichling (*Gasterosteus* cf. *aculeatus*) und der Neunstachlige Stichling (*Pungitius pungitius*). Stagnophile Arten hingegen, wie Karausche (*Carassius carassius*) oder Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*), welche in natürlichen Gewässern eine rückläufige Tendenz zeigen, treten in den Gräben vergleichsweise regelmäßig auf. Kennzeichnend für die Ausbildung der jeweiligen Artengemeinschaften ist jedoch eine starke Abhängigkeit von anthropogenen Einflüssen. Neben *M. fossilis* stellten eine Reihe der untersuchten Gräben auch Lebens- und Reproduktionsraum des Bitterlings (*Rhodeus amarus*), einer weiteren FFH-Art, dar. Dies beeinflusst die Konzeption von Maßnahmen zur Instandhaltung der Gräben.

Die Invasion beginnt im Hafen -Neubesiedlung des Oberrheins durch die Donauform von *Theodoxus fluviatilis*

Louisa Rothmeier, Andreas Martens

Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, PH Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Germany; louisa-rothmeier@gmx.de, martens@ph-karlsruhe.de

Die Gemeine Kahnschnecke *Theodoxus fluviatilis*, eine klassische Rheinart des Makrozoobenthos, konnte seit 1995 nicht mehr im Rhein nachgewiesen werden, vermutlich aufgrund der zunehmenden Besiedlung des Rheinsystems mit Neozoen (Westermann *et al.* 2007). Im Jahr 2006 wurde *T. fluviatilis* im Rhein bei Mainz und 2012 im Rheinhafen Karlsruhe wiedergefunden, jedoch weisen die Tiere eine deutlich andere Schalenzeichnung auf und sind genetisch einer in der Donau vorkommenden Form der Art zuzuordnen (Gergs *et al*. 2015), die vermutlich mit Schiffen über den Main-Donau-Kanal in den Rhein transportiert wurde. Da keine Daten zur nachhaltigen Ansiedlung und Ausbreitung der Donauform im Rhein vorliegen, war Ziel der Studie, diese auf der Basis zweier Erfassungen der Tiere im Rheinhafen Karlsruhe zu untersuchen. Das Monitoring von *T. fluviatilis* wurde im August 2012 und im Oktober/November 2015 in den Hafenbecken durch manuelles Sampling durchgeführt. Die Population hat sich im Rheinhafen Karlsruhe von 2012 bis 2015 nachhaltig angesiedelt und in alle Hafenbecken ausgebreitet (Abb. 1). Die Länge des besiedelten Ufers im Hafen stieg von 2,6 Kilometern (2012) auf 11,2 Kilometer (2015). Zwei Fundorte der Erfassung von 2015 mit höchsten Individuendichten liegen im Stillwasser, folglich scheint die Schnecke strömungsarme Gewässerabschnitte im Karlsruher Hafen zu tolerieren, was sie vermutlich konkurrenzfähiger gegenüber der mitteleuropäischen Form von *T. fluviatilis* macht. Es kann postuliert werden, dass die aktuell im Karlsruher Hafen vorkommende *T. fluviatilis* in diesem degradierten Habitat eine hohe Stresstoleranz aufzuweisen scheint, da sich basierend auf den Ergebnissen der Studie die Art in den letzten Jahren in dem Habitat eindeutig erfolgreich etablieren konnte. Aufgrund dieser Konkurrenzfähigkeit kann bei einem Treffen auf die mitteleuropäische Form, die in Flüssen und Seen im Norden Deutschlands noch vorhanden ist, ein Verdrängungseffekt und folglich die Abnahme biologischer Vielfalt vermutet werden.

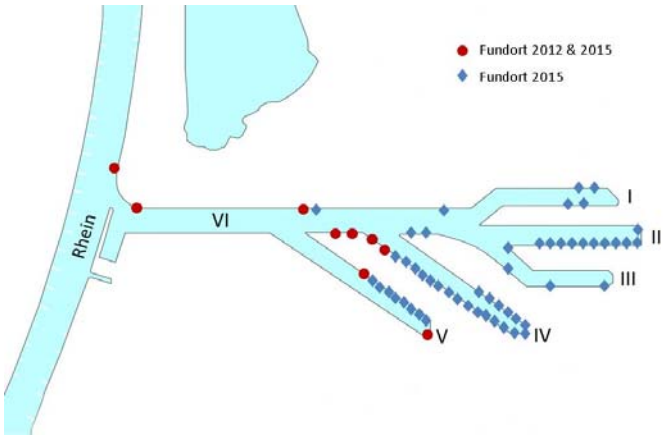


Abb. 1 Fundorte von *T. fluviatilis* der Erfassungen 2012 und 2015 im Rheinhafenbecken Karlsruhe. Die römischen

Potential for mixotrophy of the green alga *Autumnella lusatica* sp. nov. in acidic mining lakes

Katherine Salazar, Jessica Ramm, Brigitte Nixdorf

Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow; KatherineJennifer.SalazarAlekseyeva@b-tu.de, Jessica.Ramm@b-tu.de, nixdorf@b-tu.de

Autumnella lusatica was isolated in 2012 from the acidic mining lake Badesee Halbendorf (pH ca. 3.2) in the North-Eastern Part of Saxony and cultivated under pH 3 and pH 7). In this lake, the species became dominant in the last years and occurred even in autumn and winter.

We tested in growth experiments if *Autumnella lusatica* is potentially feeding mixotrophic under adverse conditions such as low temperature and low light intensity, and thus, has a high potential to form mass developments in acidic lakes. We especially analyzed the differences in the growth of the *Autumnella* culture strain at pH 3 versus pH 7 at varying temperatures and the growth rate under the addition of an organic carbon source. The experiments were conducted under pH 3 and pH 7 with + / -glucose (glucose concentration of 1.5 g L^{-1}) as carbon source and half media of M117 and B17 (at 20°C and 8°C, respectively and 20 µmol photons m^{-2} s^{-1} in a growth chamber). The phosphorus concentration of the media was > 0.1 mg L^{-1} o-Phosphat-P, without inorganic and organic C compounds. Cell numbers, biovolume and growth rates of *Autumnella lusatica* were estimated from experiments using an inverse light microscopy and the Utermöhl technique.

Preliminary results show a similar growth of *Autumnella lusatica* in pH 3 at 8°C and 20°C. However, higher cell numbers were found after 14 days at 8°C + glucose contrary to– glucose but at 20°C – glucose reached higher numbers than + glucose. At pH 7 a low increase of cell numbers occurred after 14 days. Overall, there was a higher cell number at 20°C (+ / - glucose) and a lower cell number at 8°C (+ / -glucose) in comparison with the untreated reference.

Wo leben und rasten welche Stechmücken?

Felix Sauer, Ellen Kiel

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, AG Gewässerökologie und Naturschutz, IBU, Fk. V, Ammerländer Heerstraße 114-118, 26129 Oldenburg, felix.sauer@uni-oldenburg.de

Nach Jahrzehnten geringer Aktivität im Bereich der Stechmückenforschung, lenkte erst das Auftreten von der Tigermücke und anderer Neozoa das Interesse auf die in Deutschland heimischen Culicidae. Mit dem Erlöschen der Malaria in den 1950er Jahren gelang es nur wenigen Arbeitsgruppen weiterhin Stechmückenforschung aufrecht zu erhalten, weshalb viele grundlegende ökologische Fragen offen blieben. Dieser Beitrag stellt erste Ergebnisse einer großräumigen Studie vor, die das Vorkommen und die Ökologie heimischer Stechmückenarten vergleichend untersucht. Sie ist Teil eines bundesweiten Kooperationsprojektes zur Stechmückenfauna (CuliFo).

Die Auswahl der Untersuchungsgebiete erfolgte unter dem Aspekt der Stechmückendichte und der bisher dokumentierten Artenzusammensetzung. Der Fokus liegt dabei zunächst auf naturnahen Feuchtgebieten, welche für ein hohes Stechmückenaufkommen bekannt sind. Darunter sind Auenlandschaften entlang von Rhein, Donau und Elbe, aber auch Bruchwälder und Seenlandschaften. In jeweils 10 Untersuchungsgebieten pro Jahr erfolgt in den Jahren 2017 und 2018 eine systematische Untersuchung und Charakterisierung der Brutgewässer. Parallel untersuchen wir sogenannte „resting sites“, d.h. jene, von den adulten Stechmücken präferierten Rückzugsbereiche, welche sie während ihrer inaktiven Phase oder zur Blutverdauung aufsuchen. Potentielle Brutgewässer innerhalb der Untersuchungsgebiete werden standardisiert (Larvendipper, 350 ml) beprobt. Die Untersuchung der resting sites erfolgt mit Hilfe normierter Attrappen (Gartenlaubsäcke), die an ausgewählten Stellen in der Vegetation exponiert werden.

Die Resultate liefern im ersten Schritt eine Übersicht typischer Brutgewässer und Artenzusammensetzung in den unterschiedlichen Gebieten, im zweiten Schritt gewinnen wir Erkenntnisse über artspezifische Präferenzen bei der Wahl der resting sites in den ausgewählten Feuchtgebieten.

Fließstrecken in Fluss-Seen-Systemen - Phytoplanktonentwicklung und –transport im Storkower Kanal

Jannik Schilling, Jacqueline Rücker

BTU Cottbus – Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße 45, D-15526 Bad Saarow, schilljan@b-tu.de

Das Tiefland Brandenburgs ist geprägt durch Seen, die über Fließe und Kanäle miteinander verbunden sind. Wasserstände werden meist künstlich reguliert, und Schleusen ermöglichen die Befahrung dieser Fluss-Seen-Systeme, was insbesondere für die touristische Nutzung von Bedeutung ist. Während im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) die Bewertung der Strukturgütedefizite von Schifffahrtskanälen im Vordergrund stand, wurde ihr Einfluss auf die Wasserqualität in stromabwärts gelegenen Gewässern bislang kaum untersucht. Da die Wasseraufenthaltszeit temporär recht hoch sein kann, wird vermutet, dass sich diese Gewässer bei entsprechender Breite eher wie Seen oder Flussseen (WRRL-Typ 11.2 oder 12) und nicht wie Fließgewässer verhalten. Es wird die Hypothese aufgestellt, dass es insbesondere in wenig beschatteten Abschnitten zu einer relevanten Phytoplanktonentwicklung kommen kann. Diese autochthon gebildete Biomasse stellt dann eine Quelle organischer Belastung für unterliegende Gewässer dar bzw. kann diese mit Phytoplankton animpfen und so zur Phytoplanktonentwicklung stromabwärts beitragen.

Als Untersuchungsgebiet wurde ein knapp 3 km langer Abschnitt des Storkower Kanals von der Schleuse Kummersdorf bis zur Mündung in den Wolziger See ausgewählt. Über 1,5 Jahre wurden monatliche Befahrungen durchgeführt, bei denen die Algenfluoreszenz (Fluoroprobe bbe Moldaenke), Sauerstoff, pH, Temperatur, Leitfähigkeit (Multiparametersonde H20 D5) sowie die GPS-Koordinaten kontinuierlich im Längsverlauf aufgezeichnet wurden.

Zu Beginn der Fließstrecke betrugen die Konzentration von Gesamtphosphor (TP) im Mittel 64 ±25 µg L^{-1}, von Chlorophyll 20 ±9 µg L^{-1}. Im Verlauf des betrachteten Abschnitts stiegen die Werte auf das Doppelte, an einzelnen Terminen bis auf das Fünffache, an (TP: 121 ±34 µg L^{-1}, Chl a: 51 ±18 µg L^{-1}). Dominierende Phytoplanktongruppen waren laut Fluoreszenzsignal Diatomeen und Chlorophyceen, was für Fließgewässer typisch ist. Nur von Juli bis November kamen auch Cyanobakterien vor (bis 25 % der Gesamtchlorophyllfluoreszenz). Dieser Zeitraum war durch geringe Durchflüsse (0,2 – 0,055 m^3 s^{-1}; Mittelwert 1992 - 2016) geprägt, woraus sich für den Fließabschnitt theoretische Wasseraufenthaltszeiten (ta) bis 30 Tage ergaben, dem Wert für die Abgrenzung von WRRL-Typ 11.2 und 12. Die ta im Winter und Frühjahr betrug nur 1 – 5 Tage. Die Analyse des räumlichen Musters der Messparameter deutet auf einen Einfluss des Stahnsdorfer Fließes hin, das ca. 800 m hinter der Schleuse in den Kanal mündet. Dieses Fließ bringt sowohl eine Nährstoff- als auch eine Phytoplanktonfracht aus dem oberliegenden, polytrophen Stahnsdorfer See.

Die im Rahmen einer Masterarbeit erstellte Studie zeigt, dass Phytoplankton in Schifffahrtskanälen gut wachsen kann und die Phytoplanktonbiomasse somit eine relevante organische Fracht für unterliegende Seen darstellt. Im Fall des Storkower Kanals begünstigen insbesondere die Nährstoffeinträge aus dem Stahnsdorfer Fließ, in dessen Einzugsgebiet eine kommunale Kläranlage (22 000 EWG) entwässert, die Phytoplanktonzunahme im weiteren Fließverlauf des Kanals.

Ist eine „worst case"-Aussage bei der Bewertung gemäß WRRL im Fließgewässer zutreffender oder die Bewertung Lebensgemeinschaften selbst?

Sabine Schmidt-Halewicz

LimSa Gewässerbüro, 78462 Konstanz, schmidt-halewicz@limsa.de

Im Zuge der Gewässerbewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; 2000/60/EG) werden verschiedene Biota, auch Qualitätskomponenten genannt, untersucht, um eine aussagekräftige Bertung zu einem Fließgewässer zu erstellen (LUBW, 2015). Ziel ist die Erreichung des guten ökologischen Zustands für alle Gewässer. Eine Ökologische Zustandsklasse mit „gut" bedeutet, dass die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps in Ordnung sind, das Gewässer nur geringfügig beeinträchtigt ist gegenüber dem herangezogenen Referenzzustand.

Der chemische Index und der Kieselalgen (Diatomeen-) Index kommen ebenfalls zu einer Bewertung, wie im vorgestellten Beispiel die Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft gleich ausfällt („gut"). Die saprobielle Belastung fiel nach der Berechnung von ASTERICS mit dem deutschen Saprobien-Index sogar „sehr gut" aus. Man muss jedoch anmerken, dass hohe Nitratgehalte keinen Eingang bei all diesen Indices gefunden haben. Hier müssen andere Maßstäbe zu Rate gezogen werden zur Beurteilung des Gewässers.

Bezüglich Nitratkonzentrationen in Oberflächengewässern haben zwei Richtlinien aktuell Gültigkeit (Nitratrichtlinie der EU (1991); Oberflächengewässerverordnung OGewV (2011)). In einem LAWA-Projekt (2012) wurden Schwellenwerte für Nitrat-Stickstoff u.a. Nährstoffkomponenten abgeleitet. Die Empfehlungen liegen zwischen 2,5 und 5 mg/l und für den anorganischen Stickstoff aus Nitrat, der für Klasse II nicht überschritten werden sollte. Die Autoren des ACP-Projektes schließen aus den Ergebnissen, dass es ist somit nicht als gesichert anzusehen ist, dass die abgeleiteten Schwellenwerte tatsächlich den Konzentrationen entsprechen, die zu einer Verfehlung des guten ökologischen Zustands führen. Dies bedeutet letztlich, dass noch nicht ausgesagt werden kann, ob die erhöhten Nitratwerte zu einer tatsächlichen Verschlechterung für die Lebensgemeinschaften führen.

Es bleibt somit ein Widerspruch in den vorgestellten Ergebnissen bestehen: die chemische Gewässergüte ist unter Berücksichtigung der Nitratwerte (im Mittel 53 mg/l im vorliegenden Beispiel) als unbefriedigend zu bewerten. Der vorgeschlagene Orientierungswert von 5,0 mg/l für Nitrat-Sickstoff als Schwellenwert von Bewertungsklasse „gut" zu „mäßig" ist hierbei längstens überschritten. Die Lebensgemeinschaften und der Saprobienindex ergeben „gut" bis „sehr gut".

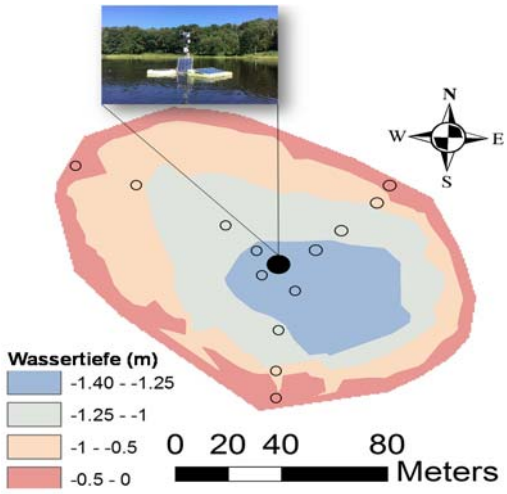
Es stellt sich die Frage, ob in diesem Fall nach „worst case"-Prinzip die schlechteste Bewertung ausschlaggebend sein sollte, auch wenn die Besiedlung mit Diatomeen und Makrozoobenthos offensichtlich nicht beeinträchtigt wird durch diese hohen Nitratwerte. Ebenso ist fraglich, ob hohe Nitratwerte einen Einfluss auf die biologischen Biota bei der Gewässerbewertung im Fließgewässer haben.

Räumlich-zeitliche Variabilität von CO_{2aq} und CO_2-Flüssen in kleinen temperaten Flachseen

Marcel Schmiedeskamp, Leandra Praetzel, Klaus-Holger Knorr

Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie, AG Ökohydrologie und Stoffkreisläufe, Heisenbergstraße 2, 48149 Münster, marcel.schmiedeskamp@uni-muenster.de

Global gesehen sind kleine Binnengewässer (<1 km^2) aufgrund ihrer großen Anzahl und ihrer höheren metabolischen Aktivität oft wichtige und signifikante Quellen für CO_2. Neuere Studien haben die Notwendigkeit, die hohe Variabilität der CO_2-Konzentration im Wasser (CO_{2aq}) und der resultierenden CO_2-Flüsse zu berücksichtigen, gezeigt. Jedoch ist zu diesem Zeitpunkt wenig über die zeitlichen und räumlichen Dynamiken in Flachseen bekannt.



Unsere Hypothese ist, dass besonders einzelne „hot spots“ und hot moments“ das gesamte C-Gleichgewicht steuern. Um dies zu beantworten, bestimmten wir CO_{2aq} und CO_2-Flüsse sowie die steuernden Umweltfaktoren in einem kleinen (1,4 ha) und flachen See (max. Tiefe 1,7 m) . Der in der Eifel gelegene Windsborn-See ist aufgrund seiner Geologie (Kratersee) von relevanten Grundwasserzuflüssen isoliert und sein nur 8 ha großes Einzugsgebiet macht den See zu einem idealen Untersuchungsgebiet, um die steuernden Umweltfaktoren zu verstehen.

Abb. 1: Tiefenzonierung des Windsborns mit den Standorten der schwimmenden Kammern (ungefüllt Kreise) und den Standort der Messstation (gefüllter Kreis)

Zur Flussbestimmung nutzen wir schwimmende Plastikkammern mit Mini-Logger, welche wir in Transekten platzierten, um den Tiefengradient abzudecken (Abb.1). Die Bestimmung von CO_{2aq} erfolgte sowohl über schwimmende Kammern als auch über eine zentral positionierte schwimmende Messstation mit NDIR-Sensoren in mehreren Tiefen (Abb. 1 oben). Wie erwartet scheint der Windsborn See eine Quelle für CO_2 auf einer jährlichen Skala zu sein, unterliegt aber starken saisonalen Unterschieden. Die CO_2-Emissionen steigerten sich vom Frühling bis zum Sommer, fielen jedoch nach den Herbststürmen als „hot moment“ wieder ab. In den Sommermonaten zeigten die CO_2-Emissionen eine stärkere tageszeitliche Dynamik mit Phasen der CO_2-Aufnahme. Signifikante räumliche Unterschiede des CO_{2aq} und der CO_2-Flüsse konnten bestimmt werden. Die räumliche Änderung von CO_{2aq} stand im Zusammenhang mit der Distanz zum Ufer bzw. mit der Wassertiefe. Diese Studie verdeutlicht die Relevanz, die räumlich-zeitliche Variabilität hoch aufgelöst zu erfassen, um repräsentative Schätzungen über CO_2-Emissionen des gesamten Systems zu machen und hilft dabei, die Steuerung dieser Emissionen zu verstehen.

Investigation of cyanobacteria and their toxin-encoding genes in water reservoirs of different trophic states

Sandra Schneider[1], Anne Hartmann[1], Karin Kuhn[1], Michael Göttfert[2], Kerstin Röske[3]

[1] Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Postfach 54 01 37, 01311 Dresden
Sandra.Schneider@smul.sachsen.de, Anne.Hartmann@smul.sachsen.de, Karin.Kuhn@smul.sachsen.de

[2] Technische Universität Dresden, Institut für Genetik, Zellescher Weg 20b, 01217 Dresden, Michael.Goettfert@tu-dresden.de

[3] Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Archivstr. 1, 01097 Dresden,
kerstin.roeske@smul.sachsen.de

Ein Schwerpunkt des Verbundvorhabens „CYAQUATA - Untersuchung der Wechselbeziehungen von toxinbildenden Cyanobakterien und Wasserqualität in Talsperren unter Berücksichtigung sich verändernder Umweltbedingungen und Ableitung einer nachhaltigen Bewirtschaftungsstrategie“ liegt in der Quantifizierung und Differenzierung von Cyanobakterien sowie der frühzeitigen Detektion von Populationen mit dem genetischen Potential zur Toxinbildung in fünf sächsischen Talsperren unterschiedlicher Trophie. Cyanobakterien profitieren in vielfältiger Weise vom Klimawandel. Für die Untersuchungen werden moderne Verfahren eingesetzt, die Analysen in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung erlauben.

Eine Methode zur schnellen Detektion von Toxingenen ist die Polymerase Kettenreaktion (PCR). Im Rahmen des Projektes konnte erfolgreich eine Duplex- bzw. Multiplex-PCR für den Nachweis von Genabschnitten für die Synthese der Cyanotoxine Saxitoxin (*sxtA*), Microcystin (*mcyA*), Nodularin (*ndaF*), Cylindrospermopsin (*cyrB*) und Anatoxin (*anaC*) etabliert werden. Als interne Kontrolle diente ein Bereich des Phycocyanin-Operons *(cpc*BA-IGS). So kann schnell und effektiv das genetische Potential zur Bildung verschiedener Toxine nachgewiesen werden.

In allen untersuchten Gewässern konnte 2016 der Genabschnitt für die Synthese von Microcystin nachgewiesen werden. Positive Resultate ergaben sich vor allem von Juni bis November im Speicher Radeburg II und der Talsperre Quitzdorf. Cylindrospermopsin zeigte einen schwach positiven Befund im August 2016 in den Talsperren Saidenbach und Gottleuba. Zeitweise wurde ein schwach positiver Nachweis von Anatoxin im Speicher Radeburg II (Juni bis August 2016) und in der Talsperre Gottleuba (August 2016) verzeichnet. Zudem war der Nachweis von Saxitoxin von Juni bis November im Speicher Radeburg II positiv.

Der Nachweis der Toxin-Gene im Gewässer kann als Frühwarnsystem für die Bildung von Cyanotoxinen dienen. Der Einsatz der PCR ermöglicht ein schnelles und sensitives Screening von Wasserproben auf das Vorhandensein potentiell toxinbildender Cyanobakterien und erlaubt eine gezielte Untersuchung von Proben hinsichtlich spezifischer Toxine.

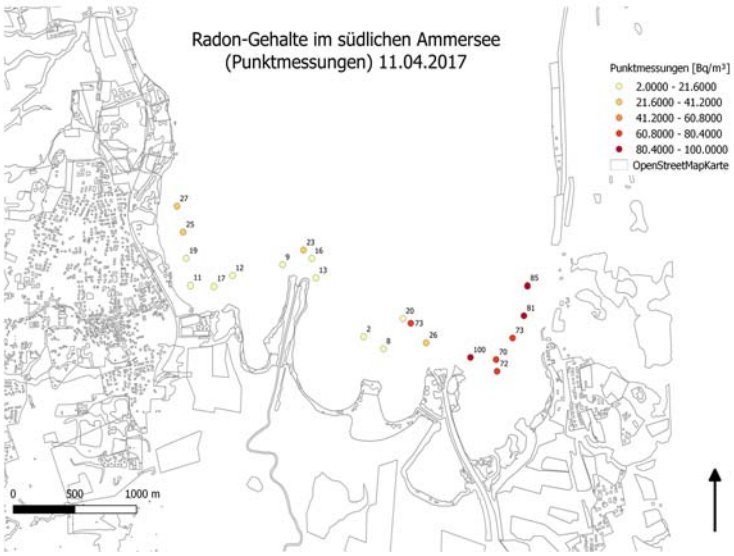
Kartierung und Quantifizierung des Grundwasserzustroms am südlichen Ufer des Ammersees und dessen Auswirkung auf die Wasserqualität

Silvia Schultes, Catharina Keim, Benjamin Gilfedder

Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Hydrologie, 95440 Bayreuth, silvia.schultes@uni-bayreuth.de

Aus vorherigen Untersuchungen (BUECHE & VETTER 2014) ist bekannt, dass der Ammersee zu einem gewissen Anteil durch Grundwasser gespeist wird. Mit dem Grundwasserindikator Radon (^{222}Rn) sollen Grundwassereintrittsstellen kartiert und zuströmendes Grundwasser quantifiziert werden. Des Weiteren soll analysiert werden, in welcher Weise das Grundwasser die Stoffflüsse im See beeinflusst.

Erste Untersuchungen fanden im April 2017 am südlichen Ufer des Ammersees statt. Mit einer kontinuierlichen Radonmessmethode wurden die Radonkonzentrationen in ca. 1,5m Tiefe entlang des Südufers des Ammersees kartiert. Seebodennahe Wasserproben wurden entlang derselben Messstrecke zur Untersuchung auf Radon und weiteren chemischen Parametern entnommen (Punktmessung). Die Wasserproben wurden im Labor auf die Parameter Phosphat, Fluorid, Chlorid, Nitrit, Bromid, Nitrat, Sulfat sowie Eisen$_{(tot)}$ untersucht.



Erste Auswertungen der Punktmessung zeigen Radonkonzentrationen im östlichen Untersuchungsgebiet und im Mündungsbereich der Ammer von bis zu 100 Bq/m^3. Die kontinuierliche Messung zeigt Radonkonzentrationen zwischen 26 Bq/m^3 und 96 Bq/m^3.

Im Sommer 2017 wird eine zweite Messkampagne stattfinden. Dabei sollen die Bereiche aus der ersten Messkampagne, in denen erhöhte Radonkonzentrationen gemessen wurden, sowie die Uferbereiche detaillierter untersucht werden.

Die ersten Ergebnisse weisen darauf hin, dass es im südöstlichen Bereich des Ammersees einen wichtigen Grundwasserzustrom gibt. Eine zweite Messkampagne soll detailliertere Hinweise zur Quantität des Grundwasserzustroms und zum Einfluss des Grundwassers auf die Wasserqualität des Ammersees geben.

Blinde Passagiere auf Binnenschiffen?

Nicole Schwartz, Franz Schöll

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

Bei der Einschleppung und Ausbreitung von Neobiota spielen Verkehrsträger als Vektoren sowie Verkehrswege aufgrund ihrer Verbindungsfunktion eine entscheidende Rolle. So ist z.B. die Verfrachtung von gebietsfremden Arten über Küstenhäfen und Kanäle durch den Schiffsverkehr ein vielfach beschriebenes Phänomen. Im Gegensatz zur Seeschifffahrt, in der die Schiffe als Vektoren für die Ausbreitung von Neobiota in den letzten Jahren intensiv untersucht wurden, liegen im Binnenschifffahrtsbereich bis auf kursorische Untersuchungen hauptsächlich indirekte Hinweise vor, die eine Ausbreitung mittels dem Binnenschiff belegen. Um die Einschleppung von Neobiota zu verhindern, ist die Ermittlung der Pfade bzw. der Vektoren, über die Neobiota verbreitet werden für das weitere Management unabdingbar.

Im Rahmen des BMVI-Expertennetzwerkes soll das Potential des Binnenschiffs als Vektor für die Ausbreitung gebietsfremder Arten näher beleuchtet werden. Zwei Aspekte wurden und werden hierbei genauer untersucht: Die Ausbreitung von Neobiota a) über den Schiffsaufwuchs und b) über das Ballastwasser.

zu a): In mehreren Werften wurde der Aufwuchs an Schiffsrümpfen von Schiffstypen verschiedener Größe und Funktion untersucht. Einer visuellen Inspektion und Fotodokumentation folgte eine Probennahme an unterschiedlichen Bereichen der Schiffe und eine numerische Einstufung des Aufwuchses (Level of Fouling, LOF). Die in Alkohol fixierten Proben wurden anschließend im Labor bestimmt. Ergänzend werden Schiffsrümpfe von in der Werft liegenden Sportbooten untersucht und ihre Bedeutung für die Ausbreitung von Arten eingeschätzt.

zu b): Im Gegensatz zur Seeschiffahrt unterliegt das Ballastwasser im Binnenschifffahrtsbereich keinen Vorschriften. Aufnahme und Abgabe werden nicht weiter dokumentiert. Mit Hilfe eines Fragebogens wird die Bedeutung des Ballastwassers in der Binnenschifffahrt eingeschätzt. Weiterhin werden Ballastwasser sowie die Ballastwassertanks beprobt, um das Potential von Ballastwasser für die Ausbreitung von Arten aufzuzeigen.

Durch die Einschätzung der Rolle der Binnenschifffahrt für die Ausbreitung von Neobiota können die Vektoren und mögliche Einfuhrpfade besser kontrolliert werden, was im Hinblick auf die nationale Umsetzung der neuen EU-Verordnung zu den invasiven Arten von erheblicher Bedeutung ist.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Entwicklung einer Untersuchungs- und Handlungsstrategie zur Bodenuntersuchung in der Lippeaue unter Berücksichtigung der auenspezifischen Einflussfaktoren und räumlichen Verteilung der Bodenbelastung

Christina Spaltmann[1], Christina Hellmann[2], Andreas Lechner[1]

[1] Universität Osnabrück, Institut für Geographie, Seminarstraße 19 a/b, 49074 Osnabrück, alechner@uos.de

[2] Emschergenossenschaft und Lippeverband, Kronprinzenstraße 24, 45128 Essen, Hellmann.Christiane@eglv.de

Infolge der intensiven Nutzung und Überprägung weisen die Böden in Überschwemmungsbereichen von Flüssen heute häufig flächenhafte Überschreitungen der Vorsorgewerte nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) durch Schwermetalle und persistente organische Schadstoffe auf. Diese Veränderung von (Ober-)Böden kommt insbesondere bei der Umsetzung von Projekten zur Erreichung der Ziele der Europ. Wasserrahmen-Richtlinie zum Tragen, da es hierbei häufig zur Bewegung teilweise erheblicher Oberbodenmengen kommt. Die Vorsorgewerte in solchen Böden stellen im Rahmen des Gewässerumbaus eine wesentliche Bewertungsgrundlage für den weiteren Umgang mit den Oberböden dar. So darf insbesondere die Schadstoffsituation am Ort des Aufbringens nicht nachteilig verändert werden. Gebiete erhöhter Schadstoffgehalte können von der zuständigen Behörde festgelegt werden, was jedoch bislang in Deutschland nur in wenigen Fällen praktiziert wurde (vergl. Bodenschutzgebiete, LDS 2012).

In der vorliegenden Arbeit wurde beispielhaft an der Lippe geprüft, welchen Einflussfaktoren die Schadstoffanreicherung je nach Belastungsparameter (Schwermetalle/ organische Schadstoffe) innerhalb der Auenflächen unterliegt. Dafür wurden bereits bestehende Daten im Untersuchungsgebiet ausgewertet und die so ermittelten Einflussfaktoren dann anhand von Beprobungen im Gelände am Beispiel ausgewählter Flussabschnitte in laufenden LAP-Projekten des Lippeverbandes überprüft. Betrachtet wurden die Gehalte der Schadstoffe nach der BBodSchV, welche anhand ausgewählter Leitparameter diskutiert wurden. Um eine möglichst umfangreiche Untersuchung der potentiellen Einflussfaktoren zu ermöglichen, wurden drei Projektgebiete beprobt.

Die Ergebnisse des Gesamtuntersuchungsgebietes zeigen, dass es sich bei der Überflutungshäufigkeit um einen der wesentlichen Faktoren des Schadstoffeintrags in die Lippeaue handelt. Darüber hinaus tragen nachweislich auch die Nutzungsart, der TOC-Gehalt und die Bodenartenhauptgruppe, die Entfernung zum Gewässer sowie die relative Höhe über dem Mittelwasser direkt oder indirekt zur Schadstoffanreicherung im Oberboden bei. Darüber hinaus weisen die Ergebnisse auf weitere Einflüsse z.B. durch Oxide, das Grundwasser, den pH-Wert, die Strömungsbedingungen sowie Tonminerale und das Mikrorelief (Senken) hin. Die Überprüfung der identifizierten Einflussfaktoren und deren Trends in den Projektgebieten ergab, dass die Ergebnisse übertragen werden können. Auf der Grundlage dieser Erkenntnisse wurde eine Beprobungs- und Handlungsstrategie als Empfehlung für zukünftige Umgestaltungsprojekte entwickelt, um potentiell schadstoffbelastete Oberböden im Rahmen der strategischen Planung frühzeitig zu berücksichtigen. Damit könnten Böden auch hinsichtlich potentieller Belastungen gezielter untersucht werden. Dies soll schließlich auch zu einer Minimierung von baulichen Risiken und damit verbundenen Kosten im Rahmen der späteren Umgestaltung führen.

Wachstumsexperimente zum Mixotrophie-Potenzial der Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. in sauren Tagebauseen

Melanie Ulm, Jessica Ramm, Brigitte Nixdorf, Dieter Leßmann

Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow; melanie.ulm@b-tu.de, Jessica.Ramm@b-tu.de, nixdorf@b-tu.de, lessmann@b-tu.de

Saure Tagebauseen stellen einen extremen Lebensraum mit entsprechenden Anpassungen der darin lebenden Organismen dar. Dabei zeichnen sie sich durch eine geringe Diversität aus. Die Grünalge *Autumnella lusatica* trat erstmals 2010 mit hoher Dominanz im rund 40 Jahre alten Tagebausee Badesee Halbendorf (pH ca. 3,2) in Sachsen auf und weist seitdem regelmäßig einen sehr hohen Anteil am Gesamt-Phytoplankton-Biovolumen insbesondere im Herbst und Winter auf. Der saure pH-Wert und die geringe Nährstoffverfügbarkeit lassen darauf schließen, dass mixotrophe Organismen einen hohen Anteil an der Biomasse (Verhältnis Biovolumen : Chl-a 2012 im Saisonmittel 1 : 0,5; Winterhalbjahr 1 : 1,2) im Pelagial ausmachen und im Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Phytoplankton-Arten sind. (Angaben auf Basis von Daten der Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft des Freistaats Sachsen)

Autumnella lusatica wurde 2012 aus dem See isoliert und bei pH 3 kultiviert. Anhand von Wachstumsversuchen wurde die Hypothese überprüft, ob sich *Autumnella lusatica* unter ungünstigen Umweltbedingungen wie geringer Lichtintensität bzw. bei Dunkelheit in sauren Tagebauseen mixotroph ernähren kann und somit den hohen Dominanzanteil an der Phytoplankton-Biomasse im Pelagial beginnend im Spätsommer bis hin zur „Winterblüte“ ausbilden kann.

Die Wachstumsversuche wurden mit einem modifiziertem, an den Badesee Halbendorf angepassten Medium unter Verwendung verschiedener Kohlenstoff-Quellen (CO_2, Natriumacetat, polare Aminosäuren) und unter Standardbedingungen (20 °C bei 20 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} bzw. bei 0 µmol Photonen m^{-2} s^{-1} im Wachstumsschrank) durchgeführt. Die optische Dichte und die Gesamt-Chlorophyll-Konzentration der Kulturen sowie die Zellzahl und die Wachstumsrate über die Änderung des Biovolumens von *Autumnella* wurden ermittelt. Hierbei sollte geklärt werden, ob es Unterschiede im Wachstum der *Autumnella*-Kultur unter Zugabe verschiedener C-Quellen bei geringer Lichtintensität bzw. Dunkelheit gibt.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Auswirkungen eines naturnahen Rückbaus auf Habitate, Makrozoobenthos und Fischfauna eines Mittelgebirgsflusses (Dhünn) – Monitoring-Ergebnisse über 10 Jahre

Andrea van den Boom[1], Wilfried Scharf[2]

[1] Wupperverband, Untere Lichtenplatzer Str. 100, 42289 Wuppertal, vdb@wupperverband.de

[2] Wupperverband, Untere Lichtenplatzer Str. 100, 42289 Wuppertal, scha@wupperverband.de

Die Dhünn ist der größte Nebenfluss der Wupper. Ihr Unterlauf fließt durch das dicht besiedelte Stadtgebiet von Leverkusen. Im Laufe des 20. Jahrhunderts wurde die Dhünn in diesem Bereich durch Verlegung des Gewässerbettes, Eindeichung, Begradigung, Festlegung der Ufer mittels Betoneinfassungen und Wasserbausteinen und Einbau von Sohlschwellen ausgebaut wodurch ein kanalartiges, hinsichtlich Strömungs- und Substratverteilung monotones Gewässerbett entstand (Gewässerstrukturgüte Sohle und Ufer: 6). Anlässlich der Landesgartenschau Leverkusen 2005 hatte der Wupperverband die Möglichkeit, den technisch ausgebauten Unterlauf der Dhünn auf einer Länge von 3 km unter Berücksichtigung örtlicher Gegebenheiten und technischer Einrichtungen (Verkehrs- und Leitungstrassen etc.) naturnah umzugestalten. Die Rückbauarbeiten fanden von Juli bis Oktober 2003 statt und umfassten die Entfernung der Uferbefestigungen und Sohlschwellen. Initialstrukturen in Form von Windungen, Breiten- und Tiefendiversität, Inseln, Bänke wurden angelegt und ihrer Eigendynamik überlassen.

Ein über 10 Jahre angelegtes Monitoringprogramm zur Erfolgskontrolle wurde durchgeführt. Bei der DGL-Jahrestagung 2006 (van den Boom & Scharf 2007) wurden die Ergebnisse der ersten drei Jahre des Monitorings im Hinblick auf die Gewässerstrukturgüte, das Makrozoobenthos und die Fischbesiedlung vorgestellt. Für das diesjährige Poster werden die Ergebnisse des 10 jährigen Monitorings ausgewertet und vorgestellt.

Vertikalmigration von *Chaoborus flavicans* und der Einfluss von gelöstem Sauerstoff

Manuel Weißer, Hilmar Hofmann, Frank Peeters

Universität Konstanz, Fachbereich Biologie, Limnologisches Institut, Mainaustraße 242, 78464 Konstanz, Frank.peeters@uni-konstanz.de

Die Larven der Büschelmücke *Chaoborus flavicans* führen eine Tagesmigration durch, um dem Fraßdruck durch Fische zu entgehen. In unserer Studie haben wir in verschiedenen Seen und in mehreren Jahren untersucht, wie sich die Tageswanderung der unterschiedlichen Stadien der *Chaoborus Larven* vom Frühling bis in den Sommer hinein verändern. Dabei haben wir uns unter anderem mit der Frage beschäftigt, ob die Vertikalverteilung des gelösten Sauerstoffs (DO) die Migrationsmuster von *C. flavicans* beeinflusst. Das Migrationsverhalten der verschiedenen Stadien von *C. flavicans* Larven wurde mit Hilfe von Zähldaten aus Netzfängen und Daten zur akustischen Rückstreustärke charakterisiert. Vertikalprofile der akustischen Rückstreustärke wurden über mehrere Monate zeitlich hochaufgelöst mit einem Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) gemessen. Parallel dazu wurde die Vertikalverteilung von DO kontinuierlich über mehrere Monate erfasst, sodass Veränderungen der Vertikalmigration in Zusammenhang mit Veränderungen in DO und der Entstehung anoxischer Bedingungen im Tiefenwasser nachgewiesen werden konnten.

Mit der ontogenetischen Entwicklung von *C. flavicans* Larven nimmt deren Sensitivität für kleine Veränderungen der Lichtintensität und deren Toleranz von niedrigen Sauerstoffkonzentrationen zu. Unsere Daten zeigen, dass sich im Laufe der Saison das Wanderverhalten der *C. flavicans* Larven ändert und die Larven in größere Tiefen wandern. Dabei ermöglichen die physiologischen Veränderungen den Larven, die saisonal entstehenden hypoxischen und anoxischen Bedingungen im Tiefenwasser als Nische zum Schutz vor Fraßdruck durch Fische zu nutzen. Interannuale Änderungen der Abundanz und der Vertikalverteilung des Phytoplanktons - hier vor allem Planktothrix rubescens - beeinflusste DO und führte dadurch zu veränderten Migrationsmustern.

Versuche zur direkten Abundanzbestimmung von Protisten im Durchfluss

Johannes Werner, Tobias Romankiewicz, Hartmut Arndt

Allgemeine Ökologie, Institut für Zoologie, Universität zu Köln, 50674 Köln, Deutschland

Die Notwendigkeit, die Abundanz von Protisten zu bestimmen, ist in vielen Forschungsgebieten offensichtlich. Aber bis jetzt gibt es nur wenige effiziente und zugleich kostengünstige Methoden, um Abundanz mit wenig Aufwand über einen langen Zeitraum hinweg zu bestimmen. Eine kontinuierliche Registrierung der Abundanz ist für die Analyse der Populationsdynamik und ihres dynamischen Verhaltens unerlässlich. Dafür haben wir eine automatische Abundanzregistrierung etabliert, welche durch bildgebendes verfahren, reliabel Protisten detektiert und eine Abundanzzählung alle paar Minuten ermöglicht. Die Vorteile moderner Techniken der Durchflusszytometrie zu den klassischen Methoden der manuellen Zählung von Organismen ist der geringe Zeitaufwand für die Analyse und die hohe Anzahl von Proben, die in einem vorgegebenen Zeitintervall verarbeitet werden können. Jedoch sind Durchflußzytometriesysteme teuer und eine Automatisierung für eine kontinuierliche Registrierung innerhalb eines Durchfluss-Systems ist schwierig. Allerdings wird die Bildanalyse immer einfacher und gewinnt an Bedeutung, vor allem infolge von Fortschritten und der preiswerten Produktion von Mikroskopkameras. In unserer Studie wurden Proben von Ochromonas danica über eine automatische Registrierung analysiert. Das untersuchte Bildmaterial wird gespeichert und die Daten werden zur Analyse exportiert. Ein Vergleich der Techniken ergab, dass unsere Ergebnisse der Bildanalyse nicht signifikant von den durch manuelle Zählungen gemessenen Abundanzen abweichen. Die neue Methode erlaubt es, viele Proben gleichzeitig zu analysieren.

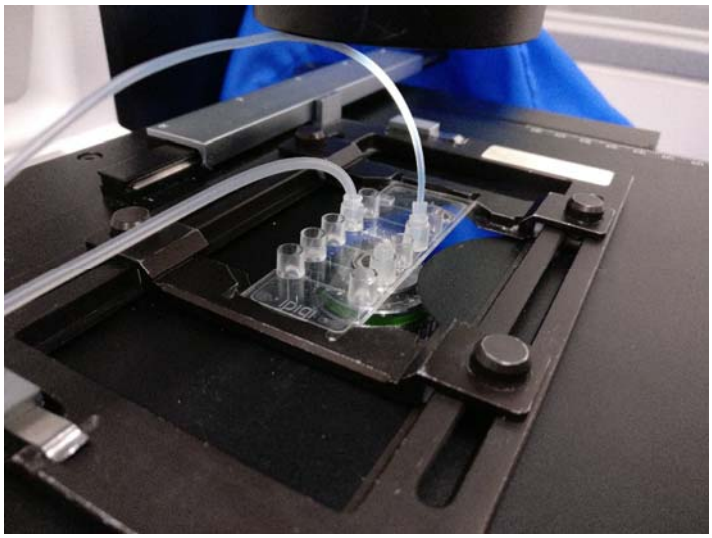


Abbildung 13: Beispielhafter experimenteller Aufbau des Durchflusssystems

Identifizierung von Grundwasserzutritten (lacustrine groundwater discharge – LGD) im Gebiet Mehrerau (Bregenz) des Bodensees

Vera Winde, Anna Noffke, Thomas Pflugbeil, Franziska Pöschke, Thomas Wolf

Institut für Seenforschung, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen

vera.winde@lubw.bwl.de, anna.noffke@lubw.bwl.de, thomas.pflugbeil@lubw.bwl.de, franziska.poeschke@lubw.bwl.de, thomas.wolf@lubw.bwl.de

Der Einfluss von Grundwasser auf die Wasser- und Stoffbilanz von größeren Seen ist meist von geringer Bedeutung und wird daher oft vernachlässigt. Aufgrund aktueller Untersuchungen (Hochauflösende Bodenseevermessung durch das Projekt Tiefenschärfe) gibt es Hinweise, dass bestimmte Strukturen am Seeboden durch Grundwasserzutritte verursacht wurden. Diese potentiellen Grundwasserzutritte können relevant für die Trinkwassergewinnung im Bodenseegebiet sein. Im Rahmen des Verbundprojekts SeeZeichen (Fördermaßnahme ReWaM des BMBF) werden diese potentiellen Grundwasserzutritte im Bodensee untersucht. Ziel ist es ein möglichst gutes und einfaches Methodenpaket zu entwickeln, welches zur Detektion von potentiellen Grundwasseraustritten im Bodensee und später auch anderen Seen genutzt werden kann. In der vorliegenden Arbeit soll geklärt werden wie der LGD im Bereich Mehrerau in der Bregenzer Bucht stattfindet, wie sich das Grundwasser im Uferbereich ausbreitet und welchen Einfluss dieses auf die Trinkwasserqualität des Bodensees hat. Der Bereich vor Mehrerau ist durch mehrere anthropogene Löcher geprägt, in welchen im vergangenen Jahrhundert Kiesbaggerungen vorgenommen wurden.

Zur Untersuchung der Fragestellungen wurden über zwei Jahre ein definiertes Messraster im ufernahen Gebiet bei Mehrerau im Bereich von zwei Kieslöchern durchgeführt. Es wurden physikalische Tiefenmessprofile aufgenommen, sowie in ausgewählten Tiefen chemische (Anionen, Kationen) und isotopische (d2H, d18O) Messungen durchgeführt. In diesem Zeitraum erfolgten zusätzlich regelmäßige Messungen an den nahegelegenen Zuflüssen der Bregenzerach und des Alpenrheins. Zusätzlich wurden im Bereich Mehrerau relevante landseitige Grundwassermessstellen beprobt, sowie auf Messwerte der IGKB-Station Bregenzer Bucht als Bodensee Hintergrundwert zurückgegriffen.

Eine erste Auswertung der Mehrerau-Daten zeigt, dass dieses Gebiet sehr komplexe Mischungs- und Zirkulationsprozesse aufweist. So müssen die Flusswasserfahnen der beiden Flüsse (Bregenzerach und Alpenrhein) berücksichtigt werden. Sie haben zum Teil erheblichen Einfluss auf die Strukturen in Mehrerau und erschweren die eindeutige Identifizierung des Grundwasserzutrittssignals. An vereinzelten Tagen und Messpunkten lässt sich das Grundwasser relativ sicher an Hand von Leitfähigkeit, Chlorid, Sulfat, dem Calcium-Magnesium-Verhältnis und der Isotopensignaturen (δ^2H, $\delta^{18}O$) identifizieren. Dies ist auf Grund der Unterschiede zwischen den Endmembern (Grund-, Fluss- und Seewasser) möglich. Zu bestimmten Jahreszeiten nähern sich die Konzentrationen der Endmember aber soweit an, dass eine genaue Bestimmung der Mischungskomponenten in diesem Gebiet erschwert wird.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)
Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen 2018

Gewässermonitoring aus dem Weltall: Bestimmung der Chlorophyll-konzentration in kleinen Seen mit Satellitendaten

Thomas Wolf, Nathalie Karle

Institut für Seenforschung (ISF) der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, Thomas.Wolf@lubw.bwl.de

Flächenhafte Satellitendaten, die große Flächen mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung abbilden, können bestehende In-situ-Monitoringprogramme und Bewertungsverfahren sinnvoll ergänzen. Die Nutzbarkeit von Satellitendaten für das behördliche Gewässermonitoring wird im Verbundprojekt WasMon-CT untersucht, wobei sich die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) mit einem satellitengestützten Trübungsmonitoring in Fließgewässern beschäftigt. Im Teilprojekt der LUBW wird schwerpunktmäßig das satellitengestützte Monitoring von Chlorophyll-a in Seen betrachtet. Durch frei verfügbare Daten räumlich hoch auflösender Satelliten, wie z.B. Sentinel-2 ab 2015, werden neue Möglichkeiten eröffnet, potentiell die Gewässerqualität einer größeren Anzahl auch kleinerer Seen zu überwachen. Zudem können bessere Informationen über räumliche Inhomogenitäten von Chlorophyll-a-Verteilungen (Patchiness) gewonnen werden. Vorgestellt wird hier die Anwendbarkeit der Fernerkundungsdaten speziell für sehr kleine Seen bzw. für Seen, die für Satelliten schwierig zu erfassende Eigenschaften aufweisen.

Zur Ergänzung der Datenbasis der LUBW werden weitere Daten von bis zu 25 unterschiedlichen Seen und Weihern mit Flächen von 1-30 Hektar aus dem SOS-Seenprogramm (Sanierungsprogramm oberschwäbische Seen) in die Validation einbezogen. Im Rahmen des Projekts werden ergänzende Messkampagnen an kleinen Seen durchgeführt. Diese ausgewählten Seen weisen spezielle Eigenschaften auf, welche den Fernerkundungsverfahren Schwierigkeiten bereiten, wie z.B. eine hohe Konzentration an Huminstoffen. Um eine möglichst gute Validation zu erreichen, sind die In-situ-Messtermine exakt auf die Satellitenüberflugstermine abgestimmt. Zur Bestimmung der Patchiness werden horizontale Messprofile mit physikalischen Sonden erfasst.

Die räumlich hochaufgelösten Satellitendaten werden von der Firma EOMAP prozessiert und im Rahmen einer umfangreichen Validationsstudie für Parameter wie z.B. Chlorophyll-a und Sichttiefe mit In-situ-Messdaten verglichen. Erste Ergebnisse zeigen, dass regionale Bewölkung über kleinen Seen zu einer sehr geringen Anzahl an Satellitendaten führen kann, was eine statistische Auswertung erschwert. Zu erwarten ist jedoch, dass mit dem Start weiterer Satellitenmissionen zusätzliche Fernerkundungsdaten in der Zukunft zur Verfügung stehen. Es zeigt sich außerdem, dass aktuell noch systematische Unterschiede zwischen In-situ- und Satellitenmessungen für kleine Seen auftreten, die in der weiteren Auswertung mit angepassten Prozessierungsketten minimiert werden.