



**DGL**  
Deutsche Gesellschaft  
für Limnologie e. V.  
(German Limnological Society)

Ergebnisse der Jahrestagung 2018  
der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL)  
und der deutschen und österreichischen Sektion der  
Societas Internationalis Limnologiae (SIL)

Hochschule Rhein-Waal (HSRW)  
Kamp-Lintfort

Kamp-Lintfort, 10. - 14. Sept. 2018





**DGL**

Deutsche Gesellschaft  
für Limnologie e. V.

(German Limnological Society)

Ergebnisse der Jahrestagung 2018  
der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL)  
und der deutschen und österreichischen Sektion der  
Societas Internationalis Limnologiae (SIL)

Hochschule Rhein-Waal (HSRW)  
Kamp-Lintfort

Kamp-Lintfort, 10. - 14. Sept. 2018

**Impressum:**

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:  
vertreten durch das Präsidium der DGL;  
Rellinghauser Str. 334f, 45136 Essen  
Ergebnisse der Jahrestagung in Kamp-Lintfort 2018  
Eigenverlag der DGL, Essen 2019

**Redaktion und Layout:**

Geschäftsstelle der DGL, Tanja Pottgiesser

**Druck:**

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

**ISBN-Nr. 978-3-9818302-3-1**

Bezug über die Geschäftsstelle der DGL:  
Rellinghauser Str. 334f  
45136 Essen  
Tel.: 0201 – 61 76 30 51  
Fax: 0201 – 61 76 30 53  
E-Mail: [geschaefsstelle@dgl-ev.de](mailto:geschaefsstelle@dgl-ev.de)  
Homepage: [www.dgl-ev.de](http://www.dgl-ev.de)

Kosten inkl. Versand: Druckversion: € 25,--

## Inhaltsverzeichnis

<b>PLENARVORTRÄGE .....</b>	<b>11</b>
Der gute ökologische Zustand—eine gesellschaftliche Aufgabe!	
<b>Christian K. Feld.....</b>	<b>12</b>
Ökosystemleistungen, Gewässer und ökonomische Bewertung	13
<b>Bernd Hansjürgens .....</b>	<b>13</b>
<b>NACHWUCHSPREISTRÄGER (Reihung).....</b>	<b>14</b>
„Im Trüben fischen“ – Identifizierung lokaler Anpassungen an Gewässerverunreinigungen im Genom von Wirbellosen	
<b>Hannah Weigand &amp; Florian Leese .....</b>	<b>15</b>
Linking primary producer diversity and food quality: A biochemical perspective	
<b>Vanessa Marzetz, Apostolos-Manuel Koussoroplis, Dominik Martin-Creuzburg, Maren Striebel, and Alexander Wacker.....</b>	<b>22</b>
How ecology shapes exploitation: a framework to predict the behavioural response of human and animal foragers along exploration-exploitation trade-offs	
<b>Christopher T. Monk, Matthieu Barbier, Paweł Romanczuk, James R. Watson, Josep Alós, Shinnosuke Nakayama, Daniel. Rubenstein, Simon A. Levin, and Robert Arlinghaus.....</b>	<b>27</b>
<b>POSTERPREISTRÄGER (alphabetisch) .....</b>	<b>28</b>
Methodische Entwicklung zur Sichtbarmachung von Mikroplastik in Chironomiden	
<b>Laura Erdbeer, Ellen Kiel.....</b>	<b>29</b>
Biofilme auf Plastikpartikeln und deren Nährwert für das Makrozoobenthos	
<b>Diana Michler-Kozma, Rense Jongsma, Bodo Philipp &amp; Friederike Gabel .....</b>	<b>36</b>
Ab ins Licht – Unterschiedliche Auswirkungen auf die Lichtpräferenzen zweier Amphipodenarten durch den Befall mit <i>Polymorphus minutus</i> (Acanthocephala)	
<b>Luca Pisacreta, Martin Remmeli &amp; Andreas Martens.....</b>	<b>40</b>
The invertebrate fauna of beaver dams – First results of a comparative study with a vacuum sampler	
<b>Sara Schloemer, Daniel Hering .....</b>	<b>48</b>
Schneckensex im Einmachglas: Akt 2.0 – Mehr Modellexperimente für die Umweltbildung	
<b>Wolfgang Schmitz, Carolin Rothweiler, Mariella Lindemann.....</b>	<b>52</b>
<b>VORTRÄGE .....</b>	<b>53</b>
Ein neues Konzept zur Quantifizierung der abiotischen Habitatheterogenität in Fließgewässern	
<b>Christine Anlanger, Christian Noss, Ute Risse-Buhl, Markus Weitere, Mario Brauns, Katinka Koll, Ingo Schnauder, Andreas Lorde .....</b>	<b>54</b>
Mesohabitat-specific patterns of metabolism and nutrient uptake in a large lowland river	
<b>Katrin Attermeye, Norbert Kamjunke, Markus Weitere, Mario Brauns .....</b>	<b>55</b>
Wie warm darf's denn sein? Temperaturbedürfnisse der Bachforelle in Baden-Württemberg	
<b>Timo Basen, Albert Ros, Alexander Brinker .....</b>	<b>56</b>

## Inhaltsverzeichnis

Der Einfluss von Mikroschadstoffen aus Kläranlageneinleitungen auf benthische Invertebraten – strukturelle Effekte <b>Jochen Becker, Sven Holl, Meike Koester &amp; Carola Winkelmann</b> .....	57
Freilandversuche zur Cyanobakterienentwicklung in der Trinkwassertalsperre Saidenbach <b>Henrike Beesk, Lothar Paul, Kristin Zoschke</b> .....	63
Introduction to the proposed EU Regulation on Minimum Requirements for Water Reuse <b>Noemi Bellò, Ute Hansen</b> .....	64
Die Modellierung der hygienischen Belastung am Beispiel von Spree und Havel <b>Tanja Bergfeld-Wiedemann, Annette Becke, Frank Schumache, Volker Kirchesch, Helmut Fischer</b> .....	71
Fish injury and mortality at pumping stations – a comparison of conventional and fish-friendly pumps <b>B. Bierschenk, J. Pander, M. Müller, J. Geist</b> .....	72
Effekte multipler Stressoren auf den Zustand der Gewässer in Europa <b>Sebastian Birk, Daniel Hering</b> .....	73
Sichtweisen von Akteuren auf die Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen <b>Gabriela Costea, Simone Beichler, Martin Pusch</b> .....	74
Probenahme und Messstrategien in klaren Bergbauseen – Ein Beitrag zur Unsicherheit der Bestimmung der euphotischen Zone <b>Holger Dienemann, Steffen Wiehart, Michael Oberländer &amp; Brigitte Nixdorf</b> .....	75
Renaturierungen an der oberen Ruhr im Spiegel der landesweiten Gewässerstrukturkartierung in Nordrhein-Westfalen (2000-2012) <b>Jörg Drewenskus</b> .....	83
Erfolgreiche Wiederansiedlung von Makrozoobenthos in einem Tieflandbach? <b>Arlena Dumeier, Ellen Kiel</b> .....	93
Libellenzönosen im Vergleich renaturierter und nicht renaturierter Abschnitte in zwei großen Fließgewässern in NRW <b>Julian Enß, Armin Lorenz, Ralf Joest</b> .....	94
Welche Relevanz haben Biozid-Einträge aus Antifouling-Beschichtungen durch Sportboote für unsere Gewässer? <b>Michael Feibicke &amp; Burkard Watermann</b> .....	95
Das B-A-E Konzept: Ein Ansatz zur mikrobiologisch-ökologischen Bewertung und Überwachung von Grundwasserökosystemen <b>Lucas Fillinger, Katrin Hug, Christian Griebler</b> .....	103
River Ecosystem Service Index (RESI) – Analyse und Bewertung der Ökosystemleistung „Habitatbereitstellung“ <b>Christine Fischer, Mathias Scholz, Hans D. Kasperidus, Barbara Stammel, Marion Gelhaus, Andrea Rumm, Francis Foeckler, Christian Damm, Peter Horchler, Lars Gerstner, Simone A. Podschun &amp; Martin Pusch</b> .....	104

## Inhaltsverzeichnis

Steuerung der Phytoplanktodynamik in Flüssen – welche Biomassen sind möglich und welche werden tatsächlich realisiert?	
<b>Helmut Fischer, Andrew Dolman, Ute Mischke, Ursula Riedmüller, Stephanie Ritz</b>	<b>113</b>
Der Mollix – ein sensitives Bewertungssystem für die Molluskenfauna in Flussauen	
<b>Francis Foeckler, Mathias Scholz, Barbara Stammel, Hans Schmidt, Andrea Rumm</b>	<b>114</b>
Herausforderungen zur Nachhaltigkeit: Wasserwirtschaftliche Umgestaltung einer bergbaubeeinträchtigten Region am Linken Niederrhein	
<b>Carmen Gallas, Jörg Hillebrand und Wolfgang Kühn</b>	<b>115</b>
Modellierung ökologischer Szenarien für die Risikobewertung von Chemikalien	
<b>Andre Gergs, Silke Classen, Kim Ladermann, Tido Strauss, Monika Hammers-Wirtz</b>	<b>116</b>
Toxicity and online biomonitoring with stygal and surface water Macro- and Microcrustaceans	
<b>Almut Gerhardt</b>	<b>118</b>
Methoden zur Charakterisierung von Exposition und Effekten auf Makrozoobenthos-Gemeinschaften in Multi-Stressor-Systemen	
<b>Nadine Gerner</b>	<b>119</b>
Die Fische der Lippe von der Quelle bis zur Mündung	
<b>Svenja Gertzen</b>	<b>124</b>
Ausbreitung von submersen Makrophyten und Eutrophierungsproblematik im Indawgyi-See in Myanmar	
<b>Björn Grüneberg, Jacqueline Rücker, Nils Kreber &amp; Dieter Leßmann</b>	<b>125</b>
Weiterentwicklung der Teilkomponente „Phytobenthos ohne Diatomeen“ (PoD) des PHYLIB-Verfahrens zur biologischen Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL)	
<b>Antje Gutowski</b>	<b>138</b>
Untersuchung urbaner Stillgewässer im Essener Norden – Einflussfaktoren auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos	
<b>Matthias Hakert, Daniel Hering &amp; Kathrin Januschke</b>	<b>145</b>
Untersuchung der Cyanobakterien-Entwicklung in sächsischen Talsperren unterschiedlicher Trophe	
<b>Anne Hartmann, Gabriela Paul, Kristin Zoschke, Sandra Schneider, Karin Kuhn, Michael Göttfert, Kerstin Röske</b>	<b>146</b>
Die Wasserrahmenrichtline im Spannungsfeld des urbanen Raums – Untersuchungen zu Akzeptanz und Partizipation im Flussgebietsmanagement	
<b>Sonja Heldt, Martin Denecke, Mario Sommerhäuser &amp; Burkhard Teichgräber</b>	<b>147</b>
Die Phänologie der Überlandwanderung des invasiven Flusskrebses <i>Faxonius immunis</i> am Oberrhein	
<b>Alexander Herrmann, Adam Schnabler, Andreas Martens</b>	<b>155</b>
Einfluss erhöhter Konzentrationen optisch aktiver Substanzen in der Wassersäule auf Wachstum und Entwicklung von Makrophyten	
<b>Markus Hoffmann, Stephanie Rüegg, Uta Raeder</b>	<b>156</b>

## Inhaltsverzeichnis

Wie reagieren Ökosystemleistungen auf Gewässerrenaturierungsmaßnahmen der Wasserrahmen- und Hochwasserrichtline?	
<b>Lena Hornung .....</b>	<b>157</b>
Einfluss klimabedingter Veränderungen des Schichtungsverhaltens auf den Phosphor-Haushalt von Seen: Fallbeispiel Iseo-See (Norditalien)	
<b>Michael Hupfer, Christiane Herzog, Sylvia Jordan, Giulia Valerio, Marco Pilotti, Maximilian Lau.....</b>	<b>158</b>
Typologie und Bewertung von Organismengruppen in Ufern und Auen	
<b>Kathrin Januschke, Barbara Stammel, Mathias Scholz, Francis Foeckler, Andrea Rumm, Stefan Brunzel&amp; Daniel Hering.....</b>	<b>159</b>
Bedeutung von In-vitro-Bioassays bei der Ermittlung toxikologischer Gefährdungspotenziale von Cyanotoxinen	
<b>Ralf Junek, Tamara Grummt .....</b>	<b>160</b>
Den Wald vor lauter Bäumen sehen – Modellierung der Wirkung von Ufergehölzstreifen auf Ökosystemfunktionen und Biodiversität mit Hilfe eines Bayes'schen Netzes	
<b>Jochem Kail, Markus Venohr, Andreas Gericke, Kris Van Looy, Martin Palt, Jérémie Piffady, Daniel Hering.....</b>	<b>161</b>
Molekulare Veränderung von gelöstem organischem Material und Muster der bakteriellen Aktivität in einem Bach entlang eines Landnutzungsgradienten	
<b>Norbert Kamjunke, Wolf von Tümpling, Norbert Hertkorn, Mourad Harir, Philippe Schmitt-Kopplin, Christian Griebler, Mario Brauns, Markus Weitere, Peter Herzsprung .</b>	<b>162</b>
Der Einfluss von Mikroschadstoffen aus Kläranlageneinleitungen auf benthische Invertebraten – subletale Effekte	
<b>Jacqueline Kaschek, Meike Koester, Jochen Becker &amp; Carola Winkelmann .....</b>	<b>163</b>
30 Jahre im Leben eines anthropogen belasteten Kleingewässers	
<b>Udo Kosmac &amp; Carmen Gallas .....</b>	<b>170</b>
Diversität an Bergseen spiegelt die Vielfalt der Klimawandelleffekte wieder – paläolimnologische Studien in verschiedenen Bergseen der Alpen	
<b>Wolfgang Küfner, Juergen Geist, Uta Raeder .....</b>	<b>177</b>
Der RESI-Retentionsindikator – Quantifizierung und Bewertung der N-, P- und C-Retention in Fluss-Auen-Ökosystemen	
<b>Kathrin Linnemann, Antje Becker, Hans D. Kasperidus, Stephanie Ritz, Mathias Scholz, Christiane Schulz-Zunkel, Markus Venohr, Marcus Wildner, Helmut Fischer .....</b>	<b>178</b>
7 Jahre kontinuierliches Monitoring seit Renaturierung – Reaktionen des MZB in drei verschiedenen Gewässertypen	
<b>Armin Lorenz, Svenja Pfeifer und Julian Enß .....</b>	<b>179</b>
Intensive Wassernutzung und Gewässerqualität: Der Niederrhein – ein Freilandlabor ?	
<b>Daniela Lud .....</b>	<b>180</b>

## Inhaltsverzeichnis

Maßnahme zur Verbesserung der Wasserpflanzenvegetation am Behlendorfer See (Schleswig-Holstein)	
<b>Sebastian Meis, Klaus van de Weyer, Joachim Stuhr, Ulrike Hamann .....</b>	<b>181</b>
Freilandexperimente zur Bindung von Makroinvertebraten an Kleinlaichkräuter in Tieflandgräben (Landkreis Oldenburg)	
<b>Oliver Middeke, Ines Wolpmann, Ellen Kiel .....</b>	<b>182</b>
<i>Salpingoeca fluviatilis</i> spec. nov, spec. nov., <i>S. pelikea</i> spec. nov. – two new craspedid species and redescription of <i>S. angulosa</i> (de Saedeleer 1927), <i>S. amphora</i> and <i>S. steinii</i> (Saville-Kent 1880) from River Rhine	
<b>Frank Nitsche, Lene Lesson, Sabine Schiwitza, Hartmut Arndt .....</b>	<b>183</b>
Primary production and bacterial carbon turnover under carbon limitation in acidic mining lakes - case study <i>Autumnella lusatica</i> sp. nov. in Halbendorfer See	
<b>Brigitte Nixdorf, Jörn Jander, Jacqueline Rücker, Steffen Wiehart, Holger Dienemann.....</b>	<b>184</b>
Strategien des Phytoplanktons in sauren Tagebauseen zur Überwindung extremer Ressourcenlimitation: Fallstudie <i>Autumnella lusatica</i> sp. nov. im Halbendorfer See	
<b>Brigitte Nixdorf, Jacqueline Rücker, Steffen Wiehart, Holger Dienemann .....</b>	<b>185</b>
Entwicklung und Praxiserprobung moderner Methoden zum Monitoring von Cyanobakterien	
<b>Gabriela Paul, Anne Hartmann, Kristin Zoschke, Sandra Schneider, Karin Kuhn, Michael Göttfert, Kerstin Röske.....</b>	<b>195</b>
RESI ist mit dem Faktor da – und verhilft zu einer integrativeren Fluss- und Auenbewirtschaftung	
<b>Martin Pusch und Simone Podschun .....</b>	<b>197</b>
Renaturierung des Teich- und Fließgewässerkomplexes „Raky-Weiher“ im Spannungsfeld zwischen Angelnutzung und Natura 2000	
<b>Heidi Rauers .....</b>	<b>198</b>
Linking flow diversity to biodiversity of epilithic stream biofilms	
<b>Ute Risse-Buhl, Christine Anlanger, Antonis Chatzinotas, Christian Noss, Andreas Lorke &amp; Markus Weitere.....</b>	<b>205</b>
Nutzung von satellitengestützten Messungen für die Bewertung der Wasserqualität von Talsperren	
<b>Kerstin Röske, Anne Hartmann, Gabriela Paul, Martin Socher .....</b>	<b>206</b>
Kultivierung von Grundwasser-Metazoen und deren Sensitivität gegen grundwasserrelevante Problemstoffe	
<b>Nora Rütz, Jürgen Marxsen.....</b>	<b>207</b>
Entwicklung von molekularbiologischen Methoden zum Nachweis der Denitrifikation im Grundwasser	
<b>Charlotte Schäfer, Bryan Lotz, Jessica Armbruster, Alexander Putz, Marie Wehnacht, Andreas Tiehm .....</b>	<b>208</b>
Intergenerational and intercultural learning as a tool for training Nature Guides in the Upper and Lower Danube	
<b>Sabine Schmidt-Halewicz, Gabriela Costea .....</b>	<b>209</b>

## Inhaltsverzeichnis

Multi-scale hydraulic deadzones in rivers: identifying turbulent exchange mechanisms and retention times	
<b>Ingo Schnauder, Christine Anlanger .....</b>	<b>210</b>
GroundCare – ökologische Bewertung von Grundwässern mit Hilfe faunistischer Bioindikation	
<b>Tobias Siemsmeye, Cornelia Spengler, Klaus Schwenk &amp; Hans Jürgen Hahn .....</b>	<b>211</b>
Epizoen von <i>Faxonius immunis</i> : wie der moderne Flusskrebs seinen Pelz trägt	
<b>Andreas Stephan, Alexander Herrmann, Karsten Grabow &amp; Andreas Martens .....</b>	<b>212</b>
Quellen am Niederrhein - Biologie, Geologie und kulturelle Vielfalt eines Landschaftselementes	
<b>Michael Stevens, Stefan Kronsbein .....</b>	<b>215</b>
Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes der Gewässergütesimulation im Rahmen ökologischer Umgestaltungen am Beispiel der Emscher	
<b>Ulrich Stöffler, Andreas Petrucc .....</b>	<b>216</b>
Kopplung komplexer Gewässergütemodelle mit individuenbasierten Populationsmodellen zur dynamischen Simulation stehender Gewässer	
<b>Tido Strauss .....</b>	<b>217</b>
Detaillierte Ermittlung der Ufervegetation und Ableitung von Empfehlungen zur Anpassung der Parameter des DWA-Gewässergütemodells	
<b>Sina Tabatabei .....</b>	<b>218</b>
Die neuen Bewirtschaftungspläne der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) - eine Chance für Grundwasserökosysteme	
<b>Anke Uh1, Hans Jürgen Hahn, Lucas Fillinger &amp; Christian Griebler .....</b>	<b>219</b>
Effects of warming on freshwater carbon cycling in macrophyte dominated systems	
<b>Mandy Velthuis, Sarian Kosten, Ralf Aben, Garabet Kazanjian, Sabine Hilt, Edwin Peeters, Ellen van Donk &amp; Liesbeth Bakker .....</b>	<b>229</b>
Nährtierangebot und Nahrungspräferenzen von Renken im Starnberger See	
<b>Christian Vogelmann, Andreas Martens, Michael Schubert .....</b>	<b>230</b>
Quagga-Muschel-Invasion und submerse Makrophyten: Mutualismus oder Konkurrenz?	
<b>Benjamin Wegner, Klaus van de Weyer, Sabine Hilt .....</b>	<b>235</b>
Metalimnetic oxygen minimum in a nutrient poor drinking water reservoir	
<b>Valerie C. Wentzky, Marieke A. Frassl, Karsten Rinke, Bertram Boehrer .....</b>	<b>236</b>
Zur naturschutzfachlichen Bedeutung eines fischfreien Sees – 10 Jahre Monitoring eines Abgrabungsgewässers am Niederrhein	
<b>Ulrich Werneke, Udo Kosmac, Klaus van de Weyer, Svenja Gertzen, Thomas Mutz .....</b>	<b>237</b>
Retentionseffekte von Biofilmen im Rhein	
<b>Jennifer Werner, Vera Kersten, Astrid Rapp, Anja Scherwaß, Hartmut Arndt .....</b>	<b>242</b>
Simulation der zukünftigen Emscher – Lernen von einer Versuchsstrecke	
<b>Caroline Winking, Armin Lorenz, Felix Dacheneder, Jonas Nienhaus, André Niemann, Mechthild Semrau, Mario Sommerhäuser &amp; Burkhard Teichgräber .....</b>	<b>243</b>

## Inhaltsverzeichnis

Dramatische Abnahme der aquatischen Insektenbiomasse durch Pestizide	5
<b>Maike Wissing, Saskia Knillmann, Matthias Liess</b>	<b>252</b>
Untersuchungen zu Habitatpräferenzen grabenlebender Makroinvertebraten im Landkreis Oldenburg	
<b>Ines Wolpmann &amp; Ellen Kiel</b>	<b>253</b>
Der Einfluss von Fischteichen auf Fließgewässer oder Ein extensiv bewirtschaftetes Teichgebiet im Einzugsgebiet der Horloff	
<b>Heike Zimmermann-Timm, Ann-Kathrin Fiedler</b>	<b>254</b>
Cyanotoxine in sächsischen Talsperren	
<b>Kristin Zoschke, Wolfram Lorenzen, Nadja Stoschek, Hilmar Börnick, Stefan Stolte</b>	<b>255</b>
Vorschlag einer Verfahrensanleitung zur quantitativen Erfassung der Kolmation in Fließgewässern	
<b>Thomas Zumbroich, Heide Stein, Holger Schindler, H. J. H. Hahn</b>	<b>256</b>
<b>POSTER</b>	<b>257</b>
Detektion von Cyanotoxingenen in bayerischen Gewässern	
<b>Franziska Bauer, Jürgen Geist, Uta Raeder</b>	<b>258</b>
Flüsse als Eintragspfad anthropogener Spurenstoffe in den Lebensraum Bodensee – Abbildung von Transportprozessen mittels Tracer-Kaskaden-Simulationen	
<b>Ronja Ebner, Thomas Wolf, Thomas Pflugbeil, Franziska Pöschke, Vera Winde</b>	<b>259</b>
Species-specific ingestion and toxicity of microplastics in bacterivorous nematodes – Implications for food-web transfer and risk of microplastics in aquatic ecosystems	
<b>Hendrik Füser, Marie-Theres Müller, Sebastian Höss, Walter Traunspurger</b>	<b>260</b>
How to implement stable isotope analyses into ecotoxicological risk assessment of chemicals using aquatic mesocosm experiments?	
<b>René Gergs, Bastian Bayer, Michael Feibicke, Silvia Mohr &amp; Ralf Schmidt</b>	<b>262</b>
Organizational Research of Waste Management at LINEG with regard to internal optimization and external service reduction using expert knowledge	
<b>Felix Grün, Peter Birken, Daniela Lud</b>	<b>263</b>
Habitsbedingte Einflüsse auf die Körperfärbung des Kalikokrebses <i>Faxonius immunis</i>	
<b>Thierry Haffner, Alexander Herrmann, Karsten Grabow, Andreas Martens</b>	<b>264</b>
Ein bionischer Ansatz zur Trennung von Mikroplastik und Wasser	
<b>Leandra Hamann, Jürgen Bertling</b>	<b>265</b>
Adaptation verschiedener Populationen der Art <i>Echinogammarus berilloni</i> (Crustacea: Amphipoda) an unterschiedliche Temperaturbereiche	
<b>V. Haupt, A. Schmidt-Drewello, B. Zeis, E.I. Meyer</b>	<b>266</b>
Monitoring auf eDNA-Basis: eine Alternative zum klassischen Monitoringansatz am Beispiel der Rheingroppe ( <i>Cottus rhenanus</i> ) in renaturierten Teilen des Emscher-Systems	
<b>Christopher Hempel, Gunnar Jacobs, Jan-Niklas Macher, Bianca Peinert, Till-Hendrik Macher, Florian Leese</b>	<b>267</b>

## Inhaltsverzeichnis

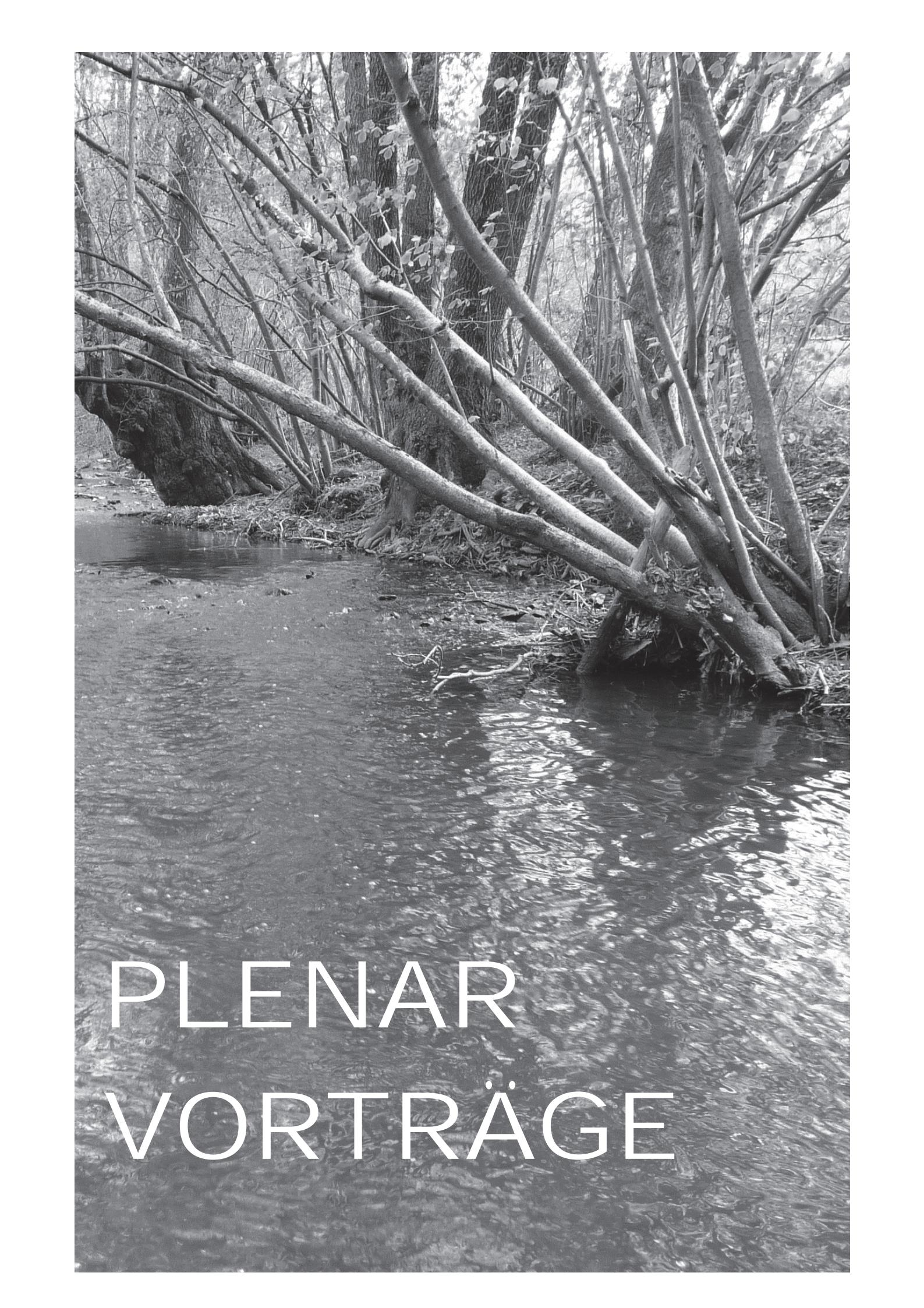
Grundwasserprobennahme für die mikrobiologische Analyse mittels speziellem Probennahmesystem <b>Ina Hildebrandt, Carina Gasch</b> .....	<b>268</b>
Subfossil diatom-assemblages in subalpine lake sediments as an indicator of climate-driven water-level changes <b>Andrea Hofmann, Jürgen Geist, Uta Raeder</b> .....	<b>269</b>
Groundwater Ecosystem Services - Intrinsic reactivity and resilience of an oligotrophic aquifer affected by surface water intrusion <b>Katrin Hug, Walter Schüssler, Jolanta Schmitt, Francesca De Gaspari, Irina Engelhardt, Lena Priesemann, Alfred Lanfervöß, Christian Griebler</b> .....	<b>270</b>
Bakterien und ihre Kohlenstoffumsätze in sauren Tagebauseen – Entkopplung von der pelagischen Primärproduktion? <b>Jörn Jander, Brigitte Nixdorf</b> .....	<b>271</b>
A review on river restoration and ecosystem services – first results <b>Nina Kaiser, Stefan Stoll, Christian K. Feld</b> .....	<b>272</b>
Entwicklung und Erprobung einer Makrozoobenthosfalle zur Untersuchung der Migration an Querbauwerken <b>Raimund Koop, Timo Reitz, Thilo Derdak &amp; Elisabeth I. Meyer</b> .....	<b>273</b>
Optimizing use parameters of a Gammarid biotoxicity system of Water Quality Monitoring based on literature data <b>Walid Kousa, Ellen Tijssse-Klasen &amp; Daniela Lud</b> .....	<b>279</b>
Fungiert der Oberlauf des Rotbachs (Eifel) als Strahlursprung? <b>Anika Leyendecker, Carola Winkelmann, Udo Rose</b> .....	<b>284</b>
Abfolge von Massenentwicklung und Limitation des Phytoplanktons in der Weser <b>Marcus Mannfeld, Carsten Viergutz, Volker Kirchesch, Helmut Fischer, Andreas Schöl</b> ....	<b>288</b>
Zwischenartliche Nischenverteilungen in Respons zu sich ändernder Salzkonzentration – zeitliche Koexistenz und Dynamik von Neozoen und indigenen Arten der Gammariden (Crustacea: Amphipoda) im Rheinberger Altrhein <b>Melissa Moick, Carmen Gallas, Daniela Lud</b> .....	<b>289</b>
Leitfaden zur ökologischen Bewertung von Grundwasserqualität und Ökosystemleistungen <b>Heike Morscheid</b> .....	<b>290</b>
Laborexperimente zum Grabeverhalten des Kalikokrebses <i>Faxonius immunis</i> <b>André Müller, Alexander Herrmann, Andreas Stephan, Karsten Grabow, Andreas Martens</b> .....	<b>291</b>
Lokale Flusswasserfahnenausbreitung mit einem räumlich hochauflösten 3-dim hydrodynamischen Modell <b>Liliana Páez Gil, Ronja Ebner, Thomas Wolf, Thomas Pflugbeil</b> .....	<b>292</b>

## Inhaltsverzeichnis

Water characteristics of the Yellow River in China – heavy metal concentrations and loads decreased substantially over the recent years	
<b>Xue Pang, Wenbo Shi, Jin Pang, Daniela Lud &amp; Ute Hansen.....</b>	<b>307</b>
Weiterentwicklung des „fresh water alga growth inhibition test“ nach OECD 201 (OECD, 2006) zur Analyse von Wasserproben	
<b>Karl Platzer, Manfred Schleyer.....</b>	<b>313</b>
Räumliche und zeitliche Variabilität der CO <sub>2</sub> und CH <sub>4</sub> Produktion im Sediment des kleinen und flachen Windsborn-Kratersees, Vulkaneifel	
<b>Leandra Praetzel, Marcel Schmiedeskamp, Klaus-Holger Knorr .....</b>	<b>314</b>
Simulationsstudie mit einem 3-dimensionalen hydrodynamischen Modell zur raum-zeitlichen Variabilität der Transport- und Mischungsprozesse des Alpenrheins im Bodensee	
<b>Carolin Pursche, Thomas Wolf, Ronja Ebner, Thomas Pflugbeil, Vera Winde, Franziska Pöschke .....</b>	<b>315</b>
Analyse von nichtlinearen Dynamiken in Ein-Art-Systemen	
<b>Tobias Romankiewicz, Johannes Werner, Hartmut Arndt .....</b>	<b>316</b>
Wachstum und Primärproduktion von <i>Autumnella lusatica</i> sp. nov. bei verschiedenen Kohlenstoffquellen im Lichtgradienten	
<b>Jacqueline Rücker, Mihovil Turčinov, Brigitte Nixdorf .....</b>	<b>317</b>
Taxonomic composition of ciliates in urban water bodies of Cologne	
<b>Anja Scherwaß, Stephan, Rickenberger, Julia Polke, Hartmut Arndt .....</b>	<b>327</b>
Morphology, Systematics and Autecology of Choanoflagellates from the Atacama Desert	
<b>Sabine Schiwigita, Hartmut Arndt, Frank Nitsche.....</b>	<b>328</b>
Makrophyten als Steuerungsfaktor des Kohlenstoffhaushaltes in flachen kleinen Seen?	
<b>Marcel Schmiedeskamp, Jasmin Gesing, Rebecca Pabst, Leandra Praetzel, Klaus-Holger Knorr.....</b>	<b>329</b>
Bewertung des physiologischen und hygienischen Status von Bakterienbesiedlungen in anthropogen beeinflussten Grundwasserstandorten in den Halterner Sanden	
<b>Melanie Schneider, Martin Böddeker.....</b>	<b>330</b>
Untersuchung der Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktionen in kleinen Seen am Beispiel des Heideweihers und Erdfallsees im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“	
<b>Pia Scholten, Klaus-Holger Knorr .....</b>	<b>331</b>
Antibiotika-Resistenzgene im Grundwasser	
<b>Claudia Stange, Charlotte Schäfer, Anna-Lena Schneider, Andreas Tiehm .....</b>	<b>332</b>
Erfassung des ökologischen Zustands von Grundwässern unter Flächen mit verschiedener Landnutzung	
<b>Anne Madeleine Trimbach, Lucas Fillinger, Christian Griebler, Bernd Bendinger .....</b>	<b>333</b>
Urban Algae: Ecological Status and the Perception of Ecosystem Services of Urban Ponds	
<b>Sonia Herrero, Cleo Stratmann, Susanne Stephan, Mandy Velthuis .....</b>	<b>334</b>

## Inhaltsverzeichnis

Mikroplastik in Talsperren und Stauhaltungen – Verteilung und Einflüsse auf Transport und Sinkverhalten	
<b>Rico Leiser, Katrin Wendt-Potthoff</b>	<b>335</b>
Versuche zur direkten Abundanzbestimmung von Protisten im Durchfluss	
<b>Johannes Werner, Tobias Romankiewicz, Hartmut Arndt</b>	<b>336</b>
Wie findet man Wasser in Wasser? – Ein Methodenkanon zur Detektion von Eintragspfaden und immissionsbürtigen Wasserinhaltsstoffen in Seen mit Schwerpunkt der Grundwasserdetektion	
<b>Thomas Wolf, Ronja Ebner, Ben Gilfedder, Catharina Keim, Franziska Pöschke, Thomas Pflugbeil, Vera Winde</b>	<b>337</b>
Umsetzung der EG-WRRL im Gewässer Bever	
<b>Philipp Wysocki, Elisabeth I. Meyer</b>	<b>338</b>
Abundance of <i>Legionella</i> in wastewater treated with different wastewater treatment technologies	
<b>Yingyun Zhang, Ellen Tijssse-Klasen, Conny Rosengarten, &amp; Ute Hansen</b>	<b>339</b>

A black and white photograph of a riverbank. In the foreground, the dark, rippling water of a river or stream flows from the bottom right towards the center. On the right side, several large, gnarled trees with thick trunks are leaning out over the water at an angle. Their branches and leaves are visible above the waterline. In the background, more trees and some tall, thin reeds or grasses stand along the bank. The overall scene is somewhat somber and natural.

# PLENAR VORTRÄGE

## **Der gute ökologische Zustand – eine gesellschaftliche Aufgabe!**

*Christian K. Feld*

Aquatische Ökologie und Zentrum für Wasser- und Umweltforschung (ZWU), Universität Duisburg-Essen,  
45117 Essen, christian.feld@uni-due.de

Die Zahl ist alarmierend: weniger als 7% der Wasserkörper in Deutschland erreichten mit Stand 2015 den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial. Als Ursache für die Nichterreichtung des EG-WRRL-Ziels werden—sowohl in Deutschland als auch europaweit—zwei wesentliche Belastungen benannt: die Landwirtschaft und die hydromorphologische Überformung der Gewässer als Folge der Land- und Wassernutzung. Landwirtschaft ist beispielsweise mit weitreichenden, meist diffusen Belastungen der Wasserqualität durch Nährstoffe und Pestizide verbunden. Hydromorphologische Überformungen führen oft zu einer Homogenisierung der Gewässerstruktur und infolge dessen zum Lebensraumverlust für die aquatische Flora und Fauna. Die biologischen Wirkungen sind bekannt: Verlust wertgebender Arten, Veränderungen der trophischen Struktur von Lebensgemeinschaften, Zunahme von Generalisten, Invasion durch gebietsfremde Arten, Verlust von Ökosystemleistungen, um nur einige zu nennen. Die negativen biologischen Wirkungen können durch Renaturierungen der Gewässerstruktur und Ufervegetation vermindert werden. Neuere Studien deuten aber darauf hin, dass eine deutliche Erholung der Biologie langfristig nur mit einer gleichzeitigen Reduktion der Belastungen aus der Landwirtschaft zu erreichen sein wird.

Eine Voraussetzung dafür ist allerdings, die wesentlichen Belastungen zunächst zu erkennen und auch anzuerkennen. Gerade im Hinblick auf die Landwirtschaft erscheint das aber nicht immer gegeben (Stichwort: Agrarsubventionen). Zur Lösung des Problems müssen daher auch die entsprechenden politischen Akteure beitragen (Stichwort: GAP-Reform). Die Gesellschaft sollte aufgefordert werden, sich am notwendigen Diskurs zu beteiligen. Hierzu kann auch die DGL beitragen, zum Beispiel durch die Unterstützung eines wissenschaftlichen und gewässerpolitischen Diskurses zu diesem Themenfeld.

## **Ökosystemleistungen, Gewässer und ökonomische Bewertung**

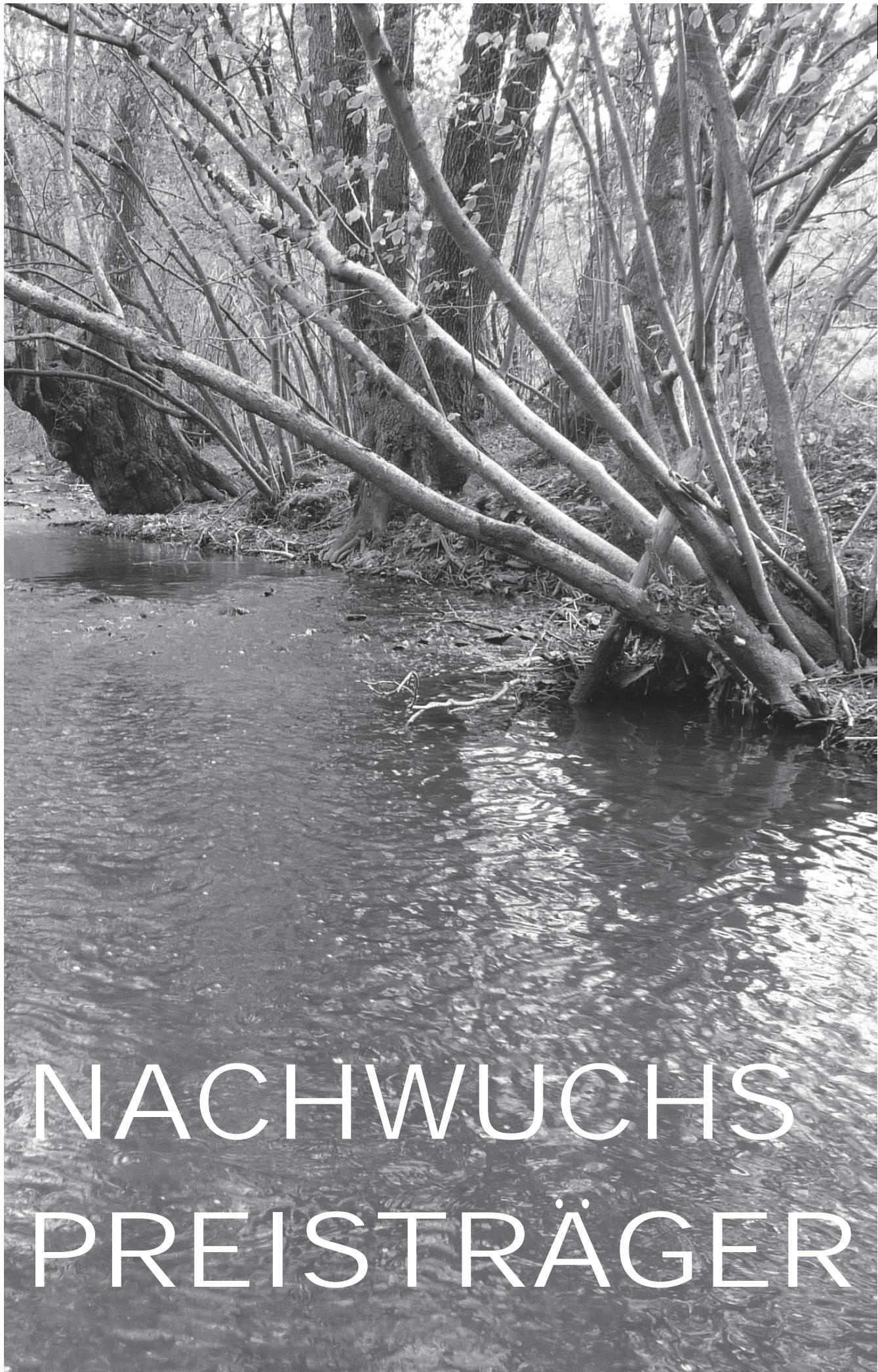
*Bernd Hansjürgens*

Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Department Ökonomie, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig,  
bernd.hansjuergens@ufz.de

Ökosystemleistungen von Gewässern sind Leistungen, die dem Menschen zugutekommen. Bei diesen Leistungen wird seit dem Millennium Ecosystem Assessment (2001-2005) üblicherweise zwischen Versorgungsleistungen, regulativen, kulturellen und unterstützenden Leistungen (Basisleistungen) unterschieden. Da dieses Konzept sehr stark auf die Nutzen von Natur abstellt, weist es enge Bezüge zur Ökonomie auf, die ebenfalls anthropozentrisch geprägt ist. Es gab daher die internationale TEEB-Studie „The Economics of Ecosystems and Biodiversity“ sowie das deutsche Nachfolge-Vorhaben „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“, die beide auf die gesellschaftliche Bedeutung von Natur aufmerksam gemacht haben.

Einerseits haben das Konzept der Ökosystemleistungen und die ökonomischen Bewertung der Natur einen großen Zuspruch erfahren. Sie haben die internationale und nationale Biodiversitäts- und Naturschutzpolitik stark geprägt. Andererseits werden diese Ansätze auch immer wieder kritisiert. Ihnen wird vorgeworfen, wichtige Bestandteile der Natur auszublenden und so letztlich zu einem Ausverkauf der Natur beizutragen.

In dem Vortrag werden diese Diskussionsstränge wiedergegeben. Die Bedeutung des Ökosystemleistungsansatzes für den Schutz und die nachhaltige Nutzung der Fließgewässer wird hervorgehoben. Zugleich werden auch Grenzen des Ansatzes dargelegt. Hierbei wird vor allem auf Beispiele aus dem Vorhaben „Naturkapital Deutschland – TEEB DE“ zurückgegriffen.



# NACHWUCHS PREISTRÄGER

# „Im Trüben fischen“ – Identifizierung lokaler Anpassungen an Gewässerverunreinigungen im Genom von Wirbellosen

Hannah Weigand<sup>1,2</sup> & Florian Leese<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> Musée National d'Histoire Naturelle Luxembourg & Fondation Faune-Flore, 24 Rue Münster, L-2160 Luxembourg, hannah.weigand@mnhn.lu

<sup>2</sup> Aquatische Ökosystemforschung, Universität Duisburg-Essen, Universitätsstr. 5, 45141 Essen, florian.leese@uni-due.de

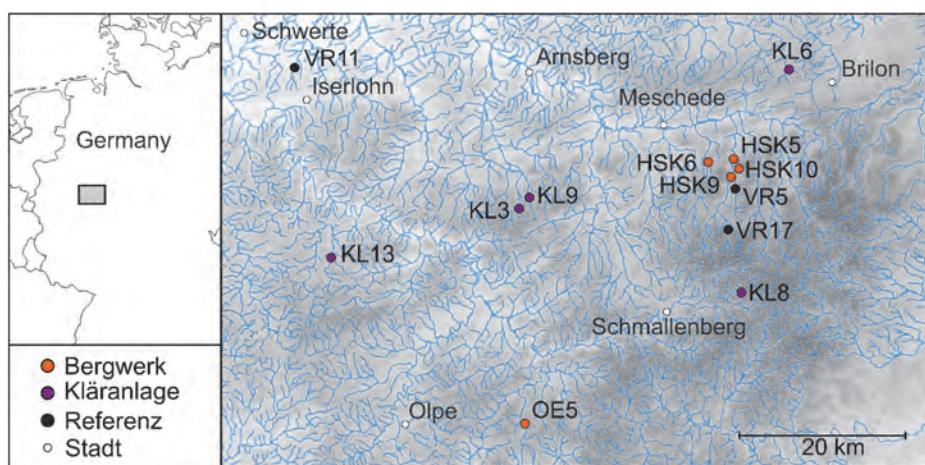
<sup>3</sup> Zentrum für Wasser- und Umweltforschung (ZWU), Universität Duisburg-Essen, Universitätsstr. 2, 45141 Essen

**Keywords:** Bergbau, Kläranlagen, Lokale Anpassung, Ökotoxikologie, Populationsgenetik, Selektion

## Material und Methoden

### Untersuchungsgebiet

Unsere Studie fand im Ruhr-Einzugsgebiet statt. Für beide Arten, den Plattwurm *D. gonocephala* und die Köcherfliege *G. conformis*, wurden vier Stellen mit Abwassereinleitung aus Kläranlagen (fünf insgesamt), fünf Stellen mit Bergwerkseinleitung und zwei Referenzstellen (drei insgesamt) beprobt (Abb. 2). Für belastete Stellen wurde jeweils an zwei Abschnitten oberhalb der Einleitung sowie an drei Abschnitten unterhalb der Einleitung beprobt (im Abstand von jeweils 50 m, Abb. 1). An den Referenzstellen wurden bis zu 5 Abschnitte mit einem Abstand von 200 m beprobt. Insgesamt wurden 252 Individuen von *D. gonocephala* und 239 Larven von *G. conformis* gesammelt. Weitere Details zur Probenahmen, den Labormethoden und der Datenanalyse finden sich in Weigand et al. (2018).



**Abb. 2: Sammelstellen der aktuellen Studie. Das Ruhr-Einzugsgebiet ist grau hinterlegt (links). Das Gewässernetz der detaillierten Karte (rechts) wurde vom LANUV NRW bereitgestellt (Gewässerstationierungskarte des Landes NRW © LANUV NRW, 2013). Abbildung nach Weigand et al. (2018).**

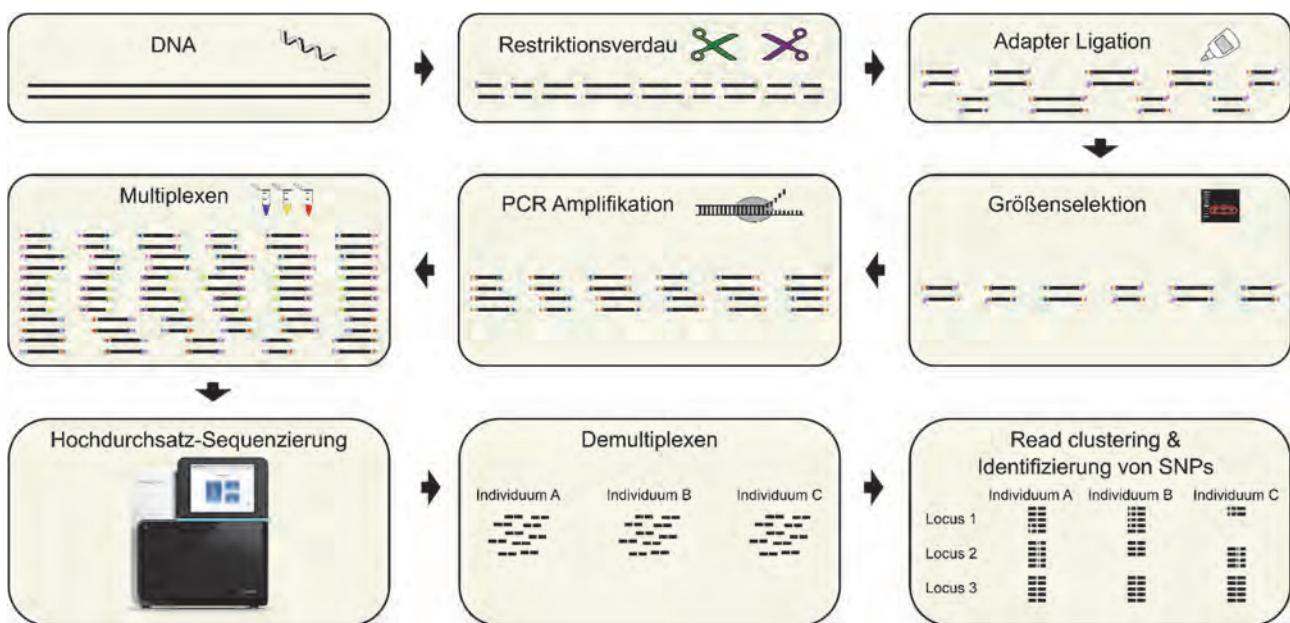
## Labor/Molekulargenetik

Die DNA der Individuen wurde mittels einer Salzfällung extrahiert (Weiss & Leese 2016). Im Anschluss wurden ddRAD-Daten generiert (Vendrami et al. 2017; Weigand et al. 2017). Das Prinzip der Methode ist es, nicht das ganze Genom eines Individuums zu untersuchen, sondern nur einen bestimmten Teil (Peterson et al. 2012). Dieser Teil sollte für verschiedene Individuen einer Art gleich sein, sodass sich die genetischen Marker im Anschluss zwischen den Individuen vergleichen lassen. Dadurch, dass das Genom auf einen Teil reduziert wird, können viele Individuen (mehrere Dutzend bis Hundert) auf einem Hochdurchsatz-Sequenzierlauf, etwa einer Illumina HiSeq-lane, sequenziert werden. Dies macht die Methode im Vergleich zur Sequenzierung ganzer Genome sehr kosteneffektiv, erzeugt aber immer noch eine große Menge an genetischen Markern (mehrere Hundert bis Zehntausende).

Bei der Erzeugung der ddRAD-Library wird zunächst die DNA jedes Individuums mit zwei Restriktionsenzymen, in unserem Fall *PstI* und *Csp6I*, verdaut und Sequenzieradapter werden an die DNA-Fragmente ligiert (Abb. 3). In einem nächsten Schritt wird die DNA mit Hilfe von magnetischen „beads“ großenselektiert. Danach werden die DNA-Fragmente mittels einer PCR amplifiziert. Hier werden nur solche Fragmente vervielfältigt, die mit beiden Restriktionsenzymen geschnitten wurde. Nach weiteren Großenselektionen wird die DNA von mehreren Individuen in etwa gleicher Anzahl gemischt und auf einem Illumina HiSeq-Sequenzierer sequenziert.

## Bioinformatik

In einem ersten Schritt der bioinformatischen Analyse wurden die Sequenzierdaten nach Qualitätskriterien (z. B. Sequenzierqualität, Länge der Sequenz und PCR-Duplikat) gefiltert und mit Hilfe von Barcodes in den Adaptersequenzen einzelnen Individuen zugeordnet. Anschließend wurde das Programm Stacks (Catchen et al. 2013) genutzt, um homologe Genbereiche zu identifizieren und Sequenzunterschiede innerhalb und zwischen den Individuen zu erkennen. In einem nächsten Schritt wurden die so gewonnenen genetischen Marker verwendet um die generelle Populationsstruktur der beiden Arten zu analysieren.



**Abb. 3: Erzeugung einer ddRAD-Library von der DNA als Ausgangsmaterial bis hin zu den genetischen Markern.**

Anschließend wurden drei Test durchgeführt, um positive Selektion, das genetische Muster der lokalen Anpassung, zu identifizieren: BayeScan (Foll and Gaggiotti, 2008), PCAdapt (Luu et al. 2017) und Lfmm (Frichot et al. 2013). Bei BayeScan wird die genetische Differenzierung jedes einzelnen Markers mit der Gesamtdifferenzierung aller Marker in einem Bayesischen Modell verglichen. Marker, die eine höhere Differenzierung aufweisen als unter einem neutralen Modell (ohne Selektionsprozesse) erwartet, sind Kandidaten für lokale Anpassung. Bei PCAdapt wird die Differenzierung der Individuen zueinander mittels einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) berechnet. Anschließend wird für jeden genetischen Marker geschaut, ob dieser stärker als erwartet mit den PCA-Achsen korreliert. Stark korrelierte Marker sind potenzielle Kandidaten für lokale Anpassung. In der letzten Methode, Lfmm, werden zusätzlich zu den genetischen Daten Umweltdaten genutzt. Nun wird für jeden genetischen Marker untersucht, ob er mit den Umweltfaktoren korreliert. Die Korrelation wird dabei mit der genetischen Struktur der Individuen zueinander korrigiert. Als Umweltfaktoren nutzten wird zum einen das Vorhandensein/die Abwesenheit einer potentiellen Belastung. Außerdem verwendeten wir Messwerte, wie etwa die Kupferkonzentration (Bergwerk und Kläranlagen), die Gesamt-Stickstoffkonzentration (Kläranlagen) oder die Cadmiumkonzentration (Bergwerk). Diese Daten wurden aus ELWAS ([www.elwasweb.nrw.de](http://www.elwasweb.nrw.de)) bzw. aus einem Bericht zu Bergwerkseinleitungen in NRW (<http://www.flussgebiete.nrw.de/index.php/Erzbergbau>) extrahiert.

Kandidaten-Marker, die mit Hilfe der drei Tests identifiziert wurden, wurden auf ihre Plausibilität getestet. Dazu wurde zum einen geschaut, ob die Kandidaten-Marker von mehreren der drei Test-Methoden gefunden wurden. Da alle Methoden Annahmen für das genetische Muster lokaler Anpassung treffen, ist ein Überlapp zwischen verschiedenen Methoden ein gutes Indiz für ein biologisch relevantes Muster (z. B. de Villemereuil et al. 2014). Zum anderen wurden die Genotypen-Frequenzen manuell inspiziert, um zu prüfen, inwieweit es zu einer Verschiebung der Allele-Frequenzen zwischen potentiell belasteten und unbelasteten Stellen gekommen ist. Schlussendlich wurde für eine Anreicherung von proteinkodierenden Genen geprüft, die ebenfalls auf eine biologische Relevanz der gefundenen Kandidaten-Marker hindeuten kann (Weigand & Leese 2018).

## Ergebnisse und Diskussion

### *Dugesia gonocephala*

Für *D. gonocephala* konnten insgesamt 521 hochqualitative genetische Marker durch ddRAD gewonnen werden. Die Analyse dieser Marker belegte eine starke Populationsstruktur, bei der jeweils die Individuen von einer Stelle ähnlicher zueinander waren als Individuen von anderen Stellen. Eine Ausnahme bildeten die Individuen der Bergwerksstellen HSK5, HSK9 und der Referenzstelle VR17. Dies ist jedoch nicht unerwartet, da diese Stellen im gleichen Bachsystem liegen (Abb. 2). Die genetische Differenzierung zwischen Individuen verschiedener Stellen war weder mit dem Wasserweg noch mit der Euklidischen Distanz zwischen Stellen korreliert. Dieses Muster deutet auf eine relativ schlechte Ausbreitungsfähigkeit von *D. gonocephala* hin, bei der neben der geographischen Distanz auch andere Faktoren als Barriere relevant sind.

Bei den Selektionstests konnten 0 (BayeScan), 27 (5%, PCAdapt) und 38 (7%, Lfmm) Marker als potenzielle Kandidaten unter lokaler Anpassung identifiziert werden. Dabei waren 17 der 38 Marker, die von der Lfmm-Methode detektiert wurden, mit der Kupferkonzentration in Bergwerks-Bächen korreliert. Von diesen überlappten 12 Marker mit denen, die von der PCAdapt-Methode detektiert wurden. Sowohl der große Anteil korrelierter Markern als auch die Schnittmenge zwischen den beiden Methoden ist ein gutes Indiz für die Plausibilität der Kandidaten-Marker. Ein weiterer Hinweis ist, dass die meisten dieser Marker stark unterschiedliche Allel-Frequenzen in HSK6, der Population

mit der höchsten Kupferkonzentration, als in allen anderen Populationen (Bergwerk, Kläranlage und Referenz) zeigten. Auch kodieren 6 der insgesamt 32 Kandidatenmarker (PCAdapt & Lfmm-Kupfer Bergwerk) für Proteine, ein Wert deutlich oberhalb des Durchschnitts der untersuchten Marker bei *D. gonocephala*. Ein besonders interessantes Kandidaten-Gen ist *arnt* (Aryl hydrocarbon receptor nuclear translocator). In Wirbeltieren ist *arnt* in der Entgiftung von Xenobiotika involviert (Barouki et al. 2012; Stockinger et al. 2011). Auch wenn seine genaue Rolle bei Invertebraten noch nicht bekannt ist, scheint es auch hier eine Rolle bei der Entgiftung oxidativer Stress-Agenzien zu spielen (Kuzin et al., 2014). Abschließende Gewissheit über die Rolle von *arnt* bei einer lokalen Anpassung an Bergwerkseinleitungen in *D. gonocephala* können jedoch nur weitere Labortests erzielen.

### ***Glossosoma conformis***

Für *G. conformis* konnten insgesamt 3292 hochqualitative genetische Marke durch ddRAD gewonnen werden. Im Gegensatz zu der starken Populationsdifferenzierung bei *D. gonocephala*, war eine hohe Populationsdurchmischung bei *G. conformis* zu beobachten, bei der keine Gruppierung von einzelnen Individuen zu identifizieren war. Allerdings war die sehr geringe Populationsdifferenzierung stark mit der Euklidischen Distanz zwischen den Stellen korreliert ( $R^2=0.76$ ,  $p<0.1$ ), so dass hier ein ‚Isolation-By-Distance‘-Muster vorliegt. Die Ergebnisse zeigen insgesamt eine gute Verbreitungsfähigkeit von *G. conformis*, die mit genetischen Methoden auch bereits bei anderen Köcherfliegenarten beobachtet wurde (Geismar et al. 2015; Weigand et al. 2017).

Bei den Selektionstests konnten 0 (BayeScan), 10 (0,3%, PCAdapt) bzw. 570 (17%, Lfmm) Marker als potenzielle Kandidaten identifiziert werden. Dabei waren 229 der 570 Marker, die von der Lfmm-Methode gefunden wurden, mit der Cadmium-Konzentration (221 Marker) und/oder der Zink-Konzentration (205 Marker) bei Bergwerkseinleitungen korreliert. Allerdings wurde keine große Schnittmenge zwischen PCAdapt und einem Umweltfaktor der Lfmm-Analyse gefunden. Auch zeigten sich für die Marker keine Unterschiede in der Allel-Frequenz zwischen Bergwerks-, Kläranlagen- und Referenzstellen. Da dies jedoch eine Grundannahme für lokale Adaptation darstellt, sehen wir nicht genügend Evidenz der Kandidaten-Marker für eine biologisch schlüssige Rolle in der lokalen Anpassung an Bergwerkseinleitungen oder Abwasser aus Kläranlagen.

### ***Evaluation der Hypothesen***

Auf den ersten Blick bestätigen unsere Ergebnisse beide Hypothesen. So wurde das einzig schlüssige Muster lokaler Anpassung für *D. gonocephala* gefunden, die weniger mobile Art (Hypothese I), bei einer Population mit Bergwerkseinleitung, dem länger wirkenden und potenziell stärkeren Umweltfaktor (Hypothese II). Allerdings könnten mehrere biologische und technische Bedingungen diese Ergebnisse beeinflusst haben. Zum einen war die Messung der Umweltfaktoren der Lfmm-Methode nicht vergleichbar für beide Belastungsquellen. So konnten etwa für Abwasser aus Kläranlagen nur Messwerte aus der Einleitung selbst genutzt werden, wohingegen für Bergwerkseinleitungen Messwerte von oberhalb und unterhalb der Einleitung vorlagen. Eine Simulationsstudie zeigte, dass Lfmm lokale Anpassung besonders gut detektieren kann, wenn belastete und unbelastete Stellen in unmittelbarer Nähe miteinander verglichen werden (Lotterhos & Whitlock 2015), sodass die Möglichkeit genetische Muster der lokalen Adaptation bei Einleitungen aus Kläranlagen zu identifizieren, herabgesetzt sein könnte. Auch ist es möglich, dass es bei den evolutiv sehr jungen Abwassereinleitungen aus Kläranlagen zu einer lokalen Anpassung kommt, diese aber noch nicht mit Hilfe der genutzten Selektionstests erkennbar sind. Genomische Charakteristika im Frühstadium der Selektion können nur mit Tests nachgewiesen werden, deren Datengrundlage Nicht-Modellarten, wie hier vorliegend, bisher nicht erfüllen können (siehe Weigand & Leese 2018 für weitere Informationen).

Nicht zuletzt ist trotz der hohen Anzahl an genetischen Markern die Abdeckung der Genome immer noch sehr gering. Bei *G. conformis* wurde im Durchschnitt ein ddRAD-Marker alle 200 kb analysiert, bei *D. gonocephala* sogar nur alle 1.5 Mbp. Daher ist es wahrscheinlich, dass weitere Genombereiche, die zu einer lokalen Adaptation beitragen haben können, nicht durch ddRAD-Marker in der Analyse berücksichtigt worden sind. Aufgrund dieser technischen Limitierung ist es nicht möglich, die Hypothesen auf Grundlage dieser Studie final zu evaluieren.

## Schlussfolgerungen

In diese Studie haben wir hunderte genetische Marker für zwei Fließgewässerarten generiert und sie genutzt um lokale Anpassungen an zwei chemische Belastungsquellen zu untersuchen. Wir konnten bei einer Art, dem Plattwurm *D. gonocephala*, ein biologisch sehr vielversprechendes Muster von positiver Selektion, dem genetischen Muster lokaler Adaptation finden. Dies trat in einer Population mit erhöhter Kupferkonzentration durch Bergwerkseinleitungen auf. Besonders auffällig war ein Kandidaten-Gen, *arnt*, dass bei der Entgiftung von Xenobiotika und oxidativem Stress involviert ist und in der beeinträchtigten Population systematisch andere Allele aufwies. Die Abwesenheit von vielversprechenden Kandidatenmarkern bei den anderen Art-Stressor-Vergleichen kann hingegen nicht eindeutig als Abwesenheit von lokaler Anpassung gewertet werden, da mehrere biologische und technische Faktoren die Detektion von positiver Selektion beeinflusst haben könnten.

Abschließend ließ sich mit Hilfe der ddRAD-Daten ein guter Eindruck über die generelle Populationsstruktur beider Arten gewinnen. Bei *D. gonocephala* fanden wir eine starke Differenzierung zwischen den Populationen, die jedoch nicht mit der geographischen Distanz korrelierte. Dies weist auf stark-eingeschränkten Genfluss hin. Bei der Köcherfliege *G. conformis* zeigte sich hingegen eine sehr hohe Populationsdurchmischung, bei der ein ‚Isolation-By-Distance‘ Muster zu sehen war.

## Danksagung

Diese Untersuchung wurde im Rahmen der Doktorarbeit der Erstautorin durchgeführt und im Rahmen der *GeneStream* Juniorforschungsgruppe der Kurt Eberhard Bode Stiftung innerhalb des Stifterverbands gefördert.

Wir danken den Ko-Autoren der Studie, Martina Weiss, Huimin Cai, Yongping Li, Lili Yu und Christine Zhang. Außerdem danken wir Lisa Poettker und Ralph Tollrian (Ruhr-Universität Bochum) für Unterstützung bei der Durchführung der Studie. Ferner danken wir dem Ruhrverband, insbesondere Petra Podraza, sowie dem LANUV NRW, insbesondere Jochen Lacombe, für die Bereitstellung von Kartenmaterial und Informationen zu den Probestellen.

## Literatur

- Bahrndorff, S., Ward, J., Pettigrove, V., Hoffmann, A.A. (2006): A microcosm test of adaptation and species specific responses to polluted sediments applicable to indigenous chironomids (Diptera). *Environmental Pollution* 139: 550–560.
- Barouki, R., Aggerbeck, M., Aggerbeck, L., Coumoul, X. (2012): The aryl hydrocarbon receptor system. *Drug Metabolism and Drug Interactions* 27: 3–8.
- Byrne, P., Wood, P.J., Reid, I. (2012): The impairment of river systems by metal mine contamination: a review including remediation options. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42: 2017–2077.
- Catchen, J., Hohenlohe, P.A., Bassham, S., Amores, A., Cresko, W.A. (2013): Stacks: an analysis tool set for population genomics. *Molecular Ecology* 22: 3124–3140.

- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R.C., Aldridge, D.C. (2015): Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research* 75: 63–82.
- Foll, M., Gaggiotti, O. (2008): A genome-scan method to identify selected loci appropriate for both dominant and codominant markers: a Bayesian perspective. *Genetics* 180: 977–993.
- Frichot, E., Schoville, S.D., Bouchard, G., Francois, O. (2013): Testing for associations between loci and environmental gradients using latent factor mixed models. *Molecular Biology and Evolution* 30: 1687–1699.
- Geismar, J., Haase, P., Nowak, C., Sauer, J., Pauls, S.U. (2015): Local population genetic structure of the montane caddisfly *Drusus discolor* is driven by overland dispersal and spatial scaling. *Freshwater Biology* 60: 209–221.
- Grabicova, K., Grabic, R., Blaha, M., Kumar, V., Cerveny, D., Fedorova, G., Randak, T. (2015): Presence of pharmaceuticals in benthic fauna living in a small stream affected by effluent from a municipal sewage treatment plant. *Water Research* 72: 145–153.
- Groenendijk, D., van Opzeeland, B., Pires, L.M.D., Postma, J.F. (1999): Fluctuating life-history parameters indicating temporal variability in metal adaptation in riverine chironomids. *Archives of environmental Contamination and Toxicology* 37: 175–181.
- Hoffman, E.R., Fisher, S.W. (1994): Comparison of a field and laboratory-derived population of *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae): Biochemical and fitness evidence for population divergence. *Journal of economic entomology* 87: 318–325.
- Hohenlohe, P.A., Phillips, P.C., Cresko, W.A. (2010): Using population genomics to detect selection in natural populations: key concepts and methodological considerations. *International Journal of Plant Sciences* 171: 1059–1071.
- Kuzin, B.A., Nikitina, E.A., Cherezov, R.O., Vorontsova, J.E., Slezinger, M.S., Zatsepina, O.G., Simonova, O.B., Enikolopov, G.N., Savvateeva-Popova, E.V. (2014): Combination of hypomorphic mutations of the *Drosophila* homologues of Aryl Hydrocarbon Receptor and Nucleosome Assembly Protein family genes disrupts morphogenesis, memory and detoxification. *PLoS ONE* 9: e94975.
- Loos, R., Carvalho, R., António, D.C., Comero, S., Locoro, G., Tavazzi, S., Paracchini, B., Ghiani, M., Lettieri, T., Blaha, L., Jarosova, B., Voorspoels, S., Servaes, K., Haglund, P., Fick, J., Lindberg, R.H., Schwesig, D., Gawlik, B.M. (2013): EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. *Water Research* 47: 6475–6487.
- Lotterhos, K.E., Whitlock, M.C. (2015): The relative power of genome scans to detect local adaptation depends on sampling design and statistical method. *Molecular Ecology* 24: 1031–1046.
- Luu, K., Bazin, E., Blum, M.G.B. (2017): pcadapt: an R package to perform genome scans for selection based on principal component analysis. *Molecular Ecology Resources* 17: 67–77.
- Malmqvist, B., Rundle, S. (2002): Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental conservation* 29: 134–153.
- Münze, R., Hannemann, C., Orlinskiy, P., Gunold, R., Paschke, A., Foit, K., Becker, J., Kaske, O., Paulsson, E., Peterson, M., Jernstedt, H., Kreuger, J., Schüürmann, G., Liess, M. (2017): Pesticides from wastewater treatment plant effluents affect invertebrate communities. *Science of the Total Environment* 599–600: 387–399.
- Nielsen, R. (2005): Molecular signatures of natural selection. *Annual Review of Genetics* 39: 197–218.
- Ortiz, J.D., Martí, E., Puig, M.À. (2005): Recovery of the macroinvertebrate community below a wastewater treatment plant input in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia* 545:289–302.
- Pal, A., Gin, K.Y.-H., Lin, A.Y.-C., Reinhard, M. (2010): Impacts of emerging organic contaminants on freshwater resources: review of recent occurrences, sources, fate and effects. *Science of the Total Environment* 408: 6062–6069.
- Peschke, K., Geburzi, J., Köhler, H.-R., Wurm, K., Triebskorn, R. (2014): Invertebrates as indicators for chemical stress in sewage-influenced stream systems: Toxic and endocrine effects in gammarids and reactions at the community level in two tributaries of Lake Constance, Schussen and Argen. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 106: 115–125.
- Peterson, B.K., Weber, J.N., Kay, E.H., Fisher, H.S., Hoekstra, H.E. (2012): Double digest RADseq: an inexpensive method for de novo SNP discovery and genotyping in model and non-model species. *PLoS ONE* 7: e37135.
- Schwarzenbach, R.P., Egli, T., Hofstetter, T.B., von Gunten, U., Wehrli, B. (2010): Global water pollution and human health. *Annual Review of Environment and Resources* 35: 109–136.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E. (2007): Anthropogenic impacts on lake and stream ecosystems, and approaches to restoration: ecological quality of lakes and streams. *Journal of Applied Ecology* 44: 1089–1094.

- Stockinger, B., Hirota, K., Duarte, J., Veldhoen, M. (2011): External influences on the immune system via activation of the aryl hydrocarbon receptor. *Seminars in Immunology* 23: 99–105.
- Vendrami, D.L.J., Telesca, L., Weigand, H., Weiss, M., Fawcett, K., Lehman, K., Clark, M.S., Leese, F., McMinn, C., Moore, H., Hoffman, J.I. (2017): RAD sequencing resolves fine-scale population structure in a benthic invertebrate: implications for understanding phenotypic plasticity. *Royal Society Open Science* 4: 160548.
- Weigand, H., Leese, F. (2018): Detecting signatures of positive selection in non-model species using genomic data. *Journal of the Linnean Society* 184: 528–583.
- Weigand, H., Weiss, M., Cai, H., Li, Y., Yu, L., Zhang, C., Leese, F. (2017): Deciphering the origin of mitochondrial–nuclear discordance in two sibling caddisfly species. *Molecular Ecology* 26: 5705–5715.
- Weigand, H., Weiss, M., Cai, H., Li, Y., Yu, L., Zhang, C., Leese, F. (2018): Fishing in troubled waters: Revealing genomic signatures of local adaptation in response to freshwater pollutants in two macroinvertebrates. *Science of the Total Environment* 633: 875–891.
- Weiss, M., Leese, F. (2016): Widely distributed and regionally isolated! Drivers of genetic structure in *Gammarus fossarum* in a human-impacted landscape. *BMC Evolutionary Biology* 16: 153.
- de Villemereuil P., Frichot É., Bazin É., François O., Gaggiotti O.E. (2014): Genome scan methods against more complex models: when and how much should we trust them? *Molecular Ecology* 23: 2006–2019.

# **Linking primary producer diversity and food quality: A biochemical perspective**

*Vanessa Marzetz<sup>1</sup>, Apostolos-Manuel Koussoroplis<sup>1</sup>, Dominik Martin-Creuzburg<sup>2</sup>, Maren Striebel<sup>3</sup>,  
and Alexander Wacker<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Universität Potsdam, Institut für Biochemie und Biologie, Am Neuen Palais 10, 14469 Potsdam,  
marzetz@uni-potsdam.de; apostolos.koussoroplis@uni-potsdam.de; alexander.wacker@uni-potsdam.de

<sup>2</sup> Universität Konstanz, Institut für Limnologie, Mainaustrasse 252, 78464 Konstanz,  
dominik.martin-creuzburg@uni-konstanz.de

<sup>3</sup> Universität Oldenburg, Institut für Chemie und Biologie des Meeres, Schleusenstraße 1, 26382 Wilhelmshaven,  
maren.striebel@uni-oldenburg.de

**Keywords:** Biodiversität, Fettsäuren, Kolimitierung, Nahrungsqualität, Plankton, Sterole

## **Einleitung**

Biodiversität kann trophische Interaktionen stark beeinflussen (Reich et al. 2001, Tilman et al. 2006). Die Nahrungsqualität von Phytoplanktongemeinschaften und deren Zusammenhang mit der Artendiversität, könnte einer der Haupteinflussfaktoren von Biodiversitätseffekten auf das Zooplankton sein: Das Zooplanktonwachstum kann aufgrund der unterschiedlichen Verfügbarkeit mehrerer mineralischer und biochemischer Nahrungsinhaltsstoffe des Phytoplanktons kolimiert sein (Becker & Boersma 2003, Ravet & Brett 2006, Martin-Creuzburg et al. 2009, Sperfeld et al. 2016). Diese kolimitierenden Nährstoffe können heterogen zwischen den verschiedenen Phytoplanktonarten verteilt sein, wobei mit steigender Diversität in der Phytoplanktongemeinschaft, die Wahrscheinlichkeit von gleichzeitig auftretenden Arten mit komplementären Nährstoffen ansteigt. Durch eine diverse Phytoplanktongemeinschaft steigt dementsprechend auch die Diversität an essentiellen mineralischen und biochemischen Nährstoffen, wodurch auch direkt das Zooplanktonwachstum gefördert würde.

Bisherige Studien berücksichtigten Biodiversität allerdings meist nur im Zusammenhang mit einem einzelnen Einflussfaktor der Nahrungsqualität (Urabe & Sterner 1996, Hessen et al. 2013, Becker & Boersma 2003, Müller-Navarra et al. 2000, von Elert et al. 2003, Sperfeld & Wacker 2011) und ein klarer Konsens über den Kopplungsmechanismus zwischen Nahrungsqualität und Biodiversität fehlt. Der Zusammenhang zwischen Artendiversität, biochemischer Diversität und Konsumentenwachstum wurde bislang nicht untersucht.

Wir untersuchten den Einfluss verschiedener Phytoplanktongemeinschaften auf das Wachstum der Zooplanktonart *Daphnia magna* und fokussieren uns auf die zugrundeliegenden Mechanismen zwischen Artendiversität und biochemischer Diversität. Um zusätzlich den Einfluss von Konkurrenzefekten, welche die biochemische Zusammensetzung der Phytoplanktonarten beeinflussen können (Wacker et al. 2015) mit einzubeziehen, konnten sich die divers zusammengesetzten Phytoplanktongemeinschaften nach dem Ansetzen selbstständig entwickeln.

## Material & Methoden

Acht Süßwasserphytoplanktonarten wurden in diesem Experiment verwendet. Diese wurden sowohl als Monokulturen, als auch in Gemeinschaften kultiviert.

Wir etablierten Phytoplanktongemeinschaften, die sich in ihrer Artendiversität unterschieden, wobei 22 Gemeinschaften mit vier Diversitätsstufen (mit 2, 4, 6 und 8 Arten) entstanden. Das Cyanobakterium *Synechococcus elongatus* wurde aufgrund seiner geringen Nahrungsqualität (Martin-Creuzburg et al. 2009) in jede Gemeinschaft inkuliert. Da somit nicht nur Arten mit mittlerer und guter Nahrungsqualität in den Gemeinschaften enthalten waren, konnte gewährleistet werden, dass die Daphnien stets auf eine Änderung der Nahrungsqualität reagieren konnten. All diese Phytoplanktonkulturen wurden in Phosphor-limitiertem (5  $\mu$ M Pi) modifizierten Woods Hole MBL Medium kultiviert. Zu Beginn hatten alle Kulturen eine Gesamtbiomasse in Kohlenstoff von 1 mgC · L-1, welche bei den Gemeinschaften gleichmäßig von den Einzelarten beigetragen wurden. Kultiviert wurde das Phytoplankton dann semikontinuierlich (0,15 d-1) in Duplikaten bei 20°C und einem Tag-/Nachtrhythmus von 16/8 h.

Die täglich ausgetauschte Kultur der Phytoplanktongemeinschaften wurden als Futterressource für Wachstumsexperimente mit *Daphnia magna* genutzt. Dabei wurden die Daphnien täglich in eine frische Futteruspension mit 2 mgC · L-1 umgesetzt, um ausreichend Nahrung zur Verfügung zu stellen.

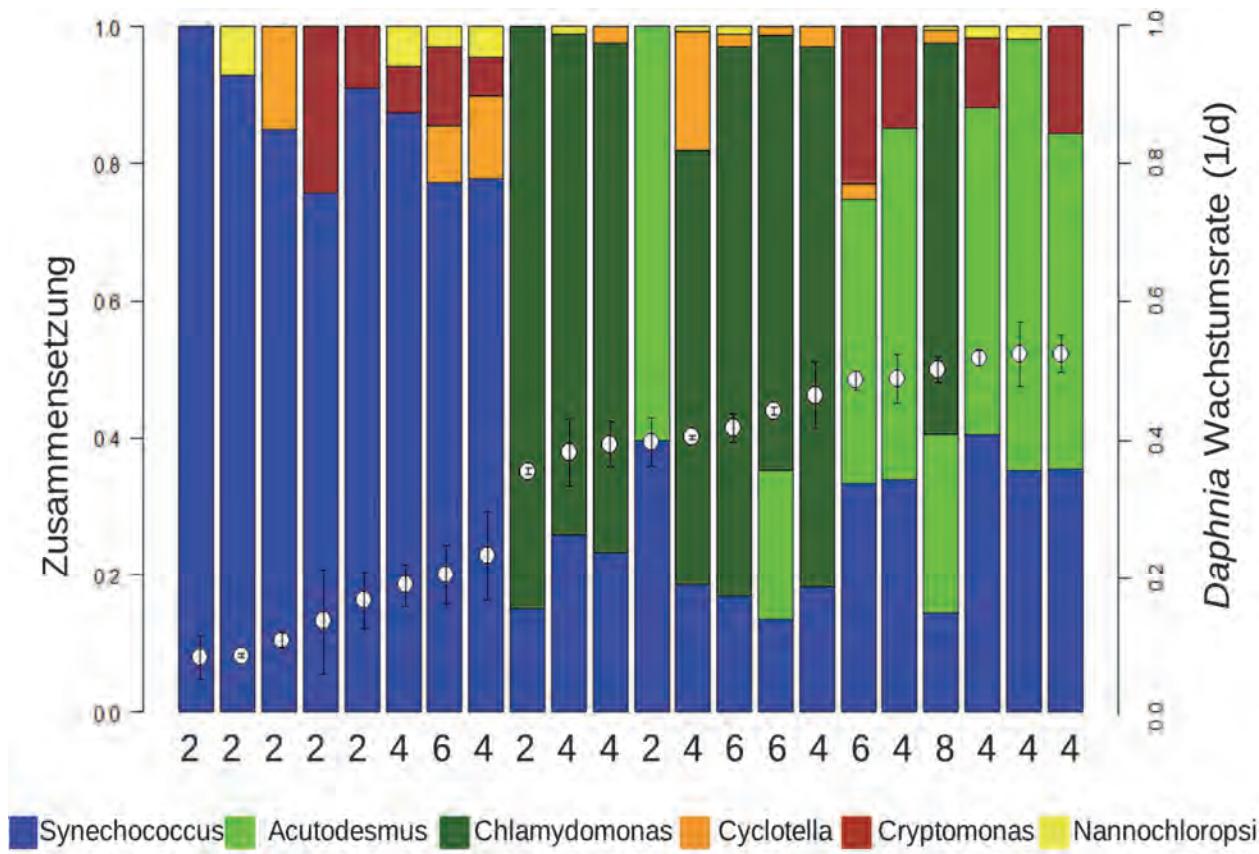
Neben den Wachstumsraten der Daphnien, wurde die Artendiversität der verfütterten Phytoplanktongemeinschaften wie auch deren P:C Gehalt, Gesamtsterol- und Fettsäurezusammensetzung bestimmt. Bei den Fettsäuren wurden im Besonderen die gesättigten Fettsäuren (SFA) und die mehrfach ungesättigten Fettsäuren (PUFA) betrachtet. Dabei waren die mittelkettigen C18-PUFAs die  $\alpha$ -Linolensäure (ALA), Linolsäure (LNA) und Ölsäure (OLA) und die langkettigen C20-PUFAs die Eicosapentaensäure (EPA) und Arachidonsäure (ARA).

## Ergebnisse & Diskussion

Eine höhere Phytoplanktonartendiversität resultierte in einer höheren Fettsäurediversität und zugleich in höheren Zooplanktonwachstumsraten. Phytoplanktongemeinschaften in denen Grünalgen mit dem Cyanobakterium konkurrierten führten zu höheren *Daphnia* Wachstumsraten (Abb. 1). Niedrige *Daphnia* Wachstumsraten wurden in Phytoplanktongemeinschaften gefunden, in denen die Grünalgen nicht vorhanden waren (Abb. 1). Dort dominierte das Cyanobakterium, welches frei von Sterolen und PUFAs ist und somit eine schlechtere Nahrungsqualität darstellt.

In der Hauptkomponentenanalyse (PCA) der Phytoplanktongemeinschaften konnte der Großteil der Variabilität mit der ersten Hauptkomponente (PC 1; 54,9 %) erklärt werden, welche positiv mit der geschätzten Gesamtsterolkonzentration und den Konzentrationen der C18-PUFAs und den SFAs korrelierten. Des Weiteren separierte die PC 1 die Gemeinschaften basierend auf Präsenz bzw. Absenz der Grünalgen. Die PC 2 erklärte 21,4 % der Varianz der Daten und korrelierte positiv mit den Konzentrationen der C20-PUFAs und dem Shannon-Wiener-Index der Phytoplanktonarten. Das molare P:C Verhältnis korrelierte nur marginal mit PC 1 bzw. PC 2.

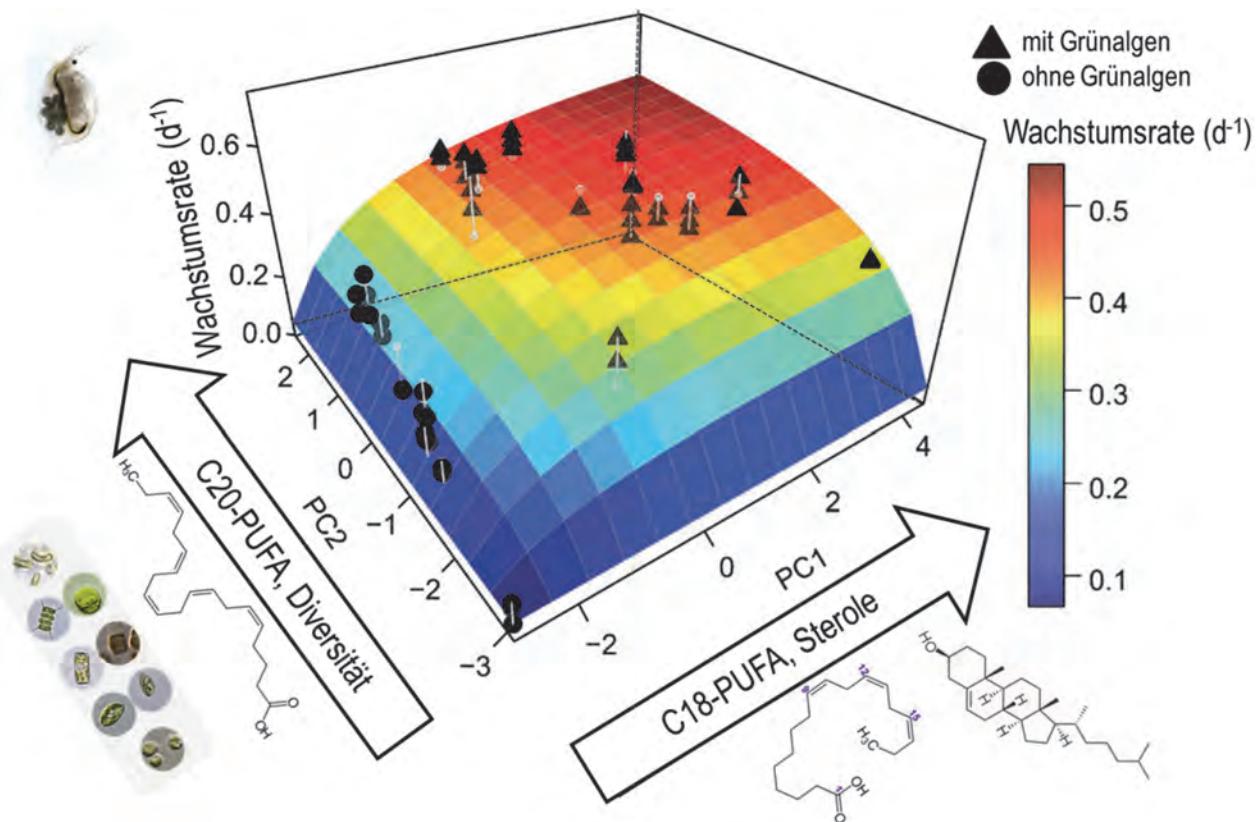
Wir zeigen, dass die biochemischen Eigenschaften des Phytoplanktons (Fettsäuren und Sterole) das Wachstum von *Daphnia magna* und auch dessen scheinbare Abhängigkeit von der Phytoplanktondiversität zu einem Großteil erklären können. Dabei gibt es eine starke Korrelation zwischen Phytoplanktondiversität, biochemischer Diversität und Daphnienwachstum, wobei die biochemische Diversität das Wachstum am Besten erklärt.



**Abb. 1: Artenverteilung in den Phytoplanktongemeinschaften (Balken) und der entsprechenden Wachstumsraten von *Daphnia magna*  $\pm$  SD (Kreise). Die Zahlen unter den Balken geben an wieviele Arten in die Phytoplanktongemeinschaften inkuliert wurden.**

Mit der erlaubten Konkurrenz entstanden einfache, semi-natürliche Phytoplanktongemeinschaften, deren qualitätsbestimmende Nahrungs Inhaltsstoffe (Sterole, C18- und C20-PUFAs) komplementär zwischen den Hauptgruppen der Phytoplanktonarten verteilt waren. Hohe Daphnia Wachstumsraten wurden mit Futter, welches auch eine hohe Fettsäurediversität aufwies, erzielt. Daraus kann geschlossen werden, dass das Konsumentenwachstum mittels einer balancierteren Fettsäurezusammensetzung des Futters gefördert wird. Des Weiteren wurden die höchsten Wachstumsraten mit Grünalgen enthaltenden Gemeinschaften gewonnen, die mit einem hohen Anteil an Sterolen und C18-PUFAs assoziiert waren. In diesem Falle wirkten vor allem die C20-PUFAs wachstumslimitierend. Waren keine Grünalgen in den Gemeinschaften vorhanden, wirkten sowohl die Sterole/C18-PUFAs, als auch die C20-PUFAs wachstumslimitierend. Dies ist im Besonderen bei der Korrelation der Daphnia Wachstumsraten mit den Sterolen/C18-PUFAs (PC 1) und den C20-PUFAs (PC 2) zu erkennen und zeigt deutlich eine Kolimitierung (Abb. 2).

In Gemeinschaften ohne Grünalgen kann der positive Effekt der Artendiversität auf das Zooplanktonwachstum aufgrund der höheren Wahrscheinlichkeit, dass C20-PUFA-reiche Arten gefressen werden, erklärt werden. Diese Arten stellen alle bekannten potentiell kolimitierenden Nährstoffe zur Verfügung. Im Gegensatz dazu enthält das Cyanobakterium keine davon (Martin-Creuzburg et al. 2009). In den anderen Gemeinschaften scheinen die Grünalgen, welche sehr sterolreich sind, den Bedarf der Konsumenten an diesem Nährstoff gedeckt zu haben, wodurch hier vermutlich eine reine Limitierung durch C20-PUFA vorlag.



**Abb. 2: Das Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf Basis der Phytoplanktongemeinschaften korreliert gegen die Wachstumsraten von *Daphnia magna*  $\pm$  SD. Die erste Hauptkomponente (PC 1) korreliert mit den C18-PUFA und den Sterolen und die zweite Hauptkomponente (PC 2) mit der Verfügbarkeit von langkettigen, C20-PUFA und der Diversität. Phytoplanktongemeinschaften welche Grünalgen enthalten (Dreiecke), unterscheiden sich stark von den Gemeinschaften ohne Grünalgen (Kreise) und führen zu höheren *Daphnia* Wachstumsraten.**

Die beobachtete Kolimitierung der Daphnien durch Sterole und langkettige mehrfach ungesättigte Fettsäuren kommt offenbar dadurch zustande, da die mehr oder weniger stark diversen Phytoplanktongemeinschaften unterschiedliche essentielle biochemische und auch mineralische Nährstoffe für das Daphnienwachstum zur Verfügung stellen.

## Danksagung

Dieses Experiment war Teil meiner Masterarbeit an der Universität Potsdam und wurde von der DFG gefördert (DFG WA2445/8-1 und WA2445/10-1). Bedanken möchte ich mich bei Silvia Heim, Jennifer Weise and Moritz Bach für die Hilfe im Labor. Die Publikation erschien in *Scientific Reports*, Volume 7, Article number: 11035 (2017); DOI: 10.1038/s41598-017-11183-3 und ist Verfügbar unter <https://www.nature.com/articles/s41598-017-11183-3>.

## Literatur

- Reich, P. B. et al. Plant diversity enhances ecosystem responses to elevated CO<sub>2</sub> and nitrogen deposition. *Nature* 410, 809–812 (2001).
- Tilman, D., Reich, P. B. & Knops, J. M. H. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature* 441, 629–632 (2006).
- Urabe, J. & Sterner, R. W. Regulation of herbivore growth by the balance of light and nutrients. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 93, 8465–8469 (1996).
- Hessen, D. O., Elser, J. J., Sterner, R. W. & Urabe, J. Ecological stoichiometry: An elementary approach using basic principles. *Limnol. Oceanogr.* 58, 2219–2236 (2013).
- Becker, C. & Boersma, M. Resource quality effects on life histories of *Daphnia*. *Limnol. Oceanogr.* 48, 700–706 (2003).
- Müller-Navarra, D. C., Brett, M. T., Liston, A. M. & Goldman, C. R. A highly unsaturated fatty acid predicts carbon transfer between primary producers and consumers. *Nature* 403, 74–77 (2000).
- von Elert, E., Martin-Creuzburg, D. & Le Coz, J. R. Absence of sterols constrains carbon transfer between cyanobacteria and a freshwater herbivore (*Daphnia galeata*). *Proc. R. Soc. London. Ser. B Biol. Sci.* 270, 1209–1214 (2003).
- Sperfeld, E. & Wacker, A. Temperature- and cholesterol-induced changes in eicosapentaenoic acid limitation of *Daphnia magna* determined by a promising method to estimate growth saturation thresholds. *Limnol. Oceanogr.* 56, 1273–1284 (2011).
- Ravet, J. L. & Brett, M. T. Phytoplankton essential fatty acid and phosphorous content constraints on *Daphnia* somatic growth and reproduction. *Limnol. Oceanogr.* 51, 2438–2452 (2006).
- Martin-Creuzburg, D., Sperfeld, E. & Wacker, A. Colimitation of a freshwater herbivore by sterols and polyunsaturated fatty acids. *Proc. R. Soc. B- Biol. Sci.* 276, 1805–1814 (2009).
- Sperfeld, E., Raubenheimer, D. & Wacker, A. Bridging factorial and gradient concepts of resource co-limitation: Towards a general framework applied to consumers. *Ecol. Lett.* 19, 201–215 (2016).
- Wacker, A., Marzett, V. & Spijkerman, E. Interspecific competition in phytoplankton drives the availability of essential mineral and biochemical nutrients. *Ecology* 96, 2467–2477 (2015).

# How ecology shapes exploitation: a framework to predict the behavioural response of human and animal foragers along exploration-exploitation trade-offs

*Christopher T. Monk<sup>1</sup>, Matthieu Barbier<sup>2</sup>, Paweł Romanczuk<sup>1,3,4</sup>, James R. Watson<sup>5,6</sup>, Josep Alós<sup>7</sup>, Shinnosuke Nakayama<sup>8</sup>, Daniel<sup>1</sup>, Rubenstein<sup>4</sup>, Simon A. Levin<sup>4</sup>, and Robert Arlinghaus<sup>1,9</sup>*

<sup>1</sup> Department of Biology and Ecology of Fishes, Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, Germany

<sup>2</sup> Centre for Biodiversity Theory and Modelling, National Centre for Scientific Research (CNRS), France

<sup>3</sup> Department of Biology, Institute for Theoretical Biology, Humboldt-Universität zu Berlin, 10115 Berlin, Germany

<sup>4</sup> Department of Ecology and Evolutionary Biology, Princeton University, Princeton 08544 NJ, USA

<sup>5</sup> The Global Economic Dynamics and the Biosphere programme, Swedish Royal Academy of Sciences, Stockholm, Sweden

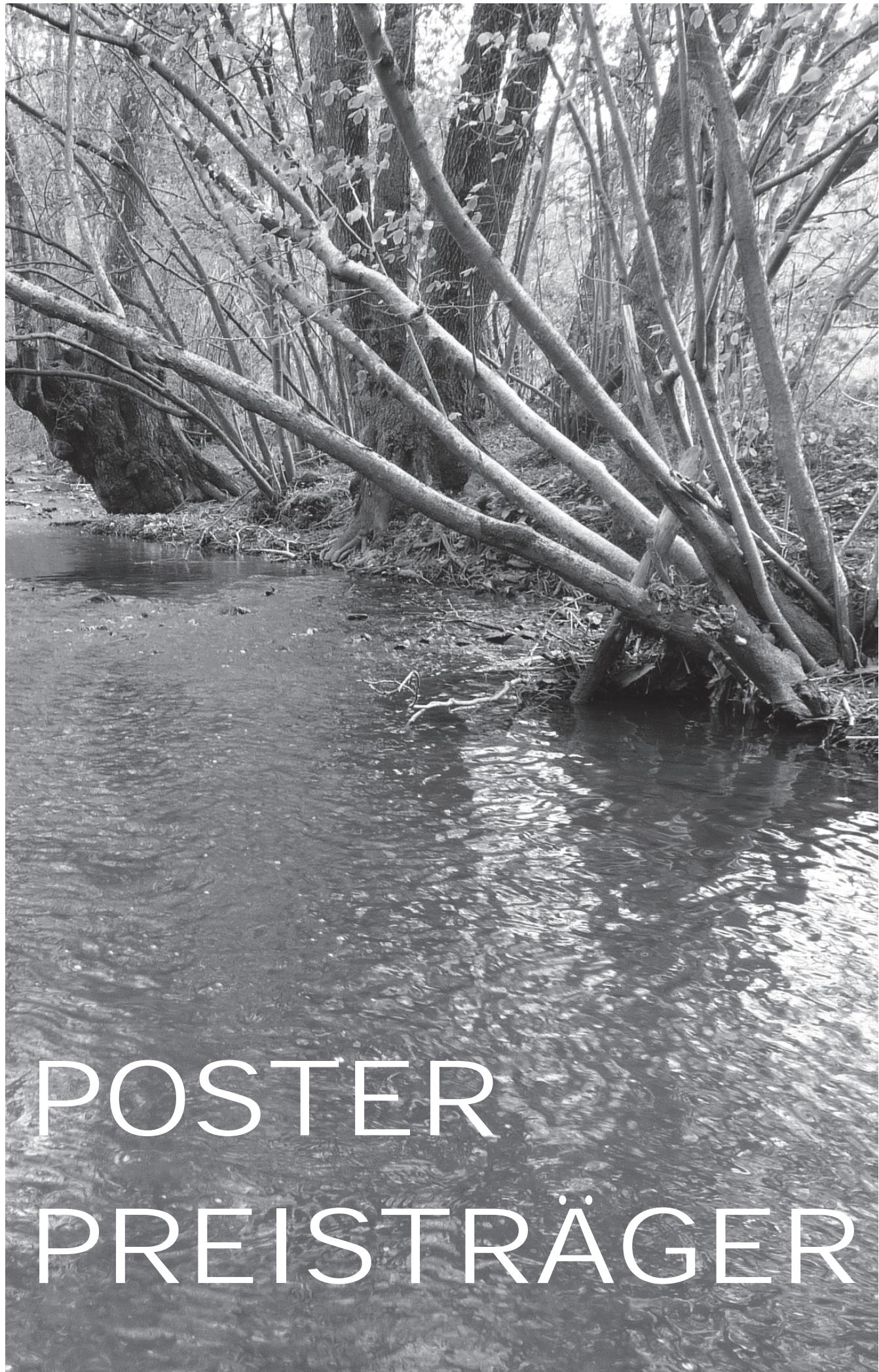
<sup>6</sup> College of Earth, Ocean and Atmospheric Sciences, Oregon State University, Corvallis, OR, USA

<sup>7</sup> Instituto Mediterraneo de Estudios Avanzados, Imedea (CSIC-UIB), Esporles, Illes Balears, Spain

<sup>8</sup> Department of Mechanical and Aerospace Engineering, New York University Tandon School of Engineering, New York, USA

<sup>9</sup> Division of Integrative Fisheries Management, Department of Crop and Animal Sciences, Faculty of Life Science & Integrative Research Institute on Transformations of Human-Environmental Systems (IRI THESys), Humboldt-Universität zu Berlin, 10115 Berlin, Germany

Forms of social behaviour within groups of humans and other animals modify macro-scale resource use patterns. Understanding the response of resources users to changes in their environment is vital for predicting the trajectory of coupled social-ecological systems. We lack, however, a general framework to derive expected social behaviours of resource users. We propose that three characteristic social behaviours – territorialism, collective searching and individualism – emerge on the foundation of a tradeoff between the exploration difficulty and exploitation potential of a resource from an individual's perspective. The exploitation potential may be defined as the fraction of the valued resource exploited once found. The exploration difficulty may be defined as the spatiotemporal difficulty in finding the resource relative to the ease of harvesting the resource. Based on these two axes, we developed a qualitative framework and tested it with two quantitative models. Both models supported the qualitative framework. We then confronted expectations against a diverse set of empirical fish and fisheries cases. Our framework suggests, relative to commercial fishers, recreational fishers are prone to behave individualistically fostering a race for fish. However, recreational fisheries with proportionally more specialized anglers and therefore greater exploitation potential may show increased territorial and reduced scrambling behaviour. Further empirical studies are needed to test whether our framework captures fisher behaviours generally.



# Methodische Entwicklung zur Sichtbarmachung von Mikroplastik in Chironomiden

*Laura Erdbeer, Ellen Kiel*

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, AG Gewässerökologie, Ammerländer Heerstraße 114-118, 26111 Oldenburg, [laura.erdbeer@posteo.de](mailto:laura.erdbeer@posteo.de)

**Keywords:** Färbung, Identifikation, Mikroplastik, Aufnahme

## Einleitung

Wie verhält sich Mikroplastik (MP) im aquatischen Nahrungsnetz? Dieser Frage widmen sich derzeit zahlreiche Studien (u.a. Browne et al., 2008; Browne et al., 2013; Cole et al., 2013). Die Identifikation aufgenommener MP-Partikel erfordert eine Unterscheidung zwischen MP und anderem anorganischen Material (z. B. Sand) sowie zwischen MP und organischem Material (z. B. Algen) im Darm oder im Gewebe der Organismen.

Um MP zu analysieren kann es durch Mazeration isoliert werden (d.h. Behandlung mit Laugen, Säuren oder Enzymen, um organisches Material zu entfernen) (Claessens et al., 2013; Cole et al., 2014). Das nach der Mazeration verbleibende anorganische Material kann dann visuell sortiert oder durch dichtespezifische Abscheidung (z. B. in Salzwasser) in synthetische Partikel und natürliche anorganische Partikel getrennt werden (MSFD, 2014). Das visuelle Sortieren kann durch eine Fluoreszenzmarkierung unterstützt werden. Synthetische Polymere werden gefärbt und sind dadurch von natürlichen anorganischen Partikeln besser zu unterscheiden (Erni-Cassola et al., 2017). Besteht Zugang zu den entsprechenden Geräten, können die isolierten synthetischen Polymere anschließend verifiziert werden – entweder mittels Spektroskopie (meist Raman oder FTIR, Imhof et al., 2013; Cole et al., 2013) oder thermoanalytisch (Fries et al., 2013).

Soll das Tier aber nicht aufgelöst, sondern seziert oder (wie bei durchsichtigen Invertebraten möglich) unversehrt betrachtet werden, entfällt die Möglichkeit der chemischen Analyse von Polymeren (Ileva et al., 2017). Es stehen wiederum verschiedene Methoden zur Verfügung, die besonders für Laborversuche geeignet sind, da hier bekannte Polymere gefüttert werden. Eine Möglichkeit zur Sichtbarmachung aufgenommenen MPs bietet z. B. der Einsatz fluoreszenz-markierter MP-Partikel, die dann im Tier mikroskopisch lokalisierbar sind (Cole et al., 2013). Die kohärente Anti-Stokes-Raman-Spektroskopie (CARS) gestattet sogar die Sichtbarmachung nicht-fluoreszierender Partikel in Biota (Cole et al., 2013).

Fehlen spektroskopische Geräte oder die Möglichkeit der Fluoreszenzmarkierung, wird MP häufig rein visuell identifiziert z. B. anhand der Kriterien Oberflächenbeschaffenheit, Struktur (nicht zellulär oder organisch), Dicke der Partikel, Farbe (homogen) und Glanz (Lusher et al., 2017). Diese Methode ist allerdings oft fehlerhaft. Eriksen et al. (2013) zufolge führt sie zu einer Überschätzung der MP-Menge, da bis zu 20 % der Partikel fälschlicherweise als Plastik bestimmt werden. Hidalgo-Ruz et al. (2012) schätzen den Anteil fehlerhaft bestimmter Partikel sogar auf 70 %. Beide Werte resultieren aus Zählungen von Freilandproben. Es ist davon auszugehen, dass die Fehlerrate in Laborversuchen

geringer ausfällt, wenn Polymere bekannter Form und Farbe verwendet werden. Lenz et al. (2015) zeigten allerdings, dass die quantitative Erfassung von farbigem MP deutlich genauer ist, als die ungefärbter Partikel.

Die hier vorgestellte Studie verfolgte das Ziel, im Darm der Larven ausgewählter Chironomidae (Diptera) befindliches MP sichtbar zu machen. Für verschiedene Vertreter dieser artenreichen Gruppe des Makrozoobenthos wurden zuvor bereits gezeigt, dass sie MP aufnehmen können (Scherer et al., 2017; Ziajahromi et al., 2018; Nel et al., 2018). Die Darstellung des MP im Darm der Chironomidae erforderte eine visuelle Identifikation des MP. Im Wissen um mögliche Fehlerquellen bei der Identifikation ungefärbten MPs (s.o.), sollte eine Färbemethode entwickelt werden, die ohne spezielle Geräte auskommt, kostengünstig ist und eine sichere Unterscheidung des aufgenommenen MPs von anderen Partikeln gewährleistet. Die Wahl fiel deshalb auf den Farbstoff „iDye Poly Blue“ (©Jaquard Products, Healdsburg, Kalifornien, USA), der für das Färben von Kleidung aus Nylonfasern im Privathaushalt online verkauft wird. Als Farbton wurde Blau gewählt, weil Blau nicht in natürlichem Materialien auftritt, wohingegen rote oder grüne Partikel mit Resten von Algen oder Pflanzen verwechselt werden könnten. Vergleichsstudien von Lenz et al. (2015) ergaben, dass 86 % der blauen Partikel richtig identifiziert wurden, hingegen nur 54 % der grünen und 52 % der roten.

## Material und Methoden

Um die Farbe „iDye Poly Blue“ als MP-Färbemittel zu testen, wurden in Ethanol (70 %) konservierte Larven ins Färbebad gegeben. Als Versuchstiere dienten für diese Studie die als Sammler im Sediment lebenden Tanytarsini und Chironomini sowie die Art *Prodiamesa olivacea*. Sie wurden unmittelbar vor jedem Versuch in Fließgewässern der Umgebung Oldenburgs gesammelt. Die Larven wurden unter Laborbedingungen in Glas-Petrischalen (Durchmesser: 60 mm; Randhöhe: 15 mm) bei  $20 \pm 1$  °C, einer Lichtdauer von 8:16 Stunden (hell:dunkel) in Leitungswasser auf einem Substratmix aus Sand (92,5 - 98 %), FPOM (1 - 4 %) und MP (1-7 %) gehältert. Der Sand und das FPOM für den Substratmix wurden ebenfalls aus dem Freiland entnommen. Der Sand wurde vor der Verwendung autoklaviert (zwei Stunden, 500 °C).

In den Versuchen verwendeten wir die Polymere TPU (Thermoplastisches Polyurethan), PLA (Polylactide) und PET (Polyethylenterephthalat) in unterschiedlichen Partikelgrößen (s. Tabelle 1). TPU stand in Pulverform zur Verfügung, PET als Pellets, die in einer Küchenmaschine zerkleinert wurden. Eine PLA-Platte wurde mit einer Küchenreibe zerkleinert. Das jeweilige MP wurde über einer Siebkaskade fraktioniert (ISO 3310-1; 200 x 50 mm; Maschenweite: 32 µm, 63 µm, 125 µm, 250 µm). Sand und MP wurden vor den Versuchen für 24 Stunden im Heuaufguss exponiert, um die Entwicklung eines Biofilms zu initiieren.

## Vorversuche

Die Dauer der Darmpassage der untersuchten Chironomidentaxa wurde ermittelt, indem nacheinander zwei Substrate verschiedener Farbe (Sand, FPOM) gefüttert wurden. Diese bewirkten im Darm eine Bänderung (hell-dunkel). Dazu wurden Chironomini-Larven für 24 Stunden in Petrischalen (sieben Glas-Petrischalen; Durchmesser: 90 mm; Randhöhe: 15 mm; je drei Chironomini pro Schale) in FPOM gehalten. Anschließend wurden die Tiere umgesetzt und für 24 Stunden in autoklaviertem Sand (63 – 250 µm) gehalten. Die Entscheidung für eine 24stündige Expositionsduer basierte auf Ergebnissen von Bervoets et al. (2003), die eine Darmpassage von 24 Stunden für *Chironomus riparius* feststellten. Anschließend wurden die Larven in 70 % Ethanol abgetötet und zur Aufhellung von

Thorax und Abdomen in 13 % KOH mazeriert. So mazerierte Tiere wurden in Glycerin (98 %) eingebettet, um später den Darminhalt unter dem Binokular (Leica MZ16; 40 - 110-fache Vergrößerung) auszuwerten (s. u.).

**Tab. 1: Die verwendeten Polymere und Partikelgrößen sowie Angaben zur Färbung und Stichprobengröße. PET= Polyethylenterephthalat, PLA= Polylactide, TPU= Thermoplastisches Polyurethan; Vicat-Temperaturen: PET [A], PLA [B], TPU [C], s. u. Literaturliste**

Polymer	Partikelgröße [µm]	Färbebad Temperatur [°C]	Vicat-Temperatur Polymer [°C]	Stichprobe [n Larven]
PET	> 32, < 125	80	79	65
PLA	> 125, < 250	40	54-63	8
TPU	> 125, < 250	80	70-190	20

### **Fraßversuche und Kontrollen**

Da die zu untersuchenden Chironomidenlarven aus dem Freiland stammten, bestand die Möglichkeit, dass sie mit dem Bach- oder Flusssediment bereits MP aufgenommen hatten. Deshalb wurden sie vor Versuchsbeginn für 24 Stunden in Glas-Petrischalen (Durchmesser: 60 mm; Randhöhe: 15 mm) mit autoklaviertem Sand exponiert. Lebendige Chironomidenlarven wurden anschließend für 24 Stunden in Glas-Petrischalen (Durchmesser: 60 mm; Randhöhe: 15 mm) umgesetzt. Dort stand ihnen zur Nahrungsaufnahme ein Substratmix aus Sand und FPOM (Mischung s. o.) zur Verfügung, der mit MP versetzt wurde (PET: 1 % und 7 %; PLA: 1 %; TPU: 1 %; Versuchsdetails s. Tabelle 1). Am Ende der Fraßzeit wurden alle Larven in 70 % Ethanol abgetötet und anschließend mazeriert, gefärbt und präpariert (Methode s.u.). In parallel durchgeführten Kontrollversuchen exponierten wir die Larven auf Sediment ohne MP.

### **Mazeration**

Die Kontrolle der Darminhalte erforderte eine vorsichtige Mazeration. Bei Mazerationen nutzt man starke Basen (z. B. KOH), um Proteine zu denaturieren und so Muskeln und Gewebe zu entfernen (Jin et al., 2009). Für Chironomidenlarven wird Mazeration oft eingesetzt, um durch das Aufhellen der Kopfkapseln wichtige Bestimmungsmerkmale zu erkennen (Epler, 2001).

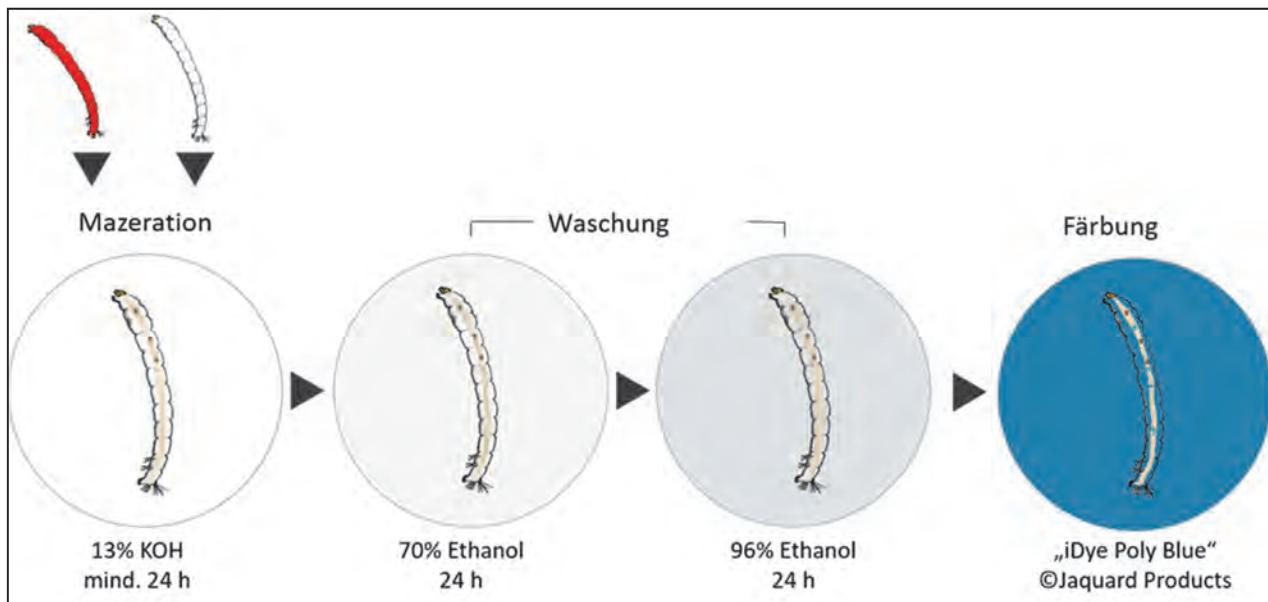
Die Methode orientiert sich in dieser Studie an den Beschreibungen in Fischer (2018), die in ähnlicher Form auch Epler (2001) und Ziajahromi et al. (2018) anwendeten. Je nach Größe der Larven wurden drei bis fünf Individuen in einem Blockschälchen mit 13 % KOH-Lösung für zwei bis drei Tage bei Zimmertemperatur exponiert, bis Thorax und Abdomen durchsichtig waren. Anschließend wurden die Larven zum Auswaschen des KOH zunächst für zehn Minuten in destilliertes Wasser umgebettet, um sie dann über die Alkoholreihe (je 24 Stunden in 70 % Ethanol und 96 % Ethanol) und anschließend in 70 % Ethanol zu fixieren oder ggf. direkt zu färben.

### **Färbung**

Das zur Färbung eingesetzte “iDye Poly Blue” (©Jaquard Products) ist ein wasserlöslicher Anthraquinonfarbstoff, dem zur Intensivierung des Farbeffektes eine wässrige Emulsion organischer Ester „iDye Carrier“ (©Jaquard Products) (Jaquard, 2015) zugegeben wird.

Die Färbelösung aus 0,002 % Farbpulver, 0,15 % Farbintensivierer und Leitungswasser wurde auf einer Heizplatte (VARIOMAG® Electronicrührer, H+P Labortechnik GmbH, Monotherm, 50-

320 °C) bei 80 °C drei Minuten lang mit einem Magnetrührstab gerührt, bis die Lösung eine kräftig blaue, wenig durchscheinende Farbe aufwies. Davon wurden jeweils 2 ml in Blockschälchen pipettiert. Um möglichst wenig Ethanol ins Färbebad zu übertragen, wurden die Larven zuvor für drei Minuten in destilliertem Wasser bewegt. Je nach Größe der Larven wurden bis zu fünf Larven in diesen Blockschälchen gefärbt. Die Blockschälchen wurden anschließend mit einem Deckglas verschlossen und auf der Heizplatte (VARIOMAG® Electronicrührer) zwei Stunden lang auf die in Tabelle 1 angegebenen Temperaturen erhitzt. Die Temperatur während der Exposition im Färbebad unterschritt stets die Vicat-Temperatur der verwendeten Polymere (Tabelle 1), um ein Verschmelzen der Partikel zu vermeiden. Nach dem Färben wurden die Blockschälchen einzeln auf einem mit doppeltem Fließpapier ausgelegten Retschesieb (ISO 3310-1; 200 x 50 mm; Maschenweite < 125 µm) geleert und mit Leitungswasser ausgespült. Die Larven wurden mit einer Federstahlpinzette vom Fließpapier gesammelt.



**Abb. 1: Methode zur Darstellung von MP-Partikeln im Darm von Chironomidenlarven durch Mazeration in Kalilauge (KOH, 13 %), Entwässerung über die Ethanolreihe und Färbung in wässriger „iDye Poly Blue“-Lösung (rot: Tribi Chironomini oder Tanytarsini; weiß: *Prodiamesa olivacea*)**

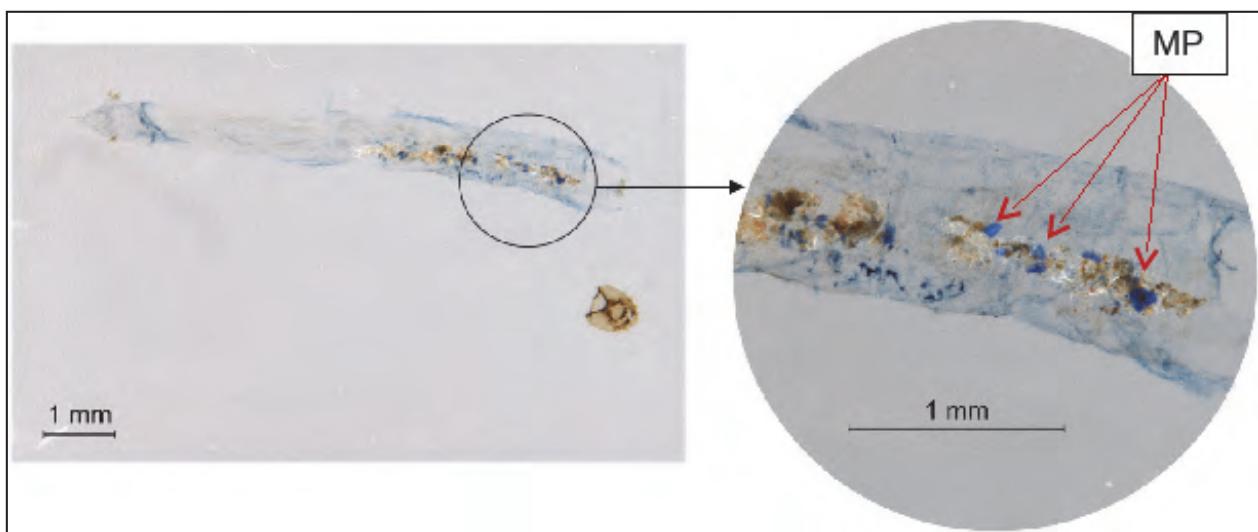
### Präparation und Einbettung

Zur Aufbewahrung wurden auch die gefärbten Chironomiden in 98 % Glycerin eingebettet. Vorversuche hatten gezeigt, dass gefärbte Partikel durch Glycerin nicht, oder nur gering entfärbt werden. Um das Färbewasser aus den Larven zu verdrängen, wurden die Larven zunächst für fünf Minuten in Glycerin gegeben. Anschließend wurden bis zu fünf Larven auf einem Objektträger präpariert. Dazu wurde der Objektträger zunächst mit 70 % Ethanol gereinigt und pro Larve ein Tropfen Glycerin auf das Glas gegeben. Die Larven wurden gestreckt in die Tropfen gelegt. Der Kopf wurde abgetrennt, um ihn rechts neben den Körper zu positionieren, damit Bestimmungsmerkmale erkennbar blieben. Leichter Druck mit der Pinzette beförderte dann restliche Flüssigkeit über das geöffnete Pronotum aus dem Larvenkörper und ermöglichte es, im Darm übereinanderliegende Partikel zu verschieben, um sie einzeln zu erkennen. Das aufgelegte Deckgläschen wurde anschließend mit Nagellack versiegelt. Die in den Därmen der präparierten Larven blau angefärbten MP-Teilchen wurden unter dem Binokular (Leica MZ16, Vergrößerung 40 bis 110-fach) gezählt.

## Ergebnisse und Diskussion

Die Verwendung von „iDye Poly Blue“ ermöglichte eine gezielte Blaufärbung der MP-Partikel. Übrige Gewebe, die Kopfkapseln oder natürliches Substrat im Darm der Larven färbten nicht an. Das angefärbte MP ließ sich unter dem Binokular (Leica MZ16, Vergrößerung: 40 bis 110-fach) durch die vom KOH aufgehellten Gewebe und die peritrophe Membran hindurch gut identifizieren (Abbildung 2) und konnte ausgezählt werden. Ob die Auszählung der mit „iDye Poly Blue“ angefärbten MP-Partikel eine ähnliche Erfolgsquote sichert, wie Lenz et al. (2015) sie erreichten, müsste durch spektroskopische Analysen validiert werden.

Von Vorteil ist, dass die Larven nach der Aufnahme von MP nicht aufgelöst oder ihre Därme präpariert werden müssen. So besteht die Möglichkeit, die Position der MP-Partikel im Darm zu lokalisieren. Da keine speziellen Geräte benötigt werden, kann die Methode in nahezu jedem Labor angewendet werden.



**Abb. 2: Blaues MP im Darm einer mazerierten *Prodiamesa olivacea*-Larve, weitere Partikel sind Sand und FPOM.**

Gute Resultate lassen sich auch mit fluoreszenzmarkierten MP-Partikeln erzielen, wie z. B. Cole et al. (2013) sie nutzten oder durch die Färbung mit dem Farbstoff Nile Red, den Tamminga et al. (2017) verwendeten. Die Färbung mit Nile Red ist allerdings deutlich teuer als mit dem in dieser Studie verwendeten Farbstoff „iDye Poly Blue“. Zudem entspricht das hier angebotene ungefärbte MP weit mehr der Freilandsituation, da es keine zusätzliche Chemikalie enthält, die das Fraßverhalten beeinflussen könnte.

Zukünftige Studien sollten prüfen, ob sich weitere Polymere durch die beschriebene Färbemethode anfärbten lassen. Sofern alle in der Umwelt vorkommenden Polymere sich mit „iDye Poly Blue“ färben ließen, wäre die Methode sogar für Freilandversuche einsetzbar. Eine zusätzliche chemische Analyse zur Identifikation der Polymere wäre allerdings trotzdem nötig, denn in den hier beschriebenen Versuchen wurde dunkel braunes FPOM verwendet, das nicht blau färbt. Ob andere organische Substrate ebenfalls nicht anfärbten ist derzeit jedoch noch unklar. Um viele Larven zügig zu färben, bestünde die Möglichkeit, größere Zahlen der Färbebäder nicht auf Heizplatten, sondern in einen Wärmeschrank zu stellen.

Grenzen dieser Identifikationsmethode liegen wahrscheinlich in der Größe des MP. Die visuelle Identifikation von MP (obwohl durch blaue Farbe erleichtert) wird mit abnehmender Größe weniger verlässlich (Lenz et al., 2015). Für sehr kleine Partikel wäre die CAR-Spektroskopie die zu bevorzugende Methode zur Sichtbarmachung.

## Zusammenfassung

Diese Studie zielte darauf ab, eine Färbemethode zu entwickeln, die es ermöglicht, MP im Darm sicher von Sand zu unterscheiden, ohne die Tiere bzw. ihre Morphologie zu zerstören. Für Chironomidae (Diptera) der Tribi Chironomini und Tanytarsini und die Art *Prodiamesa olivacea* (Diptera: Chironomidae) gelang dies mit dem Farbstoff „iDye Poly Blue“. In Fraßversuchen wurden Versuchstiere für diese Färbung 24 Stunden lang auf Substratenmischungen mit unterschiedlichen Anteilen der Polymere Polyethylenterephthalat (PET), Thermoplastisches Polyurethan (TPU) oder Polylactide (PLA) ( $> 32 \mu\text{m}$ ,  $< 250 \mu\text{m}$ ) gehältert und nach Einbettung in Glycerin mikroskopisch analysiert.

## Danksagung

Diese Methodenentwicklung entstand im Rahmen einer Masterarbeit.

Unser Dank gilt dem Verein BIOSYS e.V. für ein Stipendium und der AG Organische Geochemie am Institut für Chemie und Biologie des Meeres der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg für die Möglichkeit Probenmaterial zu nutzen.

## Literatur

- 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 & Technology* 42: 5026–5031
- Claessens M., Van Cauwenberghe L., Vandegehuchte M. B. & Janssen C. R. (2013) New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin* 70: 227–233
- Cole M., Lindeque P., Fileman E., Halsband C., Goodhead R., Moger J. & Galloway T. S. (2013) Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environmental Science & Technology* 47: 6646–6655
- Cole M., Webb H., Lindeque P. K., Fileman E. S., Halsband C. & Galloway T. S. (2014) Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Scientific Reports* 4: 4528
- Epler J. H. (2001) Identification Manual for the Larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. *FEBS Letters* 91 (2): 427–430
- Eriksen M., Mason S., Wilson S., Box C., Zellers A., Edwards W., Farley H. & Amato S. (2013) Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin* 77: 177–182
- Erni-Cassola G., Gibson M. I., Thompson R. C. & Christie-Oleza J. A. (2017) Lost, but Found with Nile Red: A Novel Method for Detecting and Quantifying Small Microplastics (1 mm to 20  $\mu\text{m}$ ) in Environmental Samples. *Environmental Science & Technology* 51: 13641–13648
- Fischer M. (2018) Ingestion of microplastic by larvae of black flies (Simuliidae, Diptera) (unveröffentlichte Masterarbeit). Carl von Ossietzky Universität Oldenburg
- Fries E., H. Dekiff J., Willmeyer J., Nuelle M.-T., Ebert M. & Remy D. (2013) Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. *Environmental Science: Processes & Impacts* 15: 1949–1956
- Hidalgo-Ruz V., Gutow L., Thompson R. C. & Thiel M. (2012) Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology* 46: 3060–3075
- Imhof H. K., Ivleva N. P., Schmid J., Niessner R. & Laforsch C. (2013) Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Current biology* 23: R867–R868

- Ivleva N. P., Wiesheu A. C. & Niessner R. (2017) Microplastic in Aquatic Ecosystems. *Angewandte Chemie International Edition* 56: 1720–1739
- Jaquard (2015) Material Safety Datasheet No: 451, Idye Poly Blue. URL: <https://www.jacquardproducts.com/assets/jacquard-site/support/msds/idye%20poly%20idye%20Poly%20Blue.pdf> (Abruf 20.7.2017)
- Jin Y., Li H., Mahar R. B., Wang Z. & Nie Y. (2009) Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion. *Journal of Environmental Sciences* 21: 279–284
- Lenz R., Enders K., Stedmon C. A., Mackenzie D. M. A. & Nielsen T. G. (2015) A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. *Marine Pollution Bulletin* 100: 82–91
- Lusher A. L., McHugh M. & Thompson R. C. (2013) Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin* 67: 94–99
- MSFD Technical Subgroup on Marine Litter, Institute for Environment and Sustainability (Joint Research Centre), (2014) *Guidance on monitoring of marine litter in European seas*. [WWW Dokument] Luxembourg: Publications Office, URL: <http://dx.publications.europa.eu/10.2788/99475> (Abruf 20.08.2018)
- Nel H. A., Dalu T. & Wasserman R. J. (2018) Sinks and sources: Assessing microplastic abundance in river sediment and deposit feeders in an Austral temperate urban river system. *Science of The Total Environment* 612: 950–956
- Scherer C., Brennholt N., Reifferscheid G. & Wagner M. (2017) Feeding type and development drive the ingestion of microplastics by freshwater invertebrates. *Scientific reports* 7: 17006
- Tamminga M., Hengstmann E. & Fischer E. K. (2017) Nile Red Staining as a Subsidiary Method for Microplastic Quantification: A Comparison of Three Solvents and Factors Influencing Application Reliability [WWW Dokument]. *SDRP Journal of Earth Sciences & Environmental Studies* 2: URL: <http://www.siftdesk.org/article-details/Nile-Red-Staining-as-a-Subsidiary-Method-for-Microplastic-Quantification-A-Comparison-of-Three-Solvents-and-Factors-Influencing-Application-Reliability/141> (Abruf 2.5.2018)
- Ziajahromi S., Kumar A., Neale P. A. & Leusch F. D. L. (2018) Environmentally relevant concentrations of polyethylene microplastics negatively impact the survival, growth and emergence of sediment-dwelling invertebrates. *Environmental Pollution* 236: 425–431

## Internetquellen

- [A] <https://solutions-in-plastics.info/nl-ve/datasheets/transparante%20kunststoffen/eriks%20-%20pet%20datasheet.pdf> (Abruf 12.8.2018)
- [B] <https://plastics.ulprospector.com/generics/34/c/t/polylactic-acid-pla-properties-processing> (Abruf 12.8.2018)
- [C] [http://www.polyurethanes.bASF.de/pu/solutions/en\\_GB/function/conversions:/publish/content/group/Arbeitsgebiete\\_und\\_Produkte/Thermoplastische\\_Spezialelastomere/Infomaterial/Thermoplastic\\_Polyurethane\\_Elastomers\\_Product\\_Range\\_DE.pdf](http://www.polyurethanes.bASF.de/pu/solutions/en_GB/function/conversions:/publish/content/group/Arbeitsgebiete_und_Produkte/Thermoplastische_Spezialelastomere/Infomaterial/Thermoplastic_Polyurethane_Elastomers_Product_Range_DE.pdf) (Abruf 15.12.18)

# **Biofilme auf Plastikpartikeln und deren Nährwert für das Makrozoobenthos**

*Diana Michler-Kozma<sup>1</sup>, Rense Jongsma<sup>2</sup>, Bodo Philipp<sup>2</sup> & Friederike Gabel<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie, Heisenbergstraße 2, 48149 Münster, diana.michler@uni-muenster.de

<sup>2</sup> Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Molekulare Mikrobiologie und Biotechnologie, Corrensstr. 3, 48149 Münster, rense.jongsma@uni-muenster.de

**Keywords:** Mikroplastik, Talsperren, Biofilme, Makrozoobenthos

## **Einleitung**

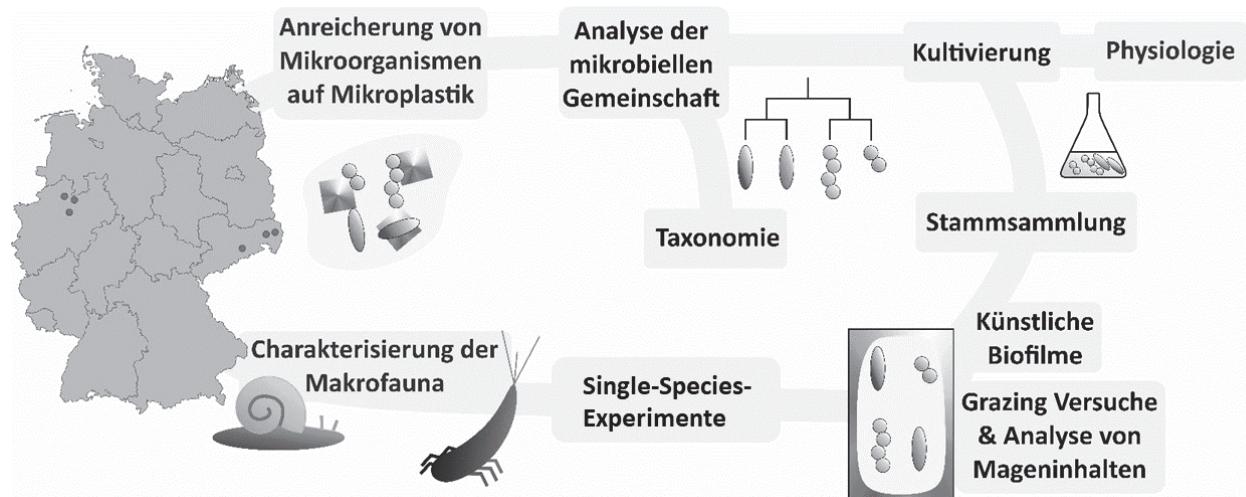
Die Belastung der Umwelt durch Plastikmüll erhält in den letzten Jahren viel mediale Aufmerksamkeit. Plastikpartikel wurden bis in die entlegensten Regionen nachgewiesen (Free et al. 2014). Doch obwohl der Fokus der Aufmerksamkeit vor allem auf marinen Ökosystemen liegt, sind Binnengewässer nicht nur als Transportpfade ins Meer von Relevanz (Lambert & Wagner 2018).

In Fließgewässern ist aufgrund einer Akkumulation der Einträge eine Erhöhung der Plastikkonzentration entlang ihres Verlaufs zu erwarten, jedoch wurden bereits Variationen der Plastikmengen festgestellt (Mani et al. 2015). Eine mögliche Senke von Plastikpartikeln stellen Stauhaltungen und Talsperren dar, da die Schleppkraft des Wassers abrupt reduziert wird und die bis dort transportierten Partikel sedimentieren könnten. Obwohl fast jeder größere Fluss mehrfach aufgestaut wird, ist über den Einfluss der Stauhaltungen auf den Transport solcher Partikel bisher sehr wenig bekannt.

Auch die der Sedimentation verschiedener Polymertypen zugrundeliegenden Prozesse sind nicht hinreichend bekannt. So kann die Verteilung von Plastikpartikeln durch mikrobiellen Bewuchs beeinflusst werden. Plastikpartikel werden unmittelbar nach ihrer Freisetzung in aquatischer Umgebung von einem sogenannten *conditioning film* überzogen, welche sich aus (an)-organischen Substanzen zusammensetzt (Loeb & Neihof 1975). Dieser bildet die Grundlage für die Biofilmbildung, welche innerhalb von wenigen Minuten bis Stunden stattfindet (Cooksey & Wigglesworth-Cooksey 1995). Aus hydrodynamischer Perspektive kann die Biofilmbildung eine Vielzahl von Folgen haben. Der Bewuchs kann eine Erhöhung der Dichte verursachen, wodurch Partikel mit einer Dichte  $> 1 \text{ g/cm}^3$  in Süßwasser sedimentieren. (Lagarde et al. 2016; Long et al. 2015). Je kleiner der Partikel, desto schneller wird diese kritische Dichte erreicht (Fazey et al. 2016). Darüber hinaus begünstigt der Biofilm die Bildung von Aggregaten aus Mikroplastik, mikrobiellen Gemeinschaften und Detritus (Long et al. 2015), die von zahlreichen aquatischen Organismen aufgenommen werden können.

Welchen Einfluss solche Biofilme auf höhere trophische Ebenen haben ist noch relativ unbekannt. Erste Hinweise deuten beispielsweise auf unterschiedliche Nahrungsqualitäten von Plastik-assoziierten Biofilmen für das Wachstum von Schnecken hin (Vosshage et al. 2018). Der Eintrag von Mikroplastik in Fließgewässer bedeutet somit ein potenzielles ökotoxikologisches Risiko für pelagische und benthische Invertebraten, die den flotierenden Plastikpartikeln in der Wasserphase bzw. den sedimentierten Partikeln im Sediment ausgesetzt sind.

Das vom BMBF geförderte Projekt ‚Mikroplastik in Talsperren und Staubereichen: Sedimentation, Verbreitung, Wirkung (MikroPlaTaS)‘ hat sich zum Ziel gesetzt, Talsperren und Stauhaltungen als Senken von Mikroplastik zu untersuchen. Ein Teil dieses Verbundprojekts fokussiert sich dabei auf Charakterisierung des mikrobiellen Biofilms auf Mikroplastik und dessen Bewertung hinsichtlich der Nahrungsqualität für die benthische Makrofauna (Abb. 1).



**Abb. 1: Geplante Untersuchungen zu der Interaktion zwischen Plastikpartikeln, Biofilmen und benthischer Fauna**

## Methoden

Als Basis für die Versuchsreihen der verschiedenen Arbeitspakete, soll die Belastung ausgewählter Talsperren und Stauhaltungen durch Mikroplastik sowie dessen Sedimentationsrate und räumliche Verteilung ermittelt werden. Durch die Identifizierung der relevanten Polymertypen (unter Leitung des UFZ in Magdeburg) sowie der Charakterisierung der spezifischen Mikroorganismen und Makrofauna soll ein umweltrelevantes Versuchsdesign und eine vergleichbare Durchführung der Laborversuche innerhalb des Konsortiums gewährleistet werden. Mittels Transektproben aus dem Sediment sowie der Wassersäule sollen drei Stauhaltungen in NRW sowie drei Talsperren in Sachsen untersucht werden.

### Untersuchungsgebiet

Die Talsperren Malter und Bautzen sind oberhalb von urbanen Einflüssen geprägt, während das Einzugsgebiet der Talsperre Quitzdorf vorwiegend landwirtschaftlich genutzt wird und daher weniger potentielle Eintragsquellen vorweist.

An der Ems wird die 3,30 m hohe Staustufe in Warendorf untersucht. 2014 konnte in Voruntersuchungen (Eibes 2014) bereits Mikroplastik in der Ems nachgewiesen werden, jedoch wurden unterhalb der Staustufe deutlich weniger Partikel in der Wassersäule gefunden ( $0,4 \pm 0,3$  Mikroplastikpartikel pro  $m^3$ ) als oberhalb des Staubereichs ( $5,3 \pm 2,2$  Mikroplastikpartikel pro  $m^3$ ).

Die Lippe wird in Hamm durch ein Walzenwehr auf im Mittel NN+58,15 aufgestaut. Auch hier konnten in Voruntersuchungen Mikroplastikpartikel nachgewiesen werden ( $7,1 \pm 6,3$  Mikroplastikpartikel pro  $m^3$ ; Wissing 2015).

## ***Charakterisierung der Makrofauna und Single-Species-Experimente***

Während der Probennahmen werden neben den Sedimentkernen an denselben Transekten Greifernproben (Bodengreifer nach Ekman-Birge, Hydro-Bios) zur quantitativen Aufnahme der Benthosfauna entnommen. Anhand der Ergebnisse werden Leitarten für die folgenden Laborversuche bestimmt. Die Organismen werden unter standardisierten Laborbedingungen Plastikpartikeln verschiedener Ausprägung (Material, Größe, Form) in verschiedenen Matrices (Wasser, Sediment) exponiert und hinsichtlich der Aufnahme der Partikel in den Körper und der potentiellen Wirkung untersucht. Als Testendpunkte dienen neben Mortalität auch subletale Parameter, wie z. B. Wachstum und Reproduktion.

## ***Analyse der Plastik-assoziierten Biofilme***

In einem weiteren Arbeitspaket soll die mikrobielle Gemeinschaft in Biofilmen auf verschiedenen Polymeren (z. B. PET, PET & PS) in ihrer taxonomischen Komposition und Funktion untersucht werden.

Zur Gewinnung von Probenmaterial werden Mikroplastikpartikel aus diversen Polymerklassen *in situ* in der gestauten Ems und dem Emssee in Warendorf und den Rieselfeldern in Münster inkubiert. Dabei soll der Zuwachs an Biomasse durch Messung der Chlorophyll-Autofluoreszenz (phototrophe Mikroorganismen) sowie durch Kristallviolettfärbung (Gesamtbiomasse) überwacht werden. Die *in situ* inkubierten Polymerpartikel dienen als Ausgangsmaterial für weitere Analysen. So soll mittels 16S und 18S rDNA Amplifikonsequenzierung die taxonomische Komposition der mikrobiellen Gemeinschaft bestimmt werden. Vorversuche zeigten bereits eine rasche Besiedlung und Biofilmbildung auf diversen Polymertypen innerhalb von wenigen Wochen. Diese Biofilme enthielten sowohl photoautotrophe (Diatomeen und Grünalgen) als auch heterotrophe Mikroorganismen. In Kultivierungsversuchen sollen ausgewählte Vertreter dieser mikrobiellen Gemeinschaft isoliert und näher charakterisiert werden. Das Augenmerk liegt dabei auf die Erzeugung einer Stammsammlung, mit der die Biofilmbildung auf Polymeren in mechanistischer Hinsicht mit künstlichen Biofilmen tiefergehend untersucht werden soll (z. B. Interaktionen zwischen verschiedenen Mikroorganismen).

## ***Untersuchung der Nahrungsqualität von Plastikassoziierten Biofilmen***

Da Biofilme (v.a. Bakterien, Pilze, Protozoen) eine wichtige Nahrungsgrundlage für Makrograzer in Gewässern bilden, soll untersucht werden ob und in welchem Ausmaß sich die Plastikqualität bzw. die Beschaffenheit des Plastikmaterials auf die Struktur des assoziierten Biofilms auswirkt. Dazu werden verschiedene Plastikpartikel bzw. Plastikstreifen in ausgewählten Freiland-Probennahmestellen zur Besiedlung ausgebracht. Zusätzlich sollen synthetische bakterielle Biofilmgemeinschaften aus der zuvor beschriebenen bakteriellen Stammsammlung genutzt werden, um spezifische und reproduzierbare Biofilme für die Experimente einsetzen zu können. Dazu können solche Bakterienstämme herangezogen werden, die sich besonders häufig auf bestimmten Plastikmaterialien finden und für diese charakteristisch sind. Durch die Verwendung von standardisierten Partikeltypen in den einzelnen Arbeitsgruppen ist auch die Vergleichbarkeit und Übertragbarkeit der Ergebnisse gewährleistet.

In Ergänzung zu den zuvor beschriebenen Single-Species-Experimenten sollen in Grazing-Versuchen mit unterschiedlichen Makroinvertebraten (z. B. Schnecken, Eintagsfliegenlarven) indirekte Effekte von Plastik auf die benthische Makrofauna identifiziert werden. Denkbar ist außerdem eine gesteigerte Aufnahme von Plastik nach Biofilmbewuchs oder der daraus resultierenden Aggregation der Partikel.

## Ausblick

Die systemische Betrachtung von Transport- und Sedimentationsprozessen von Mikroplastik in Talsperren und Stauhaltungen gekoppelt mit Wirkungsanalysen bezüglich der betroffenen Biozönosen mündet in Risikoabschätzungen für die Gewässer.

## Danksagung

Das Verbundprojekt MikroPlaTaS wird gefördert von Bundesministerium für Bildung und Forschung und ist Teil der Initiative „Plastik in der Umwelt – Quellen, Senken, Lösungsansätze“. Die hier vorgestellten Untersuchungen werden im Rahmen zweier Doktorarbeiten der Universität Münster durchgeführt. An dem Verbundprojekt sind außerdem die Universitäten Potsdam und Bielefeld sowie die Mesocosm GmbH und die Ecossa unter der Projektkoordination von K. Wendt-Pothoff vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung beteiligt.

## Literatur

- Andrady, A.L. (2011): Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62:1596–1605.
- Cooksey, K. E., & Wigglesworth-Cooksey, B. (1995): Adhesion of bacteria and diatoms to surfaces in the sea: a review. *Aquatic Microbial Ecology*, 9(1), 87-96.
- Eibes P. (2014): Microplastic contamination in the river Ems. Bachelorarbeit Westfälische Wilhelms-Universität Münster
- Fazey, F. M., & Ryan, P. G. (2016): Biofouling on buoyant marine plastics: An experimental study into the effect of size on surface longevity. *Environmental pollution*, 210, 354-360.
- Free, C.M., Jensen, O.P., Mason, S.A., Eriksen, M., Williamson, N.J., Boldgiv, B. (2014): High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin* 85(1), 156-63.
- Gregory, M.R. (1996) Plastic ‘scrubbers’ in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine Pollution Bulletin* 32: 867-871.
- Lagarde, F.; Olivier, O.; Zanella, M.; Daniel, P.; Hiard, S.; Caruso, A. (2016): Microplastic interactions with freshwater microalgae: Hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type. *Environmental Pollution*, 215, 331–339.
- Lambert, S., Wagner, M. (2018): Microplastics Are Contaminants of Emerging Concern in Freshwater. *The Handbook of Environmental Chemistry* 58, 1-23.
- Loeb, G. I., & Neihof, R. A. (1975): Marine conditioning films. *Applied Chemistry at Protein Interfaces*; American Chemical Society: Washington, DC, 1975; Vol. 145, pp 319–335.
- Long, M., Moriceau, B., Gallinari, M., Lambert, C., Huvet, A., Raffray, J., & Soudant, P. (2015): Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates. *Marine Chemistry*, 175, 39-46.
- Mani, T., Hauk, A., Walter, U., Burkhardt-Holm, P. (2015): Microplastic profile along the Rhine River. *Scientific Reports* 5, 17988.
- Vosshage, A.T.L., Neu, T.R., Gabel, F. (2018): Plastic Alters Biofilm Quality as Food Resource of the Freshwater Gastropod *Radix balthica*. *Environmental Science and Technology* 52, 11387–11393
- Wissing, M. (2015): Filtern Bivalvia Mikroplastik? Ein Feldversuch mit *Corbicula fluminea* in der Lippe bei Hamm. Bachelorarbeit Westfälische Wilhelms-Universität Münster

# Ab ins Licht – Unterschiedliche Auswirkungen auf die Lichtpräferenzen zweier Amphipodenarten durch den Befall mit *Polymorphus minutus* (Acanthocephala)

Luca Pisacreta, Martin Remmele & Andreas Martens

Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe, Germany, lucap92@gmail.com, remmele@ph-karlsruhe.de, martens@ph-karlsruhe.de

**Keywords:** Acanthocephala, Amphipoda, Parasit-Wirt-Interaktion, Phototaxis, Manipulation

## Einleitung

Kratzwürmer (Acanthocephala) sind parasitär lebende Tiere mit einem komplexen Lebenszyklus, die in ihrer Entwicklung auf einen obligatorischen Wirtswechsel angewiesen sind. Der Weg von einem Wirt zum nächsten erfolgt dabei meistens durch trophische Transmission. Um die Transmissionswahrscheinlichkeit auf einen geeigneten Endwirt zu erhöhen, verändern die larvalen Cystacanthusstadien der Kratzwürmer das Verhalten ihrer Zwischenwirte. Ein heimisches Beispiel hierfür ist die Interaktion zwischen Kratzwürmern und Amphipoden. Während die Amphipoden den Kratzwürmern als Zwischenwirte dienen, werden als Endwirte Wasservögel oder Fische parasitiert. Um den Endwirt zu erreichen und den Lebenszyklus fortzuführen, muss der mit dem Cystacanthus befallene Amphipode von einem geeigneten Endwirt gefressen werden. An dieser Stelle erfolgt die Veränderung des Verhaltens (Sures 2015, Taraschewski 2015).

Der Befall mit Cystacanthen von Acanthocephalen kann viele unterschiedliche Auswirkungen auf das Verhalten von Amphipoden haben (vgl. Bakker et al. 2017). In dieser Arbeit wurden die Auswirkungen auf die Phototaxis untersucht. Die untersuchten Amphipodenarten waren *Gammarus pulex* und *G. roeselii*. Die Kratzwurmart, mit welcher die Flohkrebse befallen waren, war der Wasservogelkratzer *Polymorphus minutus*. Zu den Auswirkungen des Befalls mit der Kratzerart *P. minutus* auf das phototaktische Verhalten der heimischen Amphipodenarten *G. pulex* und *G. roeselii* liegen bislang kaum Ergebnisse vor. Zudem nutzen bisherige Untersuchungen zu den Auswirkungen auf die Phototaxis Methoden, bei welchen lediglich zwischen zwei Helligkeitsbereichen (hell/dunkel) unterschieden wurde (z. B. Cézilly et al. 2000; Perrot-Minnot 2004). Hier wird eine Studie vorgestellt, die im Rahmen einer Staatsexamensarbeit entstanden ist (Pisacreta 2017). Hierbei werden die Auswirkungen auf das phototaktische Verhalten mithilfe einer „Low-Budget“-Apparatur in einem Lichtgradienten untersucht, da diese Methode vermutlich sensiblere Ergebnisse liefern könnte. Die Tiere können hierbei zwischen fünf Helligkeitsbereichen wählen.

## Material und Methoden

### Sammeln und Hältern der Versuchstiere

Befallene und unbefallene *G. pulex*- und *G. roeselii*-Individuen wurden von November 2017 bis Februar 2018 in dem Fluss Alb (bei Karlsruhe: 48°59'44.7" N, 8°22'28.4" E), in dem Fluss Pfinz (bei Karlsruhe: 49°0'25.312" N, 8°29'30.765" E) und im Gießbach (bei Karlsruhe 49°0'27.799" N, 8°29'25.148" E) mit der Kick-Sampling-Methode gesammelt. Diese wurde pro Sammelstelle mit einem Stabkescher (WINLAB Drahtsieb-Kescher, Durchmesser: 200 mm, Maschenweite: 1,5 mm) 20 Minuten lang durchgeführt. Zusätzlich wurden weitere Teilproben mit einem Küchensieb entnommen. Das Substrat wurde daraufhin aus den Keschern in eine flache Plastikschale geleert, um einen Überblick über die Teilproben zu erhalten. Um Quetschverletzungen zu vermeiden, wurden alle Amphipoden mit Federstahlpinzetten in Sammelgefäße mit Schraubverschlüssen umgesetzt, die mit Bachwasser gefüllt waren. Andere Tierarten wurden in das Gewässer zurückgegeben. Am Tag des Fanges wurden die Gammariden im Labor mithilfe einer Stereolupe (Leica EZ4) und eines Bestimmungsschlüssels nach Eggers & Martens (2001) bestimmt. Die bestimmten Arten wurden sortiert, ausgezählt und in Sammelbehältern zwischengehältert. Für die Experimente zur Messung der Phototaxis kamen ausschließlich *G. pulex*- und *G. roeselii*-Individuen zum Einsatz. Andere Amphipodenarten wurden aussortiert und in das Gewässer zurückgebracht, in dem sie gefangen wurden. Nachdem die Arten sortiert wurden, wurden die Sammelproben von *G. pulex*- und *G. roeselii* nochmals mithilfe einer Stereolupe betrachtet und auf den Befall mit Kratzerlarven untersucht. Der Befall war eindeutig an den orangefarbenen Cystacanthusstadien unter der durchsichtigen Cuticula der Flohkrebse zu erkennen (Médoc & Beisel 2008) (Abb. 1).

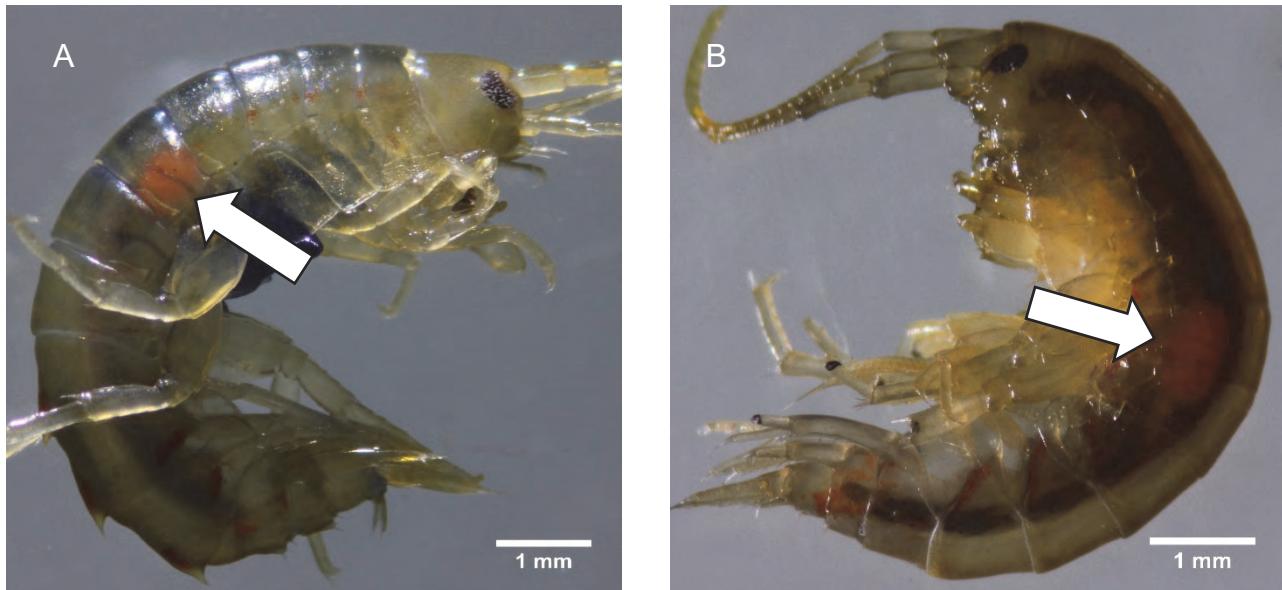


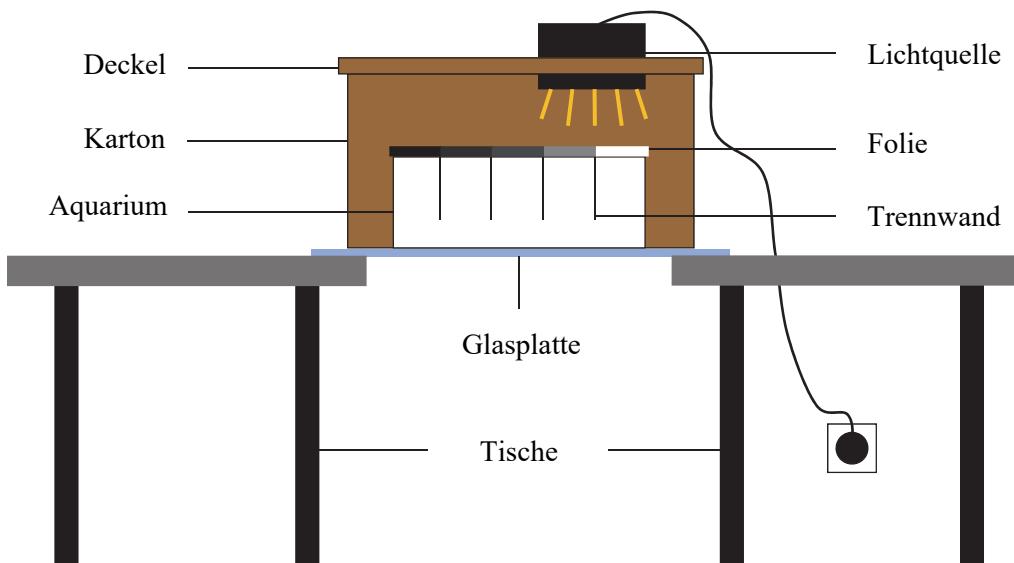
Abb. 1: Mit einem Cystacanthus von *P. minutus* (Pfeil) befallene Amphipoden: (A) *G. roeselii* und (B) *G. pulex*.

Die befallenen Individuen wurden je Flohkrebssart in zwei Aquarien (19 cm x 12 cm x 12 cm) umgesetzt, welche mit abgestandenem Leitungswasser gefüllt waren. Eine Kontrollgruppe unbefallener Individuen wurde je Art zufällig ausgewählt und ebenfalls in die Aquarien umgesetzt. Um Stress zu reduzieren wurden die Tiere zusammen als Gruppe gehältert (Laubaude et al. 2017). In jedem Aquarium befanden sich maximal 20 Individuen. Um das Forschungsdesign zu standardisieren, wurden

alle Versuchstiere nach denselben Bedingungen gehältert. Für einen Zeitraum von mindestens 18 Stunden wurden die Tiere in einem 12:12 h Licht- Dunkelheit-Rhythmus in einem Raum mit einer Temperatur von  $18 \pm 2$  °C akklimatisiert.

### ***Messung der Phototaxis***

Am Folgetag des Fanges wurde die Phototaxis der gesammelten und akklimatisierten Flohkrebse in einem Laborexperiment gemessen. Hierzu wurde eine „Low-Budget“-Lichtorgel nach Pisacreta et al. (2018) benutzt (Abb. 2). Mithilfe dieser Apparatur wurde in einem Aquarium ein definierter Lichtgradient mit fünf Bereichen unterschiedlicher Beleuchtungsstärke von hell bis dunkel erzeugt. Die Flohkrebse konnten sich während der Versuchsdurchführung auf diese fünf Helligkeitsbereiche verteilen.



**Abb. 2: Schematischer Aufbau der „Lichtorgel in der Box“ (zur besseren Ansicht ohne Seitenwand gezeichnet).**

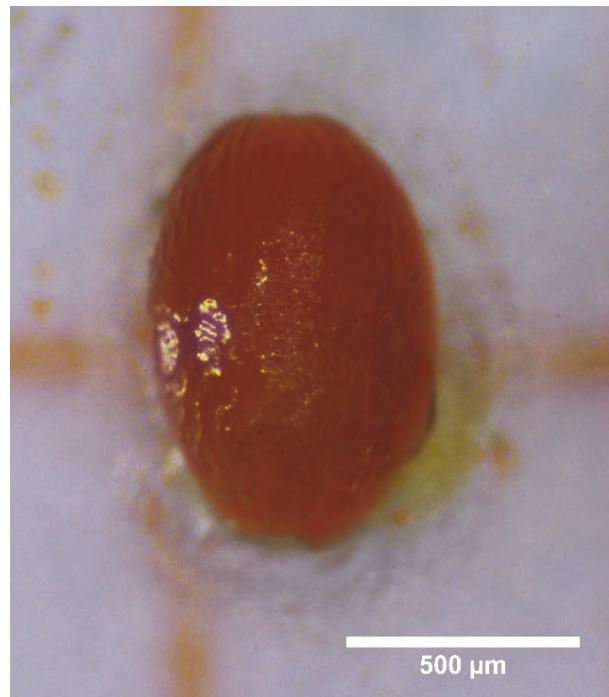
Die Experimente wurden tagsüber im Zeitraum von 11 bis 16 Uhr durchgeführt. Vor jedem Versuch wurde das Aquarium mit 2 L neuem abgestandenem Leitungswasser befüllt, wodurch der Wasserstand im Aquarium eine Höhe von ungefähr 4 cm erreichte. Bei jeder Versuchsdurchführung wurde ein einzelner befallener oder unbefallener Amphipode mit einer Federstahlpinzette in den hellsten Bereich des Aquariums gegeben. Auf dem Boden des Aquariums konnten sich die Individuen frei bewegen. Nachdem die Lichtquelle angeschaltet wurde, hatten die Flohkrebse eine Akklimatisationszeit von fünf Minuten. Nach dieser Zeit wurde die Verteilung der Individuen durch Observation von unten notiert. Da bisherige Forschungen zur Phototaxis befallener und unbefallener Amphipoden für die Auswertung der Experimente ein Punktesystem nutzten (Cézilly et al 2000; Bauer et al. 2000; Perrot-Minnot 2004; Tain et al. 2006; Franceschi et al. 2008; Labaude et al. 2017), wurde ein ähnliches System verwendet, um die Ergebnisse vergleichen zu können. Über einen Zeitraum von fünf Minuten wurde alle 30 Sekunden die Position des Versuchstiers bestimmt. Insgesamt wurden demnach für jedes Individuum zehn Positionen notiert. Nach jedem Versuch wurde das phototaktische Verhalten eines Individuums mit einem Punktesystem bewertet. Für jede gemessene Position wurden Punkte entsprechend der Helligkeitsbereiche im Aquarium vergeben. Hielt sich das Versuchstier bei einer Messung im hellsten Bereich auf, wurden 5 Punkte vergeben. Hielt es sich im dunkelsten Bereich auf, wurde 1 Punkt vergeben. Somit war ein minimaler Punktestand (Score) von 10 (immer im

dunkelsten Bereich) und ein maximaler Punktestand von 50 (immer im hellsten Bereich) möglich. Die Ergebnisse wurden im Nachhinein mittels T-Tests für unabhängige Stichproben mit IBM SPSS Statistics auf signifikante Unterschiede ( $p < 0,05$ ) geprüft (Version 24).

Mit jedem Tier wurde jeweils nur ein Experiment durchgeführt. Nachdem die Phototaxis der Amphipoden gemessen wurde, wurden alle Versuchstiere konserviert, indem sie in Reaktionsgefäß (0,5 ml) umgesetzt wurden, die mit 70 % Alkohol gefüllt waren. Um die Gattung der Acanthocephalen zu bestimmen, wurden bei den befallenen Amphipoden die Cystacanthen herauspräpariert und mithilfe einer Stereolupe mit integriertem Fotoausgang (Leica S6 D), an welche eine Spiegelreflexkamera (EOS 550 D) angeschlossen war, fotografiert (Abb. 3, 4).



**Abb. 3:** Mit einem Cystacanthus von *P. minutus* befallener, dekapitierter *G. roeselii*.

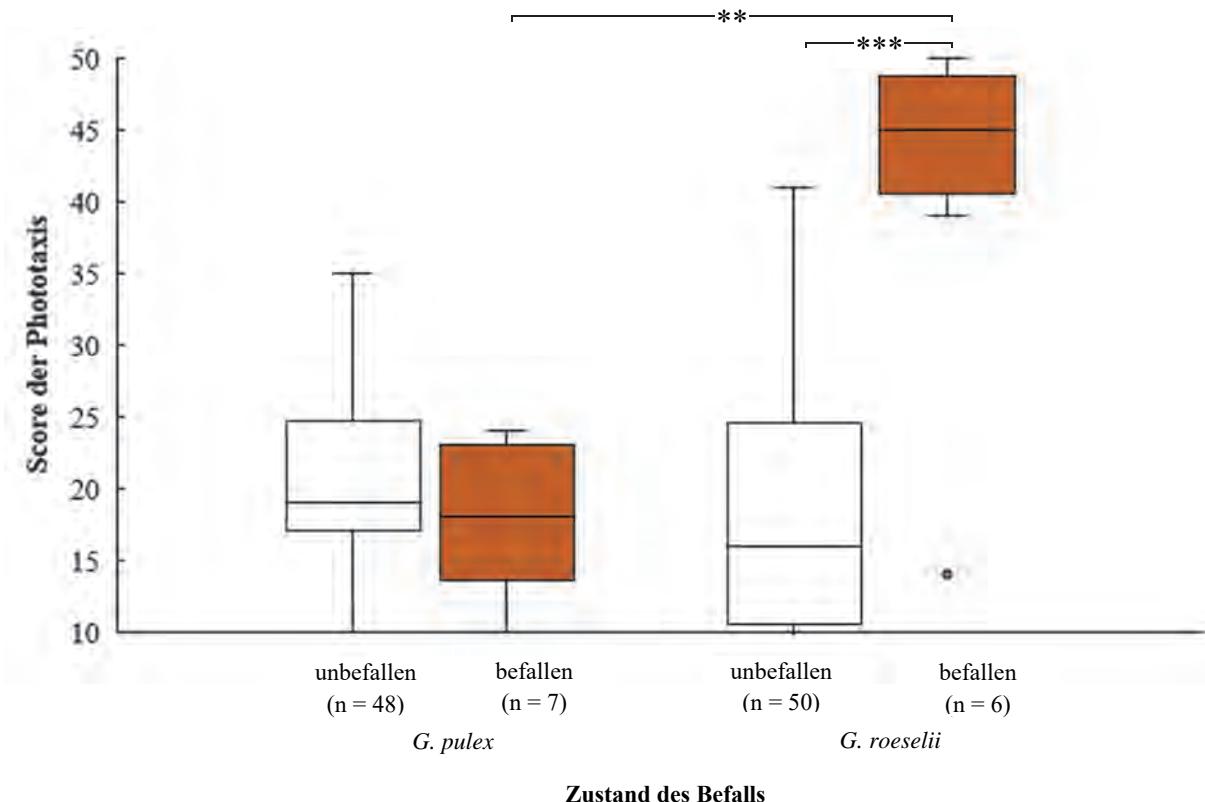


**Abb. 4:** Herauspräparierter Cystacanthus von *P. minutus* auf Millimeterpapier.

## Ergebnisse

Insgesamt wurden 111 Flohkrebse hinsichtlich ihrer Phototaxis untersucht, 56 *Gammarus roeselii*- und 55 *G. pulex*-Individuen. Unter diesen waren 98 unbefallenen. 16 Exemplare beherbergten ein Cystacanthusstadium von *Polymorphus minutus*. Bei *G. roeselii* waren sechs (10,71 %) und bei *G. pulex* sieben (12,73 %) Individuen befallen.

Bei der Messung der Phototaxis ergab sich ein hochsignifikanter Unterschied zwischen der phototaktischen Reaktion von mit *P. minutus* befallenen und unbefallenen *G. roeselii*-Individuen ( $p = 0,000$ ) (Abb. 5). Bei *G. pulex* ergab sich kein signifikanter Unterschied zwischen mit *P. minutus* befallenen und unbefallenen Individuen ( $p = 0,295$ ) (Abb. 5). Des Weiteren war der Unterschied zwischen mit *P. minutus* befallenen *G. roeselii*- und *G. pulex*-Individuen hochsignifikant ( $p = 0,002$ ).



**Abb. 5: Scores der Phototaxis von unbefallenen und mit *P. minutus* befallenen *G. roeselii* und *G. pulex*.  
10 = stark negativ phototaktisches Verhalten, 50 = stark positiv phototaktisches Verhalten.**

## Diskussion

Die hier vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass mit dem Wasservogelkratzer *Polymorphus minutus* befallene *Gammarus roeselii*-Individuen im Vergleich zu unbefallenen Exemplaren eine veränderte phototaktische Reaktion in einem Lichtgradienten aufwiesen. Die phototaktische Reaktion von *G. pulex* wurde durch den Befall hingegen nicht verändert.

Interessanterweise scheinen in der Literatur zu den Auswirkungen von *P. minutus* auf die Phototaxis von *G. roeselii* keine aussagekräftigen Ergebnisse vorzuliegen. In einer Publikation von Haine et al. (2005) wird lediglich in einem Satz erwähnt, dass keine Beeinflussung beobachtet werden konnte. Die Ergebnisse der hier vorgestellten Untersuchung widersprechen dieser Beobachtung. Es gibt allerdings Untersuchungen zu den Auswirkungen des Befalls mit Acanthocephalen, die ebenfalls Wasservögel als Endwirte parasitieren (*Polymorphus paradoxus*, *Polymorphus marilis*, *Corynosoma constrictum*), auf die Phototaxis der Amphipodenarten *Gammarus lacustris* und *Hyalella azteca* (Bethel & Holmes 1973). Hierbei hat sich gezeigt, dass sich mit einem Cystacanthus befallene Amphipoden bei einer Wahl zwischen zwei Helligkeitsbereichen im Unterschied zu unbefallenen Exemplaren photophil verhalten und sich überwiegend im hellen Bereich aufhalten. Eine Auswirkung auf das phototaktische Verhalten von Amphipoden durch Wasservogelkratzer ist demnach bereits festgestellt worden und konnte mit der hier vorgestellten Untersuchung auch in einem Lichtgradienten bestätigt werden. Hierbei muss jedoch berücksichtigt werden, dass die untersuchte Anzahl der befallenen Individuen gering war ( $n = 6$ ), weshalb weitere Untersuchungen durchgeführt werden müssen, um dieses Ergebnis zu untermauern.

Bei Experimenten, wie sie in dieser Untersuchung hier durchgeführt wurden, mit Amphipoden, die auf natürliche Weise von Acanthocephalen befallen wurden, ist außerdem nicht sicher, ob der Befall die Ursache für eine Verhaltensänderung war oder ob die Verhaltensänderung zu einer erhöhten Wahrscheinlichkeit des Befalls geführt hat (Bauer et al. 2000; Bauer et al. 2005). Bethel & Holmes (1973) stellen jedoch fest, dass eine Verhaltensänderung nur bei mit Cystacanthen befallenen Individuen auftritt und nicht beim Befall mit anderen Entwicklungsstadien (Acanthella). Deshalb kann man davon ausgehen, dass die Verhaltensänderung die Folge des Befalls und nicht der Grund des Befalls ist (Bauer et al. 2000; Bauer et al. 2005). Infolge dessen kann man aus den vorliegenden Ergebnissen zur Messung der Phototaxis darauf schließen, dass die unterschiedlichen Auswirkungen auf die phototaktische Reaktion der beiden Amphipodenarten *G. roeselii* und *G. pulex* durch *P. minutus* entweder mit der Fähigkeit des Parasiten, seinen Zwischenwirt zu manipulieren, oder mit der Fähigkeit des Zwischenwirts, der Manipulation zu widerstehen, zu begründen ist (Moore 2002; Poulin 2010). Im Sinne der Fähigkeit des Parasiten seinen Zwischenwirt zu manipulieren, war *P. minutus* in der Lage das phototaktische Verhalten von *G. roeselii* zu manipulieren, jedoch nicht das von *G. pulex*. Hinsichtlich der Fähigkeit des Zwischenwirts einer Manipulation zu widerstehen war *G. pulex* in der Lage, der Manipulation durch *P. minutus* zu widerstehen, jedoch war *G. roeselii* dazu nicht fähig. In beiden Fällen ist dies jedoch der erste Nachweis für eine Auswirkung auf die Phototaxis von *G. roeselii* durch *P. minutus*.

Dass ein Kratzwurm die zwei in Sympatrie lebenden Amphipodenarten *G. pulex* und *G. roeselii* als Zwischenwirte nutzt, sich das infektiöse Cystacanthusstadium aber unterschiedlich auf das phototaktische Verhalten dieser auswirkt, ist bereits bei *P. laevis* festgestellt worden (Bauer et al. 2000; Moret et al. 2007; Tain et al. 2007). Außerdem zeigen Studien, bei welchen der Einfluss des Befalls mit *P. laevis* auf die Aktivität des Neurotransmitters Serotonin (5-HT) im Gehirn von *G. pulex* untersucht worden ist, dass der Serotoningehalt im Gehirn bei der Veränderung der phototaktischen Reaktion von Amphipoden durch Acanthocephalen eine zentrale Rolle spielt (Tain et al. 2006). Durch eine experimentelle Injektion von Serotonin in das Haemocoel unbefallener *G. pulex*- und *G. roeselii*-Individuen hat sich in einer weiteren Untersuchung die phototaktische Reaktion umkehren lassen (Tain et al. 2007). Die Injektion hat also einen Befall mit *P. laevis* imitiert. Erstaunlich hierbei ist, dass eine Umkehrung der Phototaxis durch die Injektion von Serotonin auch bei *G. roeselii* auftritt, obwohl der Befall mit *P. laevis* sich nicht auf die Phototaxis auswirkt. Folglich kann man ableiten, dass *P. laevis* entweder nicht in der Lage ist, Einfluss auf die Serotoninaktivität im Gehirn von *G. roeselii* auszuüben, oder dass *G. roeselii* zu einem gewissen Grad resistent gegen die Manipulation von *P. laevis* ist (Tain et al. 2007).

Zudem zeigt die Studie von Tain et al. (2006), dass der Wasservogelkratzer *P. minutus* bei *G. pulex* keine Veränderung der Serotoninaktivität im Gehirn bewirkt, was mit den Ergebnissen übereinstimmt, dass sich *P. minutus* nicht auf die phototaktische Reaktion von *G. pulex* auswirkt (Marriott et al. 1989; Cézilly et al. 2000; Tain et al. 2006). Zur Beeinflussung der Serotoninaktivität im Gehirn von *G. roeselii* durch *P. minutus* liegen scheinbar keine Ergebnisse vor. Nach den hier vorgestellten Ergebnissen könnte man jedoch darauf schließen, dass aufgrund der veränderten phototaktischen Reaktion von *G. roeselii* durch *P. minutus* auch eine Veränderung der Serotoninaktivität im Gehirn zu erwarten wäre, da der Serotoningehalt im Gehirn ein Indiz für die Beeinflussung der phototaktischen Reaktion durch Acanthocephalen ist (Tain et al. 2006; Tain et al. 2007). Diese Hypothese stützt eine Studie von Maynard et al. (1996), bei welcher festgestellt wurde, dass sich die Serotoninaktivität im zentralen Nervensystem von *Gammarus lacustris* durch den Befall mit dem Wasservogelkratzer *Polymorphus paradoxus* verändert, was wiederum mit einer Beeinflussung der Phototaxis einhergeht (Bethel & Holmes 1973). Ergebnisse über Auswirkungen auf die Phototaxis und die Serotoninaktivität

tät eines Amphipoden durch den Befall mit einem Wasservogelkratzer der Gattung *Polymorphus* liegen also vor. Allerdings beeinflusst der Befall mit dem Acanthocephalen *Polymorphus marilis* nicht die Serotoninaktivität im zentralen Nervensystem von *Gammarus lacustris* (Maynard et al. 1996), obwohl der Parasit sich auf die Phototaxis seines Zwischenwirts auswirkt (Bethel & Holmes 1973). Ob die Serotoninaktivität im Gehirn von *G. roeselii* durch den Befall mit *P. minutus* verändert wird, muss daher erst empirisch bewiesen werden, um einen tatsächlichen Zusammenhang herleiten zu können. Zudem müssen die hier vorgestellten Ergebnisse wie bereits erwähnt mit Vorsicht betrachtet werden, da die Anzahl der mit *P. minutus* befallenen *G. roeselii*-Individuen gering war. Eine weitere Untersuchung mit einer größeren Stichprobe ist deshalb wünschenswert.

## Zusammenfassung

In dieser Arbeit wurden die Auswirkungen des Befalls mit Cystacanthen des Wasservogelkratzers *Polymorphus minutus* auf die Phototaxis von *Gammarus pulex* und *G. roeselii* untersucht. Hierzu wurde eine „Low-Budget“-Apparatur verwendet, mit welcher ein Lichtgradient erzeugt wurde. Die Tiere konnten hierbei zwischen fünf Helligkeitsbereichen wählen. Die Ergebnisse zeigen, dass sich das infektiöse Cystacanthusstadium von *P. minutus* unterschiedlich auf das phototaktische Verhalten der zwei sympatrischen Amphipodenarten auswirkte. Bei *G. pulex* konnten keine Auswirkungen auf die Phototaxis festgestellt werden, was die Ergebnisse bisheriger Untersuchungen bestätigt. Jedoch konnte eine Auswirkung durch *P. minutus* auf die phototaktische Reaktion von *G. roeselii* festgestellt werden. Die befallenen Exemplare verhielten sich im Gegensatz zu den unbefallenen positiv phototaktisch. Dies widerspricht den Ergebnissen bisheriger Untersuchungen und ist der erste Nachweis für eine Auswirkung auf die Phototaxis von *G. roeselii* durch *P. minutus*.

## Literatur

- Bakker, T. C. M., Frommen, J. G., Thünken, T. (2017): Adaptive parasitic manipulation as exemplified by acanthocephalans. *Ethology* 123 (11): 779-784.
- Bauer, A., Trouvé, S., Grégoire, A., Bollache, L., Cézilly, F. (2000): Differential influence of *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala) on the behaviour of native and invader gammarid species. *International Journal for Parasitology* 30: 1453-1457.
- Bauer, A., Haine, E. R., Perrot-Minnot, M. J., Rigaud, T. (2005): The acanthocephalan parasite *Polymorphus minutus* alters the geotactic and clinging behaviours of two sympatric amphipod hosts: the native *Gammarus pulex* and the invasive *Gammarus roeseli*. *Journal of Zoology* 267: 39-43.
- Bethel, W. M., Holmes, J. C. (1973): Altered evasive behavior and responses to light in amphipods harboring acanthocephalan cystacanths. *The Journal of Parasitology* 59 (6): 945-956.
- Cézilly, F., Grégoire, A., Bertin, A. (2000): Conflict between co-occurring manipulative parasites? An experimental study of the joint influence of two acanthocephalan parasites on the behaviour of *Gammarus pulex*. *Parasitology* 120 (6): 625-630.
- Eggers, T. O., Martens, A. (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. *Lauterbornia* 42: 1-68.
- Franceschi, N., Bauer, A., Bollache, L., Rigaud, T. (2008): The effects of parasite age and intensity on variability in acanthocephalan-induced behavioural manipulation. *International Journal for Parasitology* 38: 1161-1170.
- Haine, E. R., Boucansaud, K., Rigaud, T. (2005): Conflict between parasites with different transmission strategies infecting an amphipod host. *Proceedings of the Royal Society B* 272: 2505-2510.
- Labaude, S., Cézilly, F., Rigaud, T. (2017): Temperature-related intraspecific variability in the behavioral manipulation of acanthocephalan parasites on their gammarid hosts. *Biological Bulletin* 232 (2): 82-90.
- Marriott, D. R., Collins, M. L., Paris, R. M., Gudgin, D. R., Barnard, C. J., McGregor, P. K., Gilbert, F. S., Hartley, J. C., Behnke, J. M. (1989): Behavioural modifications and increased predation risk of *Gammarus pulex* with *Polymorphus minutus*. *Journal of Biological Education* 23 (2): 135-141.

- Maynard, B. J., DeMartini, L., Wright, W. G. (1996): *Gammarus lacustris* harboring *Polymorphus paradoxus* show altered patterns of serotonin-like immunoreactivity. *Journal for Parasitology* 82 (4): 663-666.
- Médoc, V., Beisel, J.-N. (2008): An acanthocephalan parasite boosts the escape performance of its intermediate host facing non-host predators. *Parasitology* 135: 977-984.
- Moore, J. (2002): *Parasites and the Behavior of Animals*. Oxford University Press, New York: 315 S.
- Moret, Y., Bollache, Y., Wattier, R., Rigaud, T. (2007): Is the host or the parasite the most locally adapted in an amphipod–acanthocephalan relationship? A case study in a biological invasion context. *Parasitology* 37: 637-644.
- Perrot-Minnot, M.-J. (2004): Larval morphology, genetic divergence, and contrasting levels of host manipulation between forms of *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala). *International Journal for Parasitology* 34 (1): 45-54.
- Pisacreta, L. (2017): Auswirkungen des Befalls mit Kratzerlarven auf das phototaktische Verhalten von Amphipoden – von eigenen Untersuchungen zum Unterrichtskonzept. *Wissenschaftliche Hausarbeit, Pädagogische Hochschule Karlsruhe*: 54 S.
- Pisacreta, L., Grabow, K., Remmele, M. (2018): Lichtorgel in der Box – eine Methode zur Demonstration des abiotischen Faktors Licht. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V. (Hrsg.): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2017*. Hardegsen: 370-376.
- Poulin, R. (2010): Parasite Manipulation of Host Behavior: An Update and Frequently Asked Questions.
- Brockmann, J. H. (Hrsg.): *Advances in the Study of Behavior*, Vol. 41. Academic Press, Burlington: 151-186.
- Sures B. (2015): *Ecology of the Acanthocephala*. Schmidt-Rhaesa (Hrsg.): *Handbook of Zoology. Gastrotricha, Cycloneuralia and Gnathifera*, Volume 3. Walter de Gruyter GmbH: S. 337-342.
- Tain, L., Perrot-Minnot, M.-J., Cézilly, F. (2006): Altered host behaviour and brain serotonergic activity caused by acanthocephalans: evidence for specificity. *Proceedings of the Royal Society B* 273: 3039-3045.
- Tain, L., Perrot-Minnot, M.-J., Cézilly, F. (2007): Differential influence of *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala) on brain serotonergic activity in two congeneric host species. *Biology Letters* 3 (1): 68-71.
- Taraschewski, H. (2015): *Acanthocephala: functional morphology*. Schmidt-Rhaesa (Hrsg.): *Handbook of Zoology. Gastrotricha, Cycloneuralia and Gnathifera*, Volume 3. Walter de Gruyter GmbH: S. 301-316.

# The invertebrate fauna of beaver dams – First results of a comparative study with a vacuum sampler

Sara Schloemer, Daniel Hering

Universität Duisburg-Essen, Faculty of Biology, Department of Aquatic Ecology, Universitätsstr. 5 D-45141 Essen,  
sara.schloemer@uni-due.de

**Keywords:** European Beaver, *Castor fiber*, beaver dams, invertebrate fauna, vacuum sampler, stream ecology

## Introduction

Beaver dams are influential structures in streams, since they are able to create a multi-habitat-pattern which affects stream ecosystems and their adjacent areas in many ways. Even though beaver generated landscapes have been explored intensively, we are still lacking insights on the faunal composition of beaver dams due to the lack of an appropriate sampling method. Thus, it is hardly surprising that the present data regarding this topic is comprised of two studies worldwide (Clifford et al. 1993; Rolauffs et al. 2001). While devising a new approach in surveying this well-hidden species community within beaver dams, I designed and constructed a vacuum sampler. This sampler was initially tested under field conditions in 2017, resulting in the first and unexpected discovery of *Dianous coerulescens* (Coleoptera) in a beaver dam (Schloemer & Hoffmann, 2018). *D. coerulescens* is known as a species living in the splash zone of waterfalls (fauna hygropetrica) or weirs and mill wheels (Horion 1954, Vaillant 1955, Horion 1963, Koch 1968, Koch 1989, Stuivenberg 1997, Wolf-Schwenninger 2001, Puhtz 2002) as well as in banks of cool and fast flowing streams with overflowed mosses and other vegetation (Horion 1954, Horion 1963, Koch 1968, Koch 1989, Stuivenberg 1997). As part of my PhD project, the vacuum sampler was used for the investigation of 16 beaver dams in the spring of 2018. The following section shall provide an overview of the very first results.

## Material and Methods

### Investigation area

In order to study their invertebrate fauna, 16 beaver dams were sampled in two streams (Thönbach and Weberbach), located in the basin of the Wehebachtalsperre (Nordeifel, North Rhine-Westphalia). Both streams represent second order forest streams in which beavers settle and build dams since the early 1980ies.

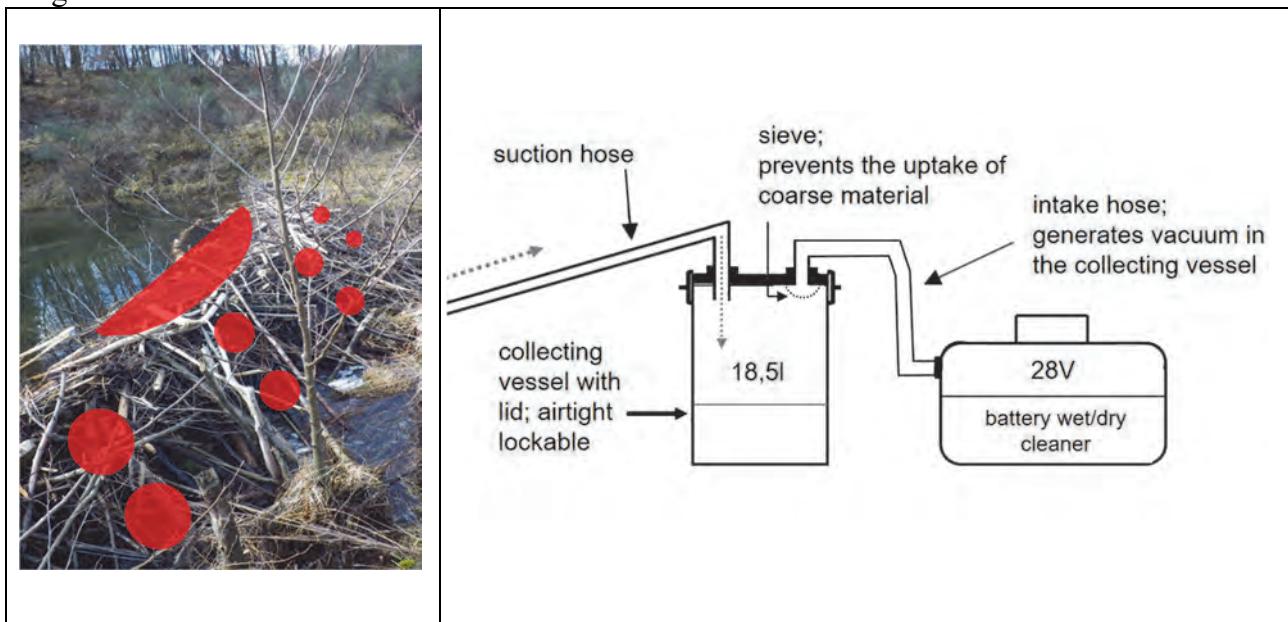
### Method

In consideration of the different successional stages of beaver dams, active and abandoned beaver dams were distinguished with a simple definition:

1. Active beaver dams are showing signs of active maintenance. Fresh branches are installed and the crest is covered with a fresh and intact mud layer.

2. Abandoned beaver dams are lacking these signs. Here, both the mud layer and freshly installed branches are absent.

A spatial and temporal design was developed to sample beaver dams. Therefore, nine different areas on the beaver dam were defined and each of them was sampled for three minutes. The distribution of the sample areas covered the top and the base area of a beaver dam, as well as the middle and the fringe sections.

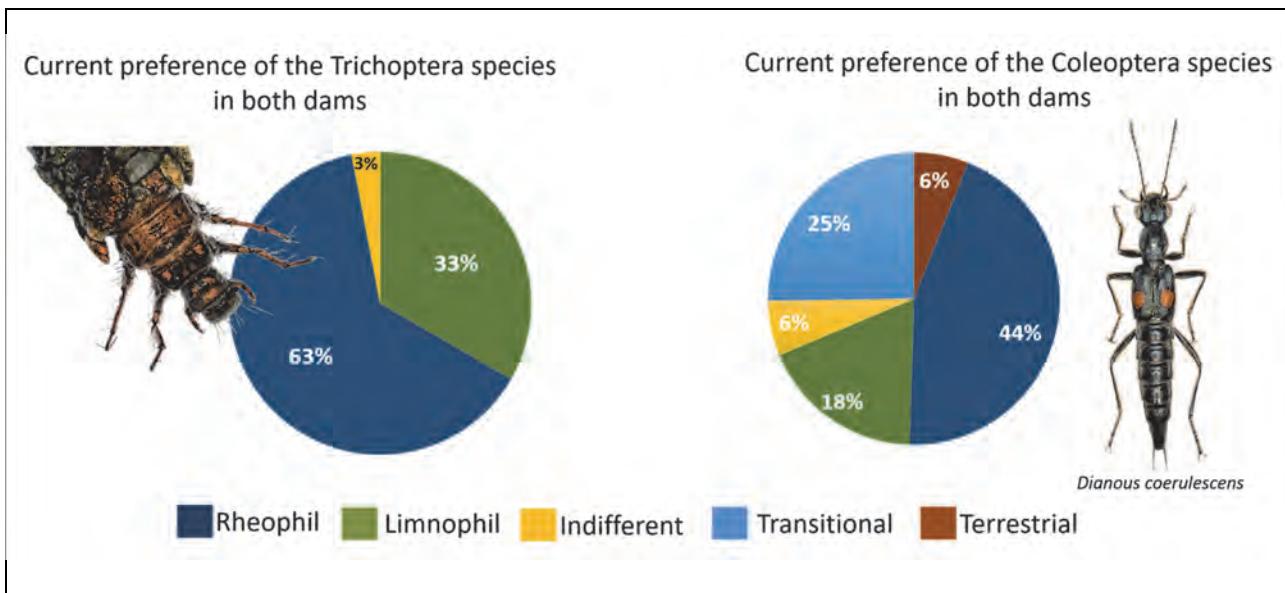


**Figure 1: Marked distribution of the sampling points in one of the sampled beaver dams in the investigation area.**

**Figure 2: Functional structure of the vacuum sampler (Schlöemer & Hoffmann, 2018)**

## Results

In order to obtain a first insight, the fauna of the order Trichoptera and Coleoptera of one active and one abandoned beaver dam was chosen. The Trichoptera community mainly consists of typical representatives of low order streams of the low mountain area such as *Agapetus fuscipes*, *Halesus radiatus*, *Diplectrona felix* and *Philopotamus montanus*. On the contrary, the Coleoptera fauna was more diverse and includes species that indicate running waters (*Elodes minuta*), still waters (*Hydrochus angustatus*), terrestrial (*Octotemnus glabriculus*) and transitional (*Dianous coeruleascens*) habitats.



**Figure 3: The current preferences in percentage of the Trichoptera and Coleoptera species in two beaver dams as first results.**

## Discussion

The results show a diverse community of the Trichoptera and Coleoptera fauna, with typical representatives of species from low order streams of the low mountain area. Further data analyses will reveal if the valued differences regarding the number of species and individuals of both dam categories is a general trend. Still, the taxa of 14 more dams need to be analyzed before the data can be evaluated and discussed. In 2019, the investigation shall continue and will include other beaver induced habitats such as food caches, and secondary streams that evolve through the anabranching effect of the beaver dams. Also, stream reaches without beaver dams will be investigated as a reference. The goal of the PhD project is to assess the influence of beaver dams on habitats and macrozoobenthos in streams of low mountain areas. This will enhance the predictability of the influence of European beavers on stream ecosystems in which this native key stone species will expand in the next decades.

## Acknowledgements

The study is part of a Ph.D. project at the University Duisburg-Essen, Faculty of Biology, Department of Aquatic Ecology under the supervision of Prof. Dr. Daniel Hering and Dr. Armin Lorenz. Special thanks goes to my working group especially A. Lorenz for his great support and Thomas Hörren for determining and assessing the Coleoptera fauna. Furthermore I like to thank all the volunteers and students that helped me in the field like Dr. Nicolaus Seefeld, Yannick Van der Veen and Svenja Pfeifer.

## References

- Clifford, H. F.; Wiley, G. M.; Casey, R. J. (1993): Macroinvertebrates of a beaver-altered boreal stream of Alberta, Canada, with special reference to the fauna on the dams. - Canadian Journal of Zoology 71, Ottawa: 1439–1447
- Horion AD. (1954): Koleopterologische Neumeldungen für Deutschland (1. Nachtrag zum "Verzeichnis der mitteleuropäischen Käfer"). – Deutsche Entomologische Zeitschrift 1 (I/II), Berlin: 1-22
- Horion AD. (1963): Faunistik der Mitteleuropäischen Käfer. Band IX Staphylinidae. Kommissionsverlag Buchdruckerei Ang. Feyel: 127-128, 399-400. Überlingen-Bodensee.
- Koch, K. (1968): Käferfauna der Rheinprovinz. Decheniana Beihefte, Bonn: 13: 105
- Koch, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie Band 1. Goecke & Evers, Krefeld: 272
- Puthz, V. (2002): Beiträge zur Kenntnis der Steninen CCLXXVII. Über *Dianous coeruleascens* GYLLENHAL, 1810 (Staphylinidae, Coleoptera). - Philippia 10, Kassel: 141-146
- Rolauffs, P.; Hering, D.I.; Lohse, S. (2001): Composition, invertebrate community and productivity of a beaver dam in comparison to other stream habitat types. - Hydrobiologia 459, Netherlands: 201-212
- Schloemer, S.; Hoffmann, A. (2018): The Beaver Dam Vacuum Sampler – a new sampling method to investigate the invertebrate fauna in beaver dams. Lauterbornia 85, Dinkelscherben: 117-121
- Stuivenberg van, F. (1997): Tabel en verspreidingsatlas van de Nederlandse Steninae (Coleoptera: Staphylinidae). Nederlandse Faunistische Mededelingen 6, Nederland, Leiden: 1-60
- Vaillant, F. (1955): Recheres sur la fauna madicole (hygropétrique s.l.) de France, de Corse et d'Afrique du Nord. - Mémoires Du Muséum National D'Histoire Naturelle 11, Paris: 1-258
- Wolf-Schwenninger, K. (2001): Die Käfer in der Wasserwechselzone der Brugga (Südschwarzwald) – Mitteilungen des Entomologischen Vereins Stuttgart 36, Stuttgart: 113-124.

## **Schneckensex im Einmachglas: Akt 2.0 – Mehr Modellexperimente für die Umweltbildung**

*Wolfgang Schmitz, Carolin Rothweiler, Mariella Lindemann*

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Chemie, Bismarckstr. 10, 76133 Karlsruhe,  
wolfgang.schmitz@ph-karlsruhe.de, rothweilcarol@stud.ph-karlsruhe.de, lindemanmarie@stud.ph-karlsruhe.de

Ein weltweites Umweltproblem, das von der Öffentlichkeit bislang wenig wahrgenommen wird, stellen Arzneimittelrückstände im Wasser dar. Zahlreiche Wirkstoffe können in allen Gewässern nachgewiesen werden. Aus häuslichen Abwässern gelangen diese Stoffe sowie Metabolite über Kläranlagen in die Umwelt. Dazu zählen auch zahlreiche hormonell aktive Substanzen, wie beispielsweise synthetisch hergestellte Hormone, die als Arzneimittel und zur Empfängnisverhütung eingesetzt werden. Diese wirken schon in sehr geringen Konzentrationen und können für Tiere und Pflanzen gefährlich werden.

Modellexperimente mit 17 $\alpha$ -Ethinyl-estradiol, dem Wirkstoff der Anti-Baby-Pille, der schon ab einer Konzentration von 0,1 ng/L nachweislich zu einer Verweiblichung männlicher Fische führen kann, wurden bereits 2016 auf der DGL/SIL-Tagung in Wien vorgestellt: „Schneckensex im Einmachglas – Modellexperimente für die Umweltbildung“ (SCHMITZ, LÖHRER, MAGO & REMMLER 2016).

1936 suchten die britischen Biochemiker Dodds und Lawson nach Chemikalien, die in der medizinischen Therapie das natürliche Östrogen ersetzen können; bis dahin wurde dieses Hormon aufwändig und teuer aus dem Urin schwangerer Stuten gewonnen (DODDS & LAWSON 1936). Bisphenol A wurde als eine der ersten Chemikalien bekannt, die das Hormon Östrogen in der Wirkung nachahmen kann. Da die gleichen Forscher bessere Substanzen fanden, wurde Bisphenol A nicht in der Pharmazie eingesetzt, sondern erlangte besondere Bedeutung als Industriechemikalie in der Polycarbonat- und Epoxidharzproduktion. Bisphenol A wird aber auch zur Oberflächenbeschichtung von Thermopapiere (Kassenzettel) und in Bremsflüssigkeiten verwendet. Bisphenol A gelangt vorwiegend über das (Industrie-) Abwasser in Gewässer. Die Wirkung von Bisphenol A auf Gewässer- und Bodenorganismen wurde und wird intensiv untersucht. Studien zeigen eindeutig, dass die sexuelle Entwicklung und die Fortpflanzung von verschiedenen Tierarten durch Bisphenol A beeinträchtigt wird, für Fische, Frösche und Schnecken bereits bei sehr geringen Konzentrationen. Bisphenol A kann z. B. über die Haut (Thermopapier) oder über die Nahrung (Trinkflaschen, Dosenbeschichtungen) in den menschlichen Körper gelangen. Hier kann Bisphenol A wie das Sexualhormon Östrogen wirken (UBA 2010). Auch bei allen Phthalaten wird eine hormonelle Wirkung diskutiert. Phthalate sind in zahlreichen Alltagsprodukten enthalten (u. a. z. B. PVC, Druckfarben, Vergällungsmittel, Kosmetika). Umweltauswirkungen werden derzeit noch untersucht.

Es werden Modellexperimente vorgestellt, die den Einfluss derartiger Substanzen auf Organismen in der Umwelt anschaulich darstellen. Diese Modellexperimente zeigen aktuelle Entwicklungen aus der interdisziplinären Umweltforschung und sollen dem Bildungssektor für die Aus-, Fort- und Weiterbildung zur Verfügung gestellt werden.



# VORTRÄGE

## Ein neues Konzept zur Quantifizierung der abiotischen Habitatheterogenität in Fließgewässern

*Christine Anlanger<sup>1,2</sup>, Christian Noss<sup>1</sup>, Ute Risse-Buhl<sup>2</sup>, Markus Weitere<sup>2</sup>, Mario Brauns<sup>2</sup>,  
Katinka Koll<sup>3</sup>, Ingo Schnauder<sup>4</sup>, Andreas Lorke<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau.

<sup>2</sup> Department Fließgewässerökologie, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg.

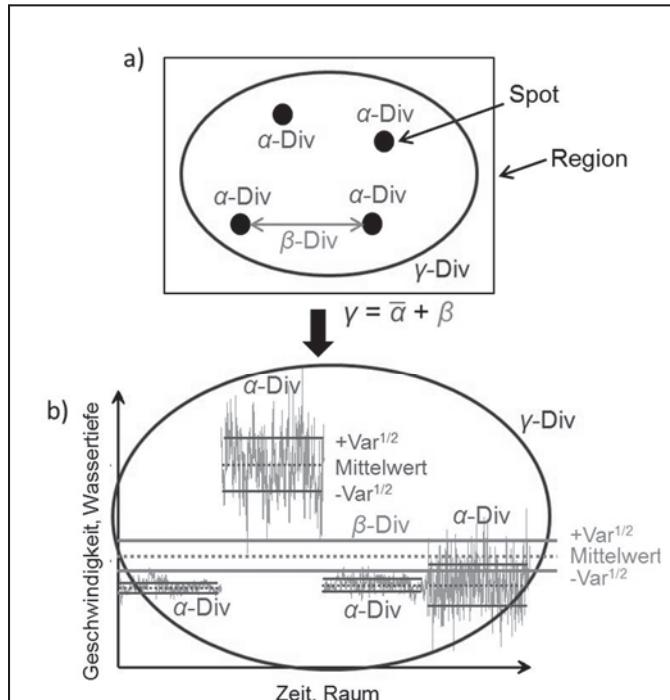
<sup>3</sup> Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Technische Universität Braunschweig, Beethovenstr. 51a, 38106 Braunschweig.

<sup>4</sup> gerstgraser - Ingenieurbüro für Renaturierung, An der Pastoa 13, 03042 Cottbus.

Die hydromorphologische Habitatheterogenität in aquatischen Lebensräumen bestimmt die Vielfalt an Nischen und Ressourcen und ist daher ein bestimmender Faktor der vorhandenen Biodiversität.

Obwohl hydromorphologische Prozesse und Parameter Gegenstand vieler Untersuchungen sind, fehlt es an Studien die skalenabhängige Habitatheterogenität systematisch quantifizieren.

Biologische Diversität wird üblicherweise aus Artenzahl und Abundanzen berechnet. Auf diesem Ansatz präsentieren wir ein vergleichbares Konzept, das auf einer additiven Partitionierung von Varianzen abiotischer Parameter wie Fließgeschwindigkeit oder Flussbettmorphologie basiert. Dabei wird die Diversität einer definierten Region ( $\gamma$  Diversität) als Summe aus  $\alpha$  und  $\beta$  Diversität (Variabilität und Mittelwert der kleineren räumlichen „Spot“ Ebene) ausgedrückt (Abb. 1). Das Konzept wird exemplarisch anhand von Messungen der bodennahen Strömung und von hochaufgelöster Flussbettmorphologie in unterschiedlichen Fließgewässern vorgestellt. Darüber hinaus zeigen wir den Zusammenhang zur zeitgleich aufgenommenen Biodiversität von mikrobiellen Gemeinschaften und Makrozoobenthos. Das vorgestellte Konzept basiert auf einem ökologisch - physikalischem Ansatz und ermöglicht daher die Verknüpfung der abiotischen und biotischen Diversität auf identischen räumlichen und zeitlichen Skalen. Es kann daher als integrativer Baustein in der Biodiversitätsforschung von Flussökosystemen angesehen werden.



**Abb. 1: (a) Schematische Darstellung der additiven Partitionierung biologischer Diversitäten und (b) die vorgeschlagene Erweiterung des Konzepts zur Quantifizierung skalenabhängiger, abiotischer Diversitäten (z.B. Strömung und Flussbettmorphologie).**

## Mesohabitat-specific patterns of metabolism and nutrient uptake in a large lowland river

Katrin Attermeyer<sup>1,2</sup>, Norbert Kamjunke<sup>1</sup>, Markus Weitere<sup>1</sup>, Mario Brauns<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Helmholtz Centre for Environmental Research-UFZ, Department River Ecology, Brückstr. 3A, 39114 Magdeburg,  
katrin.attermeyer@wcl.ac.at

<sup>2</sup> current address: Wasser Cluster Lunz, Dr. Karl Kupelwieser Promenade 5, 3293 Lunz am See

River ecosystems are characterized by the presence of characteristic mesohabitats, which arise through interactions of hydrological and geomorphological forces. The most common ones are cut banks, point bars and the thalweg. To date, research in this field has focused primarily on defining characteristic macroinvertebrate communities of different mesohabitat types and on seasonal changes in these communities. The relevance of these mesohabitats for ecosystems function remains less clear. Additionally, functional assessments are often made at a reach scale, averaging across compartments and there is little information on the contribution of individual compartments to whole-ecosystem processes. In this study, we quantified the spatial and temporal heterogeneity of benthic gross primary production (GPP) and respiration (R) as well as benthic uptake of nitrate and phosphate at three mesohabitats at three sites in the Mulde River (Germany). The selected sites differed in their degree of hydromorphological degradation in order to quantify to which extent human impairments of mesohabitat properties affect their functioning. Measurements were conducted in recirculating closed chambers bimonthly for one year. Chambers were filled with the dominating sediments of the respective mesohabitat and oxygen concentrations and nutrient concentrations were measured. The comparison of GPP and R showed no clear pattern among sites and seasons, but among mesohabitats. However, the rip-rap exhibited often higher rates of both GPP and R than the natural sites. Similar patterns were observed for the nutrient uptake rates. Our results demonstrate that there are functionally distinct mesohabitats with little seasonal variation. However, the process rates within mesohabitat depend on the degree of hydromorphological degradation. Our results on the contribution of specific compartment to whole-ecosystem functioning are an important basis for a function-oriented management of running water ecosystems. They will be discussed on the background of the impacts of degraded river hydromorphology which is considered as one of the central factors altering the ecological status of rivers.

## Wie warm darf's denn sein? Temperaturbedürfnisse der Bachforelle in Baden-Württemberg

Timo Basen, Albert Ros, Alexander Brinker

Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg, am Landwirtschaftlichen Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei Baden-Württemberg, LAZB, Timo.Basen@lazbw.bwl.de

In Baden-Württemberg ist die Bachforelle (*Salmo trutta*) die Leitfischart der nach ihr benannten Fließgewässerregion der Flussoberläufe. Sie bevorzugt sommerkühle, sauerstoff- und strukturreiche, schnell fließende Gewässerbereiche und stellt in vielen Gewässern die häufigste Art der Fischgemeinschaft. Man findet die Bachforelle aber auch in Talsperren, natürlichen Seen oder in größeren Fließgewässern. Dort sind die Lebensbedingungen für die Fische meist eingeschränkt, folglich werden die Habitate weniger dicht besiedelt. Zusätzlich dazu können vielfältige Gefährdungsfaktoren wie Gewässerdegradation und -verschmutzungen, erhöhter Prädationsdruck oder Krankheitserreger (z. B. PKD) die Forellenbestände reduzieren. Aber auch thermische Belastungen können die Fischfitness beeinflussen und die Tiere in ihrem Bestand regulieren.

Im Folgenden werden die Wassertemperaturen der Bachforellengewässer im Land untersucht, und thermische Gründe für Gewässer mit hohen und niedrigen Bachforellendichten diskutiert. Es zeigt sich, dass die Wassertemperatur in dominanten Bachforellenbeständen (über 20% Anteil des Gesamtfischbestand) über das Jahr hinweg knapp ein halbes Grad kälter ist als in den landesweiten Beständen in Baden-Württemberg, die auch sehr geringe Bestandsdichten von Forellen beinhalten. Wie hier gezeigt wird, würde schon ein dauerhafter Anstieg der durchschnittlichen Wassertemperatur um ein halbes Grad einen Rückzug von Bachforellen, aber auch anderer Arten bewirken, die (vor allem im) Sommer kühles Wasser benötigen. Kommt nun zu der aktuellen Verteilung und thermischen Einnischung ein klimabedingter Anstieg der Wassertemperaturen, werden sich die Bachforellenbestände im Land weiter negativ verändern.

# **Der Einfluss von Mikroschadstoffen aus Kläranlageneinleitungen auf benthische Invertebraten – strukturelle Effekte**

*Jochen Becker, Sven Holl, Meike Koester & Carola Winkelmann*

Universität Koblenz-Landau, Universitätsstraße 1, 56070 Koblenz, jochenbecker@uni-koblenz.de, svenholl@uni-koblenz.de, meikekoester@uni-koblenz.de, cawinkelmann@uni-koblenz.de

**Keywords:** AQEM, Makrozoobenthos, Spurenstoffe, Abundanz, Biomasse, Diversität

## **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).

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 somit 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 derzeit einen der Haupteintragspfade vieler Mikroschadstoffe in Oberflächengewässer dar (Hillenbrand et al. 2016).

Die Wirkung der in Kläranlagenabläufen enthaltenen Mikroschadstoffe im Freiland ist weitgehend unbekannt (Schulte-Oehlmann et al. 2007), da bisher häufig der Einfluss einzelner Substanzen auf Modellorganismen unter standardisierten Laborbedingungen untersucht wurde. 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). Daher könnten Mikroschadstoffgemische bereits in geringeren Konzentrationen letale und subletale Effekte auf benthische Lebensgemeinschaften in Fließgewässern unterhalb von Kläranlageneinleitungen haben. Zudem könnte sich die Reaktion der Benthosgemeinschaften im Freiland im Vergleich zu den unter Laborbedingungen beobachteten Effekten unterscheiden, da diese vereinfachten Modellsysteme kaum die komplexe Situation dieser Ökosysteme widerspiegeln. Eine etablierte Methode zur Untersuchung der Effekte anthropogener Umweltveränderungen im Freiland ist die Analyse der Strukturveränderung der benthischen Lebensgemeinschaften. Sie berücksichtigt vor allem solche letalen und subletalen Effekte,

die sich auf Populations- oder Gemeinschaftsebene auswirken. Im Gegensatz dazu bietet die Untersuchung physiologischer Indikatoren die Möglichkeit subletale Effekte auf niedrigeren biologischen Organisationsebenen zu untersuchen (Koop et al. 2011, Koester et al. 2017).

Ziel dieser Studie war es, den Einfluss von Mikroschadstoffen aus Kläranlageneinleitungen auf die Struktur benthischer Lebensgemeinschaften unter realen Bedingungen zu untersuchen. Hierzu wurden mehrere Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen ausgewählt, die durch ihren Mikroschadstoffeintrag in das jeweilige Gewässer einen Gradienten zunehmender Belastungsintensität repräsentieren. Vor dem Hintergrund dieses Belastungsgradienten wurde erwartet, dass eine (steigende) Mikroschadstoff-Zusatzbelastung zu einer (i) Zunahme der strukturellen Unterschiede in der Makrozoobenthosbesiedlung oberhalb und unterhalb der Kläranlageneinleitung, (ii) zunehmenden Verringerung der Diversität der Makrozoobenthosbesiedlung und (iii) Reduktion sensibler Taxa unterhalb der Kläranlageneinleitung führt.

## **Material und Methoden**

### ***Studiendesign und Probenahme***

Für die Studie wurden 10 Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen ausgewählt, die durch ihren Mikroschadstoffeintrag in das jeweilige Gewässer (Vorfluter der Kläranlagen) einen Gradienten zunehmender Belastungsintensität repräsentieren. An jedem Kläranlagenstandort wurden eine Probenahmestelle unterhalb der Kläranlageneinleitung und eine Referenzstelle oberhalb der Kläranlageneinleitung festgelegt. Hierbei wurden unterhalb der Kläranlagen Stellen ausgewählt an denen eine vollständige Einmischung der Einleitung in das Gewässer erkennbar war und die eine möglichst hohe Ähnlichkeit der hydromorphologischen Eigenschaften (Substrat- oder Gewässerstruktur) zu den Probestellen oberhalb aufwiesen. Aufgrund dieser Kriterien variierte der Abstand der Probenahmestellen an den untersuchten Standorten zwischen 30 m und 3 km.

An allen Probenahmestellen wurde die Makrozoobenthosgemeinschaft im Frühjahr 2017 (Ende März – Anfang Mai) mittels Multi-Habitat-Sampling (AQEM Consortium, 2002; Hering et al., 2004) beprobt. Zudem wurden durch die an der Forschungscooperation beteiligten Verbände an 3–5 Zeitpunkten im Jahr 2017 im Rahmen eines chemischen Begleitmonitorings Wasserproben zur Charakterisierung des Mikroschadstoffeintrags durch die Kläranlagen, sowie weiterer chemischer Umweltparameter, entnommen.

### ***Laboranalysen***

Die Analyse der Benthosproben erfolgte nach der AQEM-Methode (AQEM Consortium, 2002) in jeweils einer repräsentativen Teilprobe, hier in der Regel mindestens 1/6 einer Gesamtprobe. Dabei wurden jeweils mindestens 350 Individuen ausgewertet. Die taxonomische Auswertung erfolgte anhand morphologischer Kriterien bis zum jeweils niedrigsten praktikablen taxonomischen Level. Zudem wurde zur Berechnung der Biomasse in einer Stichprobe von mindestens 50 Individuen pro Art und Probenahmestelle die individuelle Körperlänge bestimmt. Bei schalentragenden Organismen, wie Bivalvia oder Gastropoda, wurde die Breite und Länge der Schale der Individuen bestimmt.

Die im Rahmen der Studie entnommenen Wasserproben wurden durch die kooperierenden Verbände hinsichtlich der Konzentration 42 ausgewählter umweltrelevanter Mikroschadstoffe aus den Schadstoffgruppen Arzneimittel, Herbizide, Kontrastmittel, Korrosionsschutzmittel, Schwermetalle, sowie weiterer chemisch-physikalischer Messgrößen (Leitfähigkeit, pH-Wert, Temperatur, chemischer Sauerstoffbedarf, Sauerstoffkonzentration, NH<sub>3</sub>) und der Nährstoffkonzentration (NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub>) charakterisiert.

## Datenanalyse & statistische Auswertung

Zur Charakterisierung der Mikroschadstoff-Zusatzbelastung an den jeweiligen Probenahmestellen unterhalb der Kläranlagen wurde aus den spezifischen Konzentrationen der analysierten Mikroschadstoffe für jeden Probenahmezeitpunkt die Summenkonzentration über alle Schadstoffgruppen berechnet und daraus der Mittelwert ( $n = 3-5$  Probenahmen) gebildet. Abschließend wurde durch Berechnung der Differenz (mittlere Summenkonz. unterhalb – mittlere Summenkonz. oberhalb) die Mikroschadstoff-Zusatzbelastung errechnet, die aus der Kläranlageneinleitung am jeweiligen Standort resultiert. Bei dieser Berechnung wurden die Schwermetalle nicht berücksichtigt, da die Kläranlageneinleitungen überwiegend zu einer Verdünnung der Metallkonzentrationen in den untersuchten Gewässerabschnitten unterhalb der Kläranlagen geführt haben.

Um neben der Mikroschadstoff-Zusatzbelastung den Einfluss der im Rahmen des Begleitmonitorings erhobenen Daten zu den chemischen-physikalischen Messgrößen (Leitfähigkeit, pH-Wert, Temperatur, chemischer Sauerstoffbedarf, Sauerstoffkonzentration,  $\text{NH}_3$ ) und der Nährstoffkonzentration ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ ) auf den untersuchten Belastungsgradienten zu analysieren wurde ein Vergleich der Kläranlagen mittels Hauptkomponentenanalyse durchgeführt.

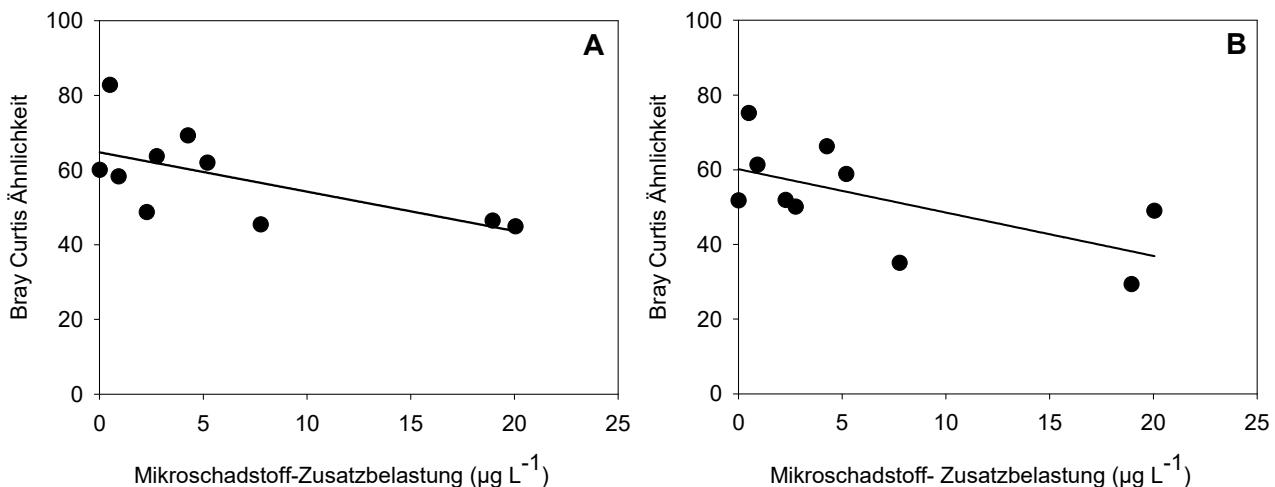
Basierend auf den Benthosdaten wurde für jede Probestelle die Abundanz [ $\text{Ind. m}^{-2}$ ] aller vorkommenden Makrozoobenthostaxa, sowie, unter Verwendung publizierter Längen-Masse-Regressionen (Benke et al., 1999; Burgherr & Meyer, 1997; Meyer, 1989), deren Biomasse [ $\text{mg m}^{-2}$ ] berechnet. Zur Berechnung der Biomasse wurde für alle tatsächlich vermessenen Individuen der spezifische Messwert und für alle weiteren Individuen die mittlere Körperlänge des jeweiligen Taxons verwendet.

Die Quantifizierung der strukturellen Unterschiede in der Makrozoobenthosbesiedlung unter- und oberhalb der jeweiligen Kläranlageneinleitung erfolgte anhand der Bray-Curtis Ähnlichkeit, die auf Basis der wurzeltransformierten Abundanz- und Biomassadaten berechnet wurde. Zur Analyse der Effekte auf die Diversität des Makrozoobenthos und die Anzahl sensitiver Makrozoobenthostaxa wurden für alle Probestellen die Faunenindizes ‚Shannon-Diversität‘, ‚SPEAR<sub>pesticides</sub>‘ und ‚Anzahl EPT-Taxa‘ berechnet und für die anschließende Effektanalyse jeweils die Differenz zwischen beiden Probestellen ( $\text{Indexwert}_{\text{unterhalb}} - \text{Indexwert}_{\text{oberhalb}}$ ) für jeden Standort gebildet. Der Einfluss des Belastungsgradienten auf die Struktur und Diversität der Makrozoobenthosgemeinschaft wurde schließlich durch Korrelation des jeweiligen Index mit der Mikroschadstoff-Zusatzbelastung mittels Pearson-Korrelation bestimmt.

Für die Berechnung der Faunenindizes wurde die Software ASTERICS (Version 4.0.4) verwendet. Die statistischen Analysen sowie graphische Darstellung erfolgte in den Programmen R (R core team, 2017) unter Verwendung des Paketes *stats* (R core team, 2017) sowie SigmaPlot (v12.5, Systat Software, Inc.).

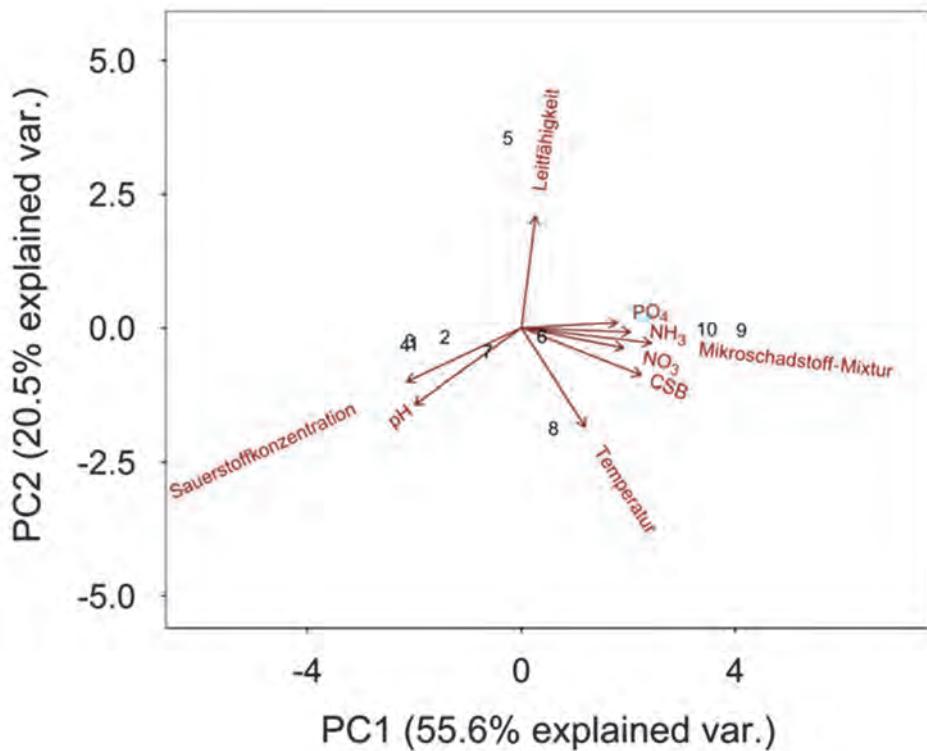
## Ergebnisse & Diskussion

In der Studie konnten Effekte auf die Struktur der Makrozoobenthosgemeinschaft unterhalb der Kläranlageneinleitungen nachgewiesen werden. Wie in der Hypothese angenommen, korrelierten die strukturellen Unterschiede der Makrozoobenthosbesiedlung negativ mit der steigenden Mikroschadstoffbelastung (Abundanz:  $r = -0,634$ ,  $p = 0,048$ , Biomasse:  $r = -0,625$ ,  $p = 0,053$ , Pearson-Korrelation,  $n = 10$ , s. Abbildung 1). Obwohl die signifikante Korrelation auf einen Zusammenhang zwischen der zunehmenden Mikroschadstoff-Zusatzbelastung und den strukturellen Unterschieden der Makrozoobenthosgemeinschaft unterhalb und oberhalb der untersuchten Kläranlageneinleitung hindeutet, lässt sich dieser Zusammenhang nicht eindeutig nachweisen, da der Einfluss anderer Umweltfaktoren nicht ausgeschlossen werden kann.



**Abb. 1: Korrelation der Bray-Curtis Ähnlichkeit der Makrozoobenthosgemeinschaft in Bezug auf Abundanz (A) und Biomasse (B) ober- und unterhalb der Kläranlageneinleitung mit der Mikroschadstoff-Zusatzbelastung (Abundanz:  $r = -0,634$ ,  $p = 0,048$ , Biomasse:  $r = -0,625$ ,  $p = 0,053$ ; Pearson-Korrelation, je  $n = 10$ )**

So zeigt die Hauptkomponentenanalyse der im Rahmen des Begleitmonitorings erhobenen Daten zu den weiteren chemisch-physikalischen Messgrößen, dass der im Projekt untersuchte Gradient keinen reinen Mikroschadstoffgradienten, sondern eher einen allgemeinen Belastungsgradienten durch die Kläranlagen repräsentiert, welcher neben Mikroschadstoffen auch von Ammoniak, Pflanzennährstoffen, sowie der Sauerstoffkonzentration und dem pH-Wert geprägt wird (s. Abbildung 2).



**Abb. 2: Hauptkomponentenanalyse des Datensatzes des chemisch-physikalischen Begleitmonitorings. Ziffern bezeichnen die untersuchten Kläranlagenstandorte mit ihrer Position im Mikroschadstoffgradienten (1 = niedrigste und 10 = höchste relative Belastung im Gradienten)**

In diesem Belastungsgradienten steigt mit der zunehmenden Zusatzbelastung an Mikroschadstoffen auch gleichzeitig die Belastung durch Ammoniak und Pflanzennährstoffe (Phosphat, Nitrat) und verhindert somit eine eindeutige Identifizierung der Stressoren die die beobachteten strukturellen Unterschiede verursachen. Zur Auf trennung dieser sich überlagernden Effekte sind weitere Experimente notwendig, in denen ggf. die Anzahl der möglichen Stressoren durch eine gezielte Auswahl der Untersuchungsgewässer minimiert wird.

Im Gegensatz zu unserer Hypothese konnte in den durchgeführten Untersuchungen kein Einfluss des Belastungsgradienten auf die Diversität des Makrozoobenthos nachgewiesen werden, da keine signifikante negative Korrelation zwischen dem Shannon-Diversitätsindex und der Mikroschadstoff-Zusatzbelastung beobachtet wurde ( $r = -0,309$ ,  $p = 0,348$ , Pearson-Korrelation). Ebenso konnte auf Grundlage der Faunenindizes ‚Anzahl EPT-Taxa‘ und ‚SPEAR<sub>pesticides</sub>‘ in dieser Studie keine Verringerung sensibler Taxa an den Probestellen unterhalb der Kläranlageneinleitungen entlang des Mikroschadstoffgradienten nachgewiesen werden (Anzahl EPT-Taxa:  $r = 0,216$ ,  $p = 0,549$ ; SPEAR<sub>pesticides</sub>:  $r = -0,0299$ ,  $p = 0,935$ , Pearson-Korrelation).

Das Ausbleiben dieser naheliegenden Effekte der Kläranlageneinleitungen auf die Diversität des Makrozoobenthos und auf die Menge belastungssensitiver Taxa muss kritisch betrachtet und kann nicht pauschalisiert werden. Es könnte in dieser Studie darin begründet sein, dass die untersuchten Gewässer generell sehr stark überprägt waren. So könnte die oftmals bereits an den Referenzstellen oberhalb der Kläranlageneinleitungen deutlich verarmte Makrozoobenthosbesiedlung dazu geführt haben, dass dieser Effekt der Kläranlageneinleitungen nicht nachgewiesen werden konnte. Eine direkte Übertragbarkeit der Ergebnisse auf weniger stark überprägte Gewässer, mit einer vermutlich abweichenden Makrozoobenthosbesiedlung, ist daher nicht möglich.

## Danksagung

Diese Untersuchungen wurden im Rahmen der Masterarbeit von Sven Holl durchgeführt und durch ein Kooperationsprojekt mit dem Erftverband, dem Wasserverband Eifel-Rur (WVER), dem Niersverband, der Linksniederrheinischen Entwässerungs-Genossenschaft (LINEG), sowie dem Wupperverband finanziert. Dank gilt unseren Projektpartnern bei den Verbänden und insbesondere Dr. Udo Rose für die Projektkoordination.

## Literatur

- Abegglen, C. & Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser - Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214, 210 S.
- AQEM CONSORTIUM (2002): Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.
- Burgherr P. & Meyer E. I., (1997): Regression analysis of linear body dimensions vs. dry mass in stream macroinvertebrates. Archiv für Hydrobiologie 139. 101-112.
- Benke A. C., Huryn A. D., Smock L. A., Wallace J. B., (1999): Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. Journal of the North American Benthological Society 18(3). 308-343
- Cleuvers, M. (2003): Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects. Toxicology letters, 142: 185-194.
- Hering D., Moog O., Sandin L., Verdonschot P. F. M., (2004): Overview and application of the AQEM assessment system. Hydrobiologia 516: 1-20.
- 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., Ebbel, T., Meier, A. (2016): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrags von Mikroschadstoffen in die Gewässer – Phase 2, Umweltbundesamt, Reihe UBA-Text 60/2016.
- Koester, M., Becker, J., Knopp, C. & Winkelmann, C. (2017): Untersuchung subletaler Auswirkungen komplexer Mikroschadstoffgemische mittels physiologischer Indikatoren. Ergebnisse der Jahrestagung 2017, Deutsche Gesellschaft für Limnologen, Cottbus.
- 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.
- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H.H., Nghiêm, 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 – 474, 69 – 641.
- Meyer E., (1989): The relationship between body length parameters and dry mass in running water invertebrates. Archiv für Hydrobiologie 117. 191-203.
- R core team (2017): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- 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.

## **Freilandversuche zur Cyanobakterienentwicklung in der Trinkwassertalsperre Saidenbach**

*Henrike Beesk<sup>1</sup>, Lothar Paul<sup>1</sup>, Kristin Zoschke<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> TU Dresden, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, 09514 Pockau-Lengefeld,  
Henrike.Beesk@tu-dresden.de, Lothar.Paul@tu-dresden.de

<sup>2</sup> TU Dresden, Institut für Wasserchemie, 01062 Dresden, Kristin.Zoschke@tu-dresden.de

Langzeituntersuchungen an der Talsperre Saidenbach seit 1975 zeigten eine Zunahme an planktischen Cyanobakterien, darunter auch toxinbildender Arten, trotz einer erheblichen Verminderung der externen Phosphatbelastung (Horn et al 2013). Es ist bekannt, dass Talsperren auf Grund ihrer Morphometrie und starken Durchströmung Refugien sehr unterschiedlicher Trophie und deshalb starke laterale Gradienten der Entwicklung des Phytoplanktons aufweisen. Um zu erfassen, in welchen Bereichen der Talsperre Cyanobakterienentwicklungen initiiert werden und welche Umweltbedingungen für die Entwicklung und Toxinproduktion von Cyanobakterien von Bedeutung sind, wurden Freilanduntersuchungen mit Enclosures in der Talsperre Saidenbach durchgeführt. Parallel dazu fand ein intensives limnologisches Monitoring an der Talsperre, ihren Zuflüssen und Vorbecken besonders im Hinblick auf Cyanobakterien statt.

Neben der Entwicklung durch ein Inoculum innerhalb der Talsperre und aus Dauerstadien aus dem Sediment tragen die Zuflüsse durch ihr Animpfpotential zur Entstehung einer Cyanobakterienentwicklung innerhalb der Talsperre bei.

Für die Analyse der Bedeutung verschiedener Umweltbedingungen für die Cyanobakterienentwicklung und ihrer Toxinproduktion wurden in im Hauptbecken der Talsperre installierten Enclosures die Auswirkungen gezielter Manipulationen wesentlicher Randbedingungen, wie zum Beispiel des Nährstoffgehaltes und der Durchmischungsverhältnisse, auf Artenzusammensetzung, Biomasse und Toxinbildung untersucht. Die Ergebnisse zeigen den Einfluss der veränderten Umweltbedingungen auf die Cyanobakterienentwicklung. Eine Silikatzugabe als auch eine tiefreichende Durchmischung und damit verbundene Turbulenz in der Wassersäule schwächen die Cyanobakterienentwicklung ab. Höhere Orthophosphatkonzentrationen führten zu einer stärkeren Entwicklung von Cyanobakterien und höheren intrazellulären Toxinkonzentrationen. Die höchste intra- und extrazelluläre *Microcystis*-Konzentration wurde während einer Warmwetterphase in dem Enclosure mit der höchsten Orthophosphatzugabe gemessen. Eine zusätzliche Phosphatzugabe scheint daher nicht nur die Cyanobakterienentwicklung, sondern auch die Toxinbildung zu fördern, da der Temperatureinfluss in allen Enclosures vorhanden war. Unterschiedliche Cyanobakterienarten reagieren auf die veränderten Umweltbedingungen verschieden. So profitierte *Microcystis* sp. besonders von den höheren Phosphatkonzentrationen und verdrängte besonders in der Warmwetterphase z. B. *Anabaena flos-aquae* in dem Enclosure mit der höchsten Orthophosphatzugabe. Derzeit laufende Enclosureexperimente werden in der Präsentation mit berücksichtigt.

# **Introduction to the proposed EU Regulation on Minimum Requirements for Water Reuse**

*Noemi Bellò<sup>1</sup>, Ute Hansen<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> Hochschule Rhein-Waal, Fakultät Kommunikation und Umwelt, Friedrich-Heinrich-Allee 25, 47475 Kamp-Lintfort, noemi.bello@posteo.net

<sup>2</sup> Hochschule Rhein-Waal, Fakultät Kommunikation und Umwelt, Friedrich-Heinrich-Allee 25, 47475 Kamp-Lintfort, ute.hansen@hochschule-rhein-waal.de

**Keywords:** water reuse – Regulation – agricultural irrigation – European Union

## **Introduction**

### ***Water Reuse***

Water reuse is the practise of further treating wastewater exiting a wastewater treatment plant (WWTP) and using it for an intended purpose or application, such as irrigation of agricultural crops and gardens, recharge of groundwater aquifers, aquaculture, cooling processes in industries, etc.

Wastewater, after its treatment in a WWTP, is usually discharged into water bodies (rivers, lakes, channels, etc.). The purpose of water reuse is to avoid the direct discharge into the environment. In a water reuse scenario, the clean freshwater supply coming from WWTPs is kept close to human activities in a closed cycle, thus reducing the dependence on rainfall and the effects of droughts (European Commission, 2007).

Water scarcity is a serious problem in the European Union (EU), aggravating year after year. Today, one-third of EU-water basins are suffering from the lack of water availability and by 2030 this number will rise to one-half of total water basins (European Commission, 2012). Already in 2007, the European Commission (EC) recognised water reuse "as a possible other way of mitigating the impacts of severe drought" (European Commission, 2007).

However, water reuse can also entail risks. If the wastewater is not treated appropriately, both microbial and chemical contaminants could still be present in the water after the treatment in hazardous concentrations (faecal bacteria, heavy metals, endocrine disruptors, chlorinated and fluorinated compounds, etc.).

### ***Legal Frameworks in the EU***

Water reuse in the EU is not an unknown practise. Six Member States (Cyprus, Greece, Italy, Spain, Portugal and France) have already been implementing water reuse schemes for several years and, with the exception of Portugal, have set up binding national legislation in order to regulate the quality of reclaimed water. In Italy and Spain, quality requirements for reclaimed water are set in Decreto Ministeriale 185/2003 and Real Decreto 1620/2007, respectively. In Germany, no dedicated legislation on water reuse is in force. However, according to a report from Germany's Environment Agency,

the Umweltbundesamt, water reuse for agricultural irrigation is only allowed if a series of laws currently in force in Germany are respected (Umweltbundesamt, 2016). As for the Federal State of North-Rhine Westphalia (NRW), the legal framework regulating water reuse is unknown.

### ***Proposal for an EU Regulation on Minimum Requirements for Water Reuse***

In general, however, although water reuse schemes have been applied for several years in numerous EU Member States, it is still a significantly underdeveloped practise, the volume of reused water being only 2.4% of the total treated wastewater<sup>1</sup>. In May 2018, as part of its efforts to enhance water reuse (European Commission, 2015) the European Commission advanced a proposal for an *EU Regulation on Minimum Requirements for Water Reuse* (European Commission, 2018), currently under review by the Parliament. The proposal is based on a technical draft developed by the Joint Research Centre of the European Commission (European Union, 2017) and recommendations from expert organisations, including the European Food Safety Authority (EFSA) and the Scientific Committee for Health, Environment and Emerging Risks (SCHEER).

The purpose of the study presented here was to perform research on the proposed EU-level legal instrument regulating water reuse and on respective legislation at the Member State and regional level.

## **Materials and Methods**

The analysis of the proposed EU Regulation on Minimum Requirements for Water Reuse was performed through a literature research. A first overview on the topic was gained from the section on water reuse of the website of the EC (European Union, 2017a). On that page, a list of reports on water reuse commissioned by the EC is given. The website also mentions a number of official Communications, which represent the only sources of official statements on water reuse by the EC. As regards the national legal frameworks currently in force in a number of Member States in the EU, information was retrieved from the Bachelor thesis “Minimum Quality Requirements for Water Reuse in Agricultural Irrigation: A Review of Legislation in the European Union” (Bellò, 2018).

The original document of the proposal was also recovered from the water reuse section of the EC website, while Regulations and Directives relevant for the analysis of the proposal were accessed from the EUR-Lex legal database (European Union, 1998-2018). The EUR-Lex database is open and free, which was a key element for the success of this study.

When analysing legislation proposed and in force, particular attention was given to the scope of the law (i.e. what is the purpose of existing of the law, what it precisely regulates) and to the annexes. Annexes represent in most cases the technical part of the law, containing precise limit values and provisions.

## **Results**

The proposed EU Regulation<sup>2</sup> sets common, EU-level requirements for the quality of reclaimed water to be used in agricultural irrigation. The objectives of the legal instrument are to ensure that reclaimed water is safe, to address water scarcity and to contribute to the efficiency of the Union's internal

---

<sup>1</sup> Data from 2006; no updated data available.

<sup>2</sup> A Regulation is a piece of legislation of the European Union which is immediately binding in all Member States of the EU.

market. The latter objective refers to the fact that, in the absence of common requirements valid throughout the EU, agricultural products irrigated with reclaimed water are not allowed to freely circulate within the whole of the EU single market.

### ***Definition of reclaimed water***

The definition of reclaimed water is “urban wastewater treated in an urban wastewater treatment plant and further treated in a reclamation plant as to be fit for the requirements set in the Regulation on Minimum Requirements for Water Reuse” (European Commission, 2018). Urban wastewater is defined as per Directive 91/271/EEC (Urban Wastewater Treatment Directive): “domestic wastewater or a mixture of domestic wastewater and industrial wastewater and run-off rain water” (European Union, 1991).

The scope of the proposal is water reuse for agricultural irrigation. Agricultural crops that are allowed to be irrigated with reclaimed water are food crops to be consumed raw, food crops to be processed and non-food crops (e.g. pastures, forage, fibre, energy crops).

### ***Minimum quality requirements***

The proposal for a Regulation on Minimum Quality Requirements for Water Reuse requires reclamation plant operators to observe water quality, to meet monitoring requirements, as well as drafting a Water Reuse Risk Management Plan. In terms of water quality, based on the irrigation method used and the type of irrigated crop (Table 4), reclamation plant operators must ensure that reclaimed water complies with the limit values shown in Table 1. Water quality parameters taken into consideration are concentration of *Escherichia coli* bacteria (*E. coli*), biological oxygen demand at day 5 (BOD5), concentration of total suspended solids, turbidity, concentration of *Legionella spp.* and intestinal nematodes.

### ***Monitoring of the quality of the reclaimed water***

Regarding monitoring requirements, frequencies for routine measurements of the parameters shown in Table 1 are reported in Table 2. Table 3, instead, reports the performance targets at the outlet of the reclamation plant in terms of  $\log_{10}$  reduction relative to the concentration of certain indicator organisms for bacteria, viruses and protozoa, present at the inlet of the urban WWTP. These performance targets must be met before a reclamation plant is put into operation, when equipment is upgraded and new equipment is added (so called “validation monitoring”).

Compliance with the above mentioned requirements must be verified by the competent authority through on-spot checks and the use of monitoring data. In case of non-compliance, the reclamation plant must be immediately suspended or restored to compliance conditions.

### ***Risk Management Plan authorization of water reuse by the competent authority***

The Water Reuse Risk Management Plan must be drawn-up on the key tasks set out in Annex II of the proposal. It shall identify hazards and risks and propose additional requirements to the specific water reuse scheme and preventive measures whenever mitigation of risks is necessary. In the risk assessment, a series of EU laws, listed in the same Annex II, must be taken into account.

A permit from the authority is necessary for any supply of reclaimed water and must be reviewed every 5 years. The proposal also contains provisions related to the public information of water reuse data in the Union, such as quantity, quality and percentage of reclaimed water. These must be updated and available online for everyone to access.

**Table 1: Reclaimed water quality requirements for agricultural irrigation (European Commission, 2018a)**

Reclaimed water quality class	<i>E.coli</i> (cfu/100 mL)	BOD <sub>5</sub> (mg/L)	TSS (mg/L)	Turbidity (NTU)	Other
A	≤ 10 or below detection limit	≤ 10	≤ 10	≤ 5	<i>Legionella</i> spp.: <1000 cfu/L where there is risk of aerosolisation in greenhouses.
B	≤ 100	According to Council Directive	According to Council Directive	-	Intestinal nematodes (helminth eggs): ≤1 egg/L for irrigation of pastures or forage.
C	≤ 1000	91/271/EEC (Annex I, Table 1)	91/271/EEC (Annex I, Table 1)	-	
D	≤ 10000			-	

**Table 2: Routine monitoring requirements for reclaimed water for agricultural irrigation (European Commission, 2018a)**

Reclaimed water quality class	<i>E.coli</i>	BOD5	TSS	Turbidity	<i>Legionella</i> spp. (when applicable)	Intestinal nematodes (when applicable)
A	Once a week	Once a week	Once a week	Continuous	Once a week	Twice a month or frequency determined by the reclamation plant operator according to the number of eggs in wastewater entering the reclamation plant
B	Once a week	According to Council Directive	According to Council Directive	-		
C	Twice a month	91/271/EEC (Annex I, Section D)	91/271/EEC (Annex I, Section D)	-		
D	Twice a month			-		

**Table 3: Validation monitoring requirements for reclaimed water for agricultural irrigation (European Commission, 2018a)**

Reclaimed water quality class	Indicator micro-organisms	Performance targets for the treatment chain ( $\log_{10}$ reduction)
A	<i>E.coli</i>	$\geq 5.0$
	Total coliphages / F-specific coliphages / somatic coliphages / coliphages	$\geq 6.0$
	<i>Clostridium perfringens</i> spores / spore-forming sulfate-reducing bacteria	$\geq 5.0$

**Table 4: Classes of reclaimed water quality and allowed agricultural use and irrigation method (European Commission, 2018a)**

Reclaimed water quality class	Crop category	Irrigation method
A	All food crops, including root crops consumed raw and food crops where the edible part is in direct contact with reclaimed water	All irrigation methods
B	Food crops consumed raw where the edible part is produced above ground and is not in direct contact with reclaimed water, processed food crops and non-food crops including crops to feed milk- or meat-producing animals	All irrigation methods
C		Drip irrigation only
D	Industrial, energy and seeded crops	All irrigation methods

## Discussion

Ensuring safety of reclaimed water, addressing water scarcity and contributing to the efficiency of the internal market are the objectives that the Regulation aims to achieve. With regards to safety, several environmental institutions and experts have pointed out that the proposal does not include limit values for a number of environmental and health contaminants such as contaminants of emerging concern, nutrients, antibiotic residues and micro-plastics (summarised in Bellò, 2018). On the front of water scarcity, the European Commission claims that total water abstraction will be reduced by 11% thanks to the Regulation (European Commission, 2018). Also, the Regulation will contribute to ensuring a secure, clean water supply for agriculture and produce circulation in the EU single market, as well as boosting innovation, employment and market competitiveness.

### ***Potential impact on river flow***

However, in certain areas water reuse for agricultural irrigation can pose issues in terms of river flows. The effluent of wastewater treatment plants often provides a substantial part to the overall flow of rivers, especially in densely populated regions of North Rhine Westphalia, Germany. If water from WWTPs is not discharged into rivers but diverted to agricultural irrigation, thus ending up as water vapour in the atmosphere, in groundwater aquifers, and, to the lowest extent, in agricultural produce, those rivers with a particularly low base-flow index (i.e. rivers draining clay catchments) could be negatively affected from the practise, in terms of reduced river flow.

In addition to this threat, the secure water supply granted from reclamation plants to agriculture might lead, in the absence of a sustainability-driven land planning, to the expansion of farmland, supported by the low pricing of freshwater and the possibility of farmers to irrigate with water abstracted from rivers alongside with reclaimed water. A decrease in river flow might impact the efforts to achieve good ecological and chemical status for EU rivers by 2027, as required by Directive 2000/60/EC (Water Framework Directive) in Article 4(1)(a)(ii).

### ***Integrated water management considering ground and surface water quality and quantity in the context of agricultural irrigation is required***

WWTP effluent becomes surface water by discharge to the receiving water body. Thus, using surface water for agricultural irrigation would by-pass both the treatment in reclamation plants and the specific quality monitoring requirements. An integrated water management is necessary considering all sources of agricultural irrigation water in terms of quality and quantity (see also Helmecke, 2018), as well as potential impacts of irrigation and water reuse on ground- and surface water.

Experts analysed agricultural irrigation in Germany and the availability of respective water resources (Umweltbundesamt, 2016). They stated that today and in the near future there is no general need for water reuse in Germany. Anyway, they found that it could be a solution of local water shortage problems and assumed that water reuse would play a more important role for agricultural irrigation in case of more frequent and extended drought periods. Following the summer 2018 severe droughts that lead to decreased yields of several crops in Northern Germany, the topic of water reuse gained some attention. Now the question arises how and to which extent water reuse will be implemented in Germany and whether the local authorities in charge of the risk assessment will have the personal and data resources required for the integrated water management mentioned above.

## Conclusion

In conclusion, the proposed EU Regulation on Minimum Requirements for Water Reuse aims at harmonising Member State's laws while protecting public and environmental health. The Regulation will contribute to providing a secure and stable access to water for agriculture. The European Commission estimates that through the Regulation total water abstraction in the EU will be reduced by 11%. However, water reuse schemes applied to agricultural irrigation might affect the ecological status of rivers and lakes, especially in terms of reduction of water flow.

## Acknowledgements

Valuable support and guidance provided by LINEG, especially Dr. Ute Wingen, and the AWARE-GIO-Project consortium is gratefully acknowledged by the authors. The authors further thank the German Association of Limnology (Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.) for the opportunity to present and discuss their results.

## Bibliography

- Bellò, N. (2018): Minimum Quality Requirements for Water Reuse in Agricultural Irrigation: A Review of Legislation in the European Union, Bachelor thesis, Rhine-Waal University of Applied Sciences, Kamp-Lintfort, Germany.
- European Commission (2007): Communication from the Commission to the European Parliament and the Council addressing the challenge of water scarcity and droughts in the European Union, 18 July 2007, COM(2007) 414 final.
- European Commission (2012): Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. A Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources, 14 November 2012, COM(2012) 673 final.
- European Commission (2015): Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy, 2 December 2015, COM(2015) 624 final.
- European Commission (2018): Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on minimum requirements for water reuse, 28 May 2018, COM(2018) 337 final.
- European Commission (2018a): Annexes to the Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on minimum requirements for water reuse, 28 May 2018, COM(2018) 337 final.
- European Union (1991): Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste-water treatment, L35, Official Journal, Brussels.
- European Union (1998-2018): EUR-Lex Home. Retrieved December 23, 2018, from <http://eur-lex.europa.eu/homepage.html>
- European Union (2017): Development of minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge. Draft V.3.3 June 2017.
- European Union (2017a): Water Reuse - Background and policy context. Retrieved January 11, 2018, from <http://ec.europa.eu/environment/water/reuse.htm>
- Helmecke, M. (2018) Hintergrund, offene Fragen und mögliche Auswirkungen der vorgeschlagenen EU-Verordnung zur Wasserwiederverwendung (Umweltbundesamt). Contribution to the „Kolloquium Wasserwiederverwendung: machbar? notwendig? riskant?“ organised by IWW Zentrum Wasser, Mülheim, 22.11.2018.
- Umweltbundesamt (2016): Rahmenbedingungen für die umweltgerechte Nutzung von behandeltem Abwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung. Dessau-Roßlau, Germany: Umweltbundesamt.

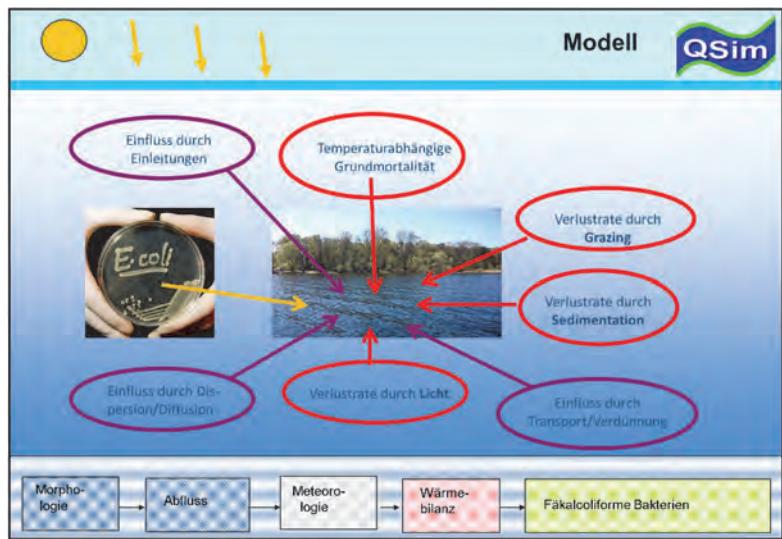
## Die Modellierung der hygienischen Belastung am Beispiel von Spree und Havel

Tanja Bergfeld-Wiedemann<sup>1</sup>, Annette Becker<sup>1</sup>, Frank Schumacher<sup>2</sup>, Volker Kirchesch<sup>1</sup>,  
 Helmut Fischer<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, bergfeld-wiedemann@bafg.de, becker@bafg.de, volker.kirchesch@bafg.de, helmut.fischer@bafg.de

<sup>2</sup> Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt, Südwestkorso 70, 12161 Berlin, schumacher@wasserundumwelt.de

Die über verschiedene Pfade in Fließgewässer eingetragenen Bakterien und Viren führen zu einer (kurzzeitigen) hygienischen Belastung, durch die die Grenzwerte der EU-Badegewässerverordnung überschritten werden können. Im Gewässer selbst wirken verschiedene Verlustprozesse, vor allem durch die Milieuänderung, das Grazing und die Strahlung, durch die wiederum ein Abbau der hygienischen Belastung stattfindet. Dabei beeinflusst insbesondere der Wärmehaushalt des Gewässers die Abbaurate der hygienischen Belastung. Gleichzeitig wird die Konzentration der eingetragenen Bakterien und Viren im Gewässer durch Vermischung und Dispersion verdünnt. Der Einfluss dieser verschiedenen Verlust- und Transportprozesse kann mit dem prozessbasierten Gewässergütemodell QSim der Bundesanstalt für Gewässerkunde berechnet werden. Hierfür wurde im Rahmen des ReWaM-Projektes FLUSSHYGIENE ein Hygienebaustein entwickelt. Die in diesem Modell-Baustein verwendeten Abbauraten wurden aus Prozessuntersuchungen von Projektpartnern abgeleitet und durch Werte aus der Literatur ergänzt. Um nach einer gemessenen hygienischen Belastung die Quelle der oberstrom gelegenen Einleitung ermitteln zu können, wurde das vorgeschaltete hydrodynamische Modell HYDRAX um die Möglichkeit der inversen Fließzeitberechnung erweitert. Im Anwendungsfall von Spree und Havel betrug die verwendete Zeitschrittweite 15 Min. bis eine Stunde. Aufgezeigt wird die Entwicklung der hygienischen Belastung entlang der Fließwege in Berlin während der Badesaison vom 01.05 bis 31.10. der Jahre 2016 und 2017.



Die prozessbasierte Modellierung mit QSim ermöglicht die Systemanalyse des Ist-Zustandes, die Bewertung verschiedener Maßnahmen hinsichtlich einer verbesserten Badegewässerqualität sowie die Vorhersage im Sinne eines Frühwarnsystems. Für Spree und Havel wurden mit Hilfe des Hygienebausteins verschiedene Maßnahmenszenarien sowohl für Einleitungen aus der Trenn- als auch der Mischwasserkanalisation hinsichtlich dem Ziel bewertet, eine „ausgezeichnete Badegewässerqualität“ möglichst kosteneffizient zu erreichen. Der in QSim neu aufgebaute Hygienebaustein basiert auf deterministischen Ansätzen und ist somit auch für vergleichbare Fragestellungen bei weiteren Fließgewässer anwendbar.

## Fish injury and mortality at pumping stations – a comparison of conventional and fish-friendly pumps

*B. Bierschenk, J. Pander, M. Müller, J. Geist*

Technische Universität München, Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Mühlenweg 18-22, 85350 Freising,  
beate.bierschenk@tum.de, joachim.pander@tum.de, melanie.mueller@tum.de, geist@wzw.tum.de

Pumping of water during floods from hinterland drainage systems into the main river poses a health risk to fishes. Herein, we investigated the effects of pump passages on fish health of four conventional and one 'fish-friendly' pump. Conventional and 'fish-friendly' pump types caused external fish injuries leading to direct and delayed mortality. Immediate mortality and injury intensity increased with revolution per minute (rpm) and differed significantly between pump types. At the 'fish-friendly' Pentair pump, higher numbers of injuries resulting from blind force (e.g. haemorrhages, scale loss and fin tears) were detected than at the conventional pumps potentially due to the differences in blade design. The Köster pump at low rpm proved to be similar 'fish-friendly' as the special-developed 'fish-friendly' Pentair pump due to the low amount of sucked-in fishes. As measures to reduce the damaging potential for fishes, the pumps should run on low rpm as often as possible. This lowers the collision risks with machinery parts and hence the mortality rate as well as suction effects which occur at high rpm. After long periods of anergic state, pumps should generally run on low rpm before adapting to higher rates.

## Effekte multipler Stressoren auf den Zustand der Gewässer in Europa

*Sebastian Birk, Daniel Hering*

Aquatische Ökologie, Universität Duisburg-Essen, Universitätsstr. 5, 45117 Essen, sebastian.birk@uni-due.de

Weltweit sind die aquatischen Ökosysteme in besonderem Maße dem menschlichen Einfluss unterworfen. Direkter und indirekter Nutzungsdruck – zum Beispiel durch Entnahme von Trink- und Brauchwasser oder durch urbane und landwirtschaftliche Umlandnutzung – führten besonders in dicht besiedelten Regionen über Jahrhunderte zur Veränderung der Gewässer, mit negativen Folgen für die nachhaltige menschliche Nutzung. Dazu zählen in Europa Einbußen in Trink- und Grundwasserqualität, ein gesteigertes Hochwasserrisiko oder Beeinträchtigungen der Erholungsfunktion.

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bildet die gesetzliche Grundlage für eine integrale Bewirtschaftung der Oberflächengewässer, welche den ökologischen und chemischen Gewässerzustand in den Fokus rückt. Neben den Ästuaren sind es vornehmlich die Fließgewässer, an denen multiple Belastungen berichtet werden: Laut zweitem WRRL-Bewirtschaftungszyklus sind 43 % der Wasserkörper an Flüssen in Europa durch mehrere Belastungsformen in ihrem Zustand signifikant beeinträchtigt. Dazu zählen vor allem das Zusammenwirken von diffusen, punktuellen und hydro-morphologischen Belastungen. Diese verschiedenen Belastungen wirken auf den ökologischen Zustand über Stressoren.

Eine effektive Gewässerbewirtschaftung muss den Effekten multipler Stressoren Rechnung tragen. Oft wirken Stressoren hierarchisch, d. h. neben einem dominierenden Stressor sind die Effekte sekundärer Stressoren eher gering – Nährstoffbelastung auf die Fischbesiedlung von Seen ist ein solches Beispiel. Hier sollte sich die Bewirtschaftung auf die Reduktion des dominierenden Faktors konzentrieren. Neben einer rein summarischen Wirkung multipler Stressoren kann es auch zu so genannten ‚Interaktionen‘ kommen, deren Auswirkungen auf den Gewässerzustand schwieriger zu prognostizieren sind.

Der Vortrag wird den Wissensstand bei der Erforschung multipler Stressoren in Flüssen und Seen resümieren und die Erkenntnisse des kürzlich abgeschlossenen europäischen Forschungsprojektes MARS ([www.mars-project.eu](http://www.mars-project.eu)) präsentieren. MARS erforschte multiple Stressoren auf verschiedenen räumlichen Skalen: Experimentelle Mesokosmen bildeten die Effekte von Stressor-Paaren auf ausgewählte biologische Parameter auf der Ebene einzelner Wasserkörper ab. 16 Fallstudien in ganz Europa untersuchten die Wirkungen multipler Stressoren auf den ökologischen Zustand und Ökosystemleistungen in kompletten Flusseinzugsgebieten. Auf europäischer Ebene wurden grenzübergreifende Datensätze zusammengetragen und hinsichtlich ihrer Effekte auf den Gewässerzustand analysiert. Die so gewonnenen Erkenntnisse flossen in die Entwicklung von Werkzeugen zur Gewässerbewirtschaftung ein und bildeten die Grundlage für einen Leitfaden zur Bewirtschaftung von Flüssen und Seen unter multiplen Stressoren.

## **Sichtweisen von Akteuren auf die Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen**

*Gabriela Costea, Simone Beichler, Martin Pusch*

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Mueggelseedamm 301, 12587 Berlin  
costea@igb-berlin.de, beichler@igb-berlin.de, pusch@igb-berlin.de

Bewertungen von Ökosystemleistungen beruhen letztlich auch auf der Wertschätzung dieser Leistungen durch die Gesellschaft. Die Anwendung dieser Bewertungen in der Umweltplanung wird wiederum auch durch den Bekanntheitsgrad des Verfahrens mit bestimmt. Da beide Fragestellungen in Deutschland bisher wenig untersucht worden sind, wurde eine Umfrage unter Fachleuten der Wasserwirtschaft durchgeführt, um deren Wahrnehmung der von Flüssen und Auen bereitgestellten Ökosystemdienstleistungen (ÖSL) durch zu untersuchen. Dabei haben wir gefragt wie vertraut die involvierten Akteure mit dem Konzept von Ökosystemleistungen sind, wie hoch ihr Interesse an der Anwendung des Konzepts in ihrer professionellen Arbeit ist, und wie sie die verschiedenen einzelnen Ökosystemleistungen wahrnehmen und bewerten. Zu diesem Zweck wurde zusammen mit einigen Praktikern ein Online-Fragebogen mit 22 Fragen entwickelt, vorab getestet und angewendet, der für die Beantwortung ca. 15-20 Minuten benötigt.

Wir erhielten im Sommer 2017 198 vollständige Antwortssätze von Fachleuten, die an verschiedenen Arten von Institutionen (Universitäten / Forschungsinstitute, staatliche Behörden und Ämter, Wassersport, Freiberufler, Privatunternehmen) arbeiten, und dort ein breites Spektrum wasserwirtschaftlicher Arbeitsgebiete auf verschiedenen räumlichen Ebenen von regionaler bis zu europäischer Ebene abdecken.

Die hohe Beteiligung an der Beantwortung des relativ komplexen Erhebungsfragebogens sowie die erhaltenen differenzierten Antworten belegen eine erfolgreiche Kommunikation mit den Akteuren sowie die hohe Relevanz des ÖSL-Konzepts für Wasserwirtschaftler in Deutschland. Das Interesse an der gesamten Bandbreite der unterschiedlichen ÖSL bestätigt den integrativen Ansatz bei der Entwicklung des "River Ecosystem Services Index".

# Probenahme und Messstrategien in klaren Bergbauseen – Ein Beitrag zur Unsicherheit der Bestimmung der euphotischen Zone

*Holger Dienemann<sup>1</sup>, Steffen Wiehart<sup>1</sup>, Michael Oberländer<sup>2</sup> & Brigitte Nixdorf<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft, Gewässergütelabor Görlitz, Altwahlendorf 12, 01445 Radebeul, holger.dienemann@smul.sachsen.de bzw. steffen.wiehart@smul.sachsen.de;

<sup>2</sup> Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft, Gewässergütelabor Bad Düben, Altwahlendorf 12, 01445 Radebeul, michael.oberländer@smul.sachsen.de;

<sup>3</sup> Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation Bad Saarow, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, nixdorf@b-tu.de

**Keywords:** Sichttiefe, euphotische Zone, Tagebauseen, QM, Secchi-Scheibe

## Einleitung

Die Sichttiefe ist ein seit Jahrzehnten verwendeter Parameter zur Beurteilung der Gewässergüte. Er wird z. B. direkt zur Beurteilung der Trophie, die wiederum zur Erstellung von Gewässerprofilen nach der EU-Baderichtlinie notwendig ist, verwendet. Allerdings erfolgte erst 2019 eine Standardisierung der Größe der Sichtscheibe (ISO 7027-2:2019). Da es sich um ein halbquantitatives Verfahren handelt, stellen sich Fragen zur Belastbarkeit des Parameters der Sichttiefe:

- a) Auswirkungen von Umweltbedingungen (z. B. Lichtreflexionen an der Wasseroberfläche, Schwoerbel 1987)
- b) Einflüsse durch den Betrachter (Fähigkeiten zur optischen Wahrnehmung)
- c) der Möglichkeit einfacher Vergleichsmessungen im Sinne von Ringversuchen.

Zur Beurteilung des Phytoplanktons in Standgewässern soll nach EU-Wasserrahmenrichtlinie die euphotische Zone (Zeu) beprobt werden. Die euphotische Zone wird in der Regel aus der Sichttiefe berechnet. Der ermittelte Messwert wird meistens mit einem Faktor 2,5 multipliziert (vereinfacht, Bereich von 1,2–2,7 nach REYNOLDS 1984 in Nixdorf et al. 2010; bzw. nach DIN 16698: 2015 0,8–2,5, bei huminstoffreichen Seen 1,0). Der Faktor 2,5 nach Nixdorf et al. (2010) ist von natürlichen Trophie beeinflussten Gewässern abgeleitet worden und gilt nicht für künstliche Gewässer. Daher sollen verschiedene Verfahren zur Bestimmung der euphotischen Zone besonders unter dem Aspekt der Beprobung des Phytoplanktons nach EU-Wasserrahmenrichtlinie herangezogen werden.

## Material und Methoden

Zur Messung verwendeten wir eine Secchi-Scheibe mit dem Durchmesser von 20 cm der Firma Hydriobios. Die Messungen der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) wurden mit einem Sensor der Firma LICOR vorgenommen, der an einer Multiparametersonde von Sea & Sun angebaut wurde. Für den Badesee Halbendorf lagen seit August 2017 zweiwöchige bis monatliche Messungen zum Lichtregime und Chlorophyllmessungen mit einer Chlorophyllsonde von bbe vor.

## Ergebnisse

### *Umwelteinflüsse bei der Bestimmung der Sichttiefe*

In der folgenden Abbildung sind die Ergebnisse der Sichttiefenmessung einer Person in Abhängigkeit des Vorhandenseins von Wellen vom 19.9.2007 dargestellt (Epilimniontiefe: 11,5 m). Die Abweichung zwischen der kleinsten und höchsten Sichttiefe beträgt 1,10 m.

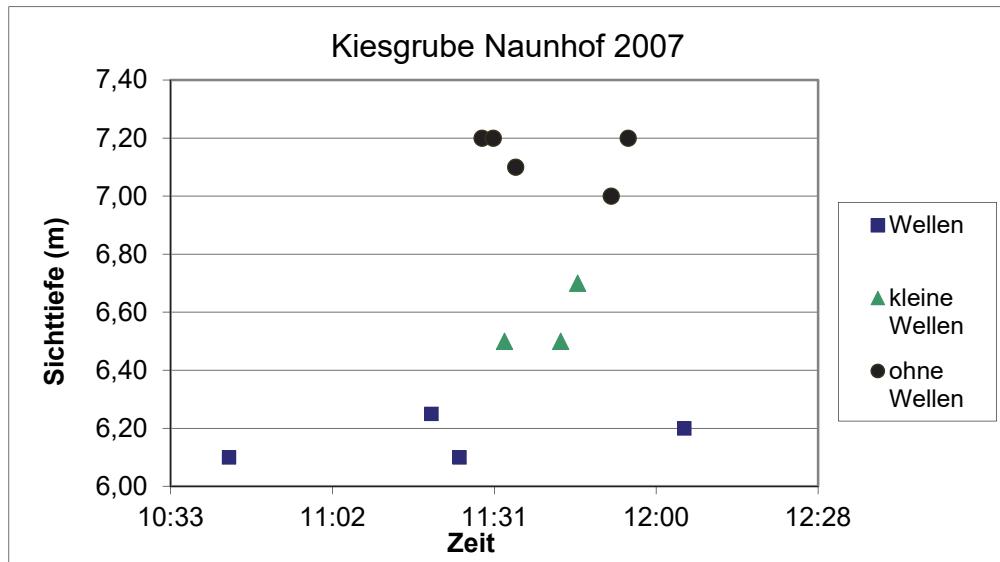


Abb. 1: Sichttiefe (m) Messung ohne Aquaskop bei Windstärken 1-4, September 2007

### *Bestimmung der Sichttiefe durch verschiedene Personen*

Abbildungen 2 und 3 zeigen die Unterschiede der Sichttiefenmessung zwischen verschiedenen Personen im Cospudener See im September 2011.

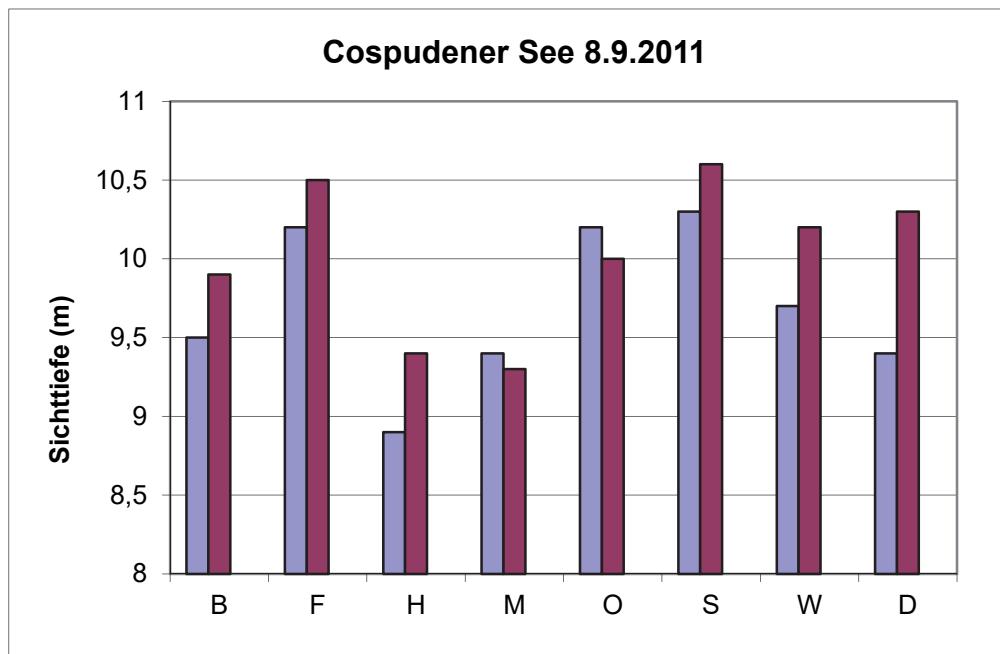
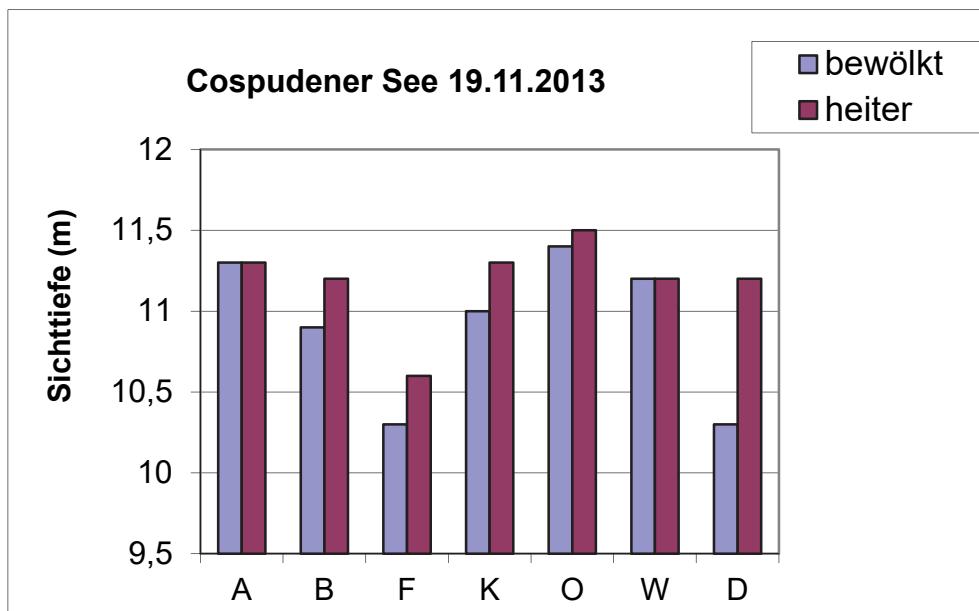


Abb. 2: Sichttiefe (m) Messung mit Aquaskop unterschiedlicher Probenehmer (vormittags gegen 10:00 Uhr (blau) und mittags 12:00 Uhr (rot))

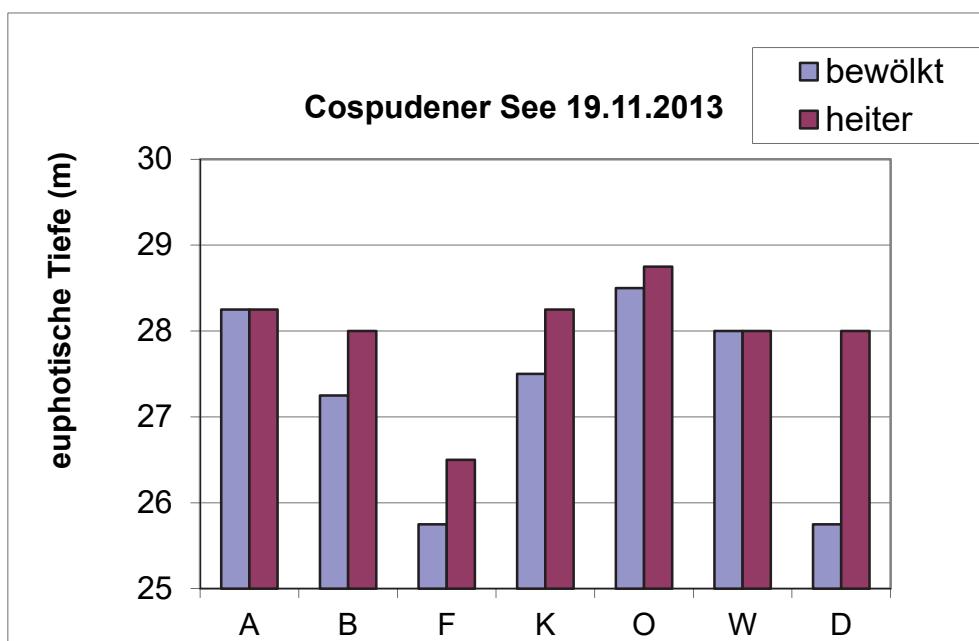
Bei ähnlichen Lichtverhältnissen sind die Abweichungen zwischen den kleinsten und den höchsten Werten ähnlich, sie betragen 1,4 m vormittags und 1,3 m mittags. Die maximale Abweichung der euphotischen Zone beträgt 3,5 m – was ca. 15 % bezogen auf die gesamte euphotische Tiefe entspricht.



**Abb. 3: Sichttiefe (m) Messung mit Aquaskop unterschiedlicher Probenehmer bei unterschiedlichen Bedeckungen**

Der Durchschnitt der Sichttiefe beträgt 10,9 m (Standardabweichung 0,42 m) bei Bewölkung und 11,2 m (Standardabweichung 0,26 m- heiter).

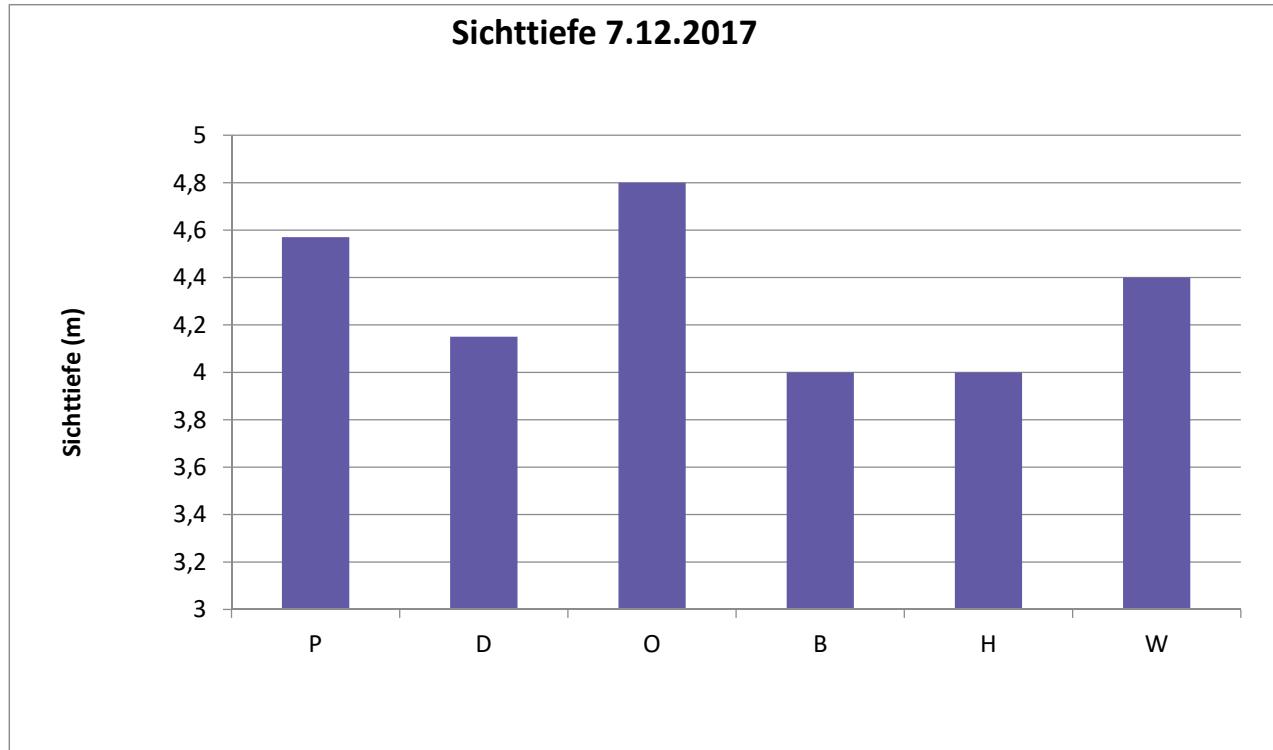
In Abbildung 4 sind die berechneten euphotischen Tiefen dargestellt. Die maximale Abweichung liegt bei 2,75 m also rund 10 % bezogen auf die gesamte euphotische Tiefe.



**Abb. 4: Ergebnisse Tiefe der berechneten euphotischen Zone für den Cospudener See vom 19.11.2013**

## **Qualitätssicherung bei der Erhebung der Sichttiefe**

Vergleichsmessungen stellen einen sehr hohen logistischen Aufwand dar, wie beispielsweise für die Vergleichsuntersuchungen der ISO 7027-2:2019 dokumentiert wurde (Schilling et al. 2018). Derzeit gibt es noch keine einfachen Ringversuche zur Bestimmung der Sichttiefe. Ein Ausweg könnte die Verwendung von Sichttiefen-Videos sein, die den Teilnehmern zur Verfügung gestellt werden. Um die Vergleichbarkeit zu gewähren, sind zusätzliche Bestimmungen (Grafikauflösung und Bildschirmauflösung) vorher zu spezifizieren. Diese Methode zeigt ähnliche Ergebnisse wie im Feld (Person O dominiert vor Person W), aber kann zu unterschiedlichen Zeiten wie im Winter durchgeführt werden (Abbildung 5). Die maximale Abweichung (Max-Min) beträgt 0,8 m bei einem Durchschnittswert von 4,3 m.



**Abb. 5: Bestimmung der Sichttiefe (m) von einer Videoaufzeichnung**

## **Vergleich der ermittelten euphotischen Zone aus der Sichttiefe und dem 1% Kriterium**

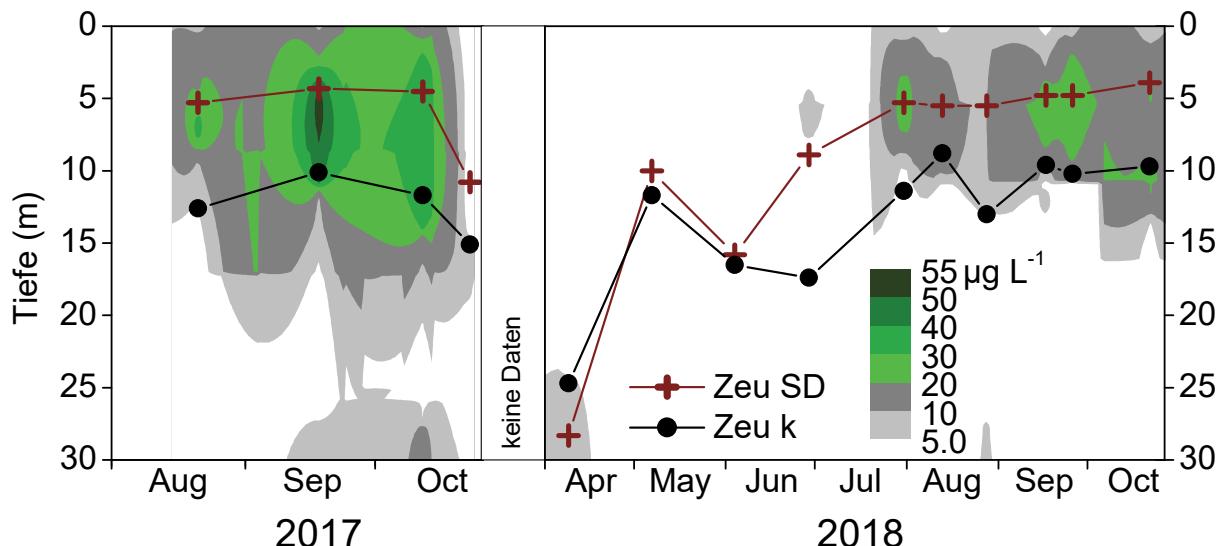
An 20 Tagebauseen im sächsischen Raum wurde von Eslami (2019) ein Vergleich der Kalkulation der euphotischen Zone aus der Sichttiefenmessung ( $Ze_{SD}$ ) und der 1%-Lichttiefe aus der Attenuation ( $Ze_{k}$ ) berechnet. Die Daten stammen aus den Jahren 2010-2017. Im Ergebnis dieser Analysen wurden nur an 4 Seen eine Übereinstimmung der beiden Berechnungsansätze mit Abweichungen unter 10 % ermittelt. In weiteren 4 Seen ist die aus der Sichttiefe ermittelte euphotische Zone größer als die aus der Attenuation berechnete. Diese Abweichungen sind jedoch gering. In der Mehrzahl der Fälle zeigt sich, dass die mit der Sichttiefe ermittelte Zone z.T. weit unter der aus der Attenuation berechneten 1% Lichtebebe liegt. Zu diesen Seen gehören der Kahnsdorfer See und der Halbendorfer See.

**Tab. 1: Ergebnisse der Berechnung der Sichttiefe, –exemplarisch aus dem 1% Kriterium und aus der Multiplikation eines Faktors (2,5) mit der Sichttiefe (Messungen mit Aquaskop), Darstellung der maximalen Differenz der beiden maximalen prozentualen Abweichungen für den Kahnsdorfer See und den Autobahnsee Ammelshain**

Datum	y=PAR1% Tiefe (m)	x=2,5*Sichttiefe (m)	y-x=Abweichung a (m)	a*100/x=Abweichungen (%)	A= a  (m)	a *100/x=Abweichungen (%)
<b>Kahnsdorfer See</b>						
10.05.2011	9	7,25	1,8	24,1	1,8	24,1
30.08.2011	11	24	-13	-54,2	13	54,2
07.08.2012	11,02	12,75	-1,7	-13,6	1,7	13,6
29.08.2012	10,5	16	-5,5	-34,4	5,5	34,4
09.10.2012	13,01	20,5	-7,5	-36,5	7,5	36,5
30.03.2017	8	3,75	4,3	113,3	4,3	113,3
10.05.2017	9,51	3	6,5	217	6,5	217
20.06.2017	8,5	6,5	2	30,8	2	30,8
14.08.2017	9	10	-1	-10	1	10
07.09.2017	9	14,5	-5,5	-37,9	5,5	37,9
10.10.2017	12	8,25	3,8	45,5	3,8	45,5
06.03.2018	8,5	4	4,5	112,5	4,5	112,5
29.05.2018	8,5	4,75	3,8	78,9	3,8	78,9
02.07.2018	8,51	6	2,5	41,8	2,5	41,8
14.11.2018	13	7	6	85,7	6	85,7
28.11.2018	8,51	4,75	3,8	79,2	3,8	79,2
Mittelwert	9,8	9,6	0,29	40,1	4,57	63,5
<b>Ammelshainer See</b>						
27.03.2018	17,51	15	2,51	16,7	2,51	16,7
19.04.2018	18,5	15,75	2,75	17,5	2,75	17,5
23.05.2018	18,02	13,75	4,27	31,1	4,27	31,1
11.06.2018	18,52	25,75	-7,23	-28,1	7,23	28,1
18.07.2018	20,5	19,5	1	5,1	1	5,1
09.08.2018	21,02	24,25	-3,23	-13,3	3,23	13,3
15.11.2018	11,5	14,25	-2,75	-19,3	2,75	19,3
Mittelwert	17,9	18,3	-0,4	1,4	3,4	18,7

Am Beispiel des Kahnsdorfer Sees (n=16) und des Autobahnsees Ammelshain (n=7) zu unterschiedlichen Zeitpunkten sind die Ergebnisse und Abweichungen der beiden Verfahren gegenübergestellt. Die für die beiden Seen dargestellten Mittelwerte der einzelnen Messungen sind fast gleich, aber der Durchschnitt der maximalen Abweichungen zwischen den beiden Sichttiefen betragen beim Kahnsdorfer See ca. 4,5 m (ca. 63 %) bzw. beim Autobahnsee Ammelshain ca. 3,4 m (ca. 19 %).

Am Badesee Halbendorf wurden 2017 und 2018 die Sichttiefe, Chlorophyll und PAR gemessen. In der Abbildung 6 sind die unterschiedlichen ermittelten euphotischen Zonen und die Chlorophyllkonzentrationen wiedergegeben.



**Abb.6: Isoplethen der Chla – Konzentration im Halbendorfer See 2017 und 2018 und Verlauf der euphotischen Zone ermittelt aus der Sichttiefe (Zeu SD) und der Berechnung aus der Attenuation (Zeu k) für die 1% Lichtebene**

Die aus der Sichttiefe ermittelte euphotische Tiefe (Zeu SD) ist in allen Fällen nur halb so groß wie die 1% PAR-Tiefe (Zeu k) und wird damit bei der Probenahme erheblich unterschätzt. Die Chl a-Maxima liegen meist unter der 2,5 fachen Sichttiefe. Jedoch treten 2017 noch unterhalb von Zeu k noch z.T. hohe Chlorophyllkonzentrationen auf.

## Diskussion

### *Belastbarkeit des Parameters der Sichttiefe*

Wie dargestellt, zeigen sich mindestens zwei Gruppen von Unsicherheiten bei der Bestimmung der Sichttiefe. Physikalische bedingte Beeinflussungen sind im Wesentlichen auf Reflektionen zurückzuführen. Bei Windstärken bis Windstärke 4 ohne Verwendung eines Aquaskops können Abweichungen von ca. 15 Prozent auftreten. Mit abnehmender Windstärke und damit Wellenhöhe sinkt auch der Messfehler. Ebenfalls sind bei bedecktem Himmel weniger störende Sonnenreflektionen, wie im dargestellten Beispiel zu erwarten. Wir vermuten, dass Abweichungen durch Reflektionen in der Regel eher im Bereich um 10 % liegen. Eine weitere Verringerung von störenden Reflektionen kann durch die Verwendung eines Aquaskops erreicht werden. Die Verwendung eines Aquaskops führt allerdings dann häufig zur Erhöhung der Sichttiefe (unveröffentlichte Daten beispielsweise ca. 10 % im Kulkwitzer See). Gerade bei langjährigen Messreihen ist ein Umstieg ohne zahlreiche Vergleichsmessungen gut abzuwagen.

Einflüsse durch den Betrachter auf die Messwerte sind u.a. abhängig von der Lichtstärke. Das Hell-Dunkel-Sehen wird beim Menschen durch die Stäbchen maßgeblich bestimmt (<https://www.spektrum.de/lexikon/biologie-kompakt/hell-dunkel-adaptation/5367>). Neben Augenkrankheiten (z. B. Trübung der Linse), die die Fähigkeit der Hell-Dunkel-Adaption verringert, können auch andere Krankheiten (z. B. Diabetis) zu geringeren Messwerten der Sichttiefen führen ([http://www.augenaerzte-thun.ch/pdf/patienteninfo/diabetes\\_und\\_auge.pdf](http://www.augenaerzte-thun.ch/pdf/patienteninfo/diabetes_und_auge.pdf)). Die hier maximal ermittelten Unterschiede erscheinen mit 10-15 % im Vergleich zu nicht halbquantitativen Verfahren erhöht. Durch wie in der ISO 7027-2:2019 geforderte Angabe des Namens der Person und regelmäßige Vergleichsmessungen, der Personen, die Sichttiefenmesswerte erheben, könnte eine entsprechende Korrektur die Aussagefähigkeit der langjährigen Messreihen der Sichttiefe erhöht werden.

### ***Belastbarkeit der Modelle zur Ermittlung der euphotischen Zone zur Beprobung des Phytoplanktons***

Der Vergleich der beiden Methoden zur Ermittlung der euphotischen Tiefe zeigt keine gute Übereinstimmung. Da der Durchschnitt der Abweichung a (Differenz zwischen den beiden euphotischen Tiefen) sehr gering ist, und die Differenz sowohl positiv als auch negativ ist, erscheint eine Veränderung Anpassung des Faktors für die Ermittlung von Zeu aus der Sichttiefe derzeit nicht zielführend.

Die Abgrenzung der euphotischen Zone nach Lampert und Sommer (1999) wird mit ca. 1% des Strahlungswertes angeben. Uhlmann und Horn (2001) verweisen, dass der 1% Wert nur ein Anhaltspunkt ist, der sich auf volles Tageslicht bei einer entsprechenden Tageslänge bezieht. Diese entscheidende Randbedingung wird nur selten eingehalten. Durch die geringe Messfrequenz (6x im Jahr Aufnahme von Tiefenprofilen) verschärft die Unsicherheit der zu beprobenden Tiefe bzw. stellt sich die Frage, was zu tun ist, wenn es beispielsweise bedeckt ist.

Am Beispiel des Badesees Halbendorf ist die Voraussetzung der Messung (volles Tageslicht bei einer entsprechenden Tageslänge) nicht gegeben. Obwohl die Messungen am Badesee Halbendorf meistens vormittags durchgeführt wurden, zeigen diese aus dem 1% Kriterium abgeleiteten Werte deutlich höhere Werte, meist doppelt so große im Vergleich zu den aus der Sichttiefe abgeleiteten. Wie bereits dargestellt, sind diese immer noch geringer, als die anhand der Chlorophyllgehalte zu erwarten wäre. Das wiederum könnte auf das nicht volle Tageslicht zurückgeführt werden.

Bei hohen Sichttiefen wie in Ammelshain, die die Sprungschicht teilweise oder vollständig mit erfasst, welche von Tauchern häufig als trübes Band wahrgenommen werden kann, wäre ein deutlicher Minderbefund bei der Ableitung der euphotischen Zone bzw. beim Badesee Halbendorf, wo die Sichttiefe im Sommer und Herbst kleiner ist als die Epilimniontiefe ein Überbefund bei der Ableitung der euphotischen Zone zu erwarten, was sich nicht erfüllt (siehe Tabelle 1).

Im Gegensatz zu natürlichen Seen zeichnen sich die von uns in Sachsen untersuchten nicht sauren Tagebausee durch eine Oligotrophie aus. Möglicherweise ist dementsprechend nicht das Lichtangebot für die Ausbreitung des Phytoplanktons der „limitierende Faktor“, sondern andere Voraussetzungen wie z. B. das Nährstoffangebot.

Daher wäre die Messung des Chlorophyll-Tiefenprofils hilfreicher. Ein solches Vorgehen setzt das Vorhandensein entsprechender Messtechnik voraus. Bei einfacher Messtechnik (Multiparametersonden mit einem Chlorophyllsensor) können in Seen mit hohen Sichttiefen Minderbefunde auftreten – auch Scheinzonierungen oder ein Schein-DCM auftreten, da von der Sonne schon angeregte Algen geringere bis keine Messsignale liefern. Eine Sensor-Abschirmung oder die Verwendung einer Chlorophyllsonde könnte das Problem verringern.

Ausgehend von den Mittelwerten der abgeleiteten euphotischen Tiefe vom Autobahnsee Ammels-hain, könnte ein fester Wert z. B. 20 m betragen. Bei geschichteten oligotrophen künstlichen Berg-bauseen, die eine geringere Tiefe aufweisen, könnte dann wiederum ein Mindestabstand von 3 m über Grund gefordert werden.

## **Zusammenfassung/Schlussfolgerungen/Ausblick**

Die Messwerte der Sichttiefe in klaren Bergbaugewässern können an einem Tag Unterschiede bis zu 30 % bei der Aufnahme durch unterschiedliche Personen und bei ungünstiger Witterung erreichen. Daher sind die Witterung, die Färbung des Wassers und Namen der Person zu notieren. Um langfristige Trends zu erfassen, sollte ein standardisierter Test – z. B. eine Videoaufzeichnung über Jahre von den Erfassern absolviert werden. Mit diesem könnten die Fehler bzw. beim Wechsel der Personen langfristige Trends sicherer erfasst werden. Diese Videoaufzeichnung sollte durch die Einblendung der Lichtverhältnisse ( $\mu\text{E}/(\text{m}^2 * \text{sec})$ ) noch erweitert werden. Die Sichttiefe als Parameter sollte auch in den nächsten Jahrzehnten ständig erhoben werden. Die Festlegung der Ermittlung der euphotischen Zone aus der Sichttiefe und damit die Beprobung des Phytoplanktons aus der euphotischen Zone besonders für oligotrophe Bergbauseen sind fehlerhaft. Die Übertragung der Zeu –Berechnung aus neutralen Hartwasserseen ist nicht zulässig und muss erneut diskutiert werden.

## **Danksagung**

Wir danken unseren Kollegen der ehemaligen Projektgruppe Standgewässer, für die Durchführung und Unterstützung der Messungen an der BFUL. Ein herzlicher Dank gilt Frau Dr. Doege (BFUL) und Frau Jenemann (LFULG). Weiterhin bedanken wir uns sehr bei unseren Kollegen der BTU Cottbus-Senftenberg insbesondere bei Herrn I. Henschke und Frau M. Eslami. Besonderer Dank gebührt auch dem DIN Arbeitskreis Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung für zahlreiche anregende Diskussionen.

## **Literatur**

- DIN EN 16698 (2015): Anleitung für die qualitative und quantitative Probenahme von Phytoplankton aus Binnengewässern.
- Eslami, M. (2019): Under water light climate and euphotic depths in acidic mining lakes and vertical distribution of *Autumnella lusatica* in Lake Halbendorf. ERM Master Study Project, BTU Cottbus-Senftenberg.
- ISO 7027-2:2019: <https://www.iso.org/standard/69545.html>.
- Lampert, W. & Sommer, U. (1999): Limnoökologie. 2. neu bearbeitete Auflage. Georg Thieme Verlag Stuttgart: 489 S.
- 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. - In: Hupfer, M., W. Calmano, H. Klapper & R.-D. Wilken (eds.): Handbuch Angewandte Limnologie, 27. Erg. Lfg. 4/10: 1-23. - [http://www-docs.tu-cottbus.de/gewaesserschutz/public/nixdorf/Nixdorf\\_Probenahme\\_Analyse.pdf](http://www-docs.tu-cottbus.de/gewaesserschutz/public/nixdorf/Nixdorf_Probenahme_Analyse.pdf).
- Schilling, P., Dienemann, H., Köhler, A. & Saule, J. (2018): Feldstudie 2017 Bestimmung der Sichttiefe – Field study 2017 Comparability of measurements of depth of transparency-BLMP. Berichte der Qualitätssicherungsstelle 2018/9, UBA Dessau-Roßlau: 68 S.
- Schwoerbel, J. (1987): Einführung in die Limnologie. 6. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 269 S.
- Uhlmann, D., Horn, W. (2001): Hydrobiologie der Binnengewässer. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart: 528 S. <https://www.spektrum.de/lexikon/biologie-kompakt/hell-dunkel-adaptation/5367>.
- [http://www.augenaerzte-thun.ch/pdf/patienteninfo/diabetes\\_und\\_auge.pdf](http://www.augenaerzte-thun.ch/pdf/patienteninfo/diabetes_und_auge.pdf).

# **Renaturierungen an der oberen Ruhr im Spiegel der landesweiten Gewässerstrukturmöglichkeiten in Nordrhein-Westfalen (2000-2012)**

*Jörg Drewenskus*

Obere Wasserbehörde - Bezirksregierung Arnsberg, Dezernat 54: Wasserwirtschaft u. Gewässerschutz, Ruhrallee 1-3, 44139 Dortmund, joerg.drewenskus@bra.nrw.de

**Keywords:** Gewässerstrukturmöglichkeiten, Renaturierung, fBBS-Bewertung, Sekundäraue, Wirksamkeit hydro-morphologischer Maßnahmen

## **Einleitung**

Nachdem im Jahr 2000 erstmalig die nach Wasserrahmen-Richtlinie berichtspflichtigen Gewässer des Bundeslandes Nordrhein-Westfalen der Gewässerstrukturmöglichkeiten unterzogen wurden, erfolgte 2012 der zweite Durchgang. Da im Zwischenzeitraum umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen an der oberen Ruhr im Arnsberger Stadtgebiet (Hochsauerlandkreis) durchgeführt wurden, kann mit Hilfe der Gewässerstrukturmöglichkeiten die Wirksamkeit der Renaturierungen analysiert und bewertet werden.

## **Material und Methoden**

Bei der Gewässerstrukturmöglichkeiten werden die sechs ökomorphologischen Hauptparameter eines Gewässers, d.h. Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlenstruktur, Querprofil, Uferstruktur und das Gewässerumfeld (Land) erfasst. Diese vorgenannten Hauptparameter untergliedern sich jeweils in 4-7 Einzelparameter. Für weitere Details sei auf die entsprechende Kartieranleitung verwiesen (LANUV 2012).

Im Rahmen der Bewertung werden die Hauptparameter Laufentwicklung, Längsprofil und Sohlenstruktur zur funktionalen Einheit „Sohle“ sowie die Hauptparameter Querprofil und Uferstruktur zur funktionalen Einheit „Ufer“ zusammengefasst. Der Hauptparameter Gewässerumfeld (Land) geht unverändert in die Bewertung ein.

Bewertet wird die Abweichung vom Gewässerleitbild nach einer 7-stufigen Bewertungsskala, wobei die Strukturklasse 1 den „unveränderten Zustand“ und die Strukturklasse 7 den „vollständig veränderten Zustand“ beschreibt (s. Tab. 1). Die Gewässerleitbilder orientieren sich am Naturraum (obere Ruhr: Mittelgebirge), der Talform (Auental) sowie dem geologischen Untergrund (silikatisches Grundgebirge). Das Leitbild der oberen Ruhr in den betrachteten Abschnitten ist der Gewässertyp 9.2 "große Flüsse des Mittelgebirges" (Fließgewässertypologie nach LAWA 2004). Dieser zeichnet sich durch Gewässerbreiten von 100 m über Haupt- und Nebengerinne sowie umfangreiche Schotterflächen aus und ist stark gewunden.

Kartografisch wird die Endbewertung als 5-Band-Muster in 100 m Abschnitten auf der Gewässerachse dargestellt. Im innersten Band findet sich die Bewertung der funktionalen Einheit „Sohle“ wieder. Bezogen auf die Fließrichtung des Gewässers ergibt sich eine Differenzierung der Bewertung in „Ufer“ und „Gewässerumfeld (Land)“ jeweils rechts und links (äußeres Band).

**Tab. 1: Klassifikationsskala für die Gewässerstruktur in NRW (nach LANUV 2012)**

Strukturklasse	Bezeichnung	Indexspanne
1	unverändert	1,0-1,7
2	gering verändert	1,8-2,6
3	mäßig verändert	2,7-3,5
4	deutlich verändert	3,6-4,4
5	stark verändert	4,5-5,3
6	sehr stark verändert	5,4-6,2
7	vollständig verändert	6,3-7,0

Die dieser Untersuchung zu Grunde liegenden Kartierstrecken liegen im Einzugsgebiet der Ruhr. Die Ruhr entspringt auf 679 m Höhe über dem Meeresspiegel bei Winterberg im Hochsauerland und mündet bei Duisburg-Ruhrort auf einer Höhe von 20 m rechtsseitig in den Rhein. Die Kartierabschnitte liegen im Arnsberger Stadtgebiet und gehören zum Teileinzugsgebiet der oberen Ruhr mit einer Größe von 1060 km<sup>2</sup>. Die Lauflänge der Ruhr beträgt in diesem Abschnitt 82 km bei einem mittleren Gefälle von 6,3 Promille.

## Ergebnisse

Die Kartierstrecke "Mengen Wiese" liegt innerstädtisch oberhalb von Arnsberg-Altstadt. Der Zustand im Jahr 2000 zeigt ein gestrecktes, kanalartig ausgebautes Fließgewässer (s. Abb. 1 obere Bildhälfte). Durch den Grunderwerb einer Wiese im Überschwemmungsgebiet und anschließenden Bodenabtrag von 12.000 m<sup>3</sup> auf einer Länge von 700 m konnte ein Verzweigungsgerinne (s. Abb. 2 rote Markierung) an der Ruhr hergestellt werden. Im Jahr 2008 wurde die Verzweigungsstrecke, die nur als Hochflutgerinne angelegt war, sohnah angeschlossen und der alte, gestreckte Verlauf mit einer Kiesbarriere, die durch den Bodenabtrag gewonnen werden konnte, verschlossen (s. Abb. 6 links). So fließt das Mittelwasser der Ruhr jetzt immer durch die neue, gewundene Gewässerstrecke und nur bei Hochwasser durch die Altstrecke. Zwischenzeitlich wurde die Kiesbarriere durch Hochwässer weitgehend abgetragen. Die Ergebnisse der Gewässerstrukturmätrierung aus dem Jahr 2000 im Vergleich zu 2012 (s. Abb. 2) zeigen deutliche Verbesserungen von 0,7-1,2 Klassen in den funktionalen Einheiten Sohle und Ufer (s. Abb. 5 Mitte rechts). Im Bereich des bewerteten Gewässerumfelds, im Diagramm als Land links und rechts dargestellt, ergeben sich geringere Verbesserungen von 0,6-0,7 Strukturmätrlassen.

Bei der Renaturierung "Altes Feld" handelt es sich um eine Fließstrecke in der freien Landschaft oberhalb des Stadtgebiets (s. Abb. 3). Im Jahr 2004 wurden auf einer Länge von 1700 m rund 30.000 m<sup>3</sup> Auelehm abgetragen sowie Kiesmassen umgelagert. Uferabflachungen, Gewässeraufweiterungen sowie kleinräumige Gewässerverzweigungen als Hochflutgerinne kamen zur Ausführung. Diese Neubringerinne wurden im Jahr 2008 sohnah angeschlossen und entsprechende Kiesdepots wurden in der ausgebauten Strecke eingebracht, um das Gewässer bei Niedrig- und Mittelwasser in die neue Verzweigungsstrecke zu zwingen (s. Abb. 7). Bei dieser Kartierung ergaben sich die größten Verbesserungen im Bereich der Sohle von 1,4 Klassen, im Bereich Ufer rechts Verbesserungen von 0,9 Klassen und von 0,7 beim Ufer links (s. Abb. 5 Mitte links). Die Bewertung des Gewässerumfelds (Land) verschlechtert sich um 0,7-0,9 Klassen, da das Grünland bei der Erstkartierung im Jahr 2000 als extensiv und im Jahr 2012 als intensiv bewirtschaftet eingestuft wurde. Diese Abweichung kann mit dem Zeitpunkt der Kartierung zusammenhängen. Beispielsweise stellt sich Grünland unmittelbar nach einer Mahd als intensiv genutzt dar. Diese Unschärfe von plus / minus einer Klasse Abweichung entspricht jedoch der Genauigkeit des Kartierverfahrens. Im Luftbild (s. Abb. 7) sind die durchgeführten Maßnahmen sowie Nachbesserungen von 2008 deutlich erkennbar.



Abb. 1: Mengen Wiese 2000 verändert nach Geobasis NRW



Abb. 2: Mengen Wiese 2012 verändert nach Geobasis NRW

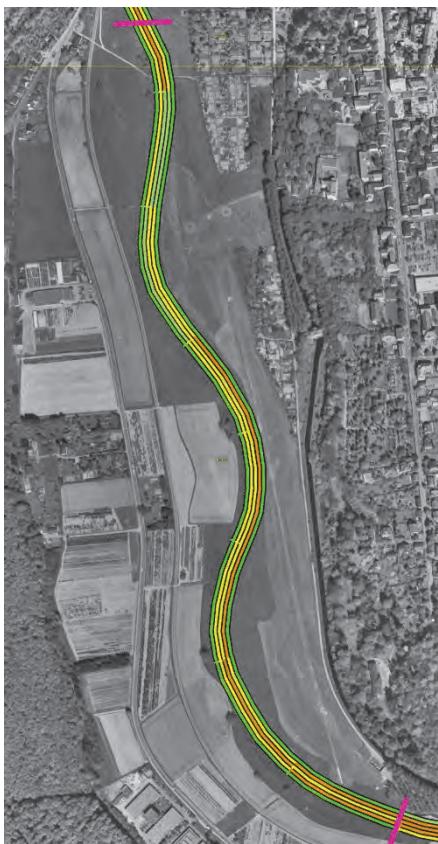
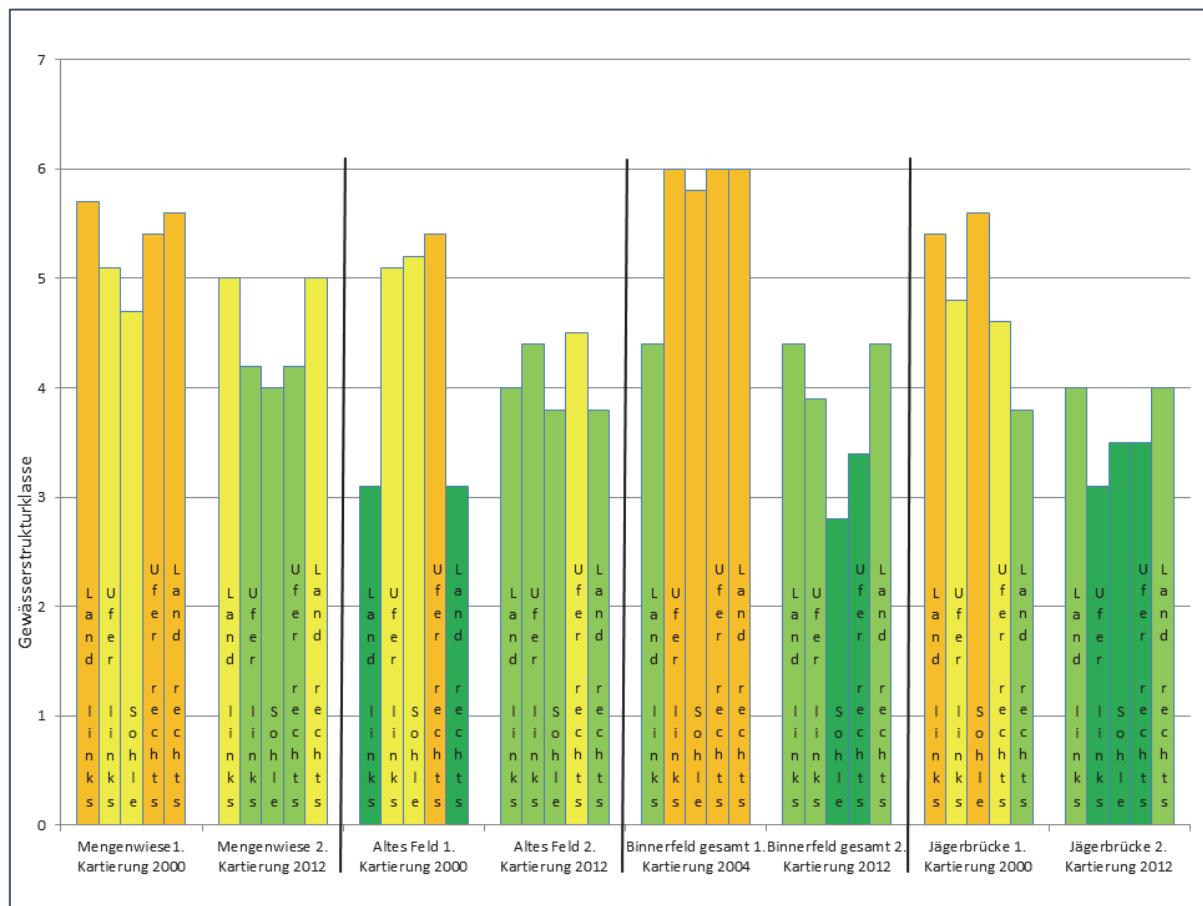


Abb. 3: Altes Feld 2000 verändert nach Geobasis NRW



Abb. 4: Altes Feld 2012 verändert nach Geobasis NRW



**Abb. 5: Ergebnisse der Gewässerstrukturmkartierung aller Renaturierungsstrecken. Kartierungen in den Jahren 2000/2004 (Vorzustand) und 2012 (nach den Renaturierungsmaßnahmen)**

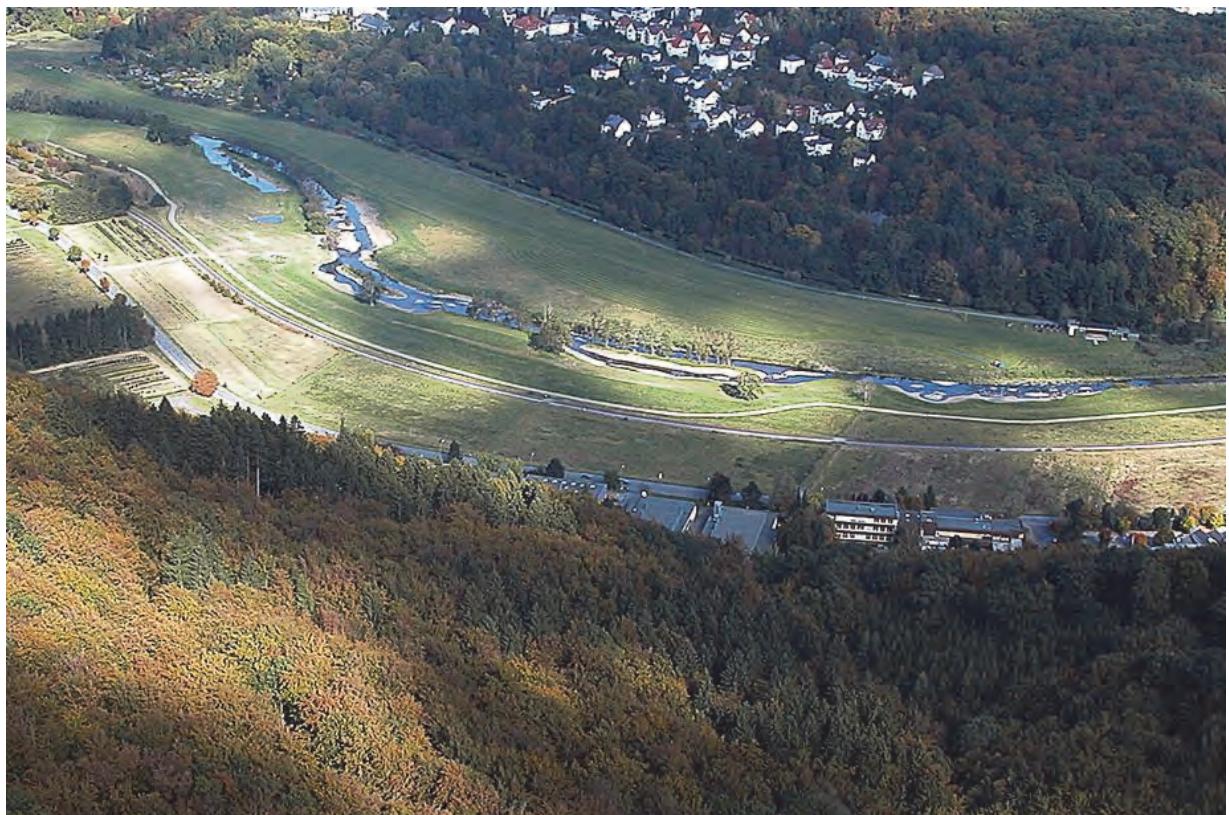
Die Renaturierungsstrecke **"Binnerfeld"** (1.-4. Bauabschnitt) befindet sich in stadtnaher Lage zum Ortsteil Neheim-Hüsten. In den 1980er Jahren war hier die Ruhr für die parallel geführte Autobahn A 46 kanalartig ausgebaut und in ein tiefes, beidseitig mit Wasserbausteinen befestigtes Gewässerprofil gezwungen worden (s. Abb. 8). Die verbliebene Aue spannt sich im Wesentlichen zwischen der westlich verlaufenden Bahnstrecke Schwerte-Kassel und der vorgenannten Autobahn als schmäler Schlauch auf. Aufgrund der enormen Eintiefung der Ruhr war auch hier nur die Aktivierung einer Sekundäraue durch Bodenabtrag im Umfang von 120.000 m<sup>3</sup> auf einer Länge von 2,8 km möglich (s. Abb. 9). Die Flächen befanden sich schon im Eigentum der Stadt Arnsberg. Diese Renaturierung, durchgeführt von 2007-2009, führte zu enormen Verbesserungen im Bereich der funktionalen Einheit Sohle um drei Klassen (s. Abb. 5 rechts). Auch im Uferbereich waren Verbesserungen von 2,6 für das rechte und 2,1 für das linke Ufer möglich. Der alte ausgebauten Verlauf wurde durch Kiesdepots verschlossen.

Im Bereich des ersten Bauabschnitts (1. BA) konnten 2009 erste Untersuchungen zur Fischfauna nach Wasserrahmenrichtlinien-Kriterien (MUNLV 2009) durchgeführt und diese nach fiBS (Dußling 2009) klassifiziert werden. Von einer mäßigen Bewertung im September 2009 konnte ab 2010 bis heute ein guter Zustand bei der Qualitätskomponente Fischfauna erreicht werden, der sich nach kleinem Abwärtstrend in 2013 jetzt auch im Dezimalbereich innerhalb der Klasse weiter verbessert (NZO 2018). Im dritten Bauabschnitt (3.BA) konnte das Gewässer auf die vierfache Breite aufgeweitet werden (s. Abb. 13). Dies war jedoch nur östlich möglich. Hierzu wurde der parallele Radwanderweg vom Ufer abgeschenkt. Die uferbegleitenden, alten Ruhr-Weiden blieben als Inselbäume im neuen Gewässerverlauf stehen. So konnten viele steile Uferanrisse sowie das Potenzial für zukünftige Sturzbäume und Totholz geschaffen werden.



**Abb. 6: Mengen Wiese**

**Foto: Stadt Arnsberg 2019**

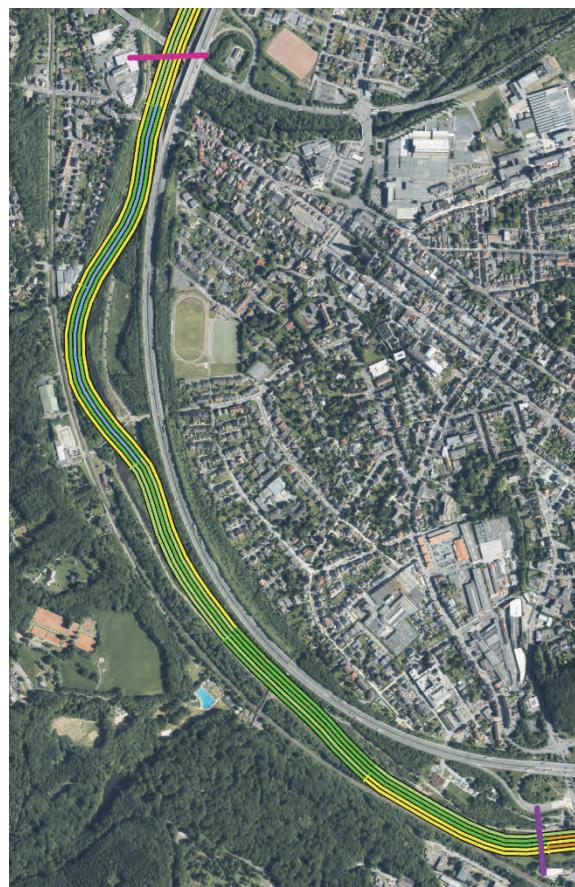


**Abb. 7: Altes Feld**

**Foto: A. Gieseke 2008**



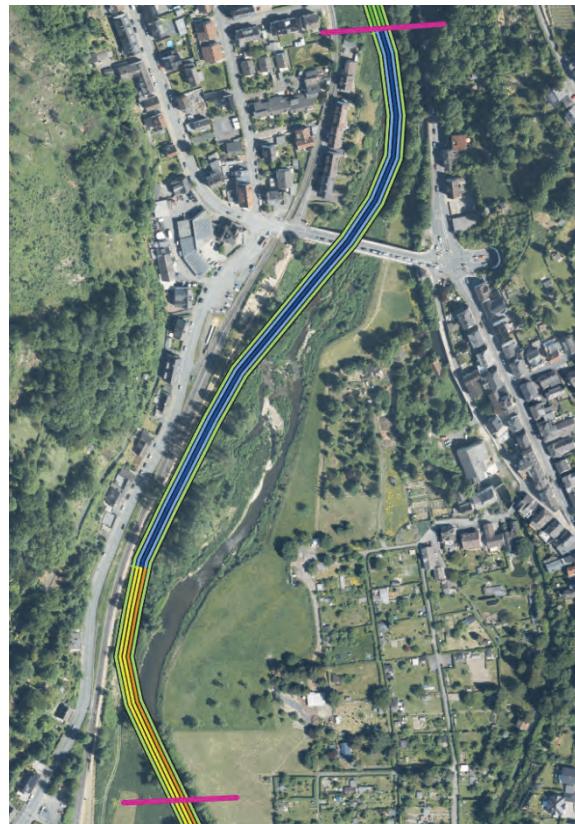
**Abb. 8: Binnerfeld 1.-4. BA. 2000 verändert nach Geobasis NRW**



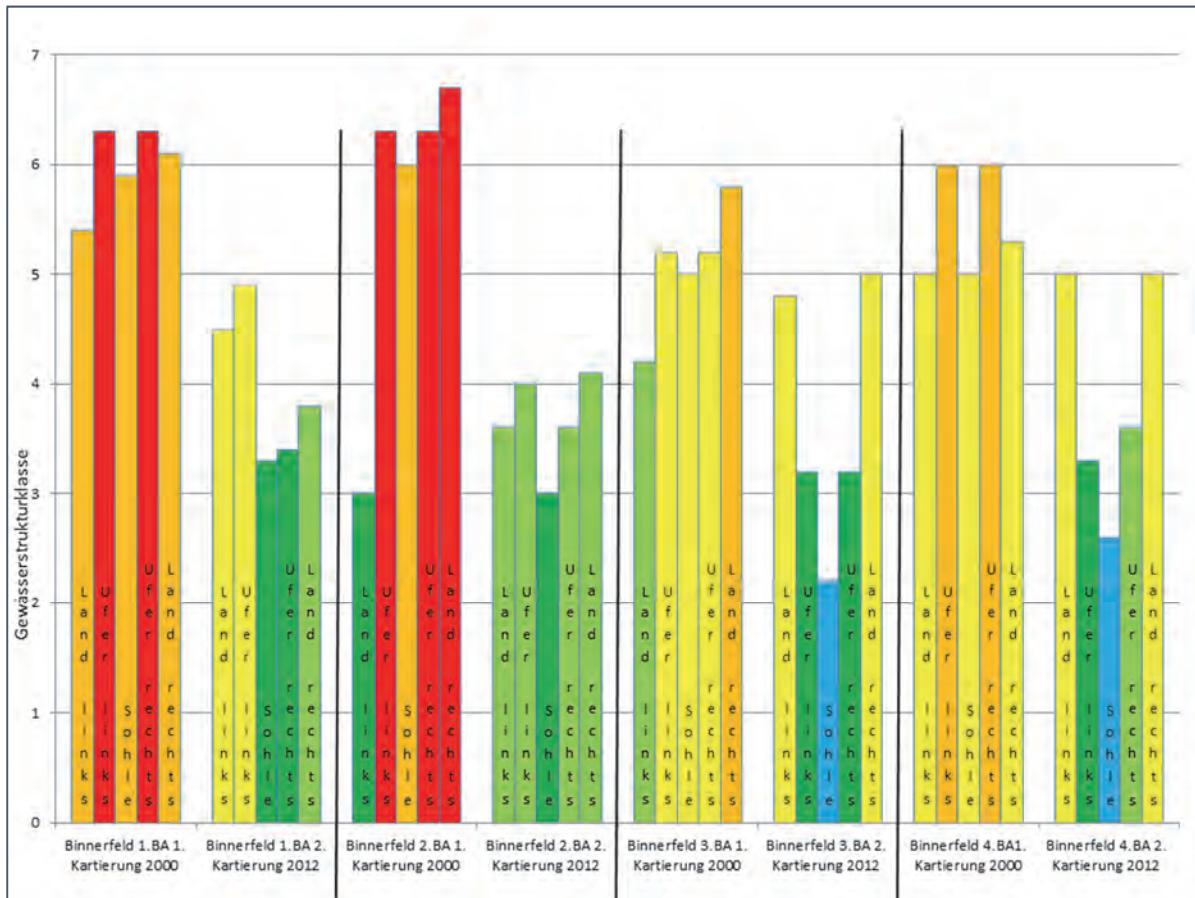
**Abb. 9: Binnerfeld 1.-4. BA. 2012 verändert nach Geobasis NRW**



**Abb.10: Jägerbrücke 2000 verändert nach Geobasis NRW**



**Abb. 11: Jägerbrücke 2012 verändert nach Geobasis NRW**



**Abb. 12: Ergebnisse der Gewässerstrukturkartierung Binnerfeld, 1.-4. BA. Kartierungen in den Jahren 2000 (Vorzustand) und 2012 (nach den Renaturierungsmaßnahmen)**

Für die Renaturierung der "Jägerbrücke" im Jahre 2010 konnten alle Erfahrungen der vorgenannten Gewässermaßnahmen berücksichtigt werden. Auf einer Länge von 800 m wurden 136.000 m<sup>3</sup> Bodenmassen bewegt. Das Gewässer wurde stellenweise auf die vierfache Breite über Laufverzweigungen, Kiesinseln und Steilufer aufgeweitet (s. Abb. 14). Auch hier wurde der alte Gewässerverlauf durch ein Kiesdepot verschlossen. In der funktionalen Einheit Sohle ergaben sich Verbesserungen von 2,1 Klassen, beim Ufer links Verbesserungen um 1,7 Klassen beziehungsweise 0,9 rechtsseitig (s. Abb. 5 links). Während die Nutzung des Umfeldes rechts nicht verändert werden konnte, ergaben sich deutliche Verbesserungen von 1,4 Klassen im Umfeld links, da hier das Gewässer nach Westen verschwenkt wurde.



Abb. 13: Binnerfeld 3. BA

Foto: NZO 2011



Abb. 14: Jägerbrücke

Foto: NZO 2011

## Diskussion

Der Vergleich aller Renaturierungsstrecken zeigt deutlich, dass die Renaturierung Jägerbrücke im Ergebnis die besten absoluten Bewertungen aufweist (s. Abb. 5 links). Die größten Klassensprünge weist jedoch die Renaturierung Binnerfeld (s. Abb. 12) auf, die vom Vorzustand "sehr stark verändert" ausgegangen war. Betrachtet man in der Detailanalyse die Bauabschnitte 1-4 von Binnerfeld, ergibt sich ein ähnliches Bild. Absolut betrachtet sind die Abschnitte drei und vier nach der Renaturierung jene mit der besten Bewertung („Sohle“ Klasse 2). Demgegenüber waren beim Vorzustand der Bauabschnitte eins und zwei die Strukturklassen sechs und sieben vorherrschend, die sich jetzt deutlich Richtung drei und vier verbessert haben. Diese Zusammenhänge verdeutlicht das Diagramm in der Abbildung 15. Die Veränderungen der Gewässerstruktur sind hier als Delta dargestellt. Ist die Differenz im positiven Bereich, haben sich die strukturellen Gewässerzustände verbessert. Im Fall "Altes Feld" sind die Bewertungen für den Bereich der Landnutzung in den negativen Bereich geraten und suggerieren eine Verschlechterung, die es faktisch nicht gegeben hat. Der Grund ist der schon oben beschriebene Sachverhalt der abweichenden Grünlandbewertung von 2000 zu 2012.

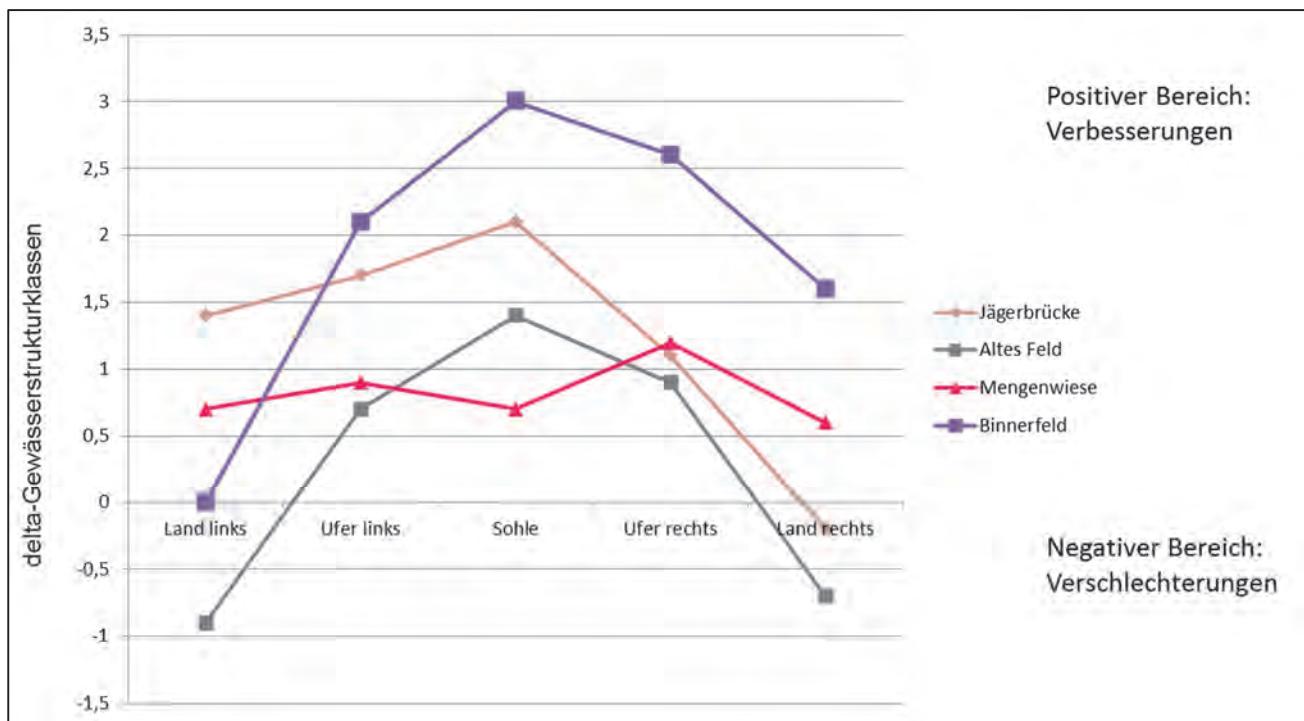


Abb. 15: Veränderung der Gewässerstrukturklassen (delta) aller Renaturierungsstrecken

## Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

In einer abschließenden Gesamtbewertung wird deutlich, dass die Verbesserung der Gewässerstruktur als Klassendurchschnitt deutlich vom Vorzustand der Renaturierung abhängt (s. Abb. 15). Die Verbesserung bewegt sich insgesamt im Bereich von 0,3 Altes Feld bis zu 1,9 Klassen für Binnerfeld (s. Tab. 2). Das Strukturergebnis wird deutlich bestimmt durch die Flächenverfügbarkeit sowie den Umfang des Bodenabtrags zur Schaffung einer Sekundäraue, wo immer dies möglich ist. Dies hängt mit der Verbesserung der Laufentwicklung wie Laufaufweitungen und -gabelungen, Verengungen, Inseln, der Schaffung besonderer Uferstrukturen wie Unterständen, Steilwänden, Sturz- und Prallbäumen sowie der Entwicklung von besonderen Sohlstrukturen wie Verzweigungen, Tiefgräben, Pool und Makrophytenpolster zusammen.

**Tab. 2: Strukturklassenverbesserung aller Renaturierungsstrecken bezogen auf den finanziellen Aufwand.**

Renaturierung	Jahr	Länge(m)	Bodenabtrag (m <sup>3</sup> )	mittl. Bodenabtrag (m <sup>3</sup> )/ 100 m	Baukosten (€)	Kosten/ 100 m	Strukturverbesserung (Klassen)	Grunderwerbskosten (€)
Mengenwiese	2004(08)	700	12.000	1.714	1.193.030	170.433	0,8	122.710
Altes Feld	2004(08)	1700	30.000	1.765	560.300	32.959	0,3	175.000
Binnerfeld gesamt	2007-12	2800	120.000	4.286	4.580.000	163.571	1,9	Eigentum
Jägerbrücke	2010	800	36.000	4.500	992.000	124.000	1,2	200.000

Tabelle 2 zeigt die erheblichen Abhängigkeiten der erreichten Gewässerstrukturverbesserung vom Umfang des Bodenabtrags zur Schaffung der Sekundäraue, was regelmäßig nur durch Eigentum / Grunderwerb am Gewässer erreicht werden kann. Da leider im Regelfall die Primäraue nicht aktiviert werden kann, weil sich die Gewässer durch den jahrhundertelangen Ausbau deutlich eingetieft haben, ist somit bei Flächenverfügbarkeit die Schaffung einer Sekundäraue das Mittel der Wahl, hydromorphologische Zustände des Gewässers nachhaltig zu verbessern und die Gewässerdynamik mit Geschiebetransport und seinen morphologischen Auswirkungen wieder in Gang zu setzen.

## Danksagung

Grundlage für diesen Beitrag war die vom Verfasser betreute Bachelorarbeit von Markus Jüngst an der Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Landschafts-, Wasser- und Stoffhaushalt. Ich danke Herrn Jüngst für die Überlassung der Grundlagendaten sowie Herrn Dieter Hammerschmidt vom Fachdienst Umwelt / Ressourcenschutz der Stadt Arnsberg für ein aktuelles Luftbild der Ruhr.

## Literatur

- Dußling, U. (2009): Handbuch zu fiBS. – Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15.
- LANUV (2012): Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, (Hrsg.) Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen, Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer (LANUV Arbeitsblatt 18), Recklinghausen.
- LAWA (2004): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL - Teil II Endbericht. Bearbeitung: umweltbüro essen
- MUNLV (2009): Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, (Hrsg.): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer, Teil A, Grundlagen, Probenahme, mess- stellen- und parameterbezogene Bewertung; Düsseldorf.
- NZO (2018): Renaturierung der Ruhr in Arnsberg, Untersuchungen zu Erfolgskontrolle im Jahr 2017, Ergebnisbericht im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg.

## **Erfolgreiche Wiederansiedlung von Makrozoobenthos in einem Tieflandbach?**

*Arlena Dumeier, Ellen Kiel*

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

Zunehmende Landnutzung durch Urbanisierung und Landwirtschaft haben zu veränderten Wasserzyklen, intensivierter Wassernutzung und verminderter Wasserqualität geführt. Diese sowie strukturelle und hydrologische Veränderungen der Fließgewässer resultieren oft in einer reduzierten Biodiversität oder veränderten Habitatausstattungen und degenerierten Artgemeinschaften. Die seit Jahren durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen zielen deshalb auf eine verbesserte Wasserqualität, größere Substrat- und Strömungsdiversität, die horizontale Konnektivität sowie den Schutz bestimmter aquatischer Tier- und Pflanzenarten ab. Jedoch führte nicht jede der bisher durchgeführten Maßnahmen zu einer erfolgreichen, gewässertypspezifischen Wiederbesiedlung. Eine Ursache dafür ist, dass Quellpopulationen für eine Wiederbesiedlung degraderter Gewässerabschnitte fehlen oder zu weit entfernt sind.

In der hier vorgestellten Pilotstudie wurde mit Hilfe natürlicher Substratexponate (NSE) eine künstliche Wiederansiedlung gewässertypspezifischer Makrozoobenthos Arten durchgeführt. Diese erfolgte in drei Umsiedlungsphasen im Frühjahr (2016 und 2017) und im Sommer (2017). Diese Methode nutzt die Substratpräferenzen der Makrozoobenthosarten. Sie siedelten auf zuvor eingebrachten NSEs, die aus Holz-Laub-Mischungen bestanden, um die Tiere nach 6 wöchiger Exposition möglichst schonend aus einem Spenderbach in einen Empfängerbach umzusiedeln. Auf diese Weise konnten je Umsiedlung auf 200 NSEs mehr als 100.000 Individuen übersiedelt werden, insgesamt mehr als 350.000 Individuen auf den 600 NSEs in allen Versuchen. Unter den Besiedlern befanden sich insgesamt 24 Arten der bewertungsrelevanten Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera.

AQEM-Beprobungen des Empfängerbachs sowie Versuche zur Besiedlung von NSEs im Empfängerbach oberhalb und unterhalb der Wiederansiedlungsstrecke sollen darstellen, ob Spenderbacharten sich im Empfängerbach ausbreiten. Quantitative Erfolgskontrollen sollen zusätzlich Aufschluss darüber geben, ob die Anzahl der umgesiedelten Arten einen stabilen Populationsaufbau möglich macht.

## **Libellenzönosen im Vergleich renaturierter und nicht renaturierter Abschnitte in zwei großen Fließgewässern in NRW**

*Julian Enß<sup>1</sup>, Armin Lorenz<sup>1</sup>, Ralf Joest<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Aquatische Ökologie, Universitätsstraße 5, 45141 Essen,  
[julian.enss@stud.uni-due.de](mailto:julian.enss@stud.uni-due.de)

<sup>2</sup> Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU), Teichstraße 19,  
59505 Bad Sassendorf

Bei der Evaluierung von Fließgewässerrenaturierungen spielt das Makrozoobenthos eine herausragende Rolle. Während bei fast allen Vertretern dieser Gruppe nur geringe Reaktionen auf Renaturierungen beobachtet werden, liegen für die Ordnung Odonata aufgrund der methodisch bedingten, prozentual geringen Beprobung ihrer Habitate und zusätzlich ihrer generell geringen Abundanzen nur wenige belastbare Daten vor.

Daraus ergibt sich die Frage, inwiefern aktuelle Erkenntnisse über Auswirkungen von Renaturierungen auf das Makrozoobenthos auch für die Ordnung Odonata bestand haben, oder diese anders auf Renaturierungsmaßnahmen reagieren und sie dadurch ferner sogar eine besondere Indikatorfunktion innehaben könnten.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden die Libellenzönosen in renaturierten und zum Vergleich in degradierten Gewässerabschnitten der zwei großen Fließgewässer Ruhr und Lippe in NRW untersucht.

Dazu wurden unter standardisierten Bedingungen einmal pro Monat von Mai 2017 bis September 2017 an insgesamt 52 Probstellen sowohl Nachweise bodenständiger, in entsprechendem Abschnitt geschlüpfter Arten über Belegerfassung der aufgefundenen Exuvien als auch Nachweise der Imagines über Sichtbeobachtungen durchgeführt.

Im Vortrag werden die Ergebnisse präsentiert und im Anschluss kritisch diskutiert.

# **Welche Relevanz haben Biozid-Einträge aus Antifouling-Beschichtungen durch Sportboote für unsere Gewässer?**

*Michael Feibicke<sup>1</sup> & Burkard Watermann<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> Umweltbundesamt (Berlin-Marienfelde) michael.feibicke@uba.de

<sup>2</sup> LimnoMar (Hamburg) watermann@limnomar.de

**Keywords:** Antifouling, Sportboote, Kupfer, Zink, Verbrauch, Emission

## **Einleitung**

### ***Fouling und Antifouling***

Unter Wasser werden Oberflächen durch verschiedenste Organismen schnell besiedelt: Nach Anlagerung organischer Stoffe und einer Erstbesiedelung durch Bakterien folgen in der Sukzession Mikroalgen, tierische Einzeller und kleine Invertebraten. Je nach Versorgung mit Energie (z. B. Licht), Nährstoffen bzw. Nahrung etablieren sich weitere Vertreter der Makroflora und -fauna. In Abhängigkeit von örtlichen Strömungsbedingungen können sich Riff-ähnliche Gemeinschaften ausbilden.

Dieser Bewuchs wird auf untergetauchten technischen Bauwerken als Fouling bezeichnet. Besteht dieser überwiegend aus Algen (z. B. Fadenalgen), die keine harten Krusten bilden, spricht man Soft-Fouling; dominieren Kalk-abscheidende oder -schalen-bildende Organismen (z. B. Muscheln, Seepocken) liegt sog. Hart-Fouling vor. Weichfouling ist im Inland verbreitet, während Hartfouling im Brack- und Meerwasser häufig auftritt.

Auf Schiffsrümpfen führt dieser Aufwuchs zur Verringerung der Fahrgeschwindigkeit oder zu erhöhten Treibstoffkosten und kann außerdem das Rumpfmaterial gefährden. Daher wurden bereits im Altertum unterschiedlichste Gegenmaßnahmen ergriffen (Laidlaw 1952), die als heute Anti-Fouling-Systeme bezeichnet werden.

### ***Biozid-basierte Antifouling-Systeme***

Heutzutage dominieren Biozid-haltige Unterwasserrumpfbeschichtungen, die in unterschiedlichen Ausmaß Biozide freisetzen und so in die Gewässer gelangen. Vor der Jahrtausendwende wurden im marinen Bereich hochwirksame und persistente Zinn-organische Verbindungen wie das Biozid Tributylzinnoxid (TBTO) eingesetzt, die u.a. Muscheln und Schnecken im Küstenbereich stark schädigten. Nach ihrem endgültigen Verbot 2003 durch die International Maritime Organization (IMO) dominierten seitdem anorganische Kupfer-Verbindungen (z. B. Cu, Cu<sub>2</sub>O, CuSCN) oftmals in Kombination mit weiteren organischen Co-Bioziden (z. B. Irgarol®, Diuron) (Readman 2006). Diuron und Irgarol® dürfen mittlerweile im Bereich der Europäischen Union (EU) als Biozide nicht mehr eingesetzt werden. Aktuell werden weitere metall-organische Wirkstoffe (Cu-Pyrithion, Zineb) sowie rein-organische Wirkstoffe (Tolylfluanid, Dichlofluanid und DCOIT) verwendet. Zink-Pyrithion, Tralo-

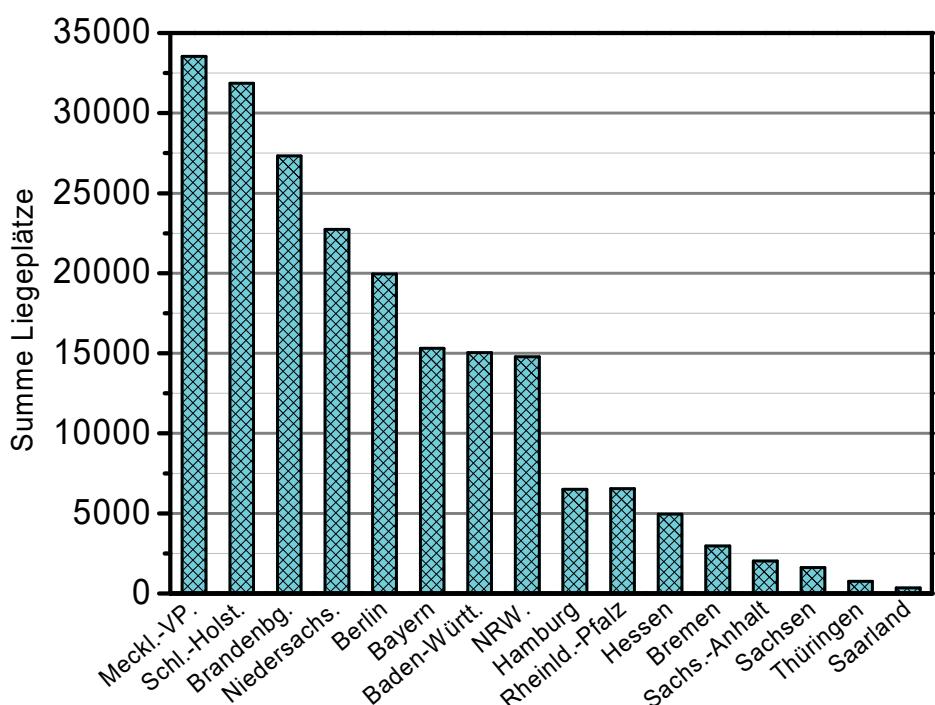
pyril und Medetomidin sind als Wirkstoffe bereits zugelassen bzw. befinden sich im Zulassungsverfahren (Feibicke et al. 2018). Einsatz und Zulassung von Biozidwirkstoffen und -produkten werden durch die EU-Biozid-Produktverordnung No 528/2012 geregelt.

Ein weiterer Bestandteil in Bootsbeschichtungen ist das Zinkoxid, das biozide Eigenschaften aufweist (Karlsson & Eklund 2004). Es muss aber nicht als Biozid eingestuft werden, wenn es aufgrund erklärter anderer Eigenschaften (weißes Pigment, Binder, usw.) der Formulierung zugesetzt wurde (CEPE 2011). Somit dürfen derzeit Produkte, die nur Zinkoxid enthalten, als Biozid-frei im Sinne der EU-Biozid-Produktverordnung bezeichnet werden. Wegen dieser Sonderstellung wird Zinkoxid im Folgenden immer zusätzlich neben den Bioziden aufgeführt.

### **Fragestellung**

2012 wurde erstmals ein bundesweiter Zensus des Sportbootbestandes im Rahmen eines Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes (Watermann et al. 2015, FKZ 3711 67 432) durchgeführt. Danach werden an deutschen Küsten, Ästuaren und im Inland insgesamt ca. 206.000 Liegeplätze von Sportbooten genutzt, die aufgrund ihrer Bootsgröße mit Antifouling-Systemen ausgerüstet werden (Daehne et al. 2017).

Etwa 71% des Sportbootbestandes sind davon im Binnenbereich anzutreffen. Die Inlandsliegeplätze konzentrieren sich in Gewässer-reichen Gegenden, oft auch in Nähe größerer Städte. Diese Verdichtungsräume repräsentieren in Summe über 100.000 Boote. Damit hat die Sportbootnutzung im Süßwasser für Deutschland einen hohen Stellenwert (Daehne et al. 2017). Die Verteilung auf einzelne Bundesländer ist in Abb. 1 dargestellt.



**Abb. 1: Anzahl der Liegeplätze für Antifouling-relevante Sportboote nach Bundesländern gruppiert**  
**(Quelle: Watermann et al. 2015)**

Im Gegensatz zu Ländern wie Schweden gibt es in Deutschland kein nationales Produktregister, in dem die Verbrauchsmengen von Stoffen anwendungsbezogen erfasst werden. Somit waren bisher auch keine Informationen zum Jahresverbrauch von Antifoulingprodukten oder zu einzelnen bioziden Wirkstoffgruppen verfügbar. Ferner lagen bisher auch keine Informationen über die Größenordnung der Gewässerbelastung durch die Freisetzung von Bioziden aus den Antifouling-Beschichtungen vor.

Im Folgenden werden Bilanzierungsansätze und -ergebnisse vorgestellt, mit denen diese Fragen beantwortet werden. Neben den Verbrauchsmengen werden auch die Emissionen einzelner Antifouling-Inhaltsstoffe für Kupfer und Zink in die Gewässer erstmals quantifiziert und deren ökotoxikologische Relevanz diskutiert. Ferner werden potenzielle Maßnahmen vorgestellt, die zur Senkung der Emissionen von Kupfer- sowie von Biozid-haltigen Antifouling-Systemen führen.

## Material und Methoden

### *Datengrundlage und Auswertungsansätze*

Ergebnisse und Methoden zur nationalen Bestandserhebung sowie zum Screening von Biozid- und Zinkgehalten im Hafenwasser von 50 Marinas finden sich in Watermann et al. (2015) (Abschlussbericht inkl. Datensätzen zu allen Marinas online verfügbar).

Analytische Methoden, Modellansätze zur Berechnung der Verbrauchs- und Emissionsmengen sind in Daehne et al. (2017) publiziert. Neben einem Europa-weiten Vergleich zu Bootsbeständen und Antifouling-Verbrauch sind dort auch die bioverfügaren Anteile der Kupfer- und Zinkgehalte im Wasser mithilfe des Bioavailability Tool V. 3.4 (<http://bio-met.net>; Arche, Belgien; WCA, UK), basierend auf dem Full Biotic Ligand Model (BLM) (DiToro et al. 2001, Paquin et al. 2002), dokumentiert, mit denen lokale Umweltqualitätsstandards (local EQS; Environmental Quality Standard) unter Einbeziehung weiterer Wasserqualitätsparameter (pH, DOC, Ca) berechnet wurden. Diese ortsangepassten EQS waren z.T. sensitiver als ein allgemeiner PNEC (Predicted No Effect Concentration), wie er durch das ECI (2018) für Kupfer abgeleitet wurde.

Weitere ergänzende Angaben zur Durchführung des bundesweiten Zensus, Plausibilitätsprüfung und Erläuterungen zur Modellbildung der Stoffbilanzen finden sich in Feibicke et al. (2018) sowie im folgenden Kapitel.

## Ergebnisse und Diskussion

### *Verbrauch von Antifouling-Produkten, Bioziden und Zinkoxid*

Der bundesweite Jahresverbrauch von Antifouling-(AF)-Produkten wurde aus der Anzahl der Sportboote, der Unterwasserrumpfflächen, der Farbergiebigkeit je Fläche, der Anzahl der Farbanstriche und der physikalischen Dichte der Produkte berechnet. Da die Bootsgrößen im Süßwasser deutlich kleiner als im Salzwasserbereich sind, wurde die Berechnung anhand der Unterwasser-(UW)-Rumpfflächen jeweils differenziert (Daehne et al. 2017). Der Verbrauch einzelner Biozide und Zinkoxid wurde mittels der jährlich aktualisierten Produktpaletten, die das aktuelle Marktangebot näherungsweise abbilden, berechnet (Daehne 2011, 2012; LimnoMar 2013). Dabei wurden Biozid- und Zinkoxid-freie Produkte mengenmäßig ausgeklammert, deren Anteil nach Expertenschätzung zum damaligen Zeitraum höchstens 10% der Verbrauchsmenge ausmachte. Zu dieser Gruppe gehören die Nano-

sowie Antihalt-basierten Produkte. Aus den restlichen 90% der Verbrauchsmenge wurde der Verbrauch von Bioziden sowie Zinkoxid anhand ihre spezifischen Marktanteilen in der Produktpalette und ihren mittleren spezifischen Gewichtsanteilen berechnet.

Danach werden insgesamt für ca. 206.000 Sportboote mit einer Gesamt-Unterwasserbootsfläche von 4.96 Mill. m<sup>2</sup> jährlich rund 784 t Antifouling-Produkte verbraucht. Die Wirkstoffmenge aus Bioziden und Zinkoxid beträgt in Summe etwa 248 t. Um eine Fehler-robuste Abschätzung zu erhalten, wurden die Biozide in zwei Gruppen als anorganische Kupferverbindungen und „restliche Biozide“ zusammengefasst. Auf Jahresbasis wurden somit etwa 179 t anorganische Kupferverbindungen (entspricht 141 t Kupfer), 49,5 t Zinkoxid (entspricht 41 t Zink) und nur 19 t „restlichen Biozide“ verbraucht. Der hohe Anteil anorganischer Kupferverbindungen leitet sich zum einen aus ihrer hohen Marktpräsenz von 75% und zum anderen aus ihrem hohen Gewichtsanteil von 30% in den Produkten ab.

### ***Emissionen von Kupfer und Zink durch Sportboote***

In der Berufsschifffahrt kann davon ausgegangen werden, dass aus Gründen der Wirtschaftlichkeit die Hochseeschiffe im marinen Bereich bereits etwa 90% ihrer Antifoulingbeschichtung auf dem Bootsrumpf eingebüßt haben, bevor sie ins Dock gehen (Haslbeck & Ellor 2005). Für die Sportbootflotten ist eine Abschätzung der Stofffreisetzung sehr viel schwieriger, da diese von verschiedenen Faktoren abhängig ist, wie z. B. Bootstyp und -material, Beschichtungstyp, Bootsgeschwindigkeit, Nutzungsintensität, Salzgehalt. Standardisierte Freisetzungsstudien aus dem Labor sind hierzu nicht aussagkräftig und es gibt nur einzelne *in-situ*-Freisetzungsstudien für wenige Biozide und Bootstypen, die sich zudem auf den marinen Bereich beschränken.

In der vorliegenden Studie wird daher ein pragmatischer Ansatz gewählt, der auch für die Niederlande angesetzt wurde (Rijkswaterstaat-WVL 2015). Danach wird ein 50% Verbrauch der Wirkstoffe zugrunde gelegt, der die Stofffreisetzung aus der Deckschicht während der Bootssaison (Gebrauchsphase: Liegeplatz + Fahrbetrieb) repräsentieren soll. Danach bemessen sich die nationalen Jahreseinträge auf etwa 70,5 t Kupfer und 20 t Zink (jeweils aus ihren Verbindungen umgerechnet). Weitere Emissionen z. B. durch die in Deutschland verbotene Hochdruckreinigung auf der Slip sowie durch Reparatur- und Wartungsarbeiten an Land, die auch das Hafenwasser belasten können, werden für diese Berechnung ausgeklammert, da sie aus der Sicht der Autoren z.Z. nicht quantifizierbar sind. Studien aus Schweden zeigen aber, dass es zu hohen Belastungen kommen kann (Eklund et al. 2014).

### ***Wie realistisch ist die mittels Top-Down-Ansatz berechnete Freisetzungsmenge für Kupfer?***

Mit Hilfe mobiler Röntgenfluoreszenz-Analysegeräte lassen sich Metalle zerstörungsfrei z. B. auf Bootsrümpfen oder Böden quantifizieren. Ytreberg et al. (2017) hat so u.a. die Freisetzung von Kupfer aus AF-beschichteten Epoxid-Kacheln, die im Hafenwasser von Marinas im Ostseeraum exponiert waren, über eine Saison gemessen. Getestet wurden Kupfer-ärmere Antifouling-Produkte, wie sie bereits heute in Schweden auf dem Markt sind, sowie ein Produkt mit hohem Kupferanteil, wie es typischerweise derzeit auf dem deutschen Markt angeboten wird. Aus den hier für Deutschland abgeleiteten Kupferemissionen, der gesamten UW-Bootsfläche und einer mittleren Saisondauer von 183 Tagen errechnet sich eine mittlere Freisetzungsraten von 7,8 µg Cu/cm<sup>2</sup>/d. Rechnet man die Daten von Ytreberg et al. (2017) auf ihre Expositionszeit von etwa 155 Tagen um, so liegt die hier aus Verbrauchsdaten abgeleitete Freisetzungsraten mitten im Streubereich der Messdaten des Produkttyps mit hohem Kupferanteil von etwa 4,4 - 11,1 µg Cu/cm<sup>2</sup>/d. Dies stützt den hier gewählten Ansatz zur Emissionsschätzung.

## ***Anteil von Kupfer- und Zinkemissionen durch Sportboote an bundesweiten Metallfrachten***

Anhand von Daten zum Gewässermonitoring und Wasserabfluss werden die bundesweiten Schwermetalleinträge aus Punkt- und diffusen Quellen mit Hilfen von Modellen berechnet (Umweltbundesamt 2017). Im Zeitraum 2012-2014 betragen die Frachten für Zink 2540 t/a und für Kupfer 370 t/a. In Relation dazu erreichen die Sportbootemissionen von 20 t für Zink nur 0,8% der Jahresfracht, während die 70,5 t Kupfer immerhin anteilig 19% erreichen. Dies unterstreicht die große bundesweite Bedeutung der Kupfereinträge durch Sportboote in die Gewässer.

## ***Welche ökotoxikologische Relevanz haben die Kupfereinträge?***

Im Sommer 2013 wurde bundesweit an 50 Sportboothäfen ein Screening durchgeführt, in dem einmalig Hafenwasserproben in 0,5 m Tiefe auf aktuell zugelassene Antifouling-Biozide und Zink untersucht wurden (Watermann et al. 2015). Für Irgarol, dessen Anwendung seiner Zeit noch erlaubt war, wurde der MAC-EQS von 16 ng/l (maximum allowable concentration; nach EU-WRRL) an 10% der Messstellen überschritten. Bei Kupfer (aus filtrierten Wasserproben gemessen) lagen 20% der Messstellen über den lokalen EQS, die standortspezifisch mittels weiterer Wasserparameter berechnet wurden und im Bereich von 1 - 6 µg/l lagen (Daehne et al. 2017).

Die Metallgehalte in Schwebstoffen, die im Rahmen des Monitoring der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) ermittelt werden, lagen im Zeitraum 2013-2015 an 11% der Messstellen über der nationalen Umweltqualitätsnorm (UQN, Jahresmittel, nach OGewV) von 160 mg Cu/kg (Umweltbundesamt 2017). Diese Messstellen liegen i.d.R. an Mittel- und Unterläufen der Flusseinzugsgebiete. Diese Überschreitungen der Umweltqualitätsstandard für Kupfer auf lokaler und regionaler Ebene zeigen Risiken für die aquatische Umwelt an. Die Emissionen durch Sportboote stellen dabei einen relevanten Anteil.

## ***Wie lassen sich Kupfereinträge durch Sportboote reduzieren?***

In den Niederlanden bestand von 2000-2004 ein Verbot für die Anwendung von Kupfer im Sportbootbereich. Noch 2013 - Jahre nach Aufhebung des Verbots - lag der Gewichtsanteil von anorganischen Kupferverbindungen in Relation zum Gesamtbiozidverbrauch nur bei 53% (Rijkswaterstaat-WVL 2015). In Deutschland hingegen lag er im gleichen Zeitraum bei 90% (Daehne et al. 2017) (jeweils ohne Zinkoxid-Anteil).

In Schweden ist die Anwendung von Kupfer in AF-Produkten regional nach Fouling-Druck und Schutzgrad des Gewässers geregelt: Bei höherem Fouling-Druck an der Westküste dürfen aktuell Produkte mit hohen Kupferanteilen angewendet werden. An der Ostküste mit ihren geringeren Salzgehalten sind nur Produkte mit reduzierten Kupferanteil erlaubt, während im nördlichen Teil des Bottnischen Meerbusens bei nahezu ausgesüßten Bedingungen sowie im Binnenbereich keinerlei Kupfer-haltige AF-Produkte angewendet werden dürfen. Im Inland sind jegliche Biozid-haltigen AF-Produkte verboten (BONUS CHANGE 2017).

In Deutschland jedoch gibt es bisher nur eine kleine Region in Schleswig-Holstein, wo bereits 2000 ein Anwendungsverbot für alle „toxisch wirkenden Unterwasseranstriche“ erteilt wurde (LVO Wakenitz und Ratzeburger Seen 2000). Im restlichen Teil der Republik können derzeit alle auf dem deutschen Markt verfügbaren AF-Systeme angewandt werden, so dass Produkte mit hohem Kupferanteil für marine Bereiche z. B. auch am Bodensee zum Einsatz kommen.

## **Was tun?**

Zentrale Adressaten sind Sportbooteigner, Vereine sowie Hafenbetreiber. Hier sind das Wissen um die Gefahren und ein sorgsamer Umgang mit Biozid-haltigen Produkten zum Schutz von Natur und Gesundheit weiter auszubauen. Die Sportbootverbände als wichtige Moderatoren sind dem Thema gegenüber aufgeschlossen und in diese Aktivitäten zu integrieren.

Insbesondere für den Binnenbereich sind Biozid- und Zink-freie Alternativen auf Praxistauglichkeit zu prüfen. Aus der Sicht der Bootseigener hängt die Produktauswahl u.a. vom Bootsrevier (Foulingdruck), Bootstyp, verfügbarer Hafeninfrastruktur (Slipanlage, Kran) und Nutzungsintensität (Bootsnutzung, Bereitschaft zum Reinigen während der Saison) ab. In den vergangenen Jahren wurden bereits einige Biozid- und Zink-freie Alternativen als AF-Systeme entwickelt, die ihre Wirksamkeit in der Praxis bereits nachweisen konnten (BONUS CHANGE 2017, Feibicke et al. 2018). Projekte zur Praxistauglichkeit, wie sie z. B. von der DBU in der Vergangenheit gefördert wurden (z. B. Watermann et al. 2016), lieferten wertvolle Ergebnisse. Ferner sind Informationen z. B. zum sicheren und Umwelt-schonenden Umgang mit AF-Produkten und deren Einsetzbarkeit sowie zur Verbreitung regional unterschiedlicher Fouling-Gemeinschaften („Bewuchsatlas“) zu bündeln und den Wassersportlern anzubieten. Das Umweltbundesamt wird hierzu tätig werden und sein Internetangebot ausbauen.

Die Hersteller sind gefragt, auch auf den deutschen Markt kupferarme AF-Produkte anzubieten und generell die Entwicklung Biozid- und Zink-freier Anwendungen voranzutreiben. Bund und Länder sollten zudem die Einführung regionaler Regelungen und Beschränkungen in Hinblick auf Fouling-Druck und Schutzstatus der Gewässer prüfen. Im Binnenbereich, wo i.d.R. ein geringer Foulingdruck besteht, sollte nicht nur ein Verbot Kupfer-haltiger AF-Produkte, sondern ein generelles Verbot Biozid- und Zinkoxid-haltiger AF-Produkte auf der Agenda stehen. Für den Bootseigener als Konsument wäre eine Hersteller übergreifende einfache Kennzeichnung der AF-Produkte, z. B. als Ampelsystem, sehr hilfreich, um eine schnelle und einfache Orientierung bei der Produktauswahl zu erreichen. Darüber hinaus zeigt das Beispiel der „Wakenitz-Verordnung“ (s.o.), dass bereits jetzt schon für einzelne schützenswerte Regionen Sonderregelungen durch Bundesländer umsetzbar sind.

## **Zusammenfassung**

Erstmals wurde der bundesweite Verbrauch von Antifouling-Produkten und einzelner Wirkstoffgruppen für den Sportbootbereich anhand des Gesamtbestandes von 206.000 Booten quantifiziert. Danach beläuft sich der Farbverbrauch für die äußere Unterwasserdeckschicht auf jährlich 794 t. Darin sind ca. 50 t Zinkoxid und ca. 198 t Biozide enthalten. Anorganische Kupferverbindungen stellen mit 179 t den weitausgrößten Anteil.

Systembedingt gelangt ein relevanter Anteil dieser Stoffe während der Bootssaison in die Gewässer. Legt man eine Emission von 50% des Jahresverbrauchs zugrunde, so werden jährlich etwa 9,5 t organische Biozide, knapp 71 t Kupfer und ca. 20 t Zink (jeweils nur auf Metallanteil bezogen) freigesetzt. Die bundesweiten Gesamteinträge von Kupfer aus Punkt- und diffusen Quellen belaufen sich im gleichen Zeitraum auf 370 t/a, so dass der 19%ige Anteil durch Sportboote einen relevanten Beitrag darstellt. Darüber hinaus weisen Überschreitungen von Umweltqualitätsstandards auf lokaler und regionaler Ebene schon jetzt Risiken für die aquatische Umwelt aus.

Vergleiche mit anderen Ländern wie Schweden zeigen, dass Regelungen, die am Fouling-Druck und am Schutzstatus der Gewässerregionen ausgerichtet sind, sich auch für Deutschland anbieten. Zudem werden am Markt zunehmend Biozid- und Zinkoxid-freie Alternativen angeboten.

Darüber hinaus bietet sich hier mit einem inländischen bundesweiten Sportboot-Anteil von 71% und Inlandsregionen mit hoher Bestandsdichte auch ein interessantes Arbeitsfeld für eine Vielzahl angewandter limnologischer Fragestellungen an.

## Literatur

- CEPE (2011): Zinc oxide use in antifouling products. 2nd September 2011. CEPE/JW/20110902. [http://cepe-mye-team.eudata.be/EPUB/easnet.dll/GetDoc?APPL=1&DAT\\_IM=104C41&DWNLID=110902\\_CEPE\\_Directive\\_interpretation\\_of\\_ZnO\\_use\\_REV.pdf](http://cepe-mye-team.eudata.be/EPUB/easnet.dll/GetDoc?APPL=1&DAT_IM=104C41&DWNLID=110902_CEPE_Directive_interpretation_of_ZnO_use_REV.pdf)
- BONUS CHANGE (2017): Changing leisure boat antifouling practices in the Baltic Sea. Results from the Bonus Change project. Strand, H., Solér, C., Dahlström, M. (Eds.). EU-Project. 1.1.2014-31.12.2017. Project partners: Sweden, Denmark, Finland, Germany. 126 p. [https://www.bonusportal.org/files/6240/BONUS\\_CHANGE\\_final\\_report.pdf](https://www.bonusportal.org/files/6240/BONUS_CHANGE_final_report.pdf) [https://havochksamhalle.gu.se/digitalAssets/1703/1703741\\_rise\\_bonus-change\\_book-final\\_180307.pdf](https://havochksamhalle.gu.se/digitalAssets/1703/1703741_rise_bonus-change_book-final_180307.pdf)
- [ECI] European Copper Institute (2008): Voluntary risk assessment of copper, copper II sulphate pentahydrate, copper (I) oxide, copper (II) oxide, dicopper chloride trihydroxide. European Chemicals Agency (ECHA). <http://echa.europa.eu/de/copper-voluntary-risk-assessment-reports-/substance/464/search/+/term>
- [EU] European Union. 2012. Regulation No 528/2012 of the European parliament and of the council of 22 May 2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products. OJ L 167 (27.6.2012):1-123.
- Daehne, B. (2011): Antifouling-Handbuch. Hamburg: Bewuchs-Atlas 185 p.
- Daehne, B. (2012): Antifouling-Handbuch. Hamburg: Bewuchs-Atlas. 190 p.
- Daehne, D., Fürle, C., Thomsen, A., Watermann, B., Feibicke, M. (2017): Antifouling biocides in German marinas: exposure assessment and calculation of national consumption and emission. Integrated Environmental Assessment and Management 13(5): 892-905. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ieam.1896/epdf>
- Di Toro, D. M., Allen, H. E., Bergman, H. L., Meyer, J. S., Paquin, P. R., Santore, R. C. (2001): Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 1. Technical basis. Environ Toxicol Chem 20:2383–2396.
- Eklund, B., Johansson, L., Ytreberg, E. (2014): Contamination of a boatyard for maintenance of pleasure boats. J Soils Sediments 14:955-967, DOI 10.1007/s11368-013-0828-6.
- Feibicke, M., Setzer, S., Schwanemann, T., Rissel, R., Ahting, M., Nöh, I., Schmidt, R. (2018): Sind kupferhaltige Antifouling-Anstriche ein Problem für unsere Gewässer? Hintergrundpapier: 23 S. [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/421/publikationen/180724\\_uba\\_hg\\_kupferhaltiger\\_antifouling-anstriche\\_bf.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/421/publikationen/180724_uba_hg_kupferhaltiger_antifouling-anstriche_bf.pdf)
- Hasbeck, E.G., Ellor, J.A. (2005): Investigating tests for antifoulants: Variation between laboratory and in-situ methods for determining copper release rates from Navy-approved coatings. JPCL 22(8):34-44.
- Karlsson J, Eklund B (2004): New biocide-free anti-fouling paints are toxic. Marine Pollution Bulletin 49: 456-464.
- Laidlaw, F.B. (1952): The history and prevention of fouling, In: Contribution No. 580 from the Woods Hole Oceanographic Institute.: Marine fouling and its prevention, chapter 23, p.211-223. United States Department of the Navy, Bureau of Ships.
- LimnoMar (2013): Antifouling-Produktliste. Hamburg; 148 p.
- LVO (Landesverordnung) Wakenitz und Ratzeburger Seen (2000): Landesverordnung über die Regelung des Gemeingebräuchs und des Befahrens mit Wasserfahrzeugen auf der Wakenitz und den Ratzeburger Seen. Jan. 2000 GVOBl. Schl.-H. 2000: 130, 8 S.
- Paquin, P.R., Zoltay, V., Winfield, R.P., Wu K. B., Mathew, R., Santore R. C., DiToro, D. M. (2002): Extension of the biotic ligand model of acute toxicity to a physiologically-based model of the survival time of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to silver. Comp Biochem Physiol Part C 133:305-343.
- Readman, J.W. (2006): Development, occurrence and regulation of antifouling paint biocides: Historical review and future trends. In: Konstantinou, I. K. (ed.): Antifouling paint biocides. ISBN-13 978-3-540-31404-2. Springer, Berlin: 15 p. DOI 10.1007/11555148.
- Rijkswaterstaat-WVL (2015): Leisure boat antifoulings (Antifouling recreatievaart [Dutch]). Uitgevoerd door DELTARES en TNO. Lelystad (NL). 9 p. <http://www.emissieregistratie.nl/erpubliek/documenten/Water/Factsheets/Nederlands/Antifouling%20recreatievaart.pdf>
- Watermann, B. (2004): Biozid-freie AF-Produkte. Umweltbundesamt Texte 45/04.

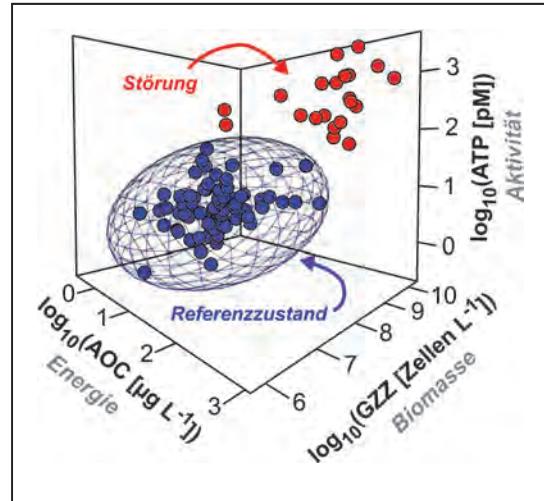
- Watermann, B., Daehne, D., Fürle, C., Thomsen, A. (2015): Sicherung der Verlässlichkeit der Antifouling-Expositionsschätzung im Rahmen des EU-Biozid-Zulassungsverfahrens auf Basis der aktuellen Situation in deutschen Binnengewässern für die Verwendungsphase im Bereich Sportboothäfen. Dessau-Roßlau (DE): Umweltbundesamt Texte 68/2015. 135 p. [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte\\_68\\_2015\\_sicherung\\_der\\_verlaesslichkeit\\_der\\_antifouling\\_0.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_68_2015_sicherung_der_verlaesslichkeit_der_antifouling_0.pdf)
- Watermann, B., Wohltert, B., Daehne, B., Daehne, D., Thomsen, A., Janson, P., Fürle, C. (2016): Erprobung von Reinigungsverfahren für biozidfreie Unterwasserbeschichtungen an Sportbooten in Modellregionen: Unterweser, Dümmer, Ratzeburger See, Zeuthener See. Abschlussbericht DBU-Projekt AZ 32413/01. <https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-32413.pdf>
- Umweltbundesamt (2017): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. Dessau-Roßlau. 128 S. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/gewaesser-in-deutschland>
- Ytreberg E., Lagerström M., Holmqvist A., Eklund B., Elwing H., Dahlström M., Dahl P., Dahlström M. (2017): A novel XRF method to measure environmental release of copper and zinc from anti-fouling paints. Environ Pollut 225: 490-496. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.014>

## Das B-A-E Konzept: Ein Ansatz zur mikrobiologisch-ökologischen Bewertung und Überwachung von Grundwasserökosystemen

Lucas Fillinger, Katrin Hug, Christian Griebler

Helmholtz Zentrum München, Institut für Grundwasserökologie, Ingolstädter Landstr. 1, 85764 Neuherberg,  
lucas.fillinger@helmholtz-muenchen.de, katrin.hug@helmholtz-muenchen.de, griebler@helmholtz-muenchen.de

Grundwasser zählt in weiten Teilen Deutschlands und der Welt zu den wichtigsten Trinkwasserquellen. Grundwasser ist jedoch nicht nur wichtiger Rohstoff, sondern bietet darüber hinaus Lebensraum für eine vielfältige und einzigartige Organismengemeinschaft, die einen Schlüsselbeitrag zur Erhaltung der Grundwasserqualität liefert. Die Anerkennung des Ökosystemstatus von Grundwasser hat sich im Laufe des letzten Jahrzehnts zunehmend auch in der legislativen Wahrnehmung durchgesetzt und ist beispielsweise seit 2006 in der Europäischen Grundwasserrahmenrichtlinien (Richtlinie 2006/118/EG) festgehalten. Daraus ergibt sich, aus Sicht der Forschung, dass die Grundwasserüberwachung zukünftig nicht ausschließlich auf chemisch-physikalischer Basis erfolgen kann, sondern auch der ökologische Zustand erfasst werden muss.



Hierzu bedarf es, wie bereits für die ökologische Überwachung von Oberflächengewässern üblich, geeigneter Bioindikatoren, die zum einen zuverlässig und kostengünstig zu messen sind und gleichzeitig als sensitive Anzeiger für eine Vielzahl von möglichen Störungen, die auf Grundwasser einwirken, dienen. Vor diesem Hintergrund bieten sich vor allem die im Grundwasser ubiquitär anzu treffenden Mikroorganismen an. Das von uns im Rahmen des BMBF-Verbundprojekts *GroundCare* entwickelte B-A-E Konzept beruht aktuell auf drei mikrobiologischen Parametern, die eine ökologisch relevante Zustandsbeschreibung von Grundwasserkörpern ermöglichen und Störungen (d.h. Abweichungen von einem unbelasteten/naturnahen Referenzzustand) sensitiv anzeigen können: die im Ökosystem anwesende mikrobielle Biomasse (**B**) in Form der prokaryotischen Gesamtzellzahl (GZZ); den Aktivitätsstatus (**A**) dieser Biomasse, gemessen als zellinterner ATP-Gehalt; und, ergänzend, die Energie (**E**), die dieser Biomasse zur Verfügung steht in Form des biologisch-assimilierbaren, gelösten, organischen Kohlenstoffs (AOC).

Wir zeigen an repräsentativen Beispielen innerhalb Deutschlands, dass anhand der B-A-E Parameter verschiedenen Grundwasserkörpern ein charakteristischer, mikrobiologischer Fingerabdruck zugeordnet werden kann, und dass unbelastete/naturnahe Grundwassersysteme von beispielsweise organisch belasteten Grundwässern oder von Oberflächengewässern verlässlich unterschieden werden können.

## **River Ecosystem Service Index (RESI) – Analyse und Bewertung der Ökosystemleistung „Habitatbereitstellung“**

*Christine Fischer<sup>1</sup>, Mathias Scholz<sup>1</sup>, Hans D. Kasperidus<sup>1</sup>, Barbara Stammel<sup>2</sup>, Marion Gelhaus<sup>2</sup>, Andrea Rumm<sup>3</sup>, Francis Foeckler<sup>3</sup>, Christian Damm<sup>4</sup>, Peter Horchler<sup>5</sup>, Lars Gerstner<sup>4</sup>, Simone A. Podschun<sup>6</sup> & Martin Pusch<sup>6</sup>*

<sup>1</sup> UFZ - Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Naturschutzforschung, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, mathias.scholz@ufz.de, christine.fischer@ufz.de, hans.kasperidus@ufz.de

<sup>2</sup> Katholische Universität Eichstätt-Ingolstadt, Aueninstitut Neuburg, Schloss Grünau, 86633 Neuburg/Donau, barbara.stammel@ku.de, marion.gelhaus@ku.de

<sup>3</sup> ÖKON - Gesellschaft für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH, Hohenfelser Str. 4, 93183 Kallmünz, foeckler@oekon.com, rumm@oekon.com

<sup>4</sup> Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Institut für Geographie und Geoökologie, Abteilung Aueninstitut, Josefstr.1, 76437 Rastatt, christian.damm@kit.edu, lars.gerstner@kit.edu

<sup>5</sup> Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Horchler@bafg.de

<sup>6</sup> Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, podschun@igb-berlin.de, push@igb-berlin.de

**Keywords:** Flussauen, Biotoptypen, autotypisch, Arten und Lebensräume, Nahe

### **Einleitung**

Flüsse mit ihren Auen erfüllen als multifunktionales Ökosystem eine Vielzahl von Leistungen, die dem Wohlergehen des Menschen dienen. Durch ihre Filterfunktion verbessern sie beispielsweise die Wasserqualität, sie bieten Lebensraum für viele Tier- und Pflanzenarten sowie Retentionsraum für einen vorsorgenden Hochwasserschutz (Scholz et al. 2012, TEEB DE 2015). Seit dem 19. Jahrhundert wurden Flüsse im Rahmen intensiver Nutzung, durch Deichbau und andere flussbautechnische Maßnahmen stark verändert, sodass die Flussauen in Deutschland heute ca. 70% ihres ursprünglichen Überschwemmungsgebietes verloren haben (Brunotte et al. 2009). Diese Nutzungen und Veränderungen können die ökologischen Leistungsfähigkeit von Flussauen erheblich verringern, da unter anderem Lebensräume für Arten- und Lebensgemeinschaften verloren gehen oder sich in ihrer Ausprägung qualitativ verschlechtern, was zu einem starken Rückgang der biologischen Vielfalt (Biodiversität) führt. Zwischen dem Erhalt der Biodiversität in Gewässern und Auen und der intensiven Inanspruchnahme der Güter und Leistungen dieser Ökosysteme durch den Menschen bestehen weltweit Konflikte (Dudgeon et al 2006, Borgwardt et al 2019).

Mit den Ergebnissen des Projekts „River Ecosystem Service Index“ (RESI) (Podschun et al. 2018a, b) wird der wasserwirtschaftlichen, umweltplanerischen und naturschutzfachlichen Praxis eine fach-übergreifende Methodik für die Bewertung von Handlungsoptionen zur Verfügung gestellt. Der RESI untersucht die Auswirkungen von möglichen Management-Maßnahmen in Flussauen auf relevante Ökosystemleistungen (ÖSL) und stellt diese in einem vergleichenden Index gemeinsam dar.

Die ÖSL „Habitatbereitstellung“ betrachtet dabei die funktionelle und strukturelle Qualität flussauen-typischer Habitate, Lebensgemeinschaften und Arten. Die Habitate mit ihrer naturraumtypischen Vielfalt der Tier- und Pflanzengemeinschaften der Natur- und Kulturlandschaft sind dabei Ausdruck der charakteristischen Standortverhältnisse. Mit diversen rechtlichen Regelungen, wie dem Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), der europäischen Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) oder der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) schützt der Mensch diese Naturgüter und bringt dadurch Wertschätzung und Nutzungsinteresse der Gesellschaft zum Ausdruck. Die „Habitatbereitstellung“ wird im RESI-Projekt nicht als Basisfunktion, also Grundlage für alle weiteren ÖSL gewertet, sondern als regulative ÖSL betrachtet.

Für die Bewertung der „Habitatbereitstellung“ im RESI sind aussagekräftige Indikatoren erforderlich, die die Bedeutung für auentypische Arten und Lebensräume beschreiben. Als Basis dafür werden naturschutzfachliche Bewertungskriterien herangezogen. Auf Grundlage von Scholz et al. (2012) wurde im RESI-Projekt mit bundesweit verfügbaren Daten ein Übersichtsverfahren für die ÖSL „Habitatbereitstellung“ weiterentwickelt. Der folgende Beitrag stellt die methodische Herangehensweise bei besserer Datenlage im Rahmen eines Detailverfahrens für die Betrachtung kleinerer Flussauenabschnitte vor. Verwendet wird hier eine Bewertung der ÖSL über Biotoptypen und Tier- und Pflanzenarten als Indikatoren. Biotoptypdaten liegen im Allgemeinen für die betrachteten regionalen Bearbeitungsräume vor, sind aber für größere Gebiete oft nicht flächendeckend oder einheitlich vorhanden. Während Daten zu Artvorkommen oftmals nur in räumlich begrenztem Umfang vorliegen, stellen sie ebenso wertvolle und komplementäre Informationen für eine naturschutzfachliche Bewertung bereit. Diese Indikatoren haben sich für die Bewertung von Auswirkungen von Maßnahmen bewährt, darunter insbesondere Daten zu gefährdeten und/oder naturraum- oder standorttypische (hier = auentypische) Arten und Biotoptypen (u.a. Scholz et al. 2005, Rumm et al. 2016).

Ziel des im RESI-Projekt entwickelten Index zur Bewertung der ÖSL Habitatbereitstellung ist es, Planern und Entscheidungsträgern ein Werkzeug bereitzustellen, das es ermöglicht, neben der Einschätzung des Status-Quo, die möglichen zukünftigen Folgen von Handlungsoptionen auf die ÖSL Habitatbereitstellung vergleichend zu bewerten. Zusammen mit den Bewertungen der weiteren ÖSL des RESI können so Entscheidungsprozesse unterstützt und eine nachhaltige Gewässer- und Auenentwicklung erreicht werden. Im konkreten Testfall wird hier die Flussaue der Nahe hinsichtlich der methodischen Herangehensweise der ÖSL „Habitatbereitstellung“ dargestellt sowie ein Entwicklungsszenario der Wasserwirtschaft bewertet.

## Material und Methoden

### **Untersuchungsgebiet Nahe (Rheinland-Pfalz)**

Das Nahe-Einzugsgebiet hat eine Fläche von rund 4.065 km<sup>2</sup> mit etwa 635.000 Einwohnern. Siedlungsschwerpunkte sind die Bereiche Kaiserslautern, Bad Kreuznach, Idar-Oberstein und Kirn. Der hier betrachtete Untersuchungsraum von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung hat eine ca. 60 km lange Fließstrecke. Die Fläche der betrachteten rezenten Aue beträgt 9,9 km<sup>2</sup> und der Altaue 14,9 km<sup>2</sup> (Brunotte et al. 2009). Die Nahe entspringt im Westen in der Nähe des Bostalsees im Saarland 465 m über NN und mündet nach etwa 120 km Flusslänge bei Bingen in Rheinland-Pfalz in den Rhein. Laut Koenzen (2005) handelt es sich bei der Nahe um den Auentyp eines gefällereichen Flusse der Deckgebirge.

Das Einzugsgebiet der Nahe ist geprägt von ackerbaulicher Nutzung, teilweise mit größeren Anteilen an Grünland, Wald und Weinbau. Die rezente Aue des Untersuchungsgebietes besteht zu 46 % aus

Acker-, Siedlungs-, Verkehrs- und Gewerbebeflächen, 50 % werden als Grünland bewirtschaftet, nur 4 % sind Wälder. Die Nutzungsverhältnisse der Altaue weisen mit knapp 74 % einen deutlich höheren Anteil an Acker-, Siedlungs-, Verkehrs- und Gewerbebeflächen auf (LBM-DE 2012).

### **Szenario**

Die vom Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz ermittelten typspezifischen Gewässerentwicklungsflächen (GEF) geben den notwendigen Flächenbedarf an, um gemäß der WRRL ökologisch funktionsfähige Gewässer auch in der Kulturlandschaft zu integrieren und zu entwickeln. In diesen potenziellen Räumen wird die rezente Aue erweitert und eine naturnahe Entwicklung des Gewässers durch Renaturierungsmaßnahmen angenommen. Dementsprechend wird in diesem Szenario die Landnutzung verändert und dort die heutige potentiell natürliche Vegetation (HpnV) angenommen, wobei Restriktionsflächen (Siedlungs- und Verkehrsflächen) unberührt bleiben. Die HpnV wurde aus dem Auenleitbild von Koenzen (2005) nach Mehl et al. (2012) abgeleitet (Gewässer = 10%, Röhricht = 10%, Niederungswald = 50%, Hochwald = 22%, offen = 2%). Die im Status Quo in den GEF liegenden Flächen der Altaue, wurden für das Szenario als neue rezente Aue ausgewiesen. Somit vergrößert sich die Fläche der rezenten Aue von 14,9 km<sup>2</sup> auf 16,8 km<sup>2</sup>.

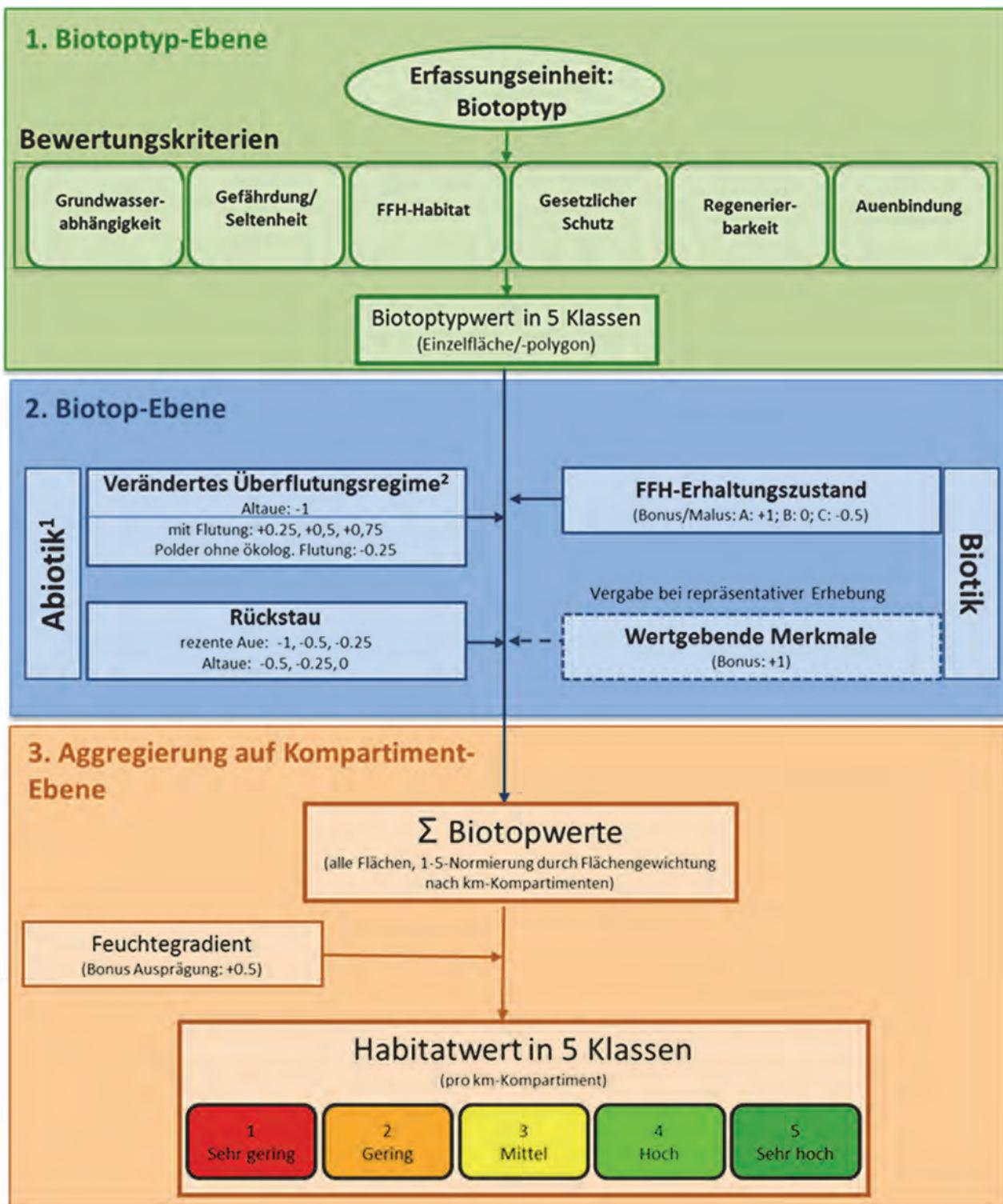
### **Herleitung Index Habitatbereitstellung**

Für den RESI wurde als räumlicher Bezugsraum eine erweiterte und aktualisierte Version der bundesweiten Auenkulisse des BfN verwendet (Brunotte et al. 2009). In dieser sind Fluss-Auen-Segmente mit einer Länge von je 1 km als einheitlicher Bewertungsraum festgelegt, die sich in Längsrichtung in Kompartimente (rezente Aue, Altaue und Fluss) unterteilen lassen. Für den RESI-Habitatindex wurden nur die Kompartimente der rezenten Aue und der Altaue betrachtet und werden im Weiteren als Auen-Kompartimente bezeichnet; Flüsse sind an dieser Stelle nicht in die Betrachtung eingegangen. Die Berechnung der ÖSL Habitatbereitstellung erfolgt in drei Schritten (Fischer et al. 2017, Fischer et al., in prep., Podschun et al. 2018b) (Abbildung 1).

#### **1. Biotoptypenbezogene Bewertung**

Wesentliche Eingangsgröße und maßgebliche Bewertungsgrundlage für den RESI Habitatindex sind Biotoptypen. Um eine bundeseinheitliche Anwendung dieses Index zu ermöglichen, wurden in Flusslandschaften vorkommende Biotoptypen ausgewählt, dem bundesweiten Standard-Biotoptypen-Schlüssel (Finck et al. 2017) zugeordnet und zu einem einheitlichen RESI-Biotoptypen-Katalog zusammengefasst. Damit können alle Biotoptypen einer Modellregion einem entsprechenden RESI-Biotoptyp zugeordnet werden und erhalten damit zugleich einen gebietsspezifischen Wert.

Diese Bewertung integriert verschiedene naturschutzfachlich relevante Parameter, die sich an den Zielen und Aufgaben von Naturschutz und Landschaftspflege (BNatSchG, Art.1) und gesellschaftlichen Normen orientieren und für den Naturschutz in Auen eine große Bedeutung besitzen. Sie schließt auch ein weiteres Kriterium - die „Auenbindung“ ein. Folgende Kriterien werden für die Berechnung des Biotoptwertes genutzt: A) Grundwasserabhängigkeit im Sinne der WRRL; B) Gefährdung/Seltenheit (Rote Liste des Bundes); C) FFH-Habitat (Lebensraumtyp: ja/nein); D) Gesetzlicher Schutz (BNatSchG); E) Regenerierbarkeit (Wiederherstellbarkeit/ Entwicklungszeit); F) Auenbindung (Abhängigkeit von extremen, auentypischen Standortbedingungen). Die Wertstufen der Bewertungskriterien wurden bis auf die Auenbindung aus Finck et al. (2017) abgeleitet und die Einstufung der Auenbindung erfolgte expertenbasiert. Alle Kriterien wurden jeweils einer dreistufigen Skala zugeordnet. Zur Anpassung an die fünfstufigen RESI-Skala (Podschun et al. 2018a), wurden diese 3 Stufen auf die Werte 1, 3 und 5 verteilt, sodass sich bei der Teilindexberechnung Werte von 1 bis 5 ergeben.



**Abb. 1:** Schematische Darstellung der drei Ebenen zur Ermittlung des Habitatindexes mittels Detailverfahren (<sup>1</sup> Bonus/Malus nur für auentypische und naturnahe Biototypen (Biototypen mit Auenbindung = 3 oder 5), <sup>2</sup> Abstufung des Malus (z. B. für eingeschränkte Überflutungshäufigkeit wie Sommerpolder oder ökologische Flutungen) möglich)

## 2. Bewertung auf Einzelbiotopebene

Eine genauere Betrachtung der Ausprägung auf Einzelbiotopebene erlaubt im zweiten Bearbeitungsschritt eine bestandsspezifische Auf- oder Abwertung des im 1. Schritt festgelegten Biotoptypwertes (max. +2/-2,25). Die Bewertung in diesem Schritt erfolgt nach abiotischen und biotischen Standortparametern. Mit einem Bonus können naturschutzfachlich wertvolle Ausprägungen (z. B. günstige FFH-Erhaltungszustände) oder faunistische und floristische Daten mit in die Bewertung einbezogen werden. Letzteres beinhaltet zum Beispiel naturschutzfachlich bedeutende Vorkommen von Arten (z. B. Molluskenindex (Mollix; Foeckler et al. 2018), floristischer Index (Florix; Stammel et al. 2018) oder besondere Wiesenbrütervorkommen). Ein Malus dagegen ergibt sich aus dem FFH-Erhaltungszustand C eines bewerteten Lebensraumpolygons, Flächen, die durch anthropogene Maßnahmen ein beeinträchtigtes Überflutungsregime (gestaffelt nach Flutungshäufigkeit) oder einen Rückstau durch Querbauwerke aufweisen (gestaffelt nach Entfernung zur Stauhaltung). Die letzten beiden Abschläge werden nur für auentypische und naturnahe Biotoptypen (Auenbindung = 3 oder 5) angewendet.

## 3. Aggregierung auf Auen-Kompartimentebene

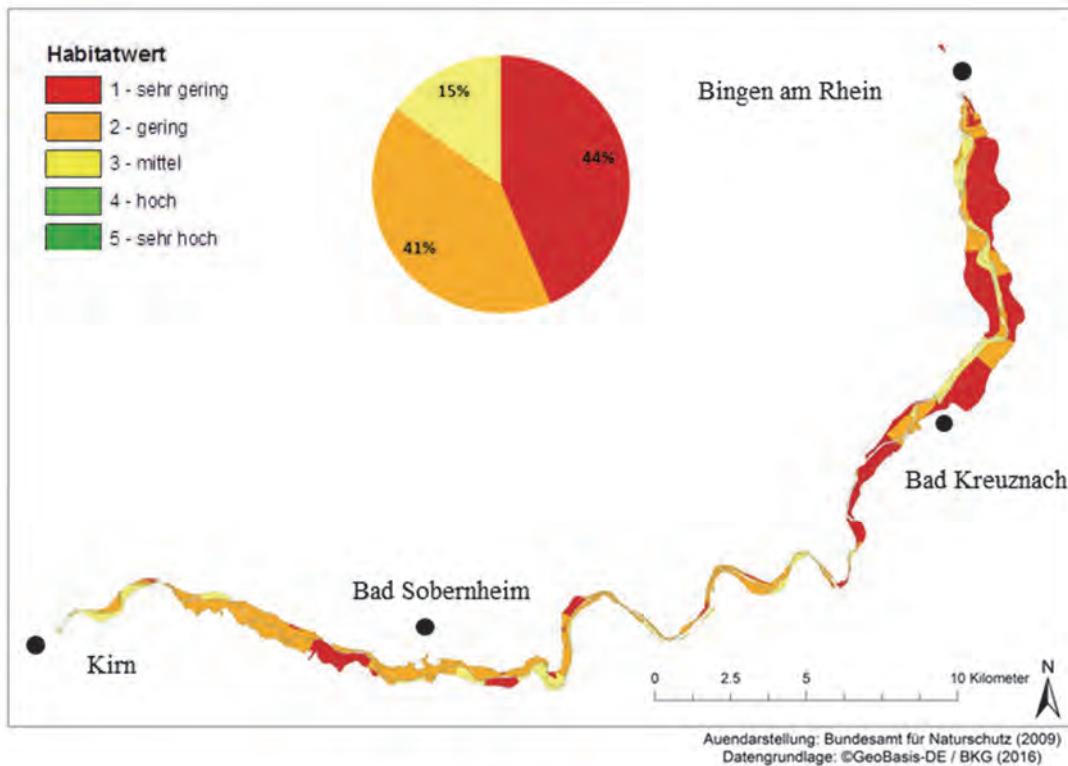
Die Biotoptwerte aller Einzelbiotope aus Schritt 2 werden flächengewichtet gemittelt, um eine Bewertung auf Auen-Kompartimentebene zu erhalten. Dieser Wert kann nochmals durch einen Bonuswert aufgewertet werden, wenn im Auen-Kompartiment ein ausgeprägter Feuchtegradient von aquatischen Standorten wie Altwassern bis hin zu sehr hohen oder trockenen Standorten wie beispielsweise Sandtrockenrasen oder Brennen vorhanden ist. Dafür werden nur die auentypischen Biotoptypen (Auenbindung = 5) betrachtet. Ein Bonus von 0,5 wird dann addiert, wenn mindestens drei der fünf Feuchtestufen in einem Auen-Kompartiment vorkommen und die Flächen der Biotoptypen einer Feuchtestufe einen Mindestanteil von 1 % einnehmen.

Für den resultierenden Habitatindex ergibt sich, entsprechend dem Bewertungsalgorithmus und analog zum Gesamt-RESI, ein fünfstufiges Bewertungsergebnis, dass die Bedeutung des betrachteten Auenabschnitts für auentypische Arten und Lebensräume in 5 Wertstufen von „sehr hoch“ (= 5) bis „sehr gering“ (= 1) beschreibt.

## Ergebnisse

### *Status Quo Nahe*

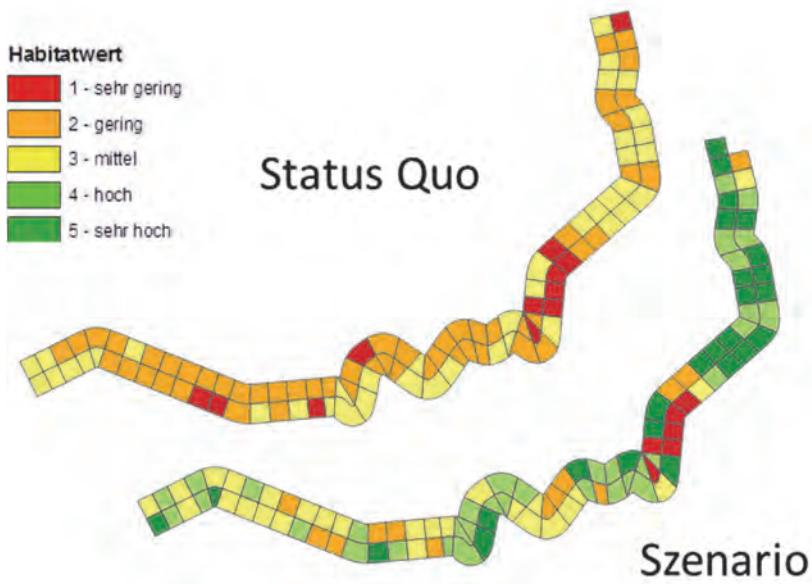
Die Werte des Habitatindexes im Status Quo an der Nahe variieren nur wenig und liegen hauptsächlich zwischen 1 und 2 („sehr gering“ bis „gering“) (Mittelwert: 1,96; Abbildung 2). Lediglich für 15% ergibt sich eine „mittlere“ Bewertung der Habitatbereitstellung - jedoch nur in rezenten Auenbereichen. Auenbereiche der Klassen „sehr gut“ und „gut“ sind nicht vorhanden.



**Abb. 2: RESI-Habitatindex (Detailverfahren) für die einzelnen Auen-Kompartimente für das Modellgebiet Nahe für den Status Quo. Darstellung der prozentualen Verteilung der Werte.**

### *Szenario Nahe*

Da die im Szenario beschriebenen Veränderungen nur die rezente Aue betreffen und keine Veränderung der Altaue eintritt, wird im Weiteren nur die rezente Aue näher betrachtet. Im Szenario verbessern sich die Habitatwerte der rezenten Aue hauptsächlich auf die Wertstufen 2 (gering) bis 5 (sehr hoch) (Mittelwert Szenario: 3,58) durch die Änderung in landwirtschaftlichen Nutzung hin zu einer Entwicklung der potentiellen natürlichen Vegetation. Vor allem zwischen Bad Kreuznach und Bingen kommt es zu einer deutlichen Verbesserung auf den Gewässerentwicklungsflächen (Abbildung 3). Geringe Werte (Klasse 1) kommen im Szenario nur noch vereinzelt vor. In einigen Bereichen im Oberlauf (vor allem zwischen Kirn und Bad Sodenheim) wird eine Verbesserung zu den Klassen 4 und 5 nicht erreicht, da Siedlung und Verkehrsflächen sowie Rückstaubereiche bestehen bleiben. So mit sind in diesem Flussabschnitt im Szenario nur „sehr geringe“ und „geringe“ Habitatwerte in der rezenten Aue durch die Gewässerentwicklungsflächen möglich bzw. können diese aufgrund der festgelegten Randbedingungen nicht aufgewertet werden.



**Abb. 3: RESI-Habitatindex (Detailverfahren) für die rezente Aue im Modellgebiet Nahe im Status Quo (oben) und Szenario (unten). Visualisiert als Banddarstellung (Harms et al. 2018) für 1-km-Segmente für die rechte und linke Flussseite, unabhängig von der tatsächlichen Flächengröße.**

## Diskussion/Schlussfolgerungen

Auf Grundlage von Biototypen und der Auf- und Abwertung durch abiotische und biotische Parameter erfolgte eine Einschätzung der auentypischen Arten- und Lebensraumvielfalt für den Status Quo sowie für ein Renaturierungsszenario an der Nahe. Während die Aufnahme von relevanten Artengruppen in Auen meist aufwändig und deswegen nicht flächendeckend verfügbar ist, sind Daten zu Biototypen oftmals vorhanden. Die Erarbeitung eines bundesweit gültigen Biototypenschlüssels ermöglicht die einheitliche Berechnung des Habitatindexes, z. B. auch für Flüsse, die mehrere Bundesländer durchfließen.

Die Ergebnisse der Status-Quo-Bewertungen spiegeln den ungünstigen Zustand von auentypischen Lebensraumtypen und Arten wider, der allgemein für Deutschland festzustellen ist (Scholz et al. 2012, Ellwanger et al. 2012, Schneider et al. 2017). Dieser ist im Modellgebiet durch zahlreiche Querbauwerke und Verbauung der Fließstrecke sowie hohe Anteile an Acker-, Siedlungs-, Verkehrs- und Gewerbegebäuden bedingt. Die Auen-Kompartimente an der Nahe weisen aufgrund der hohen Landnutzungsintensität nur eine „sehr geringe“ bis „geringe“ Bewertung (85%) für auentypischen Arten und Lebensräume auf. Zusätzlich zur Bewertung verdeutlicht die intensive Landnutzung und der geringe Anteil der rezenten Aue den großen Verlust an naturnahen Auen und somit den dringenden Bedarf, Flussauen naturnah zu entwickeln und nachhaltig zu sichern (Scholz et al. 2012).

Es konnte gezeigt werden, dass die im Szenario beschriebene Ausweitung der rezenten Aue (Gewässerentwicklungsflächen) mit der Umwidmung von intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen (überwiegend Acker) in Feuchtlebensräume, Auengewässer und Auwald in einer Verbesserung des Habitatindexes resultiert. Durch die Wiederanbindung verlorengegangener Retentionsflächen und den damit einhergehenden Gewinn an auentypischen Biotopen könnte sich dementsprechend die ÖSL Habitatbereitstellung deutlich verbessern (Verbesserung des Habitatindexes in der rezenten Aue um

83 %). Die Schaffung von naturnahen Gewässerufern und auentypischer Vegetation führen zu besseren Lebensbedingungen für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten. Darüber hinaus können durch die Wiederanbindung von Altauenflächen an das Überflutungsgeschehen eine Vielzahl von Auenfunktionen reaktiviert und zusätzlich zur Habitatbereitstellung auch andere ÖSL wie etwa N-Retention oder Niedrigwasserregulation gesteigert werden (Podschun et al. 2018b). Die Ergebnisse zeigen eindrücklich, dass der Habitatindex geeignet ist, den Zustand auentypischer Arten und Lebensräume abzuschätzen und Wirkungen von Handlungsoptionen abzubilden und vergleichend zu quantifizieren.

## Danksagung

Die Arbeiten erfolgten im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Verbundprojektes „River Ecosystem Service Index“ (RESI) Förderkennzeichen 033W024A-K. RESI ist Teil der Fördermaßnahme „Regionales Wasserressourcenmanagement für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland“ (ReWaM) im BMBF-Förderschwerpunkt „Nachhaltiges Wassermanagement,“ (NaWaM) im Forschungsrahmenprogramm „Forschung für nachhaltige Entwicklung“ (FONA<sup>3</sup>). Weiterer Dank gilt dem Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz (LUWG) für die Bereitstellung der Daten zur Nahe.

## Literatur

- Borgwardt, F., Robinson, L., Trauner, D., Teixeira, H., Nogueira, A.J.A., Lillebø, A.I., Piet, G., Kuemmerlen, M., O'higgins, T., McDonald, H., Arevalo-Torres, J., Barbosa, A.L., Iglesias-Campos, A., Hein, T. & Culhane, F. (2019). Exploring variability in environmental impact risk from human activities across aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment* 652: 1396-1408.
- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland – Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. - Münster (Landwirtschaftsverlag). -Naturschutz und Biologische Vielfalt 87: 244 S.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J. & Sullivan, C.A. (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. – *Biological Reviews* 81: 163-182.
- Ellwanger, G., Finck, P., Riecken, U. & Schröder, E. (2012). Gefährdungssituation von Lebensräumen und Arten der Gewässer und Auen in Deutschland. - *Natur und Landschaft* 87 (4): 150-155.
- Finck, P., Heinze, S., Raths, U., Riecken, U. & Ssymank, A. (2017). Rote Liste der gefährdeten Biototypen Deutschlands. Dritte Fortgeschriebene Fassung 2017. - Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 156: 637 S.
- Fischer, C., Rumm, A., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Horchler, P., Kasperidus, H., Stammel, B. & Scholz, M. (2017): Quantifizierung und Bewertung von regulativen Ökosystemleistungen-Modul Habitatbereitstellung. *River Ecosystem Service Index (RESI)* Projektergebnisdokument 4.2-3.
- Foeckler, F., Scholz, M., Stammel, B., Schmidt, H. & Rumm, A. (2018): Quantifizierung und Bewertung der regulativen Ökosystemleistungen „Habitatbereitstellung“, Teil A. Bewertung der Habitatbereitstellung anhand der Molluskenfauna - Mollix. *River Ecosystem Service Index (RESI)* Projektergebnisdokument 4.2-3.
- Harms, O., Dister, E. R., Gerstner, L., Damm, C., Egger, G., Heim, D., Günther-Diringer, D., Koenzen, U., Kurth, A. & Modrak, P. (2018): Potenziale zur naturnahen Auenentwicklung – Bundesweiter Überblick und methodische Empfehlungen für die Herleitung von Entwicklungszielen. BfN-Skripten 489, 60 S., BfN (Bonn - Bad Godesberg)
- Koenzen, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland: Typologie und Leitbilder; Ergebnisse des F+E-Vorhabens "Typologie und Leitbildentwicklung für Flussauen in der Bundesrepublik Deutschland" des Bundesamtes für Naturschutz. FKZ: 803 82 100. Münster: BfN-Schr.-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag.
- Mehl, D., Steinhäuser, A., Kasperidus, H. D. & Scholz, M. (2012): HochwasserRetention. In: Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born, W. & Henle, K. (2012). Ökosystemfunktionen von

- Flussauen. Analyse und Bewertung von HochwasserRetention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. – Naturschutz und Biologische Vielfalt, 124: 102-146.
- Podschun, S. A., Thiele, J., Dehnhardt, A., Mehl, D., Hoffmann, T. G., Albert, C., et al. (2018a): Das Konzept der Ökosystemleistungen - eine Chance für integratives Gewässermanagement. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung*, 62, (6): 453-468.
- Podschun, S. A., Albert, C., Costea, G., Damm, C., Dehnhardt, A., Fischer, C., Fischer, H., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Hartje, V., Hoffmann, T. G., Hornung, L., Iwanowski, J., Kasperidus, H., Linnemann, K., Mehl, D., Rayanov, M., Ritz, S., Rumm, A., Sander, A., Schmidt, M., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Stammel, B., Thiele, J., Venohr, M., von Haaren, C., Wildner, M. & Pusch, M. (2018b): RESI - Anwendungshandbuch: Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten. IGB-Berichte Heft 31/2018, 187 S. + XIII. Download unter <https://bit.ly/RESI-Handbuch>
- Rumm, A., Foeckler, F., Deichner, O., Scholz, M. & Gerisch, M. (2016): Dyke-slotting initiated rapid recovery of habitat specialists in floodplain mollusc assemblages of the Elbe River, Germany. *Hydrobiologia*, 771: 151-163.
- Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E. & Egger, G. (Hrsg.) (2017): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. Naturschutz und biologische Vielfalt 163, 498 S.
- Scholz, M., Stab, S., Dzioc, F. & Henle, K. (Hrsg.) (2005): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft Band 4. - Berlin (Weißensee Verlag), 380 S.
- Scholz, M., Henle, K., Dzioc, F., Stab, S. & Foeckler, F. (Hrsg.) (2009): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbäue. – Stuttgart (Ulmer Verlag): 482 S.
- Scholz, M., Kasperidus, H.D., Ilg, C. & Henle, K. (2012): Habitatfunktion. In: Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born, W., & Henle, K. (2012). Ökosystemfunktionen von Flussauen. Analyse und Bewertung von HochwasserRetention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. – Naturschutz und Biologische Vielfalt, 124: 102-146.
- Stammel, B., Fischer, C., Gelhaus, M., Scholz & P. Horchler (2018): Quantifizierung und Bewertung von regulativen Ökosystemleistungen-Modul Habitatbereitstellung, Teil B. Bewertung der Habitatbereitstellung anhand der floristischen Ausstattung - Florix. River Ecosystem Service Index (RESI) Projektergebnisdokument 4.2-3.
- TEEB DE (2015): Naturkapital und Klimapolitik - Synergien und Konflikte. Hartje, V., Wüstemann, H. & Bonn A. (Hrsg.). Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ. Berlin, Leipzig.

## **Steuerung der Phytoplanktonodynamik in Flüssen – welche Biomassen sind möglich und welche werden tatsächlich realisiert?**

*Helmut Fischer<sup>1</sup>, Andrew Dolman<sup>2</sup>, Ute Mischke<sup>3</sup>, Ursula Riedmüller<sup>4</sup>, Stephanie Ritz<sup>1,5</sup>*

<sup>1</sup> Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, helmut.fischer@bafg.de

<sup>2</sup> Alfred-Wegener-Institut, Telegrafenberg A43, 14473 Potsdam, andrew.dolman@awi.de

<sup>3</sup> Inst. für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Justus-von-Liebig-Str. 7, 12489 Berlin, mischke@igb-berlin.de

<sup>4</sup> Büro für Nutzung und Ökologie der Binnengewässer, Erlenweg 13, 79822 Titisee, bnoe@gewaesserfragen.de

<sup>5</sup> aktuelle Adresse: Bundesamt für Naturschutz, Konstantinstraße 110, 53179 Bonn, stephanie.ritz@bfn.de

Trotz anhaltender Bemühungen, die Nährstoffeinträge in aquatische Ökosysteme zu reduzieren, zeigen viele Fließgewässer immer noch deutliche Eutrophierungserscheinungen. So treten in vielen größeren Fließgewässern starke Phytoplanktonblüten im Frühjahr oder während der gesamten Wachstumsperiode auf. In dieser Studie wurde daher die potenzielle Nährstofflimitation des Phytoplanktons in Flüssen anhand von Datenbankauswertungen untersucht. Hierfür wurde die LAWA Datenbank PhytoFluss 3.0 mit zusätzlichen Daten der Bundesländer, der IKSE und der BfG zusammengefasst und plausibilisiert. Die resultierende NITROLIMIT-Datenbank Fließgewässer enthält über 50.000 Datenreihen von 468 Messstationen aus 180 Fließgewässern.

Zunächst wurden Messstellen und Zeiträume betrachtet, während derer die gelösten, reaktiven Nährstoffkonzentrationen so gering waren, dass sie potenziell limitierend auf das Phytoplanktonwachstum wirken können. Diese Fälle waren selten und betrafen vor allem alpin geprägte Gewässer. In anderen Flüssen traten über kurze Zeiträume limitierende Nährstoffkonzentrationen während intensiver Planktonblüten auf; hier zeigten die geringen Konzentrationen also Eutrophierungserscheinungen an. An den meisten Fließgewässern und insbesondere in deren Unterläufen ist jedoch die Konzentration sowohl der Gesamtnährstoffe als auch der gelösten, reaktiven Formen zu hoch, um das Phytoplanktonwachstum wirksam zu limitieren.

Anhand stöchiometrischer Kennzahlen wurde außerdem getestet, welche Phytoplanktonbiomasse mit dem vorhandenen Nährstoffangebot theoretisch erreicht werden könnte („trophisches Potenzial“), inwieweit die tatsächlich realisierte Biomasse von diesem Wert abweicht und wie gering die verfügbare Gesamt-P Konzentration sein müsste, um die Algenbiomasse anhand ihrer Stöchiometrie wirksam zu begrenzen. Diese Auswertungen belegten, dass nur in wenigen Flüssen das trophische Potenzial ausgeschöpft wird. Die stöchiometrisch abgeleiteten Nährstoffgrenzwerte erscheinen unrealistisch niedrig, da sie eine sehr hohe Nutzungseffizienz durch die Phytoplanktongemeinschaft voraussetzen.

Insgesamt erscheinen die aktuellen Nährstoffkonzentrationen in Flüssen immer noch zu hoch, um eine direkte Reaktion der Algenbiomasse auf meist nur geringfügige Reduktionen erwarten zu lassen. Sie sind auch zu hoch, um aus empirischen Beziehungen zwischen Nährstoffkonzentration und Phytoplankton Zielwerte ableiten zu können. Wegen der hohen Nährstoffbelastung steuern in vielen Flüssen andere Faktoren wie Licht, Wasseraufenthaltszeit oder Grazing die Phytoplanktonodynamik. Diese Faktoren erklären die Differenz zwischen der tatsächlich vorgefundenen Biomasse und dem trophischen Potenzial.

## **Der Mollix – ein sensitives Bewertungssystem für die Molluskenfauna in Flussauen**

*Francis Foeckler<sup>1</sup>, Mathias Scholz<sup>2</sup>, Barbara Stammel<sup>3</sup>, Hans Schmidt<sup>1</sup>, Andrea Rumm<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> ÖKON Gesellschaft für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH, Kallmünz, [foeckler@oekon.com](mailto:foeckler@oekon.com), [schmidt@oekon.com](mailto:schmidt@oekon.com), [rumm@oekon.com](mailto:rumm@oekon.com)

<sup>2</sup> Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Department Naturschutzforschung, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, [mathias.scholz@ufz.de](mailto:mathias.scholz@ufz.de)

<sup>3</sup> Katholische Universität Eichstätt-Ingolstadt (KUEI), Aueninstitut Neuburg, Schloss Grünau, 86633 Neuburg/Donau, [barbara.stammel@ku.de](mailto:barbara.stammel@ku.de)

Mit dem „River Ecosystem Service Index (RESI)“ (BMBF-Forschungsverbundprojekt, Förderkennzeichen 033W024A-K) wurde ein Werkzeug zur sektorenübergreifenden Erfassung und Quantifizierung von Ökosystemleistungen (ÖSL) in Flussauen und deren Veränderungen durch Eingriffe und Maßnahmen entwickelt. Unter anderem spielen Flussauen aufgrund ihrer hohen räumlichen und zeitlichen Standortvariabilität insbesondere für die Habitatbereitstellung und damit für die Biodiversität eine äußerst wichtige Rolle. Im RESI wird diese ÖSL mit dem "Habitatindex", primär basierend auf Vegetationsdaten (Biotope), erfasst (vgl. Fischer et al., eingereichtes DGL-Abstract). In Anlehnung an den "Habitatindex" wurde am Beispiel der Mollusken (Schnecken und Muscheln - eine sensitive Indikatorgruppe für Auen und deren Veränderungen) mit dem "Molluskenindex" ("Mollix", nach Foeckler et al. 2016, verändert) auch für die Fauna ein Verfahren zur Quantifizierung der ÖSL Habitatbereitstellung entwickelt. Anhand ausgewählter Kriterien (u. a. Anteil auentypischer Arten) kann so die Bedeutung einer Probestelle bzw. eines Maßnahmengebietes für die Molluskenfauna quantifiziert werden. Bisher werden faunistische Verfahren zur Erfassung und Bewertung von ÖSLs nur selten angewandt, v. a. aufgrund des – im Gegensatz zu Vegetationsaufnahmen - oftmals nicht flächen-deckenden Vorhandseins aussagekräftiger Erhebungsdaten (lokal begrenzte bzw. habitattypspezifische Aufnahmen in relevanten Eingriffsstrukturen). In den Habitatindex geht der Mollix, aufgrund dieser vergleichsweise eingeschränkteren Datenverfügbarkeit, nur als informelle Bewertung ein. Er kann allerdings als eigenständiger Bewertungsindex, z. B. im Rahmen von Planfeststellungsverfahren, Zustandsbewertungen, Monitoring oder Beweissicherungen u. a. m. genutzt werden. Auch lässt er sich prinzipiell auf andere zur Indikation in Flussauen geeignete Artengruppen übertragen bzw. um diese ergänzen - wie z. B. um weitere Tier- oder Pflanzenarten (vgl. Stammel et al. 2018, Januschke et al. 2018). In ersten Praxistests wird die Sensitivität des Mollix in ausgewählten Flussauen geprüft und aufgezeigt.

### **Literatur**

Fischer, C., et al. (eingereichtes DGL-Abstract): River Ecosystem Service Index (RESI) – Analyse und Bewertung der regulativen Ökosystemleistung „Habitatbereitstellung“.

Foeckler, F., et al. (2016): Der Molluskenindex (Mollix) – ein Bewertungsansatz für Flussauen-Ökosysteme: Konzeptentwurf und erste Teilergebnisse. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2016 (Wien), Hardegsegen. 91-95.

Januschke et al. (2018): Machbarkeitsstudie zur biozönotischen Auenzustandsbewertung – BfN Skript 484.

Stammel, B., et al. (2018): Quantifizierung und Bewertung von regulativen Ökosystemleistungen-Modul Habitatbereitstellung, Teil B. Bewertung der Habitatbereitstellung anhand der floristischen Ausstattung - Florix. River Ecosystem Service Index (RESI) Projektergebnisdokument 4.2-3

## **Herausforderungen zur Nachhaltigkeit: Wasserwirtschaftliche Umgestaltung einer bergbaubeeinträchtigten Region am Linken Niederrhein**

*Carmen Gallas, Jörg Hillebrand und Wolfgang Kühn*

Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft (LINEG), Kamp-Lintfort, gallas.c@lineg.de

Der Niederrhein blickt auf eine über 100-jährige Geschichte des Steinkohlebergbaus zurück. Seit Anfang des 20. Jahrhunderts wird nördlich von Rheinberg zudem Steinsalz abgebaut.

Der untertägige Abbau von Kohle und Steinsalz bleibt über Tage nicht ohne Folgen. Im Untergrund bleiben abgebaute Flöze als Hohlräume zurück, die durch Einbrüche wieder ausgefüllt werden. Die Einbrüche pflanzen sich bis an die Geländeoberfläche fort und sind dort als großräumige Senkungstrichter sichtbar. Bergsenkungen bedingen eine Verringerung des Abstandes zwischen Geländeoberfläche und Grundwasserstand. Gemeinsam mit den hohen natürlichen Grundwasserständen erhöht dies das Risiko von Vernässungen z. B. im Bereich von Kellern und Gebäuden. Zum Ausgleich der Bodensenkungen wird der Grundwasserstand lokal technisch abgesenkt.

Weitere wasserwirtschaftliche Konsequenzen der Bergsenkungen betreffen den Fließgewässerabfluss. Ohne Regulierung würden die Geländetiefpunkte durch das Gewässer volllaufen. Vielerorts würden Seenlandschaften entstehen oder ganze Siedlungsbereiche unter Wasser stehen. Pumpstationen heben die Fließgewässer aus den Tiefpunkten über die Kuppe hinweg, damit sie im freien Gefälle in ihrem Gewässerbett weiter abfließen können.

Im Verbandsgebiet unterhält die LINEG 277 Pumpstationen (74 zur Regulierung der Vorflut). Der Abfluss des Oberflächenwassers im Gebiet des Wasserverbandes beträgt 55 Mio. m<sup>3</sup>/a; dem steht eine Pumpenleistung von 221 Mio. m<sup>3</sup>/a gegenüber. Jeder Wassertropfen muss somit viermal gehoben werden. Unterhaltungs- und Energiekosten sind die wirtschaftlichen Hinterlassenschaften des seit 2013 am Niederrhein nicht mehr tätigen Bergbaus – sie stellen Ewigkeitslasten dar.

Die bergbaubedingte Veränderung der Landschaft hat zudem massive Auswirkungen auf die Gewässerökologie. Dort wo Fließgewässer aus dem Senkungsbereich gehoben werden, ist die Durchgängigkeit unterbrochen und somit ein wesentliches Ziel der EUWRRL nicht erfüllt.

Mit dem Ende der Bergsenkungen ergibt sich für die LINEG nun die Gelegenheit, das Abflussregime der Oberflächengewässer im Verbandsgebiet erneut zu überdenken. Anhand eines Geländemodells wurde analysiert, wo Gewässer über natürliche Trassen abgeleitet oder durch Neutrassierungen das natürliche Gefälle wieder hergestellt werden könnte. Hieraus ergibt sich durch den Wegfall von Pumpstationen ein Einsparungspotenzial von 40 % der heutigen Energiekosten.

Die Veränderungen sind nur langfristig umzusetzen. Aus diesem Grund wurden Kriterien zur Priorisierung von Maßnahmen entwickelt, mit dem die ökologischen und ökonomischen Ziele systematisch erreicht werden sollen. Die Vorgehensweise ist in einem auf die nächsten Jahrzehnte ausgelegten Masterplan festgelegt.

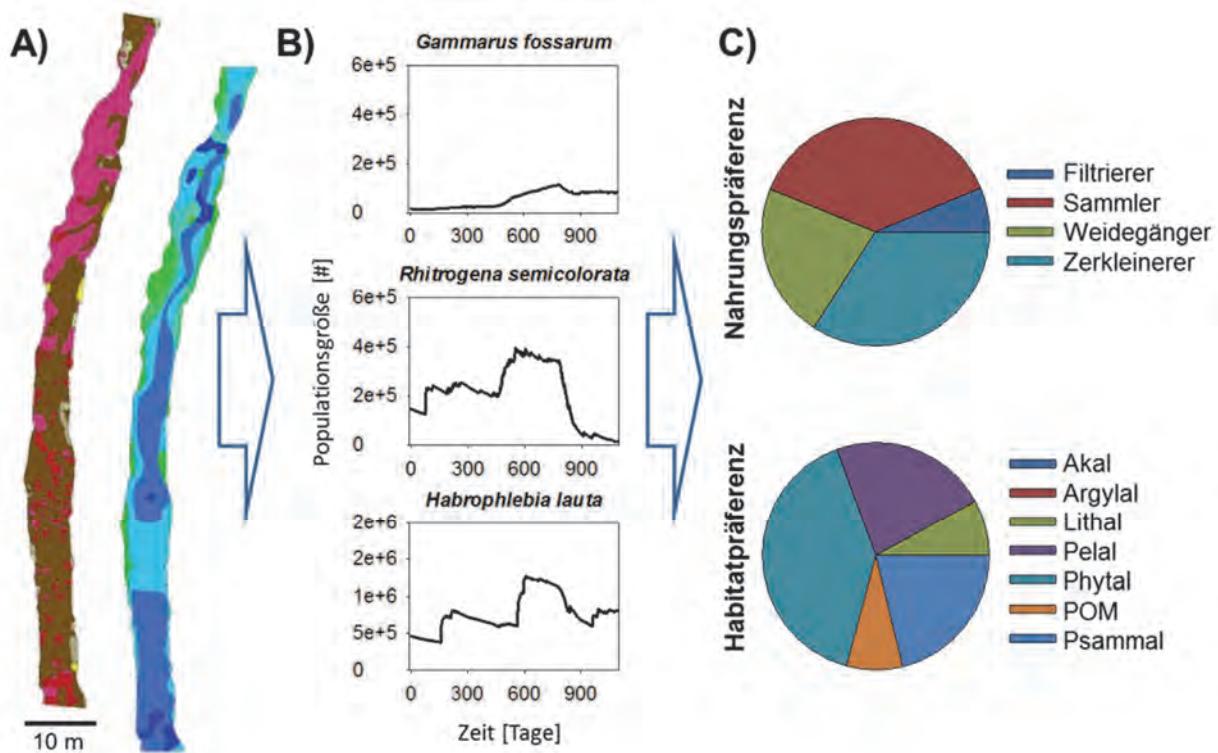
## Modellierung ökologischer Szenarien für die Risikobewertung von Chemikalien

Andre Gergs<sup>1,2</sup>, Silke Classen<sup>1</sup>, Kim Ladermann<sup>1</sup>, Tido Strauss<sup>1</sup>, Monika Hammers-Wirtz<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Forschungsinstitut gaiac, Kackertstraße 10, 52072 Aachen, info@gaiac-eco.de

<sup>2</sup> derzeitige Adresse: Bayer AG, Alfred-Nobel Straße 50, 40789 Monheim, andre.gergs@bayer.com

Die ökologische Risikobewertung von Chemikalien hat zum Ziel, negative Effekte auf Populationen und Artengemeinschaften zu quantifizieren. Neben der Exposition können Chemikalieneffekte vom Verhalten einzelner Organismen und deren Interaktion mit ihrer biotischen und abiotischen Umwelt, somit dem betrachteten ökologischen Szenario, abhängen. Solche multiplen Interaktionen oder Stressoren werden in der derzeitigen Risikobewertung nur in höherstufigen Testverfahren berücksichtigt. Modellierungsansätze erlauben die Vorhersage von Effekten für eine Vielzahl von ökologischen und ökotoxikologischen Szenarien und könnten – einmal entwickelt – standardmäßig in der Risikobewertung eingesetzt werden. Wir stellen ein Individuen-basiertes Modell für die Simulation von (reduzierten) Fließgewässerartengemeinschaften vor.



**Abbildung: Fließschema der Modellierung, A) Räumlich explizite Information zu Habitateigenschaften als Eingangsdaten, B) Beispiele für Populationsdynamiken und C) Traitzusammensetzung der Artengemeinschaft.**

Das Modell integriert funktionelle Traitinformationen, wie Habitat- und Nahrungspräferenzen, sowie Energiebudgetierungen und den darauf basierenden Lebenshistorien einzelner Arten. Eingebundene toxikokinetisch-toxikodynamische Modelle erlauben die zeitlich aufgelöste Simulation von Chemicalieneffekten. Als Eingangsdaten für die Szenariensimulationen dienen Kartenausschnitte die verschiedene Fließgewässertypen repräsentieren, Jahrestypen der Wassertemperaturen sowie chemischer Exposition (z. B. FOCUS-Szenarien). Im Modell emergieren dann Populationsdynamiken und die Zusammensetzung der Artengemeinschaften aus den abiotischen und biotischen Interaktionen (siehe Abbildung).

Zur Modelltestung wurden beispielhaft je zwei Abschnitte aus Mittelgebirgsbächen und Niederungsflüssen ausgewählt und die Simulationsergebnisse mit Monitoringdaten verglichen. Anhand des Modells untersuchten wir quantitativ den Einfluss des ökologischen Szenarios auf das Ausmaß chemischer Effekte.

## Toxicity and online biomonitoring with stygal and surface water Macro- and Microcrustaceans

Almut Gerhardt

LimCo International GmbH, Wollmatinger Str. 22, D-78467 Konstanz, limco-international@gmx.de

Groundwater represents an important source for drinking water in Germany, however groundwater ecosystems are much less investigated compared to surface water ecosystems. Groundwater receives increasing attention due to high risk of pollution by both nutrients (e.g. nitrate) and toxins. Within the BMBF-project GroundCare the sensitivity of different macro- and micro- crustaceans towards selected pollutants was investigated.

Moreover, groundwater amphipoda (*N. casparyi*) were compared with surface water amphipoda (*G. fossarum*) and traditional *D. magna* in the Multispecies Freshwater Biomonitor© (MFB) online biomonitoring system. The MFB was successfully applied in 3 different waterworks, using raw water of different sources, such as groundwater, river water and lake water.

Furthermore, the new Microimpedance Sensor System© (MSS) was used with the copepod *E. serrulatus* as a new micro- crustacean bioindicator species for online biomonitoring. In order to use *E. serrulatus* as groundwater biomonitor methods for maintenance, feeding and conditions for optimal activity performance and survival in the MSS had to be found out. Afterwards, pulses of copper (500 mg/l) and nitrate (50 and 100 mg/l) were simulated to describe the sensitivity and the type and intensity of the alarm responses of *E. serrulatus* and compared to *D. magna*.

All tested macro-and micro-crustacean species could successfully be applied in either the MFB or the MSS online biomonitoring system: *i.e.* they survived at least one week and showed high and reproducible locomotory activity in the sensor chambers. The sensitivity of the groundwater macro-crustaceans *N. casparyi* and *P. slavus* to toxins proved to be similar or higher in both acute and chronic experiments compared to the surface water species *G. fossarum* and *D. magna*. *E. serrulatus* might be a sensitive and easy to handle alternative to *D. magna* for online monitoring of groundwater and drinking water.

### References

- Grimm, C. & A. Gerhardt (2018): Sensitivity towards copper: comparison of stygal and surface water species' biomonitoring performance in water quality surveillance. *Intern. J. Sci. Res. Environm. Sci. Toxicology* 3 (1), 15 pp., March 2018, open access.
- Gerhardt, A. (2018): Suitability of Eucyclops serrulatus (Fischer 1851) (Crustacea: Copepoda) for online biomonitoring of water quality in the new Microimpedance Sensor System©, submitted.

# **Methoden zur Charakterisierung von Exposition und Effekten auf Makrozoobenthos-Gemeinschaften in Multi-Stressor-Systemen**

*Nadine Gerner<sup>1, 2, 3</sup>*

<sup>1</sup> Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department System-Ökotoxikologie, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

<sup>2</sup> Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Landschaftsökologie, Fortstraße 7, 76829 Landau

<sup>3</sup> aktuelle Adresse: Emschergenossenschaft & Lippeverband, Kronprinzenstr. 24, 45128 Essen; gerner.nadine@eglv.de

**Keywords:** Bioindikator, Exposition, SPEAR, Toxic Units, Species-Sensitivity-Distribution

## **Einleitung**

### ***Expositions- und Effekt-Indikatoren für multiple Chemikalienbelastung***

Aquatische Arten sind häufig einer Vielzahl an Umweltstressoren sowie Chemikalien-Cocktails ausgesetzt. Um die Belastung von Makrozoobenthos (MZB)-Gemeinschaften durch Mischungen chemischer Substanzen in Gewässern auszudrücken, existieren verschiedene Metrices. Von Vorteil sind hierbei Auswertemethoden, die über Grenzwerte von Einzelsubstanzen hinausgehen und Mischtoxizität einbeziehen. Darunter sind Metrices, die auf dem Toxic-Unit-Ansatz (TU, Sprague 1970) basieren und teilweise von Species Sensitivity Distributions (SSD, dt: Artempfindlichkeitsverteilung, Posthuma et al. 2002) abgeleitet werden. Ein Ziel der vorgestellten Studie war es, neun Metrices in Hinblick auf ihre Erklärungsstärke für Effekte auf MZB-Gemeinschaften zu vergleichen.

Für die Erfassung der Effekte auf MZB wurden SPEAR-Bioindikatoren (SPECies At Risk) angewandt. Diese gehen über die rein taxonomische Bewertung sowie über Vergleiche mit Referenzgemeinschaften hinaus. Sie basieren auf im Labor gezeigten physiologischen Sensitivitäten der einzelnen Arten einer MZB-Gemeinschaft gegenüber Chemikalien sowie weiteren Eigenschaften dieser Arten (traits), wie beispielsweise Lebens- und Verhaltensweisen. Die Abundanzen der vorkommenden Arten werden dabei um Informationen zu ihrer physiologischen Sensitivität oder weiteren traits ergänzt.

### ***SPEAR-Bioindikatoren für einzelne Chemikaliengruppen***

Es wurden bereits verschiedene SPEAR-Indikatoren entwickelt (s. Tabelle 1). Ziel der vorgestellten Arbeit jedoch war es, die Spezifität von SPEAR-Indikatoren gegenüber einzelnen Chemikaliengruppen zu verbessern – speziell für Kohlenwasserstoffe, Öl-Bestandteile und Metalle.

Hierfür wurde a) die physiologische Sensitivität von Arten gegenüber diesen Chemikaliengruppen spezifiziert (für Kohlenwasserstoffe) und b) die speziell für diese Belastungen relevanten traits identifiziert (für Öl-Bestandteile und Metalle).

## Material und Methoden

### Expositions-Charakterisierung

Zur Charakterisierung der Exposition wurden neun Metrices über den Toxic-Unit-Ansatz berechnet und verglichen. Die Berechnung von Toxic Units erfolgt durch Standardisierung der Konzentration  $c_i$  einer Substanz  $i$  mittels des LC50-Wertes des Standard-Testorganismus *Daphnia magna* gegenüber dieser Substanz (s. Abbildung 1). Diese letalen Konzentrations-Werte für 50% der Testorganismen (LC50) basieren auf ökotoxikologischen Laborversuchen und können in Datenbanken wie der US EPA ECOTOX Datenbank oder der ETOX-Datenbank des Umweltbundesamtes abgefragt werden. Im nächsten Schritt kann sowohl die Summe aller TUs( $i$ ) an einer Probestelle gebildet werden (Sum-TU<sub>D.magna</sub>) oder nur der höchste TU( $i$ )-Wert an dieser Probestelle verwendet werden (MaxTU<sub>D.magna</sub>). Äquivalent können statt dem LC50 für *D. magna* auch der LC50 der sensitivsten Art oder alternativ die Hazardous concentration-Werte HC<sub>5</sub> oder HC<sub>50</sub> eingesetzt werden (s. Abbildung 1). Es ergeben sich daraus folgende Metrices: Sum/MaxTU<sub>Sensitive</sub>, Sum/MaxTU<sub>HC5</sub> oder Sum/MaxTU<sub>HC50</sub>. Die HC<sub>5</sub>- oder HC<sub>50</sub>-Werte werden aus Species Sensitivity Distribution-Kurven abgeleitet und stellen die Konzentrationen dar, bei der eine Gefährdung von 5 bzw. 50 % der Arten erwartet oder zugelassen wird. Weiterhin kann der Metric msPAFRA (multi-substance Potentially Affected Fraction, De Zwart & Posthuma 2005) abgeleitet werden.

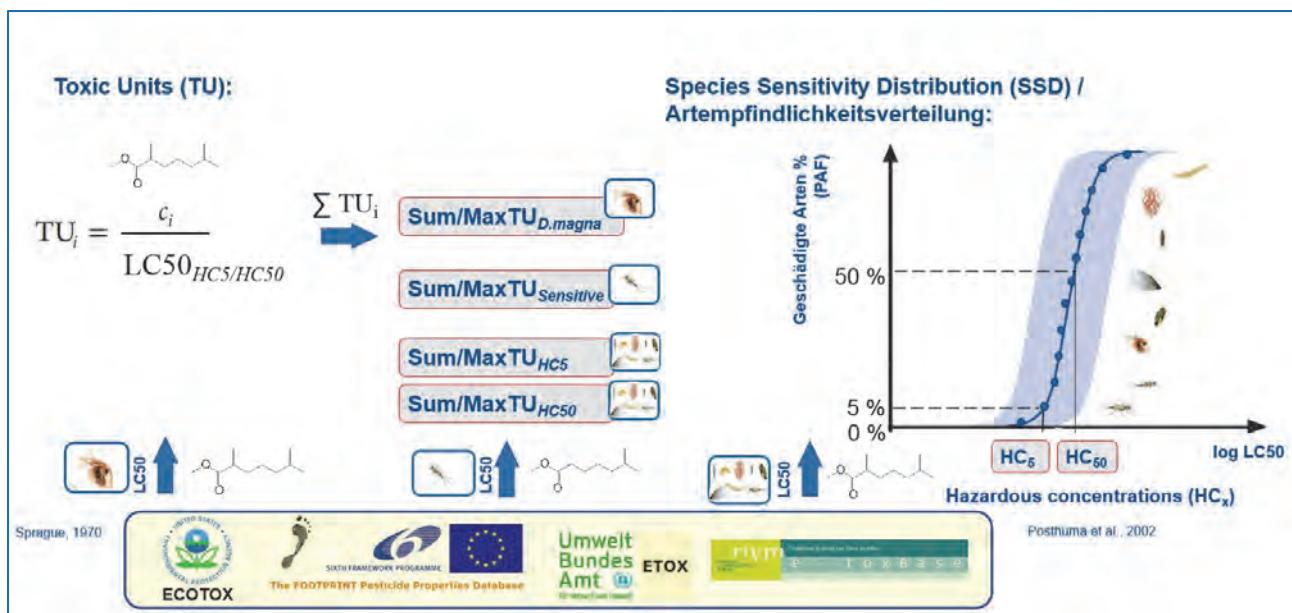


Abb. 1: Berechnung von Expositions-Metricen basierend auf dem Toxic Unit (TU)- und Species Sensitivity Distribution (SSD)-Ansatz.

### Effekt-Charakterisierung

Der Bioindikator SPEAR integriert die Abundanzen von Arten mit ihren traits. Traits können beispielsweise die physiologische Sensitivität (S) gegenüber Chemikalien sowie Informationen zum Lebenszyklus oder zum Verhalten (Ernährungsweise, Habitatpräferenzen, ...) sein. SPEAR-Bioindikatoren fassen diese Informationen für Artengemeinschaften zusammen und spiegeln somit den Anteil sensibler Arten bzw. die mittlere Sensitivität von Artengemeinschaften wider.

Folgende SPEAR Bioindikatoren existieren bereits (s. Tabelle 1):

**Tab. 1: Vorhandene SPEAR-Bioindikatoren**

SPEAR <sub>pesticides</sub>	Liess & von der Ohe (2005 )
SPEAR <sub>organic</sub>	Beketov & Liess (2008)
SPEAR <sub>salinity</sub>	Schäfer et al. (2011)
SPEAR <sub>habitat</sub>	von der Ohe & Goedkoop (2013)
SPEAR <sub>mesocosm</sub>	Liess & Beketov (2011)

## Ergebnisse und Diskussion

### *Expositions-Charakterisierung*

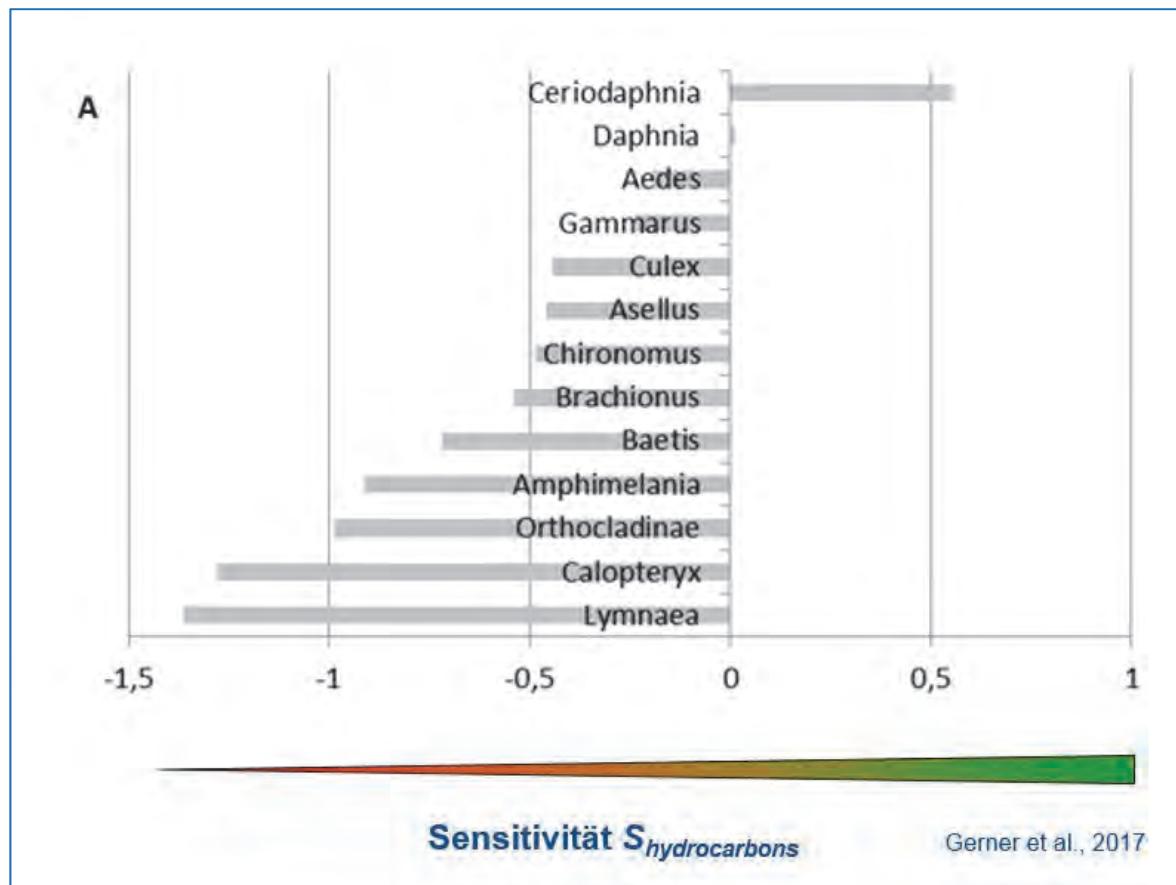
Der Vergleich der Expositions-Metries ergab, dass die Metries basierend auf dem HC<sub>5</sub>-Wert sowie dem LC50-Wert der sensitivsten Art (d.h. Sum/MaxTU<sub>HC5</sub> und TU<sub>Sensitive</sub>) einen stärkeren Zusammenhang mit dem Effekt (dargestellt mittels SPEAR<sub>pesticides</sub>) hatten als der Metric basierend auf dem LC50 von *D. magna* (Sum/MaxTU<sub>D.magna</sub>). Der Grund hierfür war, dass *D. magna* bei 42% der Substanzen nicht die sensitivste Art war – sie war jedoch nur geringfügig toleranter als die sensitivste Art. Die Verbesserung von TU<sub>D.magna</sub> zu TU<sub>HC5</sub> und TU<sub>Sensitive</sub> war daher gering. Da *D. magna* jedoch für 46% der Substanzen der einzige Testorganismus war, kann der TU<sub>D.magna</sub> als praktikabelster Ansatz gesehen werden. Da sich Sum/Max nicht deutlich unterschieden, kann der MaxTU als ausreichend erachtet werden, um Mischtoxizität zu beschreiben (bei v.a. Pestizidbelastung) (Schäfer et al. 2013).

### *Effekt-Charakterisierung: Anpassung von SPEAR für Kohlenwasserstoffe*

Basierend auf ökotoxikologischen Labordaten wurde eine Rangliste der physiologischen Sensitivität einzelner Arten gegenüber Kohlenwasserstoff-Belastung (durch Rohöl oder Petroleum) erstellt (s. Abbildung 2, Gerner et al. 2017). Hierfür wurden die Informationen aus Kurzzeit-Laborversuchen durch Ergebnisse aus Schnell- und Mesokosmen-Tests ergänzt. Die daraus entwickelten *Hydrocarbons*-Werte können als physiologische Sensitivitätswerte in SPEAR-Bioindikatoren genutzt werden.

### *Effekt-Charakterisierung: Anpassung von SPEAR für Öl-Bestandteile*

Basierend auf einem Fallstudien-Datensatz aus der kanadischen Ölsand-Abbauregion wurde ein SPEAR-Bioindikator für die Belastung mit organischen Ölbestandteilen abgeleitet. Hierzu wurden die Arteneigenschaften „physiologische Sensitivität gegenüber organischen Chemikalien“ sowie die „Generationszeit“ in einem Indikator, dem SPEAR<sub>oil</sub>, integriert (Gerner et al. 2017). Mittels multivariater Statistik (Redundanzanalyse (RDA) gefolgt von Hauptkomponentenanalyse (PCA)) wurden diese beiden traits als relevante Arteneigenschaften identifiziert, die negativ mit der Ölbelastung zusammenhingen.



**Abb. 2: Sensitivität (Shydrocarbons-Werte) für aquatische Makroinvertebraten gegenüber Kohlenwasserstoffbelastung auf Gattungs-Ebene.**

#### **Effekt-Charakterisierung: Anpassung von SPEAR für Metalle**

S-Werte für Metalle wurden von Malaj et al. (2012) abgeleitet, zeigten jedoch in Freiland-Studien keinen Zusammenhang mit der Metallbelastung. Auch in einem Feldstudien-Datensatz einer australischen Metallbergbauregion erklärten die Sensitivitätswerte für Metalle die Effekte auf die Artengemeinschaften im Gewässer unzureichend. Vielmehr unterschied sich die Sensitivität der Arten gegenüber Metallen je nach ihrem Ernährungstyp. Statt der  $S_{\text{metal}}$ -Werte zeigte somit allein der Anteil an Räubern einen starken Zusammenhang mit der Metallbelastung (Liess & Gerner et al. 2017). Der Anteil räuberischer Invertebratenarten in einer Gemeinschaft kann daher als Indikator für die Metallbelastung in Gewässern dienen.

#### **Zusammenfassung/Schlussfolgerungen**

Die vorgestellten Auswertemethoden gehen über die taxonomische Bewertung hinaus und beziehen im Labor gezeigte Sensitivitäten bzw. Toleranzen sowie weitere traits mit ein. Diese trait-basierten Ansätze können kausale Zusammenhänge teilweise besser diagnostizieren als Taxonomie-basierte Ansätze. Sie sind unabhängig von der Geographie und somit auch von Referenzgewässern sowie von der Klassifizierung „invasiv oder einheimisch“ und sind nach Möglichkeit Stressor-spezifisch. Bisher ist ihre Anwendung durch Datenmangel begrenzt. Die Ansätze werden jedoch mit zunehmender Datenverfügbarkeit robuster und praktikabler. In Bezug auf die WRRL können die Ansätze Hinweise geben, um in Multi-Stressor-Systemen mögliche ursächliche Chemikaliengruppen aufzuzeigen.

## Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen der Doktorarbeit der Autorin mit dem Titel „Identifying ecological effects of organic toxicants and metals using the SPEAR approach“ (2018).

## Literatur

- Beketov, M.A., Liess, M. (2008): An indicator for effects of organic toxicants on lotic invertebrate communities: Independence of confounding environmental factors over an extensive river continuum. *Environmental Pollution* 156 (3), pp. 980-987, doi: 10.1016/j.envpol.2008.05.005.
- De Zwart, D., Posthuma, L. (2005): Complex mixture toxicity for single and multiple species: Proposed methodologies. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24 (10), pp. 2665–2676, doi: 10.1897/04-639R.1.
- Gerner, N.V., Koné, M., Ross, M.S., Pereira, A., Ulrich, A.C., Martin, J.W., Liess, M. (2017): Stream invertebrate community structure at Canadian oil sands development is linked to concentration of bitumen-derived contaminants. *Science of the Total Environment* 575, pp. 1005-1013, doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.169.
- Gerner, N.V., Cailleaud, K., Bassères, A., Liess, M., Beketov, M.A. (2017): Sensitivity ranking for freshwater invertebrates towards hydrocarbon contaminants. *Ecotoxicology* 26 (9), pp. 1216-1226, doi: 10.1007/s10646-017-1847-7.
- Liess, M. & Gerner, N.V., Kefford, B.J. (2017): Metal toxicity affects predatory stream invertebrates less than other functional feeding groups. *Environmental Pollution* 227, pp. 505-512, doi: 10.1016/j.envpol.2017.05.017.
- Liess, M., Beketov, M. (2011): Traits and stress: keys to identify community effects of low levels of toxicants in test systems. *Ecotoxicology*, 20(6), 1328-1340.
- Liess, M., von der Ohe, P. C. (2005): Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24 (4), pp. 954-965, doi: 10.1897/03-652.1.
- Malaj, E., Grote, M., Schäfer, R. B., Brack, W., von der Ohe, P. C. (2012): Physiological sensitivity of freshwater macroinvertebrates to heavy metals. *Environmental Toxicology and Chemistry* 31 (8), pp. 1754-1764, doi: 10.1002/etc.1868.
- Posthuma, L., Suter, G. W., Traas, T. P. (2002): Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Lewis: Boca Raton.
- Schäfer, R.B., Gerner, N., Kefford, B.J., Rasmussen, J.J., Beketov, M.A., de Zwart, D., Liess, M., von der Ohe, P.C. (2013): How to characterize chemical exposure to predict ecologic effects on aquatic communities? *Environmental Science & Technology* 47 (14), pp. 7996-8004, doi: 10.1021/es4014954.
- Schäfer, R.B., Kefford, B.J., Metzeling, L., Liess, M., Burgert, S., Marchant, R., Pettigrove, V., Goonan, P., Nugegoda, D. (2011): A trait database of stream invertebrates for the ecological risk assessment of single and combined effects of salinity and pesticides in South-East Australia. *Science of the Total Environment* 409 (11), pp. 2055-2063, doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.01.053.
- Sprague, J. B. (1970): Measurement of pollutant toxicity to fish. II. Utilizing and applying bioassay results. Water Research Pergamon Press 4, pp. 3-32.
- von der Ohe, P. C., Goedkoop, W. (2013): Distinguishing the effects of habitat degradation and pesticide stress on benthic invertebrates using stressor-specific metrics. *Science of the Total Environment* 444, pp. 480-490.

## **Die Fische der Lippe von der Quelle bis zur Mündung**

*Svenja Gertzen*

Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V., Sprakeler Straße 409, 48159 Münster, gertzen@lfv-westfalen.de

Die Lippe ist mit 220 km Länge der wichtigste Fluss der in seiner Gänze durch NRW verläuft. Zudem wurde sie vom Deutschen Angelfischerverband e.V. (DAFV) und den Naturfreunden Deutschland e.V. zur Flusslandschaft des Jahres 2018/2019 ernannt. Der Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V. leitet ein aus der Fischereiabgabe und dem Europäischen Meeres- und Fischereifonds (EMFF) finanziertes Forschungsprojekt zum Fischbestand der Lippe. Ziel der dreijährigen Studie ist es, ein ganzheitliches Bild der Fischfauna und ihrer Defizite mittels verschiedenster Methoden aufzuzeichnen.

Neben umfangreichen Elektrobefischungen, die etwa alle 3 km entlang der gesamten Lippe stattfanden, wurden täglich Reusenkontrollen in einer Fischaufstiegsanlage durchgeführt, potamodrome und anadrome Wanderfische mit Ultraschallsendern markiert und ihr Aufstieg in die Lippe verfolgt. Zusätzlich wurden Eisvogelgewölle analysiert, um einen Einblick in die Kleinfischfauna zu erhalten.

Mit 45 verschiedenen Fisch- und Rundmaularten ist die Lippe äußerst artenreich, sogar ein Lachs konnte nachgewiesen werden. Umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen zeigen bereits Erfolge, wie etwa hohe Bestandsdichten der FFH-Art Steinbeißer in diesen Arealen. Die Lippe weist in anderen Bereichen jedoch deutliche Defizite bezüglich ihrer Durchgängigkeit auf. Insbesondere im Bereich Hamm steigt die Zahl der Wehre, die nicht oder nur eingeschränkt von aquatischen Organismen passierbar sind. Zudem staut sich das Wasser hier, was sich negativ auf die Abundanzen kieslaichender Arten wie Barbe oder Hasel auswirkt. Invasive Arten bilden einen weiteren Störfaktor. So war die häufigste Art die pontokaspische Schwarzmaulgrundel, obwohl diese die Lippe erst bis zur Hälfte ihrer Fließstrecke besiedelt hat.

Die Ergebnisse verdeutlichen wie wichtig eine Vielzahl von Methoden und ein engmaschiges Probennetzwerk sind, um einen Fluss dieser Größe ganzheitlich zu verstehen und gezielte Maßnahmenvorschläge abzuleiten.

# **Ausbreitung von submersen Makrophyten und Eutrophierungsproblematik im Indawgyi-See in Myanmar**

*Björn Grüneberg, Jacqueline Rücker, Nils Kreber & Dieter Leßmann*

Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Postfach 101344, 03013 Cottbus; Bjoern.Grueneberg@b-tu.de, j.ruecker@b-tu.de, nils.kreber@b-tu.de, lessmann@b-tu.de

**Keywords:** Tropischer See, Kartierung, Untere Makrophytengrenze, *Valisneria spiralis*, Fadenalgen

## **Einleitung**

Der tropische Indawgyi See im Norden von Myanmar ist der größte See des Landes und der drittgrößte See Südostasiens. Der See und Teile seines Einzugsgebiets wurden im Juni 2017 zum UNESCO-Biosphärenreservat erklärt. Der Indawgyi-See und die angrenzenden Feuchtgebiete sind wichtige Brut-, Rast- und Überwinterungsgebiete für Zugvögel (Ramsar-Gebiet). Mindestens drei der insgesamt 93 nachgewiesenen Fischarten sind für den Indawgyi-See endemisch (MONREC 2016). In seinem Umfeld leben etwa 39.000 Menschen (MONREC 2017). Trotz der großen wirtschaftlichen und ökologischen Bedeutung wurde der See bisher kaum gewässerökologisch untersucht, und auch grundlegende morphometrische und hydrologische Daten lagen bisher nicht vor.

Durch die wachsende Bevölkerung im Einzugsgebiet bei fehlender Abwasserbehandlung und Verwendung von phosphathaltigen Waschmitteln, der zunehmenden Intensivierung der Landwirtschaft (Einsatz von Kunstdünger) und dem zunehmenden touristischen Interesse steigt die Nährstoffbelastung des Sees und damit das Eutrophierungsrisiko. Der im Einzugsgebiet stattfindende Gold- und Jadeabbau sowie das illegale Abforsten des Primärwaldes führen zudem zu hohen Einträgen von Feinsedimenten und Schwermetallen (Kernan et al. 2015; Lowe 2015).

Als Teil einer Pilotstudie wurde im Februar 2017 ein monatliches Monitoring physikalischer Parameter an drei Stellen im See sowie die wöchentliche Aufzeichnung des Wasserstandes gestartet. Durchgeführt wird das Monitoring von Mitarbeitern von Fauna & Flora International (FFI) und Rangern des Forstministeriums. Zusätzlich wurden in mehreren Kampagnen Daten zu Nährstoffen und zur Wasserchemie im See und an den wichtigsten Zuflüssen erhoben, um den trophischen Zustand einzuschätzen und Nährstoffeinträge bilanzieren zu können (Kreber 2018). Der See wurde bathymetrisch vermessen, um eine Tiefenkarte erstellen und morphometrische Kennzahlen sowie die Wasseraufenthaltszeit berechnen zu können.

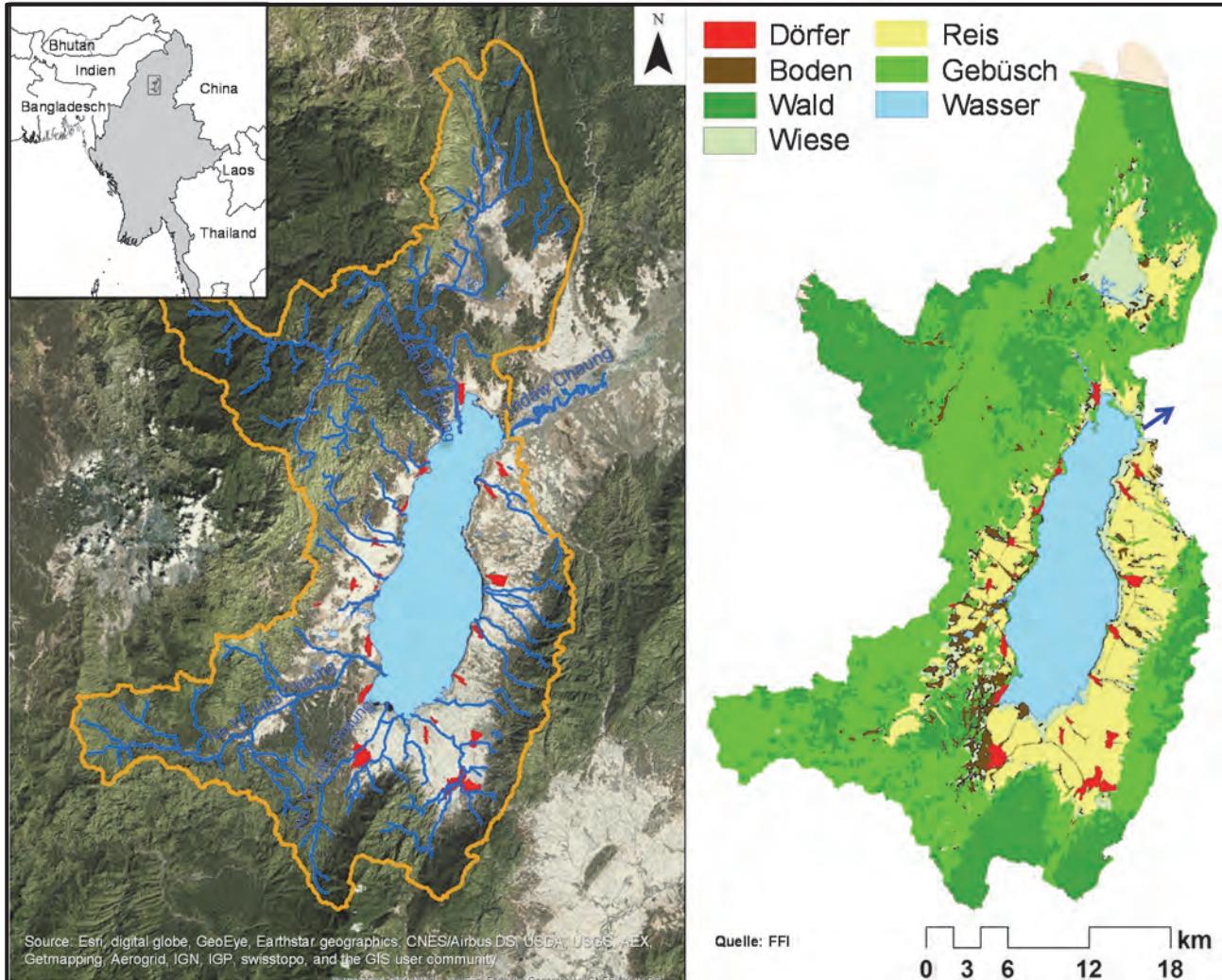
Angesichts der Eutrophierungsgefahr wird vermutet, dass durch die Nährstoff- und Trübstoffeinträge das Wachstum von submersen Makrophyten in dem bisher oligotrophen See beeinträchtigt wird. Zum Vorkommen und relativen Häufigkeiten von Makrophyten liegen bisher zwei Studien vor. Myint et al. (2016) und Mjelde et al. (2018) untersuchten entlang des Seeufers ca. 50 bzw. 17 Punkte im Litoral. Eine flächendeckende Kartierung der submersen Makrophyten lag bislang nicht vor.

Ziel der Kartierung waren die Dokumentation der räumlichen Ausbreitung der wichtigsten Makrophytenarten und die Ermittlung der unteren Ausbreitungsgrenze der Makrophytenbesiedlung in den

verschiedenen Seeteilen. Diese Dokumentation des Ist-Zustands soll nicht nur dazu dienen, daraus Aussagen zum gewässerökologischen Zustand abzuleiten, sondern auch um zukünftige Veränderungen (Verschlechterungen) erkennen zu können.

### ***Der Indawgyi-See und sein Einzugsgebiet***

Der Indawgyi-See liegt im Kachin-Staat im Norden von Myanmar auf 25° nördlicher Breite (Abb. 1) auf einer Höhe von 190 m ü. NHN (Myint et al. 2016). Er erstreckt sich von Norden nach Süden und ist etwa dreimal so lang wie breit.



**Abb. 1: Lage des Indawgyi-Sees in Myanmar und sein hydrologisches Einzugsgebiet (links) sowie Übersicht über die Landnutzung im Einzugsgebiet (rechts).**

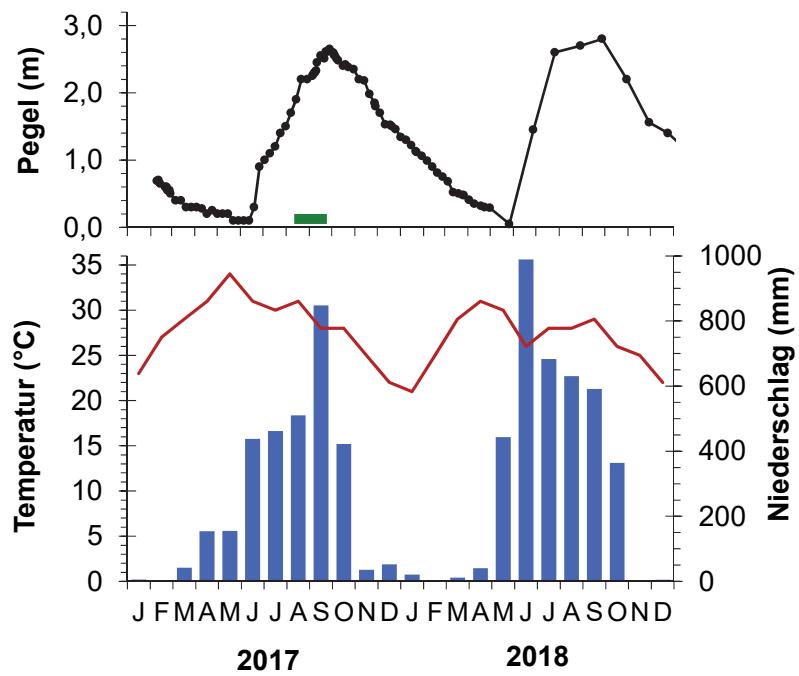
**Geologie und Boden:** Geologisch liegt die indawgyische Seenregion am Nordrand des zentralen Myanmar-Beckens mit den Rakhine Mountains im Westen und dem Shan-Plateau im Osten. Während der känozoischen Ära wurde das zentrale Myanmar (als Teil des Burma Terranes) von der indischen tektonischen Platte mit etwa 5 cm a<sup>-1</sup> (Zaw et al. 2017) nach Norden gezogen, begleitet von Hochtemperaturmetamorphosen und der Bildung von Becken und Berg Rücken, die von SW nach NE streichen. Die Indawgyi-Region liegt zwischen dem Chindwin- und dem Irrawaddy-Becken auf einer großen Verschiebung (Sagaing Fault). Jüngste (quartäre) alluviale Sedimente bilden die meisten flachen Teile des Indawgyi-Einzugsgebietes. Im Süden kommen Kalkstein und ultrabasische Gesteine vor, und in den westlichen Bergen metamorphe und vulkanische Gesteine (MONREC 2016). Das Alter des Sees ist unbekannt.

Es gibt keine detaillierten Studien über Böden im Einzugsgebiet des Indawgyi Sees. Eine Übersichtskarte der Bodentypen ([www.fao.org/nr/myanmar](http://www.fao.org/nr/myanmar)) zeigt humose Alluvialböden (Gleysols) in den Ebenen rund um den See, die den Reisanbau ermöglichen, und Acrisole als Hauptbodentypen (für ganz Nordburma). Dieser stark verwitterte Kaolinit-Ton-reiche saure Boden ist typisch für feuchte tropische Klimazonen und zeichnet sich durch die rötliche Farbe von Hämatit, geringe Fruchtbarkeit und Kationenaustauschkapazität, aber überschüssiges Aluminium, hohe Erosionsempfindlichkeit und starke Phosphorsorption aus.

**Klima und Hydrologie:** Der See liegt im südostasiatischen tropischen Monsunklimabereich. Die Monate Mai bis Oktober (Regenzeit) sind im Einzugsgebiet des Indawgyi-Sees durch starke Niederschläge mit bis zu 955 mm pro Monat gekennzeichnet. In der Trockenzeit (von November bis April) fallen durchschnittlich nur 29 mm pro Monat (Abb. 2). Der mittlere jährliche Niederschlag liegt bei 2.493 mm ([www.worldweatheronline.com](http://www.worldweatheronline.com); Mittelwert 2009 - 2018). Die monatlichen Durchschnittstemperaturen liegen zwischen 20 °C im Januar während der Trockenzeit und 32 °C im Mai am Beginn der Regenzeit. Die mittleren Windgeschwindigkeiten sind mit  $2,2 \text{ m s}^{-1}$  sehr niedrig, und auch die monatlichen Maxima liegen unter  $3 \text{ m s}^{-1}$ .

Neben zahlreichen kleinen Zuflüssen wird der See durch drei Hauptzuflüsse (Nam Yin Hka Chaung im Südwesten, Nam San Da Chaung im Nordwesten und der Na Mun Chuang im Südosten) gespeist (Abb. 1; MONREC, 2016). Über Grundwasserzuflüsse ist nichts bekannt. Der Indaw Chaung im Nordosten des Sees bildet den oberirdischen Abfluss und mündet in den Irrawaddy, einen der zwei Hauptströme Myanmars. Kruber (2019) hat für den See eine mittlere Wasseraufenthaltszeit von 10 Monaten für den Zeitraum 2009 bis 2017 ermittelt.

**Landnutzung und Besiedlung:** Die Vegetation im Einzugsgebiet wird von Wald und Gebüschevegetation auf 70 % der Gesamtfläche dominiert, wobei naturnahe Wälder in Seenähe weitestgehend abgeholt sind und nur noch in den höheren Lagen der Berghänge vorkommen. Etwa 8 % sind Feuchtgebiete. Im Umfeld des Sees werden das ganze Jahr über Früchte und Gemüse angebaut. Von Oktober bis Februar gedeihen Hülsenfrüchte und von Juni bis Oktober Reis. Der Anbau von Reis in flachen Gebieten ist hierbei die verbreitetste Art der Landwirtschaft und beansprucht 16 % der Landfläche des Einzugsgebiets (Abb. 1). Der Reisanbau wird mit geringen Mengen mineralischen Düngers unterstützt (MONREC 2016). In 18 Dörfern rund um den See leben etwa 39.000 Menschen vor allem von Reisanbau und Fischerei, aber auch vom (illegalen) Goldbergbau und der Arbeit in den Jademiinen nördlich des Sees.

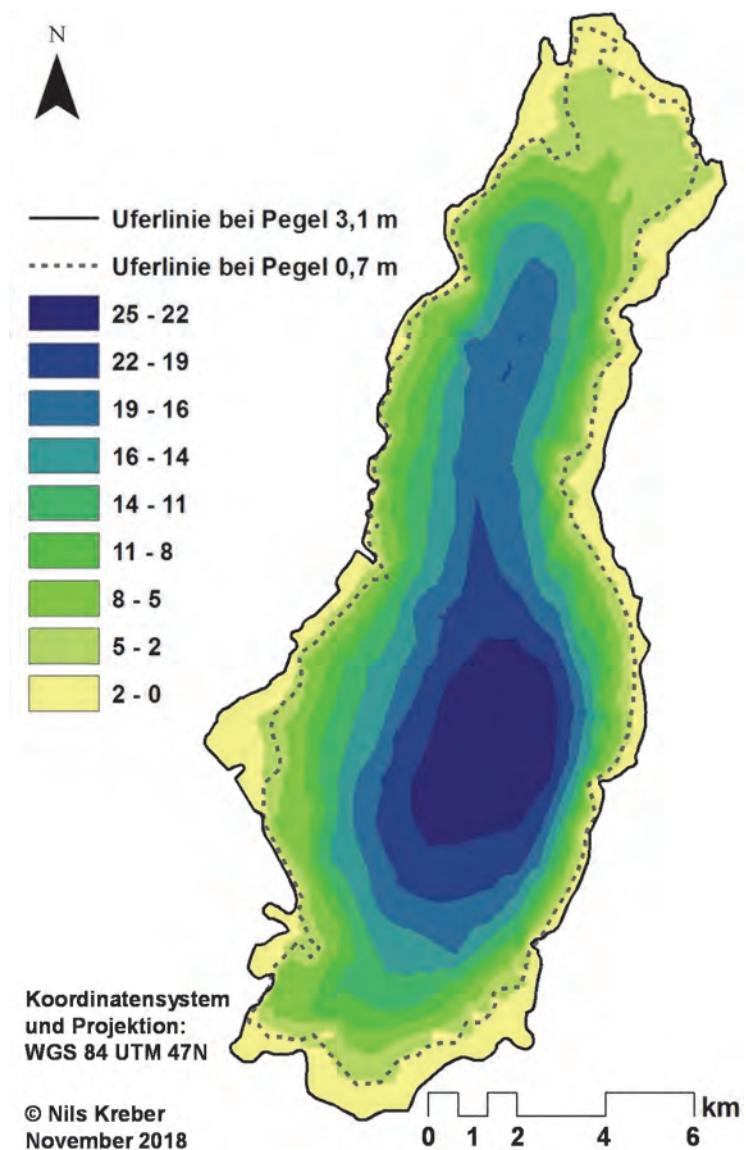


**Abb. 2: Wasserstand am Pegel in Lonton und Monatsmittel des Niederschlags und der Temperatur** ([www.worldweatheronline.com](http://www.worldweatheronline.com)). (Der grüne Balken markiert den Zeitraum der Makrophytenkartierung.)

**Tab. 1: Morphometrische Kennwerte des Indawgyi-Sees berechnet für einen niedrigen (0,7 m) und hohen (3,1 m) Wasserstand am Pegel Lontont.** (A: Fläche, V: Volumen,  $Z_{mean}$ ,  $Z_{max}$ : mittlere bzw. maximale Tiefe,  $L_{eff}$ ,  $B_{eff}$ : effektive Länge bzw. Breite,  $D_a$ : effektive Achslänge, FQ: Flächenquotient, VQ: Volumenquotient, l: Uferlänge, U: Uferentwicklung).

Pe- gelm	A km <sup>2</sup>	V 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	$Z_{mean}$ m	$Z_{max}$ m	$L_{eff}$ km	$B_{eff}$ km	$D_a$ -	FQ m <sup>2</sup> /m <sup>2</sup>	VQ m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>	l km	U -
0,7	115	1260	11,0	22,3	24,25	7,57	15,9	9,5	0,9	63,8	1,66
3,1	140	1579	11,3	24,7	25,48	8,96	17,2	7,9	0,7	71,5	1,69

**Morphometrie und Schichtung:** Der See wird von einem 1.120 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebiet (EZG) gespeist. Nach den Kriterien der Typologie von deutschen Seen zur Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie (Riedmüller et al. 2013) ist das Einzugsgebiet im Verhältnis zum Seevolumen relativ klein (VQ < 1,5). Für geschichtete Seen mit kleinem Einzugsgebiet und entsprechend geringen natürlichen Nährstoffeinträgen kann prinzipiell eine bessere Wasserqualität erwartet werden als für Seen mit großem EZG. Auf Grund der stark schwankenden Niederschläge treten im Jahresverlauf Wasserstandsschwankungen von mindestens 2,5 m auf (Abb. 2). Daraus resultiert eine Vergrößerung der Wasserfläche von 115 km<sup>2</sup> auf 140 km<sup>2</sup> bzw. des Volumens von 1.260 Mio m<sup>3</sup> auf 1.579 Mio m<sup>3</sup> (Tab. 1, Abb. 3). Die für die Berechnungen genutzte Morphometrie (Abb. 3) wurde auf Basis von 844 Tiefenmessungen zwischen Februar und Oktober 2017 sowie den Uferlinien bei niedrigem Wasserstand (kartierte von ArcGis Basemap) und hohem Wasserstand (von einem Landsat 8 Bild, übernommen von FFI) erstellt (Kreber 2018). Das bis zu 71,5 km lange Ufer weist mit Werten der Uferentwicklung von 1,66 bis 1,69 eine geringe Verzahnung mit dem Umland auf. Das östliche Seeufer ist in der südlichen Seehälfte steilschariger als in den übrigen Bereichen. Ausgedehnte Überschwemmungsgebiete befinden sich vor allem im Norden und Süden sowie in der Nordhälfte des Ostufers und im zentralen Teil des Westufers. Der See ist warm-monomiktisch mit einer thermischen Schichtung während der Regenzeit von März/April bis November. Das Epilimnion umfasst die obersten 8 bis 10 m.



**Abb. 3: Tiefenkarte des Indawgyi-Sees mit den Uferlinien für hohen und niedrigen Wasserstand.**

Wasserchemie und Gewässergüte: Die Ionenzusammensetzung des Wassers (K: 0,9 mg L<sup>-1</sup>; Ca: 8,1 mg L<sup>-1</sup>; Mg: 8,9 mg L<sup>-1</sup>; Cl: 2,0 mg L<sup>-1</sup>; elektrische Leitfähigkeit: 122  $\mu$ S cm<sup>-1</sup>) entspricht einem Weichwassersee (entsprechend der WRRL-Einstufung Ca <15 mg L<sup>-1</sup>; Riedmüller et al. 2013). Die Sulfatkonzentration ist mit 0,4 mg L<sup>-1</sup> ausgesprochen niedrig und vergleichbar mit Seen in Nepal oder dem Viktoriasee in Afrika (Kleeberg 2012).

Aus den bisherigen drei Probenahmen im Jahr 2017 ergaben sich Nährstoffkonzentrationen im mesotrophen Bereich nach OECD (1982) (Tab. 2). Die mittlere Sichttiefe aus monatlichen Messungen an drei Stellen zwischen Februar 2017 und Januar 2019 betrug  $3,8 \pm 1,0$  m, ohne erkennbare jahreszeitliche Trends. Nach Mjelde et al. (2018) sind jährlich während der Regenzeit Aufnahmungen von Cyanobakterien (v.a. *Microcystis*) zu beobachten. Während der Schichtung treten im Hypolimnion anoxische Bedingungen auf, und auch im Oberflächenwasser sinkt die Sauerstoffkonzentration im Dezember zu Beginn der Durchmischungsphase auf 2 mg L<sup>-1</sup> (Mjelde et al. 2018). Ob dies die Ursache für ein alljährlich im Dezember auftretendes Fischsterben ist, von dem Einheimische wiederholt berichteten, ist bisher nicht geklärt.

**Tab. 2: Mittelwerte der Nährstoffkonzentrationen (in  $\mu$ g L<sup>-1</sup>) aus 0,5 und 5 m Tiefe (Epilimnion) von Probenahmen im Februar, August und September 2017.**

TP	SRP	TN	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	Si
$11 \pm 1.5$	$3.5 \pm 1.5$	$424 \pm 111$	$75 \pm 23$	$22 \pm 22$	$6.400 \pm 100$

Kreber (2018) hat auf der Basis von Exportkoeffizienten und einer GIS-basierten Analyse der Landnutzung (Abb. 1) Phosphoreinträge in den See berechnet. Demnach ist unter den jetzigen Bedingungen (Reisanbau, 39.000 Einwohner inkl. der Nutzung P-haltiger Waschmittel) mit einem jährlichen P-Eintrag zwischen 52 und 94 t (0,4 – 0,8 g m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>) zu rechnen, während unter naturbelassenen (Referenz-)Bedingungen nur etwa 9,3 – 25 t a<sup>-1</sup> (0,08 – 0,2 g m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>) in den See eingetragen würden.

## Methoden

### *Makrophytenkartierung*

Von August bis September 2017 wurden bei hohem Wasserstand (2,30 – 2,65 m am Pegel Lonton) mehrere Befahrungen mit dem Boot durchgeführt. Die Kartierung von Makrophyten erfolgte entlang von 46 Transekten, die senkrecht zum Ost- oder Westufer im Abstand von ca. 1 km lagen (Abb. 4). Von der äußersten mit dem Boot befahrbaren Stelle beginnend, wurde entlang der Transekte ca. alle 300 m (unabhängig von der Steilheit) in Richtung Seemitte ein Untersuchungspunkt gesetzt, die GPS-Position notiert und die Wassertiefe gemessen (Handecholot „Echotest 2“, Fa. Plastimo), die auch in die Berechnung der Seebeckenmorphometrie eingegangen ist.

Submerse Makrophyten wurden mit einem selbst gebauten Krautanker aus vier verbundenen, großen Angelhaken beprobt. Für jeden der 295 Punkte wurden (sofern Makrophyten gefunden wurden) die vorkommenden Taxa notiert, aber nicht deren Deckungsgrad. Von Schwimmblattpflanzen wurden lediglich die Taxa registriert, nicht jedoch deren räumliche Ausbreitung dokumentiert. Zum nächsten Transekt wurde gewechselt sobald ab einer bestimmten Tiefe keine Makrophyten mehr gefunden wurden. Submerse Makrophyten konnten im Überschwemmungsbereich aufgrund des dichten Bewuchses mit schwimmenden Pflanzenteppichen (z. B. *Eichhornia crassipes*), Büschen oder Bäumen nicht untersucht werden. Dies erklärt den Freiraum zwischen der Uferlinie bei hohem Wasserstand

und der landseitigen Grenze der mit Makrophyten besiedelten Fläche (Abb. 4). Im Januar 2019 wurden ergänzende Makrophytenuntersuchungen, vor allem im Südteil des Sees, durchgeführt.

### ***Bestimmung der Taxa und relative Häufigkeit***

Vor Ort wurden die gefundenen Pflanzen zunächst nach einfach erkennbaren Unterschieden sortiert, beschrieben und fotografiert. Anhand dieser Aufzeichnungen wurden anschließend mit Hilfe gängiger Fachliteratur (z. B. van de Weyer & Schmidt 2011) sowie den Berichten zu Makrophyten im Indawgyi See (Myint et al. 2016; Mjelde et al. 2018) die Taxa bestimmt. Auf diese Weise konnten einige, aber nicht alle Taxa zugeordnet werden. Die Grundnessel, *Hydrilla verticillata*, und die Dichtblättrige Wasserpest, *Egeria densa*, wurden unter dem Taxon *Hydrilla/Egeria* zusammengefasst, da beide Arten leicht verwechselt werden können. Die relative Häufigkeit eines Taxons wurde als Anteil der Funde an den Gesamtfunden aller Taxa berechnet.

### ***Verbreitungskarten und Untere Makrophytengrenze***

Zur Erstellung der Verbreitungskarten mit ArcGIS 10.4 von ESRI wurden zunächst die standortbezogenen GPS-Daten und die Information der vorkommenden Makrophyten digitalisiert und als Punkte dargestellt. Im nächsten Arbeitsschritt wurde für jedes vorkommende Taxon per Hand ein Polygon durch Verbinden der Punkte digitalisiert. Lagen die Punkte weiter auseinander, wurde mehrere Polygone für ein Taxon erzeugt. Die Lage der Unteren Makrophytengrenze (UMG) wird für jedes Transekt durch den tiefsten Punkt, an dem Makrophyten gefunden wurden, definiert. Durch Verbinden dieser Punkte wurde die UMG als seeseitige Begrenzung der von Makrophyten besiedelten Fläche erzeugt. Da bei den Probenahmen der Krautanker immer einige Meter gezogen wurde, sind für die UMG auch vereinzelt vorkommende Makrophyten berücksichtigt worden. Die UMG wurde als Mittelwert separat für ausgewählte Bereiche am West- und Südufer berechnet. Das Ostufer wurde nicht berücksichtigt, da aufgrund der Steilscharigkeit und des konstanten 300 m Abstands zwischen den Kartierpunkten die Tiefe der UMG wahrscheinlich unterschätzt würde.

## **Ergebnisse**

### ***Vorkommen und Verbreitung submerser Makrophyten***

An 212 von insgesamt 308 Messpunkten wurden submerse Makrophyten gefunden, davon stammen 10 Funde von 13 Messpunkten aus der Kampagne im Januar 2019. Es wurden insgesamt 20 Taxa nachgewiesen, von denen 10 submerse Taxa und 10 Schwimmblattplatten waren (Tab. 3). Submerse Makrophyten besiedelten ca. 32,6 km<sup>2</sup> bzw. 26,5 % der durchschnittlich 123 km<sup>2</sup> großen Fläche des Indawgyi-Sees. Im steilscharigen Bereich des Ostufers in der Südhälfte des Sees war die mit Makrophyten besiedelte Fläche verhältnismäßig schmal (Abb. 4). In Abbildung 5 sind die besiedelten Flächen für die einzelnen Taxa dargestellt.

Die am weitesten verbreitete Art der submersen Makrophyten war die Gewöhnliche Wasserschraube, *Vallisneria spiralis*. Sie wurde an 153 Messpunkten nachgewiesen (vgl. Abb. 6) und erreichte relative Häufigkeiten zwischen 33 % im Norden und 44 % im Westen (Tab. 3). Sie besiedelte 80 % der makrophytenbewachsenen Fläche. In den Flachwasserbereichen bildete sie oft dichte Bestände, die bei niedrigem Wasserstand zum Teil aus dem Wasser ragten, aber trotzdem vital erschienen.

**Tab. 3: Nachgewiesene Taxa von submersen Makrophyten (sm) und Schwimmblattpflanzen (SB) im Indawgyi-See im Herbst 2017 und Januar 2019.** Besiedelte Fläche (A<sub>B</sub>) und Anteil an der gesamten von Makrophyten besiedelten Fläche (A<sub>M</sub>) sowie relative Häufigkeit an verschiedenen Uferbereichen. (\*Einzelfunde aus der Untersuchung im Januar 2019. Der Flächenanteil wurde nicht bestimmt (n.b.)).

Wissenschaftlicher Name	Name (deutsch)	Lebensform	A <sub>B</sub>	A <sub>M</sub>	Rel. Häufigkeit (%)			
			km <sup>2</sup>	%	N	O	S	W
<i>Vallisneria spiralis</i>	Gewöhnliche Wasserschraube	sm	26	79,9	33	35	41	44
Art unbestimmt	Dunkle fädige Algen	sm	19	58,4	28	36	22	38
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Raues Hornblatt	sm	6,9	21,1	1	25	23	13
<i>Hydrilla/Egeria</i>	Grundnessel/Wasserpest	sm	6,1	18,8	18	2	8	3
<i>Najas</i> spec.	Nixkraut	sm	4,6	14,1	17	1	7	1
<i>Potamogeton</i> spec.	Laichkraut	sm	0,5	1,6	2	0	0	1
<i>Spirogyra</i> spec.	Hellgrüne fädige Algen	sm	0,2	0,7	0	1	0	1
<i>Utricularia</i> spec.	Wasserschlauch	sm	0,1	0,3	1	0	0	0
<i>Chara</i> spec.*	Unbestimmte Chara-Art	sm	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Nitella</i> spec.*	Unbestimmte Nitella-Art	sm	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Eichhornia crassipes</i>	Dickstiellige Wasserhyazinthe	SB						
<i>Azolla filiculoides</i>	Großer Algenfarn	SB						
<i>Salvinia natans</i>	Schwimmfarn	SB						
<i>Pistia stratiotes</i>	Wassersalat	SB						
<i>Trapa natans</i>	Wassernuss	SB						
<i>Alternanthera philoxeroides</i>	Alligatorkraut	SB						
<i>Nymphoides indica</i>	Indische Seekanne	SB						
<i>Nymphaea</i> spec.	Seerose	SB						
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Vielwurzelige Teichlinse	SB						
<i>Lemna minor</i>	Kleine Wasserlinse	SB						

Als zweithäufigstes Taxon wurden dunkelgrüne Fadenalgen an 128 Messpunkten erfasst (58 % Flächenanteil). Dieses Taxon erreichte relative Häufigkeiten zwischen 22 % im Süden und 38 % im Westen des Sees (Tab. 3). Es umfasst braungrüne bis sehr dunkelgrüne Algenmatten, die in der Regel benthisch auf dem Sediment wachsen. Die einzelnen Fäden sind derb und zäh und bilden dichte Algenfilze. Bei intensiver Photosynthese sammeln sich mitunter so viele Sauerstoffbläschen in den Matten, dass sich diese in großen Fladen vom Untergrund lösen. Dabei kann der Auftrieb so stark sein, dass die Matten andere Wasserpflanzen (z. B. *Valisneria*), mit denen sie vergesellschaftet waren, mit ihren Wurzeln ausreißen. Die blasig aufgetriebenen Algenwatten sind bei niedrigem Wasserstand großflächig auf der Wasseroberfläche sichtbar und werden oft am Ufer und in Buchten zusammengetrieben. Bei mikroskopischer Analyse von formolfixierten Proben aus dem Januar 2019 wurde bislang nur ein Morphotyp gefunden. Die Filamente haben eine Breite von etwa 35 - 50  $\mu\text{m}$  und besitzen eine ca. 1  $\mu\text{m}$  dicke, ungefärbte Scheide. Die einzelnen Zellen sind mit 3 - 7  $\mu\text{m}$  deutlich kürzer als breit. Es wird vermutet, dass es sich um Cyanobakterien der Gattung *Lyngbya* (vermutlich *L. latissima*) handelt (pers. Mitteilung A. Tworeck, LBH Höhn).

Das Raue Hornblatt, *Ceratophyllum demersum*, war mit 57 Funden die dritthäufigste Art. Es besiedelte einen größeren, zusammenhängenden Bereich im Süden des Sees. Einzelne Bestände waren auch am West- und Ostufer zu finden, jedoch nicht im Norden (Abb. 5). Sein Flächenanteil an der Makrophytenfläche betrug 21 %. Am Ost- und Südufer erreichte es relative Häufigkeiten von 25 bzw. 23 % (Tab. 3).

Während der Befahrung im Januar 2019 wurde im Südbereich ein größeres Vorkommen von *Hydrilla verticillata* eindeutig identifiziert. Die Funde im Herbst 2017, die einen Ausbreitungsschwerpunkt im Norden hatten (Abb. 5), wurden zunächst (ausschließlich) *Egeria densa* zugewiesen, was aber im Vergleich zu Myint et al. (2016) und Mjelde et al. (2018) nicht plausibel erscheint. *Hydrilla/Egeria* erreichten einen Flächenanteil von 19 %. Die größte relative Häufigkeit erreichte dieses Taxon mit 18 % im Norden, ähnlich wie *Najas spec.* mit 17 % sowie 8 bzw. 7 % im Süden.

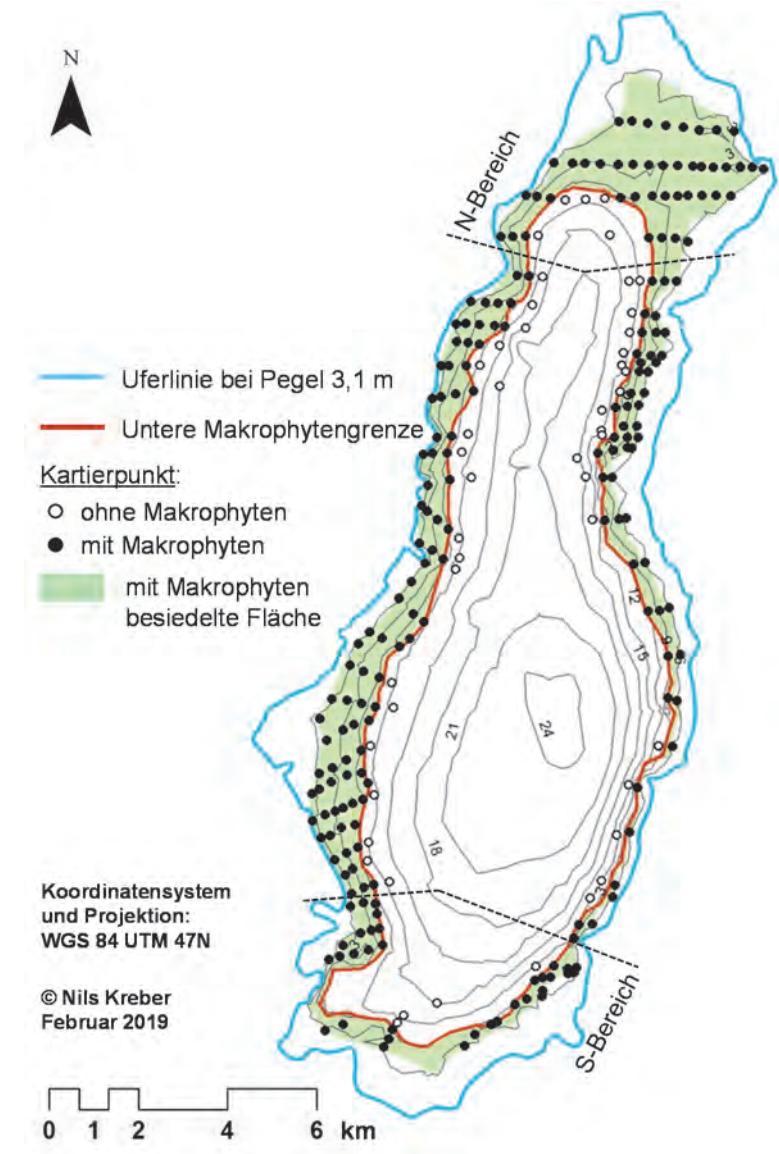
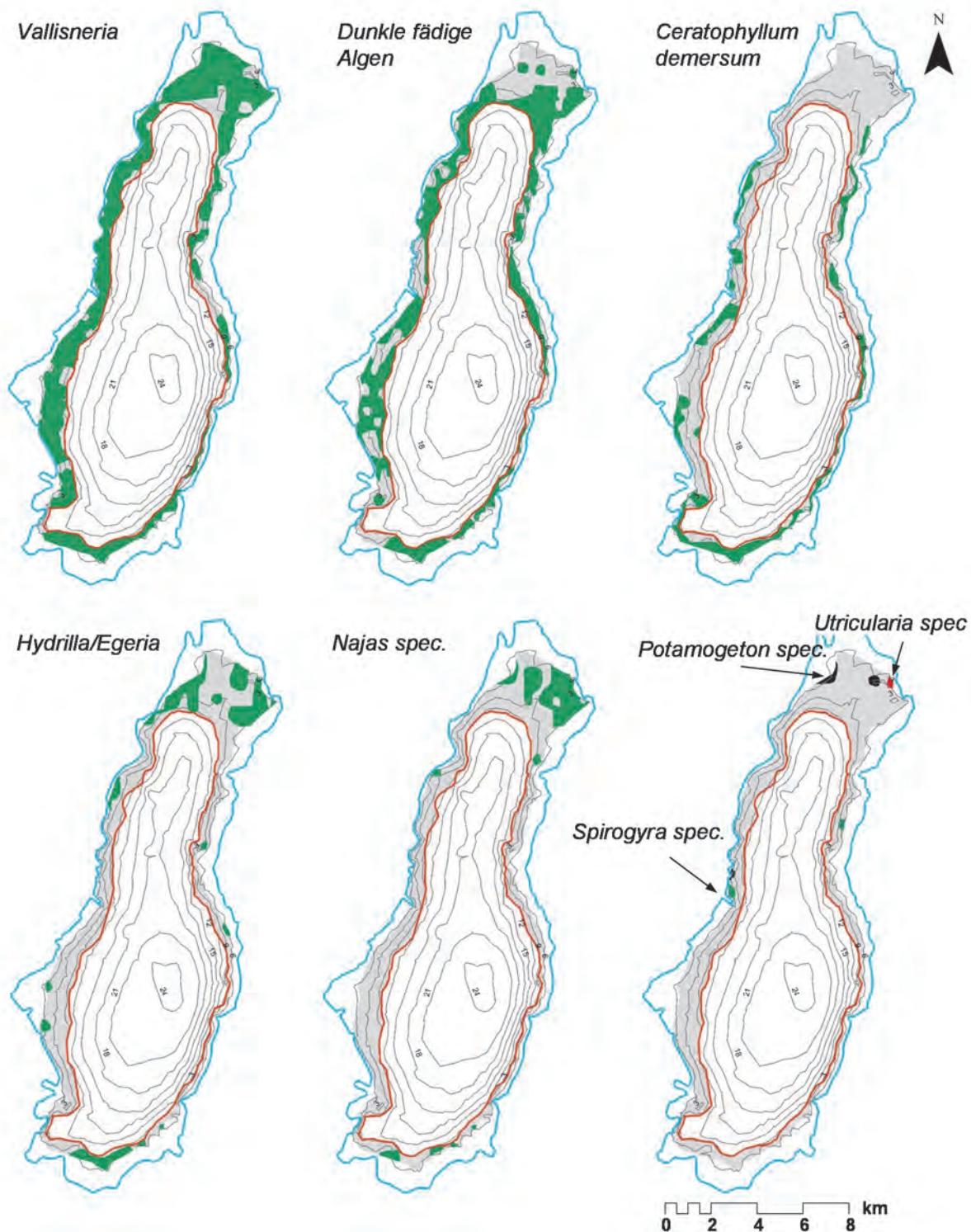


Abb. 4: Messpunkte der Kartierung und die mit submersen Makrophyten bewachsene Fläche im Indawgyi-See.

Des Weiteren traten nicht genauer bestimmte *Utricularia*- und *Potamogeton*-Arten auf relativ kleinen Flächen ausschließlich im Norden des Sees auf (Abb. 5). In diesem Bereich wurden im Januar 2019 außerdem zwei Characeen (*Chara* spec. und *Nitella* spec.) gefunden. Ferner wurden noch hellgrüne fädige Algen nachgewiesen, die Myint et al. (2016) folgend hier als *Spirogyra* spec. geführt werden. Sie wurden an je einer Stelle am West- und Ostufer gefunden (Abb. 5).

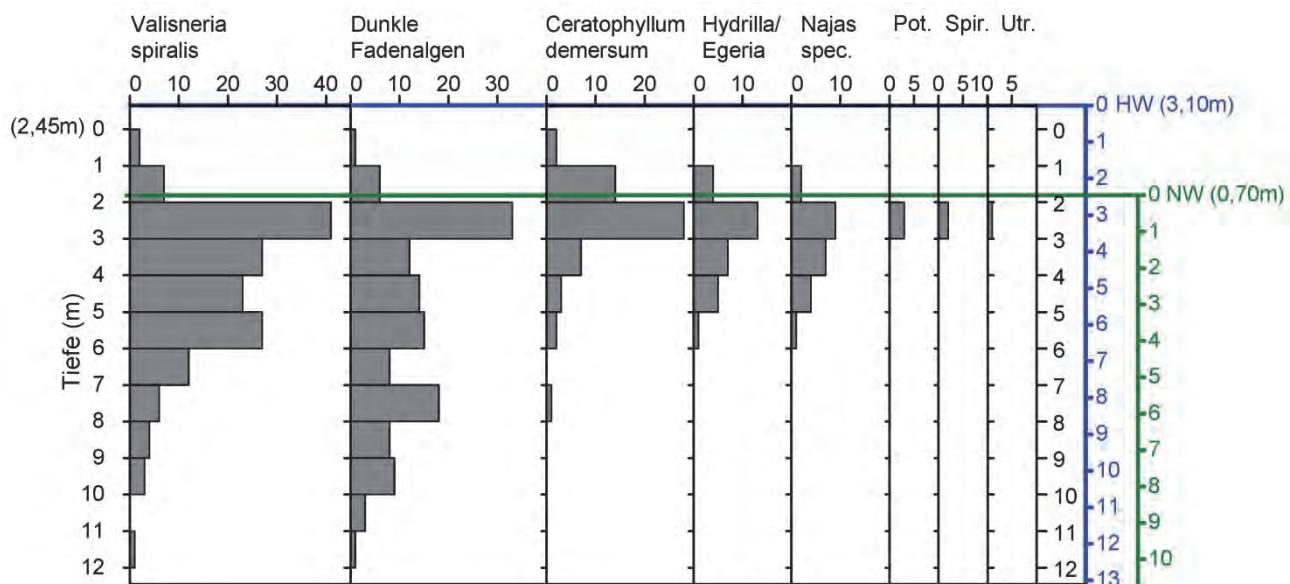


**Abb. 5: Verbreitung verschiedener Arten von submersen Makrophyten im Indawgyi-See.**  
**(Die gesamte von Makrophyten besiedelte Fläche ist grau dargestellt, und die Untere Makrophytengrenze als rote Linie).**

## Tiefenverteilung der submersen Makrophyten und Untere Makrophytengrenze

Die submersen Makrophyten traten in Tiefen von 0,5 bis 11 m auf (Abb. 6). Diese Angaben beziehen sich auf einen Pegelstand von 2,45 m, der während der Messung im Herbst 2017 im Mittel vorherrschte. Da die Kartierungen zum Ende der Regenzeit stattfanden, war der Wasserstand relativ hoch. Folglich entspricht die Wassertiefe von 2 – 3 m, in der alle Arten am häufigsten gefunden wurden, etwa der Wasseroberfläche während der Trockenzeit. *Ceratophyllum demersum*, *Hydrilla/Egeria* und *Najas spec.* siedelten noch bis in 6 m Tiefe. Auch *Valisneria spiralis* hatte ihren Verbreitungsschwerpunkt in diesen Tiefen. Sowohl *V. spiralis* als auch die fädigen Algen drangen jedoch noch weiter bis in Wassertiefen über 11 m vor.

Für das Westufer des Sees wurde (bezogen auf einen Pegelstand von 2,45 m) eine untere Makrophytengrenze von 8,5 m ermittelt (entspricht 6,9 m bei einem Niedrigwasserstand von 0,7 m). Werden fädige Algen von der Berechnung ausgeschlossen ergab sich eine UMG von 8,3 m (bzw. 6,6 m bei Niedrigwasser). Ein deutlicher Unterschied von etwa 3 m ergab sich zum südlichen Bereich des Sees, wo die UMG nur 5,4 m (3,7 m bei Niedrigwasser) betrug.



**Abb. 6: Häufigkeit des Vorkommens der nachgewiesenen Taxa submerser Makrophyten in verschiedenen Tiefen des Indawgyi-Sees. Die Kartierung im Herbst 2017 erfolgte bei einem Wasserstand im Mittel von 2,45 m (schwarze Ziffern). Die blauen und grünen Achsen geben die Tiefe bei hohem (HW) bzw. niedrigem (NW) Wasserstand wider. Pot.: Potamogeton spec., Utr.: Utricularia spec., Spir.: Spirogyra spec..**

## Diskussion

Obwohl der Indawgyi-See nach den bisher vorliegenden Daten als mesotroph eingestuft werden kann, ist die Unterwasserflora relativ artenarm. Laichkräuter und Characeen kommen nur in geringen Abundanzen vor, d.h. Characeen wurden nur in der Studie von Myint et al (2016) sowie in der Untersuchung im Januar 2019 (jeweils während der Trockenzeit und nur im Nordteil des Sees) gefunden. Eine Ursache für das eingeschränkte Artenspektrum könnte der (besondere) Chemismus des Indawgyi-Sees sein. Kabus (2018) wies in 91 % der Brandenburger Weichwasserseen nur maximal 5 Arten nach, darunter waren viele Seen ohne oder mit nur einer Art von submersen Makrophyten.

Einige Unterwasserpflanzen besitzen jedoch spezielle Anpassungsmechanismen an die zeitweilig geringe Kohlenstoff-Freigabe in Weichwasserseen. Das trifft z. B. auf die im Indawgyi vorkommende *Hydrilla verticillata* zu, die als fakultative C4-Pflanze eingestuft wird.

Eine weitere Ursache für die relative Artenarmut sind die durch das Monsunklima bedingten starken Wasserstandsschwankungen von 2 bis 3 Metern. Das führt im Sublitoral vermutlich zu stark schwankenden Lichtverhältnissen im Jahresverlauf, an die sich die Pflanzen anpassen müssten. Es fehlen zurzeit aber noch Berechnungen des Unterwasserlichtklimas. Noch stärkeren Veränderungen sind die Pflanzen des Eulitorals im Jahresverlauf ausgesetzt, dessen Fläche um bis zu 11 km<sup>2</sup> schwankt. Für diese Zone ist, sofern sie nicht mit Sumpf- und Gebüschvegetation bedeckt ist, ein starkes Wachstum von Schwimmblattpflanzen vor allem während der Sommermonate festzustellen. Die häufigsten Arten sind v.a. *Salvinia natans* und die invasive *Eichhornia crassipes* (Myint et al. 2016; Mjelde et al. 2018). Die dichten Pflanzenteppiche führen zu einer nahezu vollständigen Auslöschung des Lichtes für eventuell darunter wachsende submerse Makrophyten. Wasserschweber wie *Ceratophyllum demersum* können bei hohen Wasserständen in diese Bereiche einwandern. Arten wie *Valisneria spiralis* (wahrscheinlich auch *Hydrilla verticillata* und *Najas*-Arten) können das zeitweilige Trockenfallen tolerieren bzw. breiten sich über Ausläufer nach Wiederanstieg des Wasserspiegels rasch wieder aus. Unter den o.g. natürlichen Bedingungen sind offensichtlich *Valisneria spiralis* und *Ceratophyllum demersum* anderen Arten deutlich überlegen.

Die geringe Artenzahl und die räumliche Verteilung der Taxa lassen zudem auf zunehmende Eutrophierung schließen. Nach Kreber (2018) ist die momentane P-Fracht mindestens um den Faktor 2 - 3 höher als unter natürlichen Bedingungen, so dass Auswirkungen auf die Makrophyten wahrscheinlich sind. Eine Trophieeinstufung von Arten für Seen in Südostasien liegt noch nicht vor. Nach einer vorläufigen Einstufung von Mjelde et al. (2017) gelten *C. demersum* als tolerant gegenüber Eutrophierung, *V. spiralis* und *Najas*-Arten als indifferent. Als empfindlich eingestufte Arten (*Hydrilla verticillata*, *Potamogeton lucens*, *Utricularia*- oder Characeenarten) kommen nur selten und vorwiegend im Nordteil des Indawgyi-Sees vor, was alle bisherigen Studien übereinstimmend belegen. Dadurch erreichte der See nach Mjelde et al. (2018) in Anlehnung an das Norwegische WRRL-Bewertungssystem nur den schlechten ökologischen Zustand. Das gleiche Resultat ergab das von ihnen vorgeschlagene Lemniden-Metrix auf Grund der hohen Präsenz der Schwimmblattpflanzen. Das Fehlen empfindlicher Arten an West- und Ostufer könnte ein Indiz für Nährstoffeinträge vorwiegend in diese Seebereiche sein. Ein weiteres Indiz für eine steigende Trophie des Indawgyi-Sees sind neben den häufig beobachteten Aufnahmungen planktischer Cyanobakterien wie *Microsystis aeruginosa* (Myint et al. 2016; Mjelde et al. 2018) die massiven Vorkommen der benthischen Fadenalgen, die in den bisherigen Studien nicht oder nur selten (Myint et al. 2016) erfasst wurden. Erstmals wurde in dieser Studie die mit 58 % der besiedelten Fläche (Tab. 3) hohe räumliche Ausdehnung der fädigen Algen dokumentiert. Da das Aufkommen von fädigen Algen mit Nährstoffeinträgen in Zusammenhang gebracht wurde (Poikane 2018) und zu einer Verdrängung anderer submerser Makrophyten führt (Guo 2018), sollte deren weitere Ausbreitung beobachtet und die ökologischen Auswirkungen auch auf Fische, Makroinvertebraten etc. untersucht werden.

Eine sinnvolle Ergänzung zur Bewertung von Seen kann die Untere Makrophytengrenze sein. Allerdings ist diese auf Grund der starken Wasserstandsschwankungen nur eingeschränkt interpretierbar, weshalb das deutsche Bewertungsverfahren sie unter diesen Umständen ausschließt (Schaumburg et al. 2015). Die für das Westufer ermittelten Werte von 8,5 m bei hohem bzw. 6,8 m bei niedrigem Wasserstand würden einem mesotrophen Zustand sowohl nach Mauersberger & Mauersberger (1996) als auch Succow & Kopp (1985) entsprechen. Das steht auch in Übereinstimmung zu den ersten

Nährstoffdaten. Die deutlich niedrigeren Werte der UMG im Südbereich werden auf den starken Eintrag von Feinsedimenten zurückgeführt, was vor allem durch den illegalen Goldbergbau im Oberlauf des Zuflusses verursacht wird. *Valsinaria spiralis* kann die vom Sediment überlagerten Bereiche im Laufe eines Jahres schnell wiederbesiedeln, war daher aber im Südbereich deutlich kleiner vom Wuchs. Die Blattlänge betrug nur 3 – 6 cm anstelle der sonst beobachteten etwa 30 cm (Kreber 2019).

Aufgrund der relativen Konstanz der Pegelschwankungen erscheint eine regelmäßige Beobachtung der Unteren Makrophytengrenze sinnvoll. Daher sollten an 1 - 3 festzulegenden Transekten am Westufer regelmäßige (z. B. vierteljährliche) Makrophytenuntersuchungen in das Monitoringprogramm für den Indawgyi-See aufgenommen werden, um Veränderungen in der Unterwasserflora dokumentieren zu können.

## Danksagung

Die Autoren danken insbesondere Eugen Nowak (Biosphärenreservat Spreewald) für die Initiierung des Projekts sowie Frank Momberg und Ngwe Lwin (Fauna und Flora International, FFI) für logistische und fachliche Unterstützung vor Ort. Ein großer Dank gebührt den zahlreichen Helfern von FFI und des Forstministeriums. Die GIS-Arbeiten wurden durch Egbert Gassert (BTU) und Carl Reeder (FFI) unterstützt. Sabine Schümburg und Sarah Kruber (BTU) haben mit Berechnungen zur Wasserbilanz geholfen. Wir danken der Lehrstuhlleiterin Prof. Brigitte Nixdorf für die Unterstützung des Projekts, sowie Sabine Natusch und Gudrun Lippert für die Laboranalysen. Ein besonderer Dank gilt Ingo Henschke, der bei einer Messkampagne im Januar 2019 wichtige Daten aufgenommen hat. Die vorgestellten Ergebnisse entstanden im Rahmen der Masterarbeit und eines Studienprojektes von Nils Kreber.

## Literatur

- Guo, L., Dai, L., Yang, K., Li, D., Li, G. (2018): Physiological changes of submerged macrophytes in response to a floating filamentous green algae bloom in clear-water conditions. *Journal of Oceanology and Limnology* 36: 1604-1614.
- Kabus, T.-A. (2018): Weichwasserseen im brandenburgischen Jungmoränenland. Hydrochemie und Makrophytenbesiedlung. Dissertation BTU Cottbus-Senftenberg. ISBN-13: 978-3746799773.
- Kernan, M., Turner, S., Henderson, G., Goodrich, S., Yang, S. (2015): Analysis of sediment, fish and phytoplankton samples from Indawgyi Lake, Myanmar. ECRC Research Report Number 167.
- Khin, Z., Win, S., Barber, A.J., Crow, M.J., Yin, Y.N. (2017): Introduction to the geology of Myanmar; in Barber, A.J., Zaw, K., Crow, M.J. (eds): *Myanmar: Geology, Resources and Tectonics*. Geological Society, London.
- Kleeberg, A. (2012): V-1.2.5. Eintrag und Wirkung von Sulfat in Oberflächengewässern. In: Hupfer, M., Calmano, W., Fischer, H., Klapper, H. (eds.): *Handbuch Angewandte Limnologie*. 30. Ergänzungslieferung 12/12, Wiley-VCH, Weinheim, 1-33.
- Kreber, N. (2018): Gewässerökologischer Zustand und Eutrophierungsgefährdung des Indawgyi Sees in Myanmar. Master-Arbeit. BTU Cottbus-Senftenberg. Lehrstuhl Gewässerschutz.
- Kreber, N. (2019): Makrophytenbesiedlung des Indawgyi-Sees in Myanmar. Studienprojekt. BTU Cottbus-Senftenberg. Lehrstuhl Gewässerschutz.
- Kruber, S. (2019): Satellite-based estimation of discharge dynamics and water residence time of Indawgyi Lake, Myanmar. BTU Cottbus-Senftenberg, Studienprojekt (in Vorbereitung).
- Lowe, S. (2015): Lake Indawgyi, Myanmar, Initial assessment of the biophysical condition of the lake and associated rivers. Fauna & Flora International.
- Mauersberger, H., Mauersberger, R. (1996): Die Seen des Biosphärenreservats „Schorfheide- Chorin“ – eine ökologische Studie. Dissertation, 2 Bde. Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.
- Mjelde, M., Ballot, A., Swe, T. (2018): Conservation of biodiversity and improved management of protected areas in Myanmar. *Aquatic Macrophytes and phytoplankton in Indawgyi Lake*. Norwegian Institute for Water Research.

- Mjelde, M., Ballot, A., Swe, T., Eriksen, T.E., Nesheim, I., Aung, T.T. (2017): Integrated Water Resources Management in Myanmar. Water usage and introduction to water quality criteria for lakes and rivers in Myanmar. Preliminary report. Norwegian Institute for Water research. NIVA-report 7163-2017.
- MONREC (2016): Biosphere Reserve Nomination From Indawgyi Biosphere Reserve Myanmar. Ministry of Natural Resource and Environmental Conservation.
- MONREC (2017): Management Plan for the Multi-Internationally Designated Indawgyi Lake Basin. Ministry of Natural Resource and Environmental Conservation.
- Myint, W., Ei Phy, E., Nyo Maung, P. (2016): Baseline assessment of Aquatic plants survey in Indawgyi Lake. Small Grants Programme by the Asean Centre of Biodiversity.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1982): Eutrophication of Waters – Monitoring, assessment and control. OECD, Paris.
- Poikane, S., Kelly, M., Cantonati, M. (2016): Benthic algal assessment of ecological status in European lakes and rivers: Challenges and opportunities. *Science of The Total Environment* 568: 603-613.
- Riedmüller, U., Mischke, U., Pottgiesser, T., Böhmer, J., Deneke, R., Ritterbusch, D., Stelzer, D., Hoehn, E. (2013): Steckbriefe der deutschen Seetypen. Begleittext und Steckbriefe. [https://www.gewaesser-bewertung.de/files/steckbriefe\\_deutscher\\_seetypen\\_2013.pdf](https://www.gewaesser-bewertung.de/files/steckbriefe_deutscher_seetypen_2013.pdf) [aufgerufen am 12.01.2019]
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Vogel, A. (2015): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytophyllos – Phylib. Stand Februar 2014. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Im Auftrag der LAWA (Projekt Nr. O 10.10), 137 S., Augsburg/Wielenbach.
- Succow, M., Kopp, D. (1985): Seen als Naturraumtypen. – Petermanns Geographische Mitteilungen 129 (3): 161-170.
- Weyer, K. van de, Schmidt, C. (2011): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) in Deutschland: Band 1: Bestimmungsschlüssel. Fachbeiträge des LUGV Brandenburg 119: 164 S., Band 2: Abbildungen. Fachbeiträge des LUGV Brandenburg 120: 374 S., Herausgeber: Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg, Potsdam.
- World Weather Online [online] [https://www.worldweatheronline.com/lonton-weather/kachin-state/mm.aspx?wwo\\_r=srch](https://www.worldweatheronline.com/lonton-weather/kachin-state/mm.aspx?wwo_r=srch) [aufgerufen am: 15.2.2019].

# Weiterentwicklung der Teilkomponente „Phytobenthos ohne Diatomeen“ (PoD) des PHYLIB-Verfahrens zur biologischen Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL)

Antje Gutowski

AlgaLab, Hohenkampsweg 25, 28355 Bremen, info@algalab.de

**Keywords:** WRRL, Bewertungsverfahren, PoD, benthische Algen

## Einleitung

Das „Phytobenthos ohne Diatomeen“ (PoD) ist Teil der biologischen Qualitätskomponente der aquatischen Flora „Makrophyten & Phytobenthos“, die mit Hilfe des PHYLIB - Verfahrens den ökologischen Zustand der Fließgewässer Deutschlands entsprechend den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bewertet.

Für eine Bewertung sind die Indikatortaxa vier Kategorien vergleichbarer ökologische Zustände zugeordnet (Schaumburg et al. 2004). Die Zuordnung ist den unterschiedlichen biozönotischen Fließgewässertypen (FG-Typen) des PoD angepasst. Mit Hilfe eines Bewertungsindexes werden die Abundanzen der Taxa der unterschiedlichen Kategorien dann zueinander ins Verhältnis gesetzt und die Indexwerte den fünf ökologischen Zustandsklassen gemäß WRRL zugeordnet. Vorgehen und Bewertung sind in der Handlungsanweisung (Schaumburg et al. 2012a) beschrieben.

Probleme beim routinemäßig durchgeführten Monitoring gaben Anlass zu einer Revision, die im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) in Zusammenarbeit mit der Abteilung Aquatische Ökologie der Universität Duisburg-Essen durchgeführt wurde. Aufgabe war die Überprüfung und Erweiterung der Liste der Indikatoren, die Analyse ihrer Verbreitung und die ihrer Autökologie. Auf dieser Grundlage sollte dann eine Neueinstufung der Indikatoren für die biozönotisch relevanten Fließgewässertypen des PoD in die vier für die Bewertung entscheidenden Indikationsgruppen erfolgen.

## Datengrundlage

Als Grundlage der Arbeiten stand die in der Abteilung Aquatische Ökologie der Universität Essen-Duisburg hinterlegte UBA-Datenbank der Komponenten Makrophyten und Phytobenthos (M&P) und des Phytoplanktons zur Verfügung. Die gelieferte Datenbank umfasste knapp 600.000 Nachweise von ca. 19.000 Probenahmen.

Um diese Datenfülle handhabbar zu machen, wurde die Suche nach Indikatoren auf Nachweise aus den Jahren 2006 bis 2014 eingeschränkt. Weiterhin wurde gezielt nach aussichtsreichen Kandidaten zur Nutzung als Indikatoren für die Bewertung der Gewässer mit Hilfe des PoD gesucht. Dabei lag das Augenmerk vor allem bei den Arten und ihren Varietäten. Gattungen wurden nur in der Datenbank belassen, wenn eine Artbestimmung nicht bzw. nur mit unverhältnismäßig großem Aufwand

(Anlage von Kulturen zur Erfassung des Lebenszyklus) möglich gewesen wäre oder wenn eine Indikation anhand der Gattung möglich schien. Diese Taxa wurden hinsichtlich Synonymie etc. durchgesehen und gegebenenfalls korrigiert.

Bei den Begleitdaten wurden auch Angaben zu den WRRL-Fließgewässertypen nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2008) überprüft und ggf. ergänzt. Da das PoD sehr sensibel auf die geochemische bzw. geologische Prägung der Gewässer reagiert, wurden zusätzliche Unterschiede bei den Typausprägungen beachtet.

Weiterhin konnten Unstimmigkeiten bei den chemisch-physikalischen Daten in enger Zusammenarbeit mit den Mitarbeitern der Wasserwirtschaftsämter teilweise geklärt und korrigiert werden. Allerdings blieb die Datenlage bezüglich der chemisch-physikalischen Werte sehr heterogen. Als Parameter für die geochemische Prägung standen Werte des pH, der Leitfähigkeit, der Gesamthärte und des Chlorid-Gehaltes zur Verfügung. Für eine Einschätzung trophischer Präferenzen wurden die Gehalte der Stickstoffkomponenten Gesamt-Stickstoff (Nges-N), Ammonium (NH4-N), Nitrat (NO3-N) und Nitrit (NO2-N) sowie die Gesamtphosphorgehalte (Pges-P) berücksichtigt. Weiterhin wurde die Wassertemperatur in Betracht gezogen.

## Ergebnisse und Diskussion

### Datenlage

Im überarbeiteten Datensatz befanden sich am Ende 41.777 Datensätze mit Nachweisen für 412 Taxa des PoD aus 5.559 Probenahmen an 3.761 Probestellen.

Unterschiede in der Artenvielfalt der Algen des PoD lassen sich durch fließgewässertypische und landschaftliche Unterschiede oder aber auch durch verschiedene Strategien bei der Auswahl der Standorte oder der Beprobung begründen. Der Untersuchungsschwerpunkt des bisherigen Monitorings lag mit über 3.500 Probenahmen im Mittelgebirge. Weniger Beachtung fanden mit ca. 1.500 Probenahmen Standorte im Norddeutschen Tiefland. Nur eine geringe Anzahl von Standorten der Alpen und des Alpenvorland wurden bearbeitet. Interessanterweise ist aber die Anzahl der nachgewiesenen Taxa im Mittelgebirge und die im Norddeutschen Tiefland ähnlich hoch. Auch für die Alpen und das Alpenvorland wurden recht viele Taxa nachgewiesen. Dies spricht für eine ausreichend vorhandene Anzahl von Taxa für ein Monitoring mit Hilfe des PoD in allen Ökoregionen.

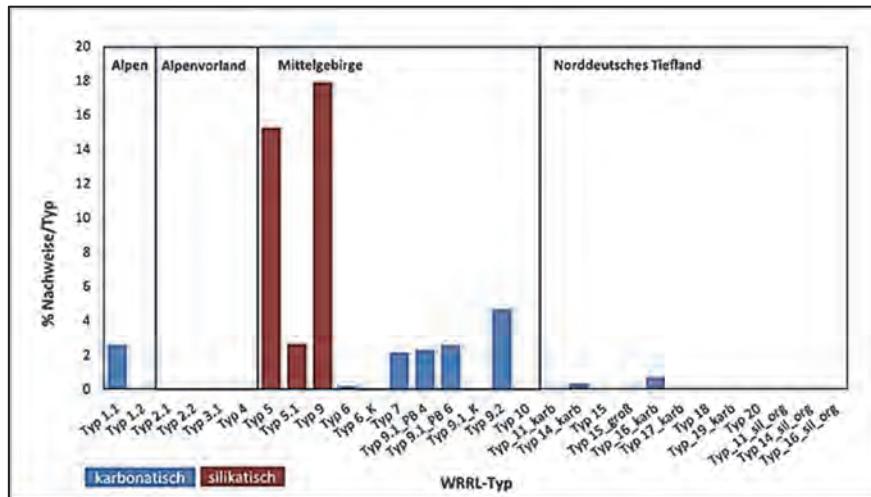
### Autökologie

Nach Klärung der Eignung für eine Indikation stand die Autökologie dieser Taxa im Mittelpunkt der Untersuchungen, um die ökologischen Toleranzen und Präferenzen zu ermitteln. Dazu wurden zunächst die Bindung dieser Taxa an bestimmte Fließgewässertypen und anschließend die Ansprüche der Taxa an die chemisch-physikalischen Bedingungen untersucht.

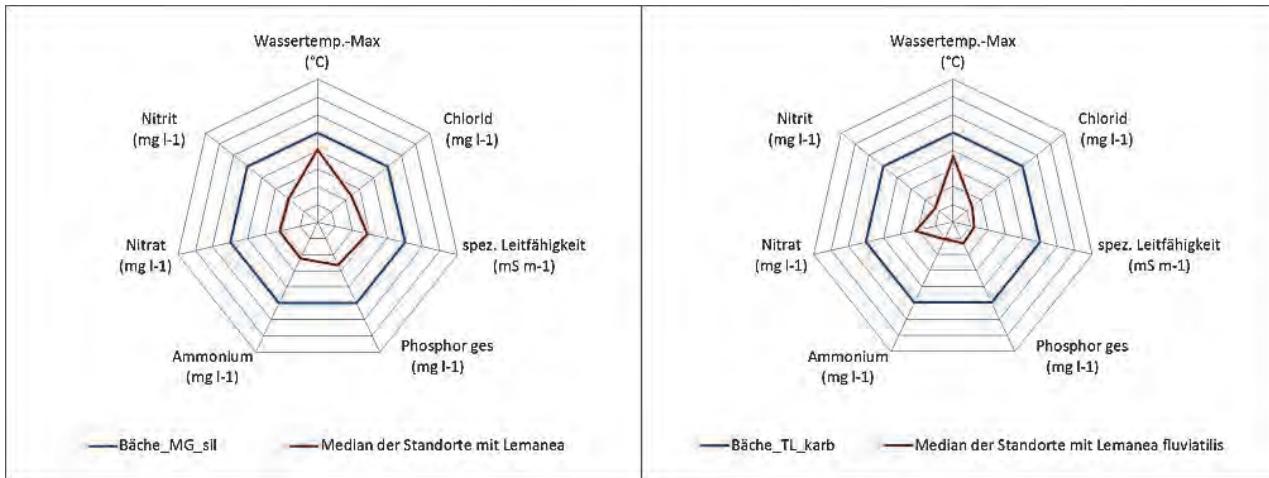
Die Bindung an Fließgewässertypen wurde über die Anzahl der Nachweise, die prozentualen Anteile an den Probenahmen des FG-Typs sowie die mittlere Abundanz des Taxons ermittelt. So konnten Aussagen über die Verbreitung und Stetigkeit der Taxa gemacht sowie Verteilungsmuster für bestimmte FG-Typen erkannt werden.

Abbildungen 1 und 2 zeigen die Verbreitung der Rotalge *Lemanea fluviatilis* und der Blaulalge *Geitlerinema splendidum* in den verschiedenen Ökoregionen und wichtigen Fließgewässertypen Deutschlands. Die Fließgewässertypen folgen Pottgiesser & Sommerhäuser (2008), allerdings wurden einige Typen hinsichtlich der geochemischen Prägung bzw. Zugehörigkeit zu einer bestimmten Region weitergehend differenziert. Für die Auswertungen wurden nur FG-Typen betrachtet, zu denen Daten aus

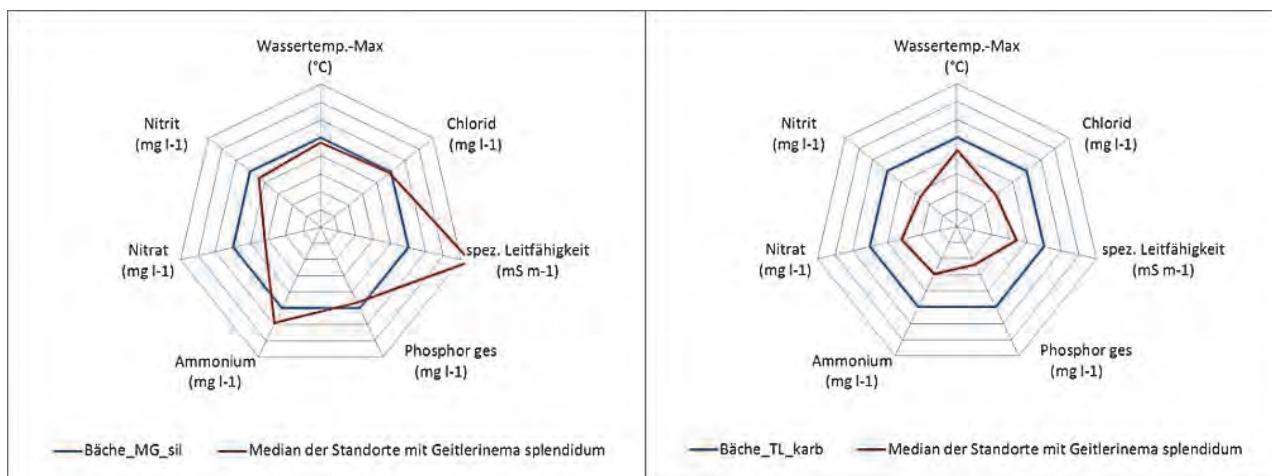
mehr als 20 Probenahmen vorlagen. In der Graphik werden die prozentualen Anteile der Probenahmen, die das Taxon enthielten, an der Gesamtzahl der Probenahmen im jeweiligen FG-Typ als Säulen dargestellt. Obwohl für eine Interpretation zu beachten ist, dass die Gesamtzahlen der Probenahmen je FG-Typ stark differieren, wird deutlich, dass *L. fluviatilis* an silikatische FG-Typen gebunden ist und vor allem in den Mittelgebirgsbächen des FG-Typ 5 vorkommt, während *G. splendidum* eher im Norddeutschen Tiefland in Gewässern unterschiedlicher geochemischer Prägung zu finden ist.



exemplarisch die Ergebnisse für die Bäche des silikatisch geprägten Mittelgebirges und des karbonatisch geprägten Tieflandes gezeigt. Dabei werden die Parameter als Achsen dargestellt, die radial von einem Zentralpunkt ausgehen. Die Orientierungswerte erscheinen im Netz als feste Bezugspunkte und sind durch eine blaue Linie miteinander verbunden. Im Vergleich dazu wurde der Median des entsprechenden Parameters des jeweiligen Taxons eingetragen, diese Medianwerte sind mit einer roten Linie verbunden.



**Abb. 3: Vergleich der Mediane der chemisch-physikalischen Parameter von *Lemanea fluviatilis* mit den Orientierungswerten nach Halle & Müller (2014) für die Bäche des silikatisch geprägten Mittelgebirges (links) und die des karbonatisch geprägten Tieflandes (rechts).**



**Abb. 4: Vergleich der Mediane der chemisch-physikalischen Parameter von *Geitlerinema splendidum* mit den Orientierungswerten nach Halle & Müller (2014) für die Bäche des silikatisch geprägten Mittelgebirges (links) und die des karbonatisch geprägten Tieflandes (rechts).**

Aus den Abbildungen wird deutlich, dass *L. fluviatilis* in beiden Fließgewässertypen bei geringen Werten der Leitfähigkeit, des Chlorids sowie der Nährstoffgehalte vorkommt. Dagegen kommt *G. splendidum* in den silikatisch geprägten Mittelgebirgstypen bei im Vergleich zur Referenz zu hohen Leitfähigkeits- und Ammoniumwerten vor. Sie tritt in den Bächen des karbonatisch geprägten Tieflandes bei höheren Nährstoffgehalten als *L. fluviatilis* auf. Insgesamt liegen die Gehalte aber im tolerablen Bereich.

Solche autökologischen Darstellungen sowie Kommentare und zusätzliche Informationen wurden für 240 Taxa in sog. „Steckbriefen“ dargestellt.

## ***Algengemeinschaften der Fließgewässer-Typen***

Zusätzliche Analysen der Algengemeinschaften in den verschiedenen FG-Typen bzw. FG-Typ-Gruppen, die mit Hilfe von NMDS –Analysen (non-metric multidimensional scaling analyses) des Statistikprogrammes R durchgeführt wurden, dienten dazu, typspezifische Taxa und Charakteristika der Algenflora zu erkennen. Aus Platzgründen können diese Analysen hier nicht dargestellt werden.

## ***Neugliederung der biozönotischen PoD-Typen***

Im PHYLIB-Verfahren wurden bisher 12 PoD-Typen (Schaumburg et al. 2012b) unterschieden. Auf Grund der inzwischen verbesserten Datenlage wurde diese Gliederung überarbeitet. Diese Überarbeitung orientiert sich noch enger an der LAWA-Typologie der Fließgewässer Deutschlands (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008, 2016), und einige Typen werden nun auch als eigene PoD-Typen berücksichtigt werden. Allerdings müssen einige LAWA-Typen weiterhin aus Datenmangel oder aber aufgrund sehr ähnlicher Bedingungen für die Algen des PoD, die mit dem Vorkommen eines sehr ähnlichen Arteninventars einhergehen, weiterhin zusammengefasst werden. Eine Differenzierung der Bewertung erscheint hier über die Einstufung der Taxa in die vier Bewertungskategorien nicht machbar und wird eher über die Indexgrenzen der ökologischen Zustandsklassen geregelt werden müssen.

Insgesamt werden nun insgesamt 15 PoD-Typen unterschieden (12 karbonatische bzw. basenreich geprägte und 3 silikatische bzw. basenarme organisch geprägte FG-Typen, siehe Abbildung 5). Neben der bereits in der LAWA-Typologie berücksichtigten Ökoregion, der Größe der Gewässer und dem Substrat spielen dabei die geochemische Prägung und die zu erwartende Trophie und Saprobie eine Rolle.

## ***Einstufungen der Indikatoren***

Schließlich wurden 213 Taxa in 15 FG-Typen des PoD als Indikatoren in die vier Bewertungskategorien, die vergleichbare ökologische Zustände indizieren, eingestuft (Abbildung 6). Dabei wurden neben den Erkenntnissen zu Autökologie und Verbreitung auch Fragen zur taxonomischen Definition der Taxa, der Bestimmbarkeit und zur Häufigkeit der Nachweise betrachtet. Besonders wichtig waren dabei die Anpassung an die fließgewässertypische geochemische Prägung sowie das Vorkommen im Bereich von Trophie und Saprobie.

Damit hat sich die Anzahl der Indikatoren im Vergleich zum alten PHYLIB-Verfahren etwas reduziert. Insgesamt ist sie aber zur Bewertung für die unterschiedlichen FG-Typen ausreichend. Die Einstufungen stellen eine gute Grundlage für die weitere Arbeit mit dem Bewertungsverfahren dar.

## ***Schlussfolgerungen***

Mit der Überarbeitung der biozönotischen Fließgewässertypen des PoD und der Indikationslisten wurde dem deutlich erweiterten Kenntnisstand über die Autökologie der Indikatoren aus dem Monitoring Rechnung getragen. Insgesamt erscheint die Anzahl der Indikatoren für die unterschiedlichen FG-Typen ausreichend für eine Bewertung, auch wenn auf Grund der geringen Untersuchungsintensität in den Ökoregionen der Alpen und des Alpenvorlandes noch verhältnismäßig wenige Indikatoren für eine Bewertung zur Verfügung stehen. Indikatoren aller vier Kategorien wurden für alle FG-Typen festgelegt. Damit wurde die Grundlage für eine differenziertere Bewertung geschaffen.

Ökoregion	PB-Typ	LAWA-Typ	Prägung	Größe	Substrat	Trophe	Saprobie
Alpen	PB kbr 01	1.1 und Typ 1.2	karb	klein bis mittel	grob	ultra-oligo bis oligotroph	
Alpen- vorland	PB kbr 02	2.1, 2.2, 3.1, 3.2, 4, 11, 12, 19, 21_S	karb	klein bis groß	grob/fein	meso-eu- bis eutroph	
Mittel- gebirge	PB kbr 03	7	karb	klein	grob	mesotroph	
	PB kbr 04	9.1 PB 6, 9.2		klein bis groß	grob/fein	meso- bis meso-eutroph	
	PB kbr 05	10		groß	grob	meso-eutroph	
	PB kbr 06	6		klein	fein, teils grob	eutroph	
	PB kbr 07	6 k, 9.1 k, 9.1 PB 4		klein bis mittel	fein	eutroph	
	PB soba 01	5, 5.1, 11, 12	sil/org, basenarm	klein	grob	oligo- bis oligo- mesotroph	
Tiefland	PB soba 02	9	sil	mittel	grob/fein	meso- bis eutroph	
	PB kbr 08	11, 12, 19	karb, basenreich	klein bis groß	fein	meso- bis eutroph	
	PB kbr 09	14, 15		klein bis mittel	fein	meso- bis eutroph	
	PB kbr 10	16, 17		klein bis mittel	grob, teils fein	meso- bis eutroph	
	PB kbr 11	18		klein	fein	eutroph	
	PB kbr 12	15 g, 20		groß bis sehr groß	fein	eutroph	bis gering
	PB soba 03	14, 16, 17, 19, 11, 12	sil/org, basenarm	klein bis mittel	fein, teils grob	oligo- bis eutroph	

Abb. 5: Vorschlag zur Neugliederung der biozönotischen PoD-Typen.

	Ökoregion	A	AvD	MG	MG	MG	MG	TL	TL	TL	TL	TL	MG	MG	TL		
		FG-Typen	karb	karb	7, karb	9.1 PB 6, 9.2 karb	10, karb	6, karb	6 k, 9.1 k, 9.1 PB 4, karb	11, 12, basenrei- ch, 19,	14, 15, karb	16, 17, karb	18, karb	15 g, 20, karb	5, 5.1, sil, 11, 12, basenarm	9, sil	
		PoD-Typen neu	PB kbr 01	PB kbr 02	PB kbr 03	PB kbr 04	PB kbr 05	PB kbr 06	PB kbr 07	PB kbr 08	PB kbr 09	PB kbr 10	PB kbr 11	PB kbr 12	PB soba 01	PB soba 02	PB soba 03
Klasse	DV- Nr.	Taxon															
Cyanobacteria	8447	<i>Aphanocapsa</i> <i>fonticola</i>		A	A	A	A	A		A				B	B	B	
Cyanobacteria	8448	<i>Aphanocapsa</i> <i>riparialis</i>	C	B	B	B	B	B	-	B	B		A	C	C	C	
Cyanobacteria	8958	<i>Calothrix</i> <i>braunii</i>		A	A	A	A			A	A					-	
Cyanobacteria	8427	<i>Chamaesiphon</i> <i>conferviculus</i>	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	A	C	C	B	
Cyanobacteria	8342	<i>Chamaesiphon</i> <i>conferviculus/</i> <i>incrustans</i>	-		B	B	B	B	B	B	B	B	-	C	C	-	
Cyanobacteria	8105	<i>Chamaesiphon</i> <i>fucus</i>			-	-	-	-	-	-	-	-	A	A	A		

Abb. 6: Beispiele der Einstufungen einiger Blaualgen-Taxa in die biozönotischen PoD-Typen.

Um diese Arbeiten zu vervollständigen, ist es aber notwendig, auch die Indexgrenzen zur Einstufung in die entsprechenden Ökologischen Zustandsklassen neu zu justieren. Hilfreich wäre auch eine Normierung der Bewertungsskalen mit den anderen Teilkomponenten des PHYLIB-Verfahrens (Makrophyten und Diatomeen). Notwendig ist ferner eine Überarbeitung der Verfahrensanleitung. Dabei steht die Empfehlung zur Diskussion, die Einstufung des Deckungsgrades zur Beurteilung einer Massenentwicklung zu ändern, um starke Eutrophierung bzw. einen unbefriedigenden bis schlechten Zustand gerade in den karbonatisch geprägten Gewässern besser als bisher deutlich machen zu können. Wichtig wäre auch eine Interpretationshilfe für Anwender, die die autökologischen Ergebnisse zusammenfasst. Allerdings müssen die Ergebnisse noch durch die Bundesländer geprüft werden, ehe das überarbeitete Verfahren zur routinemäßigen Anwendung kommen kann.

## Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen des Projektes „Weiterentwicklung der biologischen Bewertungsverfahren zur EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) unter besonderer Berücksichtigung der großen Flüsse“ im Auftrag des Umweltbundesamtes (Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, Forschungskennzahl 3714 22 211 0, UBA-FB-00) in Zusammenarbeit mit der Abteilung Aquatische Ökologie der Universität Duisburg-Essen.

Mein Dank geht an Dr. Peter Rolauffs, Universität Duisburg/Essen für stete Unterstützung mit der Datenbank und an alle Mitarbeiter der Wasserwirtschaftsämter verschiedener Bundesländer, die mich bei der Überprüfung und Ergänzung der Daten unterstützt haben. Besonders hervorzuheben ist die stete Diskussionsbereitschaft und Unterstützung von Frau Dr. Julia Foerster (LANUV NRW) und Herrn Dr. Markus Paul (BfUL Sachsen), die wesentlich zum Gelingen beigetragen haben.

## Literatur

- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A. & Foerster, J. (2004): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schlussbericht. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 635 S. - <http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fb04/472465678.pdf>.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Vogel, A. & Gutowski, A. (2012a): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos -Phylib. Stand Januar 2012. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 195 S. [https://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet\\_seen/phylib\\_deutsch/verfahrensanleitung/doc/verfahrensanleitung\\_fg.pdf](https://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/phylib_deutsch/verfahrensanleitung/doc/verfahrensanleitung_fg.pdf).
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Vogel, A. & Gutowski, A. (2012b): Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Teilvorhaben Makrophyten und Phytobenthos. - Auftraggeber: Umweltbundesamt (FKZ 3707 28 201), Projektleitung des Kooperationsvorhabens: Universität Duisburg-Essen, 214 S. [https://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet\\_seen/phylib\\_deutsch/publikationen/doc/weiteren\\_tw\\_biol\\_untverf\\_uba.pdf](https://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/phylib_deutsch/publikationen/doc/weiteren_tw_biol_untverf_uba.pdf).
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2008): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen - Steckbriefe und Anhang – Auftraggeber: Umweltbundesamt und Bund / Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). - <http://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/>.
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2016): Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätskomponenten (Teil B) – Auftraggeber: Teil A: Umweltbundesamt und Bund, Teil B: Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). - [http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb\\_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben\\_des\\_Ausschusses\\_Oberflaechengewaesser\\_und\\_Kuestengewaesser/O\\_1.14/Anhang1\\_Steckbriefe\\_Begleittext\\_Mrz2016.pdf](http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaesser_und_Kuestengewaesser/O_1.14/Anhang1_Steckbriefe_Begleittext_Mrz2016.pdf).
- Halle, M. & Müller, A. (2014): Korrelationen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen chemisch und physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern. – Endbericht, Projekt O 3.12 des Länderfinanzprogramms „Wasser, Boden und Abfall“. - Auftraggeber: Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). 190 S. [http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb\\_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben\\_des\\_Ausschusses\\_Oberflaechengewaesser\\_und\\_Kuestengewaesser/O\\_3.12/LAWA\\_ACP\\_Projekt\\_O3.12\\_Endbericht\\_17Apr2014.pdf](http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaesser_und_Kuestengewaesser/O_3.12/LAWA_ACP_Projekt_O3.12_Endbericht_17Apr2014.pdf).

## Untersuchung urbaner Stillgewässer im Essener Norden – Einflussfaktoren auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos

Matthias Hakert, Daniel Hering & Kathrin Januschke

Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Abteilung Aquatische Ökologie, Universitätsstraße 4, 45141 Essen,  
matthias.hakert@gmx.de

Kleine Stillgewässer sind Hotspots der Biodiversität und dienen vielen Arten als Rückzugsort oder Trittsteingewässer im Zuge Ihrer Verbreitung. Die Anzahl dieser Gewässer geht nachweislich zurück und an vielen Stellen wird die Trockenlegung oder Degradierung durch den Menschen als Hauptgrund aufgeführt. Vor allem in urbanen Gebieten mit hoher Siedlungsdichte sind diese Ökosysteme gefährdet; der Kenntnisstand im Hinblick auf die Besiedlung kleiner urbaner Stillgewässer ist jedoch vergleichsweise gering.

Um diese Wissenslücke anzugehen, wurde das Makrozoobenthos (MZB) in 15 kleinen Stillgewässern im Norden der Stadt Essen in Nordrhein-Westfalen mittels Multihabitatsampling-Sammelproben erfasst. Als wichtige Einflussfaktoren wurden die chemisch-physikalische Zusammensetzung der Gewässer gemessen und die strukturelle Beschaffenheit des Gewässers sowie des direkten Gewässerumfelds kartiert. Die Analyse der Einflussfaktoren erfolgte uni- und multivariat auf Ebene von biologischen Metrics (z. B. Diversitätsindizes, Nahrungspräferenzen) und von Lebensgemeinschaften.

In Bezug auf die Metrics des MZB zeigt die strukturelle Beschaffenheit in den Gewässern und das Vorhandensein von Makrophyten einen hohen Einfluss, wohingegen das direkte Gewässerumfeld nur gering auf das MZB einwirkt. Die Analyse der Lebensgemeinschaften zeigte ein Zusammenspiel der drei Parameterkategorien „Chemie“, „Lokales Habitat“ und „Umfeld“. Gewässer mit hohen Nitratgehalten und geringfügigem Verbau der Sohle wiesen vermehrt Individuen der Diptera und der Art *Hippeutis complanatus* auf. Individuen der Corixinae Gen. sp. wurden in hochfrequentierten Parkteichen mit stark verbauter Sohle angetroffen. In unzugänglichen und makrophytenreichen Gewässern wurden vergleichsweise hohe Individuenzahlen der Odonata und der Art *Planorbarius corneus* nachgewiesen.

Insgesamt zeigten die Ergebnisse eine deutliche Variabilität in der Makrozoobenthos-Besiedlung kleiner urbaner Stillgewässer im Essener Norden, die auf unterschiedliche Einflussfaktoren zurückzuführen sind. Zudem wurde deutlich, dass die teils artenreichen Gewässer in der urban geprägten Landschaft des Ruhrgebiets wichtige Lebensräume für verschiedene Arten bieten und somit einen bedeutsamen Beitrag für die Erhaltung der lokalen Biodiversität leisten.

## **Untersuchung der Cyanobakterien-Entwicklung in sächsischen Talsperren unterschiedlicher Trophie**

*Anne Hartmann<sup>1</sup>, Gabriela Paul<sup>1</sup>, Kristin Zoschke<sup>2</sup>, Sandra Schneider<sup>1</sup>, Karin Kuhn<sup>1</sup>, Michael Göttfert<sup>3</sup>, Kerstin Röske<sup>4</sup>*

<sup>1</sup> Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden,  
Anne.Hartmann@smul.sachsen.de, Gabriela.Paul@smul.sachsen.de, Sandra.Schneider@smul.sachsen.de,  
Karin.Kuhn@smul.sachsen.de

<sup>2</sup> TU Dresden, Institut für Wasserchemie, 01062 Dresden, Kristin.Zoschke@tu-dresden.de

<sup>3</sup> TU Dresden, Institut für Genetik, 01062 Dresden, Michael.Goettfert@tu-dresden.de

<sup>4</sup> Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Archivstraße 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 Ermittlung von Einflussfaktoren auf die Entwicklung von Cyanobakterien 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. In den untersuchten Talsperren wurde meteorologische (Niederschlag, Globalstrahlung, Lufttemperatur, etc.), chemische (Nitrat, Phosphat, Silikat, Sulfat, etc.) und physikalische (Wassertemperatur, Sichttiefe, Trübung, etc.) Größen erfasst, um ihren Einfluss auf die Entwicklung der Cyanobakterien zu ermitteln.

Dabei zeigten sich im Untersuchungszeitraum 2016/2017 erhebliche Unterschiede der Einflussfaktoren auf die Cyanobakterienentwicklung in den beprobenen Talsperren. Während im Speicher Radeburg II eine Vielzahl von Einflussfaktoren auf die Entwicklung einer sehr variablen Cyanobakterien-Population ermittelt wurde, wurde in der Talsperre Quitzdorf die Wassertemperatur als signifikanter Einflussfaktor auf die Abundanz der dominierenden *Microcystis*-Population identifiziert. In der Talsperre Gottleuba wurde innerhalb der Gruppe der Cyanobakterien vor allem autotropes Picoplankton und *Planktothrix rubescens* gefunden. Ein Anstieg der Abundanzen wurde in Korrelation mit der Wassertemperatur im Metalimnion beobachtet. Die Untersuchungen werden 2018 fortgesetzt und die Ergebnisse in die weiteren Auswertungen einbezogen.

Die Ergebnisse führen zu der Schlussfolgerung, dass die Einflussfaktoren auf die Cyanobakterienentwicklung in den Talsperren individuell verschieden sind. Bei einer Verallgemeinerung der Einflussfaktoren auf die Cyanobakterienentwicklung in Talsperren sind immer die Gegebenheiten der jeweiligen Talsperren zu beachten.

# **Die Wasserrahmenrichtline im Spannungsfeld des urbanen Raums – Untersuchungen zu Akzeptanz und Partizipation im Flussgebietsmanagement**

*Sonja Heldt<sup>1,2</sup>, Martin Denecke<sup>2</sup>, Mario Sommerhäuser<sup>1</sup> & Burkhard Teichgräber<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Emschergenossenschaft/Lippeverband, Kronprinzenstraße 24, 45128 Essen,

<sup>2</sup> Universität Duisburg-Essen, Institut für Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft, Universitätsstraße 15, 45141 Essen,  
sonja.heldt@eglv.de

**Keywords:** gesellschaftliche Akzeptanz; Partizipation; Wasserrahmenrichtlinie; Flussgebietsmanagement, Gewässerschutz.

## **Einleitung**

Durch die Allgegenwart von Wasser im täglichen Leben ist jeder von Entscheidungen im Flussgebietsmanagement betroffen (z. B. Kosten für Trink- und Abwasser oder die Möglichkeit zur Freizeitnutzung an den Gewässern) und hat durch sein persönliches Verhalten selbst Einfluss auf den Zustand der Wasserressourcen (z. B. falsche Entsorgung von Medikamenten und Hygieneartikeln in der Toilette oder Eingriffe in die Funktionalität naturnaher Gewässer durch Freizeitnutzung). Bürger sind also wichtige Akteure im Flussgebietsmanagement. Dadurch ist, auch unabhängig von der Umsetzung einzelner Maßnahmen, nicht nur die Akzeptanz der Bürger gegenüber den Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen Voraussetzung für eine nachhaltige und effektive Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG, im Weiteren EU-WRRL). Auch oder gerade Akzeptanz im Sinne von Verantwortungsübernahme durch den einzelnen Bürger zu Gunsten von umweltfreundlichem Verhalten im Alltag ist essentiell.

Dieser Beitrag untersucht daher die Frage, wie Bürgerbeteiligung im Flussgebietsmanagement zu mehr gesellschaftlicher Akzeptanz und Unterstützung für die Umsetzung der EU-WRRL beitragen kann. Dazu wird zunächst geprüft, welche Anforderungen die EU-WRRL an Partizipation stellt (Abschnitt 2). Um zu verstehen, wie Akzeptanz am besten durch Partizipation gefördert werden kann, folgt eine Analyse des Akzeptanzbegriffs (Abschnitt 3) sowie die Ableitung von Kriterien und Handlungsempfehlungen für die EU-WRRL als Fazit (Abschnitt 4).

## **Partizipation von Bürgern in der EU-WRRL**

Als „new generation“ Richtlinie (Liefferink et al. 2011) adressiert die EU-WRRL bereits soziokulturelle und politische Aspekte der Wasserwirtschaft (Antunes et al. 2009; Collins et al. 2007). Neben harten gesetzlichen Vorgaben werden auch weiche Ansätze wie Kommunikation und Partizipation berücksichtigt. Die EU-WRRL ist also in vielerlei Hinsicht innovativ und hat viele Mitgliedstaaten gezwungen in Sachen Wasserpolitik umzudenken (Liefferink et al. 2011).

Doch obwohl sie als erster verabschiedeter EU Gesetzentwurf zu Öffentlichkeitsbeteiligung verpflichtet (u.a. Newig 2005), spiegeln bisherige Bewirtschaftungspläne in den meisten Fällen noch nicht die Interessen und Werte aller Betroffenen wieder (u.a. Antunes et al. 2009). Auf Tagungen oder in Publikationen trifft man immer wieder auf Aussagen wie „Der EU-WRRL fehlt es an gesellschaftlicher Akzeptanz und politischer Unterstützung“ oder „Die EU-WRRL ist in der Bevölkerung nicht angekommen“. Tatsächlich ist das Fehlen von gesellschaftlicher Akzeptanz ein wichtiger Faktor bei der Umsetzung der EU-WRRL (UBA 2012). Partizipation an sich führt also nicht zwingend zu gesellschaftlicher Akzeptanz und Unterstützung in der Öffentlichkeit.

Artikel 14 der EU-WRRL beschäftigt sich mit der „Information und Anhörung der Öffentlichkeit“. Die geforderte Partizipation im Gesetzestext ist jedoch hoch formell und die geförderte aktive Beteiligung „aller interessierten Stellen“ bleibt ohne genauere Vorgaben (Artikel 14, EU-WRRL) (Steyaert et Olliver 2007). Zwar haben fast alle Länder die Intensität von (formeller) Beteiligung im Wassersektor (im Vergleich zu dem Status vor der Einführung der EU-WRRL), zumindest *de jure*, erhöht (Jager et al. 2016). In der Praxis richten die etablierten Partizipationsangebote aber hauptsächlich und zum Teil explizit an die Fachöffentlichkeit. Dadurch fehlen weiterhin einfache und attraktive Möglichkeiten für Bürger zur aktiven Teilhabe und Mitbestimmung (Steyaert et Olliver 2007). Die Gesellschaft bleibt also *de facto* von der EU-WRRL ausgeschlossen. Einige Autoren befürchten, dass es dadurch zu Vertrauensverlust in die staatlichen Institutionen sowie zu (weiter) sinkender Akzeptanz der Bewirtschaftungspläne, Maßnahmenprogramme (u.a. Jager et al. 2016) und der EU-WRRL als Ganzes kommen kann.

Auch das erklärte Ziel der EU-WRRL, der gute (ökologische) Zustand aller europäischen Wasserkörper, kommuniziert anstatt eines wertschätzenden Miteinanders eher eine Abgrenzung von Ökologie und Sozialem. Denn „a state with only small deviations from the pristine state“ (HEDELIN 2008; Steyaert et Olliver 2007) ist nur zu erreichen, wenn menschliche Einflüsse so klein wie möglich gehalten werden (Steyaert et Olliver 2007). Dadurch ist das Identifikationspotenzial in der Bevölkerung gering. Nicht nur bei der Zielsetzung, sondern auch bei der Bewertung, ob ein Gewässer naturnah ist oder nicht, harmonisieren die Bedürfnisse der Bevölkerung nicht zwingend mit den Anforderungen und Indikatoren der EU-WRRL. Die stark umgestalteten Gewässer sind heute Teil der Kulturlandschaft und somit oftmals Wahrzeichen für lokale Verbundenheit. Die veränderten Flüsse prägen dadurch das heutiges Verständnis von Natur und Landschaft (Conrad et al. 2011). Während die bewährten technischen Maßnahmen der lokalen Bevölkerung ein Gefühl von Sicherheit geben, kann die Vorstellung von „wilder Natur“ sogar Ängste hervorrufen. Hinzu kommt, dass eindeutige Methoden zur Erfolgskontrolle fehlen. Dadurch ist es schwer zum einen die Notwendigkeit von konkreten Maßnahmen und zum anderen den erzielten Fortschritt anschaulich zu vermitteln.

Angesichts dieser Herausforderungen bleibt die Frage, wie Partizipation im Flussgebietsmanagement aussehen sollte, um tatsächlich gesellschaftliche Akzeptanz zu fördern?

## **Gesellschaftliche Akzeptanz durch Partizipation im Flussgebietsmanagement?**

### ***Akzeptanz und Partizipation***

Akzeptanz ist keine objektive Eigenschaft. Ob etwas akzeptiert wird oder nicht entscheidet sich durch einen kontinuierlichen Bewertungsprozess auf der Seite des Akzeptierenden. Die Bewertung basiert dabei auf zwei Komponenten: (1) dem persönlichen Wissen der Person (kognitive Bewertung) und (2) seiner Fähigkeit sich mit dem, was zu akzeptieren ist zu identifizieren (affektiv-emotionale Bewertung) (Abbildung 1) (Lucke 1995; Quirling 2006). Wissen ist nicht nur essentiell um die eigenen Betroffenheit zu erkennen und „egoistisch“ Kosten und Nutzen gegeneinander abzuwägen. Wissen

befähigt darüber hinaus indirekten Nutzen z. B. fürs Allgemeinwohl einer Gemeinschaft oder die Umwelt überhaupt zu erkennen und in die eigene Akzeptanzbewertung mit aufzunehmen.



**Abbildung 3: Rollen und Abhängigkeiten im kontinuierlichen Prozess der Akzeptanzbewertung, im Dreieck zwischen Akzeptanzsubjekt (Bürger), Akzeptanzobjekt (wasserwirtschaftliche Maßnahme) und dem Kontext (Flussgebietsmanagement) (vgl. Heldt 2019). Die Zeichnung links unten wurde von der Autorin basierend auf einem Cartoon von Dave Granlund angefertigt (siehe [www.davegranlund.com](http://www.davegranlund.com)).**

Da diese Zusammenhänge besonders in hoch komplexen Kontexten wie dem Flussgebietsmanagement (nicht nur für Laien) kaum vollständig nachvollziehbar sind, spielt auch die Identifikation über Bauchgefühl, Emotionen und das soziale Umfeld eine wichtige Rolle (Rothermund et Eder 2011). Bei einem hohem Identifikationspotenzial können die egoistischen Bewertungsmotive durch pro-soziale abgelöst werden und Akzeptanz trotz persönlicher Nachteile entstehen. Im Falle einer positiven Akzeptanzbewertung ist das Ergebnis zunächst aber eine passive Einstellungsakzeptanz, die durch Motivation zu aktiver Handlungsakzeptanz werden kann (Lang 2017; Lucke 1995; Quirling 2006). Diese Motivation zum Handeln entsteht bei der Feststellung einer positiven Überschneidung mit den



**Abbildung 4: Mögliche Ergebnisse des Prozesses der Akzeptanzbewertung**

persönlichen Zielen oder einer negativen Korrelation (Rothermund et Eder 2011). In diesen Fällen wird aus passiver Befürwortung aktive Unterstützung, bzw. aus passiver Ablehnung Widerstand und Protest (Abbildung 2).

Das macht Akzeptanz zu einem hoch subjektiven Phänomen. Auch gesellschaftliche Akzeptanz ist also nicht normativ, sondern beruht auf den persönlichen Erfahrungen jedes einzelnen Bürgers.

Das objektive Gegenstück zu Akzeptanz, die normative Akzeptabilität (Hermelink 2008), beschreibt „die prinzipielle Erwartbarkeit mehrheitlichen Einverständnisses auf der objektivierbaren Grundlage allgemein anerkannter und rational begründeter gesellschaftlicher, politischer, wirtschaftlicher, etc. Oberziele.“ (Lucke 1995: 106). Je repräsentativer die von vornherein bekannten und berücksichtigten Bedürfnisse, desto mehr Menschen können sich wiederfinden und zu einer positiven Akzeptanzbewertung kommen.

Damit ein Partizipationsprozess tatsächlich zu mehr gesellschaftlicher Akzeptanz führt, gibt es ausgehend von dieser Analyse also zwei Ziele:

1. eine möglichst hohe Akzeptabilität sowie
2. die Steigerung von Wissen und Identifikation als Basis für eine nachhaltige Akzeptanz.

Um eine möglichst hohe Akzeptabilität zu erreichen sollte gelten: Nicht jeder muss sich an einem Partizipationsprozess beteiligen, aber jeder sollte zu jedem Zeitpunkt die Möglichkeit haben seine Bedürfnisse einzubringen, wenn er sich nicht repräsentiert fühlt. Diese Inklusivität ist auch bei offenen und frühzeitigen Beteiligungsangeboten nicht trivial. Denn die Teilnahme an Partizipationsprozessen ist anstrengend. Die dafür erforderlichen Voraussetzungen wie die Verfügbarkeit von Zeit, Wissen, Geld, Kompetenzen und Beziehungen sind in der Bevölkerung keineswegs homogen verteilt (Krebber 2016). Da Maßnahmen während der Planung oft noch wenig konkret sind, ist es für außenstehende schwer die eigene Betroffenheit tatsächlich abzuschätzen. Zu diesem frühen Zeitpunkt das Ausbleiben von Beteiligung oder Protest als Indiz für gesellschaftliche Akzeptanz zu sehen, ist nicht ratsam. Denn erst in der Maßnahmenumsetzung steigen Wahrnehmbarkeit und Dringlichkeit und damit die Motivation aktiv zu werden und sich zu beteiligen. Der Handlungsspielraum ist zu diesem Zeitpunkt allerdings nur noch gering ist. Durch dieses berühmte, als „Beteiligungsparadoxon“ beschriebene, Phänomen bleibt frühzeitige Bürgerbeteiligung oft wirkungslos. Vielmehr besteht die Gefahr, dass in offenen und frühzeitigen Partizipationsprozessen gut vernetzte Interessengruppenvertreter und Einzelpersonen mit Ressourcenvorteil überdurchschnittlich stark vertreten sind (Newig 2005). Dies führt, anders als Beabsichtigt, nicht zur frühzeitigen Berücksichtigung möglichst vieler Bedürfnisse und damit zu hoher Akzeptabilität, sondern zu Überrepräsentation von bestimmten Interessen und dadurch mitunter sogar zu Demokratieverlust (Martin 2007). Deshalb ist gute Partizipation kein starres Verfahren, sondern ein dynamischer und inklusiver Prozess, der durch eine Vielzahl von Beteiligungsformaten und -möglichkeiten möglichst viele Bürger aktiviert sowie ungleich verteilte Ressourcen und Machtgefälle aktiv ausgleicht.

### ***Partizipatives Flussgebietsmanagement***

In Flussgebieten stehen ökologische, ökonomische und soziale Systeme in hoch komplexer Wechselwirkung und ihre Funktionalität ist eng an ein natürliches Gleichgewicht gebunden (Rault et Jeffrey 2008). Dadurch ergeben sich bei der Umsetzung der EU-WRRL zwei Handlungsebenen, die auch bei der Partizipation von Bürgerinnen und Bürgern eine wichtige Rolle spielen (siehe Abbildung 3):

(1) Die Umsetzung lokaler Maßnahmen haben, durch Verortung im direkten Umfeld der Bürger, eine hohe Präsenz. Dadurch sind auch ihre Auswirkungen auf verschiedene Bereiche im öffentlichen und privaten Leben leichter wahrnehmbar, wodurch die Motivation als Meinungsbildner aktiv zu werden

steigt. Angebote sich aktiv zu beteiligen könnten die hohe Motivation der betroffenen Bürger abfangen, frühzeitig Wissen über und Identifikation mit der Maßnahme steigern und so die Notwendigkeit im Sinne des Allgemeinwohls einer breiten Öffentlichkeit nachhaltig vermitteln. Dies ist aber vor allem bei großen technischen Maßnahmen nicht grundsätzlich möglich. Sind lokale Maßnahmen einmal in den Maßnahmenprogrammen der Bewirtschaftungspläne verortet, besteht darüber hinaus oft nur noch geringer Handlungsspielraum für Partizipation im Sinne von Mitentscheiden bei ihrer Planung und Umsetzung. Ohne das Gefühl der Teilhabe, werden stark betroffene, motivierte Bürger einen anderen Weg suchen, in ihrem Interesse den größtmöglichen Einfluss auszuüben (Huitema et al. 2009). Durch die hohe öffentliche Wahrnehmbarkeit bieten Proteste und Bürgerinitiativen eine erfolgsversprechende, alternative „Form der Beteiligung“ und die Möglichkeit „Handlungsdruck [auf] die adressierte Organisation“ auszuüben (Krebber 2016: 43-46). Auf der Ebene der Maßnahmenumsetzung ist das Ziel also die Förderung von passiver Eistellungsakzeptanz durch eine möglichst hohe Akzeptabilität. Im Partizipationsprozess kann Akzeptabilität vor allem durch einen kontinuierlichen Austausch mit der betroffenen Bevölkerung und der ernsthaften Berücksichtigung ihrer Bedürfnisse gefördert werden.

(2) Diese identifikationsstiftenden lokalen Strukturen sind allerdings nicht deckungsgleich mit den natürlichen Grenzen der Flussgebiete. Um sowohl überregionale Betroffenheit und Zusammenhänge, als auch die natürlichen Regulations- und Versorgungsfunktionen zu erhalten, muss im Flussgebietsmanagement aber das gesamte Einzugsgebiet integrativ betrachtet werden. Durch diese hohe Komplexität und das geringe Identifikationspotenzial der EU-WRRL (siehe oben), ist die Motivation der Bürgerinnen und Bürger aktiv zu werden, anders als auf der Maßnahmenebene gering. Doch gerade auf dieser Ebene ist die Wasserwirtschaft zum Teil auf die aktive Unterstützung der Bevölkerung als politischem Meinungsbildner oder durch umweltfreundliches Verhalten angewiesen. Ziel auf dieser Ebene ist also die Förderung einer kontinuierlichen Handlungsakzeptanz sein.

Damit Menschen ihr Verhalten langfristig ändern, müssen einfache Handlungsalternativen, eine hohe Identifikation sowie eine positive „Handlungs-Ergebnis-Erwartung“ für die einzelnen Bürger ermöglicht werden (Rothermund et Eder 2011:82-85). Dies kann am besten durch in einen Partizipationsprozess unterstützt werden, bei dem möglichst viele Zielgruppen durch niederschwellige und aktivierende Formate ermächtigt werden, aktiv und kontinuierlich am Prozess teilzuhaben. Das auf diese Weise gestärktes Bewusstsein und Verantwortungsgefühl in der breiten Öffentlichkeit sowie ein gemeinsamer Blick in die Zukunft helfen auch auf der Maßnahmenebene. Denn die Verknüpfung der beiden Ebenen und der damit einhergehende kontinuierliche Austausch zwischen Wasserwirtschaft und lokaler Bevölkerung können zum einen die Akzeptabilität von Maßnahmen nachhaltig steigern. Zum anderen kann betroffenen Bürgern mit akuter Handlungsmotivation eine Partizipationsmöglichkeit angeboten werden, sodass im Falle einer anstehenden Einzelentscheidung einseitiger Meinungsbildung durch kleine aber laute (Protest-)Gruppen vorgebeugt wird. Weiter werden auch pro-soziale Motive bei der Akzeptanzbewertung gefördert, wodurch auch kleine, nicht zu verhindernde Nachteile akzeptiert werden können (z. B. temporäre Beeinträchtigungen durch eine Baumaßnahme). Ein Prozess der beide Ebenen verknüpft, ist auf der wasserwirtschaftlichen Seite durch die Kontinuität der Bewirtschaftungsplanung auf Flussgebietsebene und die Maßnahmenprogramme bereist umgesetzt. Um auch für die Bevölkerung Maßnahmenebene und Flussgebietsebene durchlässig zu machen fehlt in der EU-WRRL die Verankerung von passenden Vorgaben und institutionellen Strukturen. Dieser Prozess kann durch eine zentrale Organisation unterstützt werden, die als verlässliche Ansprechstelle den Partizipationsprozess auf Flussgebietsebene koordiniert und als Vermittler zwischen lokalem bürgerschaftlichem Engagement und der etablierten Wasserwirtschaft moderiert.



**Abbildung 5: Wie das Flussgebietsmanagement selbst, hat auch partizipatives Flussgebietsmanagement verschiedene Ebenen, die bei der Planung eines kontinuierlichem und inklusivem Partizipationsprozesses zu beachten sind.**

### **Fazit und Ausblick: Auf dem Weg zum Mitmachfluss – Bürgerbeteiligung und Bürgeraktionen im Flussgebietsmanagement sinnvoll integrieren**

Die langfristige Bewirtschaftungsplanung innerhalb der EU-WRRL stellt beste Bedingungen für kontinuierliche und aktive Partizipation von Bürgerinnen und Bürgern im Flussgebietsmanagement. Doch die sich daraus ergebenden Chance werden bisher kaum genutzt (Heldt et al. 2017). Der pragmatische Ansatz, Partizipation lediglich als Werkzeug für die effektivere und legitimere Umsetzung (u.a. Jager et al. 2016; Kochskämper et al. 2016; Steyaert et Olliver 2007) zu kommunizieren (EU 2003), legt nahe, dass sich die Verantwortlichen nicht des eigentlichen Potenzials solcher Prozesse für die EU-WRRL nicht bewusst sind. Diese Einstellung wird auch an die Mitgliedstaaten weitergegeben (Valinia et al. 2012). Doch gerade im urbanen Raum repräsentiert die Gruppe der Bürger (aufgeteilt auf vielfältige Einzelinteressen) als zahlenmäßig größte Stakeholdergruppe die öffentliche Meinung und hat somit auch einen erheblichen Einfluss auf die Politik. Der positive Einfluss einer hohen gesellschaftlichen Akzeptanz für nachhaltiges Flussgebietsmanagement ist also nicht zu unterschätzen.

Durch die unterschiedlichen Länderkontexte der EU-Mitgliedstaaten sind prozedurale Handlungsvorschriften allerdings wenig sinnvoll. Damit Partizipation von Bürgern nicht nur zur bloßen Hinnahme von einzelnen Baumaßnahmen führt, sondern ein möglichst akzeptables und akzeptiertes Ergebnis fördert, ergeben sich aus der vorangegangenen Analyse folgende Kriterien: (1) Repräsentativität und Inklusivität, (2) aktives und kontinuierliches Mitmachen, (3) die Möglichkeit zur Mitgestaltung gemeinsamer Ziele und zum selbst-organierten Handeln sowie (4) eine zentrale Organisation auf Flussgebietsbene.

Kriterien für Partizipation, wie diese, könnten einen flexiblen Rahmen bieten, der Vorgabe und Hilfestellung zu gleich ist. Über Partizipationsformate wie z. B. Citizen Science, Bachpatenschaften, Zukunftskonferenzen/-dialoge usw. kann, auch für Bürger, eine kontinuierliche und aktivierende

Möglichkeit geschaffen werden, sich, unabhängig von den einzelnen Entscheidungen, am Flussgebietsmanagement zu beteiligen. Durch diese Kontinuität werden in der Bevölkerung Wissen über und Identifikation mit den Zielen und Akteuren des Flussgebietsmanagements aufgebaut und anders herum. Dadurch werden bestehende Ressourcenunterschiede ausgeglichen und die teilnehmenden Bürger befähigt/motiviert sich umweltfreundlich im Sinne eines effizienten Flussgebietsmanagements zu verhalten und sich aktiv zu einzubringen. Unabhängig von bestehenden gesetzlichen Anforderungen (u. a. der EU-WRRL) gibt es bereits positive Beispiele für die Umsetzung einiger der oben genannten Kriterien für Bürgerpartizipation in der europäischen Flussgebietsmanagementpraxis. Heldt (2019) hat dazu eine Mehrfallstudie durchgeführt. Untersuchungen in zwei ausgewählten Fallstudien (Emschergenossenschaft/Emscher (Heldt 2019; Heldt et al. 2016), Deutschland und Thames21/Themse, Großbritannien (Euler et Heldt 2018, Heldt 2019) zeigen, dass (1) Partizipationsprozesse, die mehrere der Kriterien umsetzen, auch vor unterschiedlichen Länderkontexten möglich sind und positive Auswirkung auf die gesellschaftliche Akzeptanz haben, (2) je mehr dieser Kriterien erfüllt werden, desto nachhaltiger werden Wissen, Identifikation und Motivation bei den Teilnehmern gefördert, (3) die Wichtigkeit einer zentralen Organisation als Koordinator und Vermittler sich bestätigt und (4) jeder EU-Mitgliedstaat durch seinen Länderkontext vor individuellen Herausforderungen bei der Umsetzung eines partizipativen Flussgebietsmanagements steht.

Partizipatives Flussgebietsmanagement tatsächlich in den Umsetzungsalltag der EU-WRRL zu integrieren ist also möglich, bedarf aber klaren Kriterien als Vorgaben in der EU-WRRL, den passenden institutionellen Strukturen sowie fachlicher und finanzieller Unterstützung.

## Danksagung

Dieser Beitrag entstand in Anlehnung an die Dissertation von Sonja Heldt zum Thema: "Die europäische Wasserrahmenrichtlinie im gesellschaftlichen Spannungsfeld des urbanen Raums – Untersuchung zu Akzeptanz und Partizipation im Flussgebietsmanagement" (Heldt 2019). Die Dissertation wurde am Lehrstuhl für Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft der Universität Duisburg-Essen im Rahmen des NRW-Forschungskolleg FUTURE WATER angefertigt und durch das Ministerium für Kultur und Wissenschaft des Landes Nordrhein-Westfalen gefördert. FUTURE WATER wird durch das Zentrum für Wasser- und Umweltforschung (ZWU) unter Leitung von Claudia Freimuth und Dr. Michael Eisinger koordiniert.

## Literatur

- ANTUNES, P.; KALLIS, G.; VIDEIRA, N.; SANTOS, R. (2009): Participation and evaluation for sustainable river basin governance. In: Ecological Economics, Nr. 68(4), S. 931-939. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2008.12.004
- COLLINS, K; BLACKMORE, C; MORRIS, D; WATSON, D (2007): A systemic approach to managing multiple perspectives and stakeholding in water catchments: some findings from three UK case studies. In: Environmental Science & Policy Nr. 10(6), S. 564-574. 10.1016/j.envsci.2006.12.005
- CONRAD, E; CHRISTIE, M; FAZEY, I (2011): Understanding public perceptions of landscape: A case study from Gozo, Malta. In: Applied Geography Nr. 31(1), S. 159-170. DOI: 10.1016/j.apgeog.2010.03.009
- EU-WRRL: "Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy". (idFv. 23. Oktober 2000)
- EU (2003): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 1: Economics and the Environment: the Implementation Challenge of the Water Framework Directive. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- EULER, J.; HELDT, S. (2018): From information to participation and self-organization: visions for European river basin management. Science of The Total Environment, 622-623, pp.349-361.

- HERMELINK, A. (2008): Ein systemorientierter Beitrag zur Entwicklung einer nachhaltigkeitsgerechten Technikbewertung angewandt auf den mehrgeschossigen Wohnungsbau im Niedrigstenergie-Standard. Kassel University Press GmbH, Kassel.
- HELDT, S. (2019): Die europäische Wasserrahmenrichtlinie im gesellschaftlichen Spannungsfeld des urbanen Raums – Untersuchung zu Akzeptanz und Partizipation im Flussgebietsmanagement. Dissertation, Universität Duisburg-Essen, Essen.
- HELDT, S.; RODRIGUEZ-DE-FRANCISCO, J.C.; DOMBROWSKY, I.; FELD, C.K.; KARTHE, D. (2017) Is the EU WFD suitable to support IWRM planning in non-European countries? Lessons learnt from the introduction of IWRM and River Basin Management in Mongolia. *Environmental Science & Policy* 75 (September), 28–37. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.05.009>
- HELDT, S.; BUDRYTE, P.; INGENSIEP, H.W.; TEICHGRÄBER, B.; SCHNEIDER, U.; DENECKE, M. (2016): Social pitfalls for river restoration: How public participation uncovers problems with public acceptance. *Environmental Earth Sciences*, Nr. 75, S.1053. DOI: 10.1007/s12665-016-5787-y
- HUITEMA, D; MOSTERT, E; EGAS, W; MOELLENKAMP, S; PPAHL-WOSTL, C; YALCIN, R (2009): Adaptive Water Governance: Assessing the Institutional Prescriptions of Adaptive (Co-)Management from a Governance Perspective and Defining a Research Agenda. In: *Ecology and Society* Nr. 14(1).
- JAGER, N. W., CHALLIES, E., KOCHSKÄMPER, E., NEWIG, J., BENSON, D., et al. (2016): Transforming European water governance? Participation and river basin management under the EU water framework directive in 13 member states. In: *Water*, Nr. 8(4), S. 156. DOI:10.3390/w8040156
- KOCHSKÄMPER, E; CHALLIES, E; NEWIG, J; JAGER, NW (2016): Participation for effective environmental governance? Evidence from Water Framework Directive implementation in Germany, Spain and the United Kingdom. In: *Journal of Environmental Management* Nr. 181, S. 737-748. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.08.007
- KREBBER, F. (2016): Akzeptanz durch inputorientierte Organisationskommunikation. Springer Fachmedien Wiesbaden 2016. DOI: 10.1007/978-3-658-12969-9\_5
- LANG, J. (2017): Zur Akzeptanz sozialer Ungleichheit. Springer Fachmedien Wiesbaden 2017. DOI: 10.1007/978-3-658-14995-6\_2
- LIEFFERINK, D.; WIERING, M.; UITENBOOGAART, Y. (2011): The EU Water Framework Directive: A multi-dimensional analysis of implementation and domestic impact. In: *Land Use Policy*. Nr. 28, S. 712–722. DOI: 10.1016/j.landusepol.2010.12.006
- LUCKE, D. (1995): Akzeptanz - Legitimität in der „Abstimmungsgesellschaft. VS Verlag für Sozialwissenschaften, Wiesbaden. DOI: 10.1007/978-3-663-09234-6
- MARTIN, T. (2007): Muting the Voice of the Local in the Age of the Global: How Communication Practices Compromised Public Participation in India's Allain Dunhangan Environmental Impact Assessment. In: *Environmental Communication-a Journal of Nature and Culture* Nr. 1(2), S. 171-193. DOI: 10.1080/17524030701642595
- NEWIG, J. (2005): Die Öffentlichkeitsbeteiligung nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Hintergründe, Anforderungen und die Umsetzung in Deutschland. In: *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* Nr. 28(4), S. 469 - 512.
- QUIRLING, O. (2006): Methodische Aspekte der Akzeptanzforschung bei interaktiven Medientechnologien. Elektronische Publikationen der Universität München. Kommunikations- und Medienforschung. Münchener Beiträge zur Kommunikationswissenschaft Nr. 6, Dezember 2006. URL: <https://epub.ub.uni-muenchen.de/1348/> (Zuletzt aufgerufen: 24. 08. 2017)
- RAULT; A.K.; JEFFREY; P.J. (2008): Deconstructing public participation in the Water Framework Directive: implementation and compliance with the letter or with the spirit of the law?. In: *Water and Environment Journal*, Nr. 22, S. 241–249. DOI: 10.1111/j.1747-6593.2008.00125.x
- ROTHERMUND, K.; EDER, A. (2011): Allgemeine Psychologie: Motivation und Emotion. VS Verlag für Sozialwissenschaften, Wiesbaden.
- STEYAERT, P.; GUILLAUME, O. (2007): The European Water Framework Directive: How Ecological Assumptions Frame Technical and Social Change. In: *Ecology and Society*, Nr. 12(1), S. 25.
- UBA (Umweltbundesamt) (2012): Die Wasserrahmenrichtlinie—Eine Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme 2012. [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/wasserrahmenrichtlinie\\_2012.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/wasserrahmenrichtlinie_2012.pdf). (zuletzt geöffnet am 09.10.2017)
- VALINIA, S.; HANSEN, H.P.; FUTTER, M.N.; BISHOP, K.; SRISKANDARAJAH, N.; FÖLSTER, J. (2012): Problems with the reconciliation of good ecological status and public participation in the Water Framework Directive. In: *Science of the Total Environment*, Nr. 433, S. 482–490. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.06.087

# **Die Phänologie der Überlandwanderung des invasiven Flusskrebses *Faxonius immunis* am Oberrhein**

*Alexander Herrmann<sup>1</sup>\*, Adam Schnabler<sup>2</sup>, Andreas Martens<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Biologie, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe,  
alexander.herrmann@ph-karlsruhe.de

<sup>2</sup> Mailänder Consult GmbH, Mathystraße 13, 76133 Karlsruhe

**Keywords:** Neobiota, Ausbreitung, Citizen Science, Amphibienschutz

Der invasive Kalikokrebs *Faxonius immunis*, mittlerweile die dominante Flusskrebsart am Oberrhein, breitet sich seit seines ersten Auftretens 1993 dort weiter aus. Im Gegensatz zu heimischen Flusskrebsarten ist *F. immunis* in der Lage, auch in Amphibienschutzteichen und anderen, sich im Sommer stark erwärmenden Kleingewässern dauerhaft zu überleben und die dortigen Amphibien- und Libellenbestände zu bedrohen. Diese isolierten Gewässer erreichen die Krebse, indem sie über Land gehen. Kurz nachdem die Krebse ein Kleingewässer besiedelt haben, bauen sie Massenbestände auf und verändern das Habitat drastisch.

Um das Ausmaß der Überlandwanderung zu erfassen, wurde ein Citizen Science Projekt gestartet, in welchem Spaziergänger dazu aufgerufen werden, Beobachtungen von an Land gefundenen Krebsen zu melden und ein Foto via Smartphone zu senden. Im Zeitraum von Juni 2016 bis November 2018 gingen 188 E-Mails ein. Davon enthielten 54 Meldungen über Land wandernder Flusskrebse, 44 davon konnten eindeutig *F. immunis* zugeordnet werden. Zehn Meldungen betrafen andere invasive Flusskrebsarten wie den Roten Amerikanischen Flusskrebs (*Procambarus clarkii*), den Kamberkrebs (*Faxonius limosus*), den Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) und den Marmorkrebs (*Procambarus virginalis*). Es konnte gezeigt werden, dass *Faxonius immunis* das ganze Jahr über am Oberrhein wandert. Dabei scheint die Jahreszeit nur eine kleine Rolle zu spielen. Wichtiger scheinen Faktoren wie hohe Luftfeuchtigkeit und milde Temperaturen zu sein. Die höchsten Wanderaktivitäten zeigt der Kalikokrebs im April. Allein für die Monate Februar und Dezember konnte bisher keine Meldung verzeichnet werden.

Die Daten bis zum 26.01.2018 sind publiziert (Herrmann et al. 2018) und werden weiter fortgeschrieben.

Diese Studie wurde von der Stiftung Naturschutzfonds Baden-Württemberg aus zweckgebundenen Mitteln der Glücksspirale gefördert (ID:73—8831.21/546 91-1744GL).

## **Literatur**

Herrmann, A., Schnabler, A. & Martens, A. (2018): Phenology of overland dispersal in the invasive crayfish *Faxonius immunis* (Hagen) at the Upper Rhine River area. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (419), 30. DOI: 10.1051/kmae/2018018 (free access)

# Einfluss erhöhter Konzentrationen optisch aktiver Substanzen in der Wassersäule auf Wachstum und Entwicklung von Makrophyten

Markus Hoffmann<sup>\*1</sup>, Stephanie Rueegg<sup>\*2</sup>, Uta Raeder<sup>\*3</sup>

<sup>\*</sup>Limnologische Station Iffeldorf, LS Aquatische Systembiologie, TU München Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf

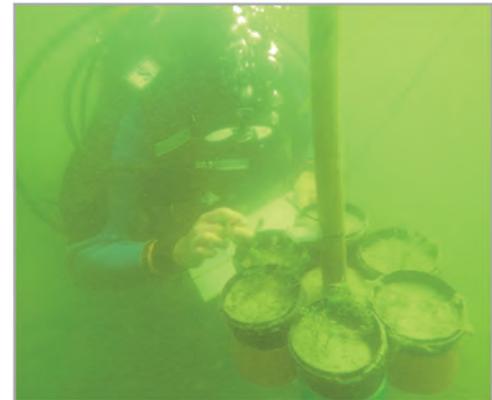
<sup>1</sup> Markus.Hoffmann@tum.de, <sup>2</sup>Stephanie.Rueegg@tum.de, <sup>3</sup>Uta.Raeder@tum.de

Als Folge des Klimawandels werden sich die Umweltbedingungen in den aquatischen Ökosystemen kontinuierlich verändern, und es muss mit langfristigen Verschiebungen in der Unterwasservegetation gerechnet werden. Die ansteigenden mittleren Wassertemperaturen sind ein wesentlicher Effekt des Klimawandels und die Auswirkungen der Erwärmung auf die Makrophyten wurden bereits intensiv untersucht. Eine weitere Folge des Klimawandels sind z. B. Änderungen der Niederschlagsverhältnisse, d.h. längere Dürreperioden oder lokale Starkregenereignisse. Im Gegensatz zur Temperaturerhöhung wirken sich Veränderungen der Niederschläge meist indirekt auf die Gewässer aus. Sie führen z. B. zu erhöhtem Eintrag an gelösten und partikulären Stoffen in die Gewässer. Diese Tatsache beruht (1) auf erhöhtem Stoffaustausch aus Feuchtgebieten und landwirtschaftlichen Flächen durch das vermehrte Auftreten von Starkregen sowie Hochwässern und (2) auf die längeren Dürreperioden, die die Oberflächenerosion und den Oberflächenabfluss verstärken.

Die eingetragenen gelösten und partikulären Stoffe können (1) die physiko-chemischen Bedingung des Wassers und (2) das Lichtklima in Gewässern beeinflussen. Als sogenannte optisch aktive Substanzen verändern sie durch Absorption, Streuung und Reflexion bestimmte Bestandteile des einfallsenden Lichts. Huminstoffe (CDOM) z. B. absorbieren aus dem Lichtspektrum große Anteile des blauen Lichts. Dadurch ändert sich die spektrale Zusammensetzung des Lichts, d.h. die Lichtqualität, in der Wassersäule. Nährstoffe dagegen fördern das Wachstum und die Bildung von Algenblüten, welche in direkter Lichtkonkurrenz zu den submersen Makrophyten stehen.

Um die Folgen der durch den Klimawandel bedingten Zunahme von optisch aktiven Substanzen auf die Unterwasservegetation abschätzen zu können, wurden Mesokosmen- und Freilandversuche durchgeführt. Dabei wurde das Wachstum von heimischen und nicht-heimischen Makrophyten, z. B. *Myriophyllum verticillatum* und *Lagarosiphon major*, bei veränderter Lichtquantität und -qualität untersucht. Es wurden unter anderem verschiedene Trübungsszenarien durch die Zugabe von Huminstoffen, von Schwebstoffen sowie von Algen simuliert und die Auswirkungen auf das pflanzenverfügbare Licht bzw. auf das Wachstum und die Entwicklung der Pflanzen.

Das Forschungsprojekt wurde durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt- und Verbraucherschutz (StMUV) gefördert.



Exposition vom Modellarten in einem See bei Gewässertrübung durch Algen

# Wie reagieren Ökosystemleistungen auf Gewässerrenaturierungsmaßnahmen der Wasserrahmen- und Hochwasserrichtline?

*Lena Hornung*

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

Zahlreiche sektorale Managementansätze werden auf Flüsse und Auen innerhalb der Europäischen Union angewendet, unter anderem die Wasserrahmenrichtline, die Hochwasserrichtlinie und die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Bei der Umsetzung dieser Richtlinien entstehen oft Konflikte über die Managementziele.

Die Bewertung von Ökosystemleistungen, also die Vorteile die Menschen von Ökosystemen beziehen, kann dabei helfen die Ziele der verschiedenen Richtlinien zu verbinden und optimierte Managementlösungen zu finden, indem Synergien und Konflikte zwischen Managementstrategien maximiert bzw. minimiert werden.

Der Effekt von Managementmaßnahmen auf eine breite Auswahl an Ökosystemleistungen wurde in einem Matrixansatz untersucht. Diesem liegt eine Kombination aus Literaturrecherche und Expertenwissen zugrunde: 17 ExpertInnen bewerteten den Einfluss von 17 Maßnahmen auf 23 Ökosystemleistungen, danach wurden die Antworten mit der Literatur verglichen und eine Auswirkung in die Matrix eingetragen.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Maßnahmen die Multifunktionalität der Auenlandschaft erhöhen indem sie die Verfügbarkeit verschiedener Ökosystemleistungen verbessern. Manche Maßnahmen verschlechtern aber auch die Verfügbarkeit einzelner Ökosystemleistungen. Dabei werden vor allem versorgende Ökosystemleistungen, die mit landwirtschaftlicher Produktion zusammenhängen, beeinträchtigt. Auenrenaturierung, hochwassermindernde Flächenbewirtschaftung und Habitatverbesserung wurden als diejenigen Maßnahmen mit der höchsten Anzahl an positiv beeinflussten Ökosystemleistungen identifiziert, jedoch mit einigen negativen Auswirkungen. Es konnten auch Maßnahmen identifiziert werden, welche nur positive – oder zumindest keine klar negativen Auswirkungen auf Ökosystemleistungen haben, darunter der Ausbau von Kläranlagen, Verbesserung des Geschiebehaushaltes, Fischbesatz, Reduzierung der Belastungen infolge von Freizeit- und Erholungsaktivitäten, Eindämmung eingeschleppter Spezies und Reduzierung der Belastungen infolge Bodenversauerung. Jedoch wurden auch Wissenslücken vor allem im Bereich der Retention von Nährstoffen und kulturellen Ökosystemleistungen deutlich, sowohl in der Literatur als auch bei den befragten ExpertInnen.

Die Matrix kann die Entscheidungsfindung in Situationen mit gegenläufigen Managementzielen erleichtern, indem die effektivste und nachhaltigste Maßnahme mit den höchsten Zuwächsen an Ökosystemleistungen aus dem Maßnahmenkatalog der Wasserrahmen- und Hochwasserrichtlinie ausgesucht wird.

## **Einfluss klimabedingter Veränderungen des Schichtungsverhaltens auf den Phosphor-Haushalt von Seen: Fallbeispiel Iseo-See (Norditalien)**

*Michael Hupfer<sup>1</sup>, Christiane Herzog<sup>1</sup>, Sylvia Jordan<sup>1</sup>, Giulia Valerio<sup>2</sup>, Marco Pilotti<sup>2</sup>, Maximilian Lau<sup>1,3</sup>*

<sup>1</sup> Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Chemische Analytik und Biogeochemie, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, hupfer@igb-berlin.de

<sup>2</sup> Università degli Studi di Brescia, DICATAM, via Branze, 43, 25121 Brescia, Italien, marco.pilotti@unibs.it

<sup>3</sup> Université du Québec à Montréal, Département des sciences biologiques, SB-2855, 2080 St-Urbain, Kanada, lau@igb-berlin.de

In den letzten Jahrzehnten hat sich das thermische Regime vieler europäischer Seen durch die Klimaerwärmung verändert. Die längere Sommerstratifikation und die unvollständige oder verkürzte Durchmischung im Winter haben weitreichende Konsequenzen für die Sauerstoffsituation im Tiefenwasser und den Phosphor(P)-Haushalt, durch den der trophische Zustand eines Sees beeinflusst wird. Langzeituntersuchungen am norditalienischen Iseo-See ( $A = 61 \text{ km}^2$ ,  $z_{\max} = 251 \text{ m}$ ) zeigen, dass seit dem Jahr 2006 im Winter keine Vollzirkulation mehr stattfindet. Die seit dieser Zeit andauernde Meromixie hat dazu geführt, dass der Wasserkörper ab 100 m Wassertiefe anoxisch ist. Eine genaue Analyse der P-Verteilung im Wasser und im Sediment sowie zu den vertikalen P-Flüssen über einen Zeitraum von zwei Jahren hat gezeigt, dass sich ca. 70% des gesamten Phosphors des Sees im Monimolimnion befinden, obwohl dessen Volumenanteil nur 41% beträgt. Das nicht durchmischte Tiefenwasser wirkt offenbar als effiziente Falle für den sedimentierenden Phosphor. Die P-Akkumulation im Tiefenwasser verringert den P-Export über den Oberflächenabfluss, so dass die mittlere P-Konzentration im See von etwa  $25 \mu\text{P L}^{-1}$  bereits auf  $60 \mu\text{gP L}^{-1}$  angestiegen ist. Die P-Verfügbarkeit für das Phytoplankton-Wachstum wird dagegen unter diesen Bedingungen geringer, so dass die veränderten Schichtungsverhältnisse der Eutrophierung entgegen wirken. Experimentelle Sedimentuntersuchungen und die Bestimmung der P-Bindungsformen lassen den Schluss zu, dass ein signifikanter und langanhaltender Effekt der Sauerstofffreiheit auf die P-Retention im Sediment nicht zu erwarten ist. Die Ausbildung einer neuen Systemgrenze in Form der Chemokline sorgt dafür, dass Phosphor effizienter und längerfristiger der produktiven Zone entzogen wird. Allerdings stellt die zunehmende Anreicherung reduzierter Substanzen und des Phosphors im Tiefenwasser eine potentielle „Zeitbombe“ dar, falls es wieder zu einer winterlichen Vollzirkulation kommt.

## **Typologie und Bewertung von Organismengruppen in Ufern und Auen**

*Kathrin Januschke<sup>1</sup>, Barbara Stammel<sup>2</sup>, Mathias Scholz<sup>3</sup>, Francis Foeckler<sup>4</sup>, Andrea Rumm<sup>4</sup>, Stefan Brunzel<sup>5</sup> & Daniel Hering<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Abteilung Aquatische Ökologie, Universität Duisburg-Essen, Universitätsstr. 5, 45141 Essen,  
kathrin.januschke@uni-due.de

<sup>2</sup> Aueninstitut Neuburg a.d. Donau, Katholische Universität Eichstätt-Ingolstadt

<sup>3</sup> Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Department Naturschutzforschung, Leipzig

<sup>4</sup> ÖKON Ges. für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH, Kallmünz

<sup>5</sup> Institut für Biodiversitätsmanagement, Erfurt

Fließgewässer stehen im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Fokus von Wissenschaft und Gewässermanagement. Für die Erreichung des guten ökologischen Zustands als maßgebliches Ziel der WRRL werden zunehmend Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt. Für die Überprüfung des Gewässerzustands wurden biologische Monitoring-Systeme erarbeitet und ein umfangreiches Netz an Monitoring-Stellen etabliert. Die Bewertung des Zustands erfolgt gewässertypisch anhand aquatischer Lebensgemeinschaften auf Grundlage von biozönotischen Leitbildern. Der Zustand von Ufern und Auen kann derzeit lediglich im Hinblick auf ihre standörtlichen Eigenschaften bewertet werden. Biozönotische Leitbilder für Ufer- und Auenorganismen, die bundesweit anwendbar sind, fehlen bislang. Daher sind Aussagen zum biologischen Zustand von Auen bzw. zur Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen auf die Lebensgemeinschaften nicht möglich, obwohl Gewässerrenaturierungen gerade auch für ufer- und auentypische Lebensgemeinschaften schnelle und positive Effekte haben. 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 unterschiedliche Zielvorstellungen auf Basis der Biozönosen bewertet werden können. 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 Rahmen der vom Bundesamt für Naturschutz geförderten „Machbarkeitsstudie zur biozönotischen Auenzustandsbewertung“ (BfN-Skripten 484) wurden Grundzüge für ein bundesweites, leitbildbasiertes Verfahren einer biozönotischen Zustandsbewertung für Gewässerufer und Auen erarbeitet. Die Realisierung erfolgt aktuell im F+E-Vorhaben „Erstellung eines praxistauglichen biologischen Verfahrens für eine biozönotische Bewertung des Auenzustands für die Bereiche Ufer und Aue an Fließgewässern“. Sie beinhaltet die Ableitung von Leitbildern zur Artenausstattung für die bundesweit beschriebenen Auenabschnittstypen und die Erstellung biozönotischer Steckbriefe. Für die Bewertung des Auenzustands anhand der Artengruppen Amphibien, Gefäßpflanzen, Land- und Wassermollusken sowie Laufkäfer wird ein modulares Bewertungssystem entwickelt. Im Rahmen eines Praxistests wird das Verfahren für drei ausgewählte Auenabschnittstypen auf seine Anwendbarkeit hin geprüft. Nach Abschluss des Projektes stehen Anwendern Empfehlungen für das methodische Vorgehen einer biozönotischen Auenzustandsbewertung sowie bundesweit anwendbare Indikatorartenlisten und Berechnungsformeln zur Verfügung.

## Bedeutung von In-vitro-Bioassays bei der Ermittlung toxikologischer Gefährdungspotenziale von Cyanotoxinen

Ralf Junek, Tamara Grummt

Umweltbundesamt, Toxikologie des Trinkwassers und des Badebeckenwasser, Heinrich-Heine-Straße 12,  
08645 Bad Elster, ralf.junek@uba.de

Bei der Bearbeitung des ReWaM – Verbundprojektes CYAQUATA (FK: 033W043D), das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert wird, hat sich unter anderem die Frage ergeben, welche Bedeutung In-vitro-Bioassays bei der Bestimmung toxikologischer Gefährdungspotenzialen von Cyanotoxinen in Trink- und Badewasser relevanten Wasserproben haben.

Um die große Breite von toxikologischen Wirkmechanismen von bekannten und bisher noch unbekannter Cyanotoxinen in einem komplexen Organismus wie dem Menschen zu erfassen, ist es derzeit noch notwendig eine größere Anzahl von Humanzell-basierten In-vitro-Bioassays parallel einzusetzen. Daher können die In-vitro-Bioassays für das Screening von Gefährdungspotenzialen durch Cyanotoxine in Wasserproben derzeit nicht vorgeschlagen werden. Jedoch ist deren Einsatz für spezifische Fragestellungen sinnvoll. So kann zum Beispiel beim Auftreten neu identifizierter Cyanotoxine eine Aufklärung der potentiellen Wirkmechanismen durch eine In-vitro-Teststrategie für Cyanotoxine im Rahmen einer größer angelegten wissenschaftlichen Studie erfolgen. Zudem können beim Auftreten von Erkrankungen, die vermutlich mit Cyanobakterien belastetem Wasser in Verbindung stehen, der aber kein bekanntes Cyanotoxin zugeordnet werden konnte, im Rahmen einer wirkungsbezogenen Analytik, toxikologisch relevante Einzelsubstanzen für die weitere Analyse ermittelt werden. Für ein mögliches toxikologisches Screening von cyanobakterienhaltigem Wasser fehlt zudem bisher noch der Nachweis der ausreichenden Sensitivität der möglichen Verfahren, um ein Gefährdungspotential sicher bestimmen zu können. Entsprechend kann für das routinemäßige Screening auf Cyanotoxine in Bade- und Trinkwasser relevanten Wasserproben aktuell vor allem die chemische Analytik (LC-MS), in Kombination mit biochemischen Verfahren (ELISA) und Enzym-Inhibierungsassays (Proteinphosphatase-Inhibierungsassays) empfohlen werden, da hiermit die bekannten Cyanotoxine mit ausreichend hoher Empfindlichkeit und Zuverlässigkeit erfasst werden können.

Zusammenfassend können jedoch mindestens die nachfolgend genannten drei Fälle definiert werden, wo die Toxizitätstestung von Cyanotoxinen mittels In-vitro-Verfahren empfohlen werden kann:

- 1) Wo eine Erkrankung von Tieren und Menschen wahrscheinlich durch Cyanobakterien ausgelöst wurde, aber die Symptome keinem der bekannten Cyanotoxine zugeordnet werden können.
- 2) Um einen einzelnen Cyanobakterienstamm auf dessen Toxizität zu testen.
- 3) Um die Toxizität chemisch neu identifizierter Cyanotoxine zu charakterisieren.

## **Den Wald vor lauter Bäumen sehen - Modellierung der Wirkung von Ufergehölzstreifen auf Ökosystemfunktionen und Biodiversität mit Hilfe eines Bayes'schen Netzes**

*Jochem Kail<sup>1</sup>, Markus Venohr<sup>2</sup>, Andreas Gericke<sup>2</sup>, Kris Van Looy<sup>3</sup>, Martin Palt<sup>1</sup>, Jérémie Piffady<sup>4</sup>, Daniel Hering<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Universität Duisburg-Essen, Aquatische Ökologie, Universitätsstr. 5, 45141 Essen,  
jochem.kail@uni-due.de, martin.palt@uni-due.de, daniel.hering@uni-due.de

<sup>2</sup> Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Ökohydrologie, Justus-von-Liebig-Straße 7,  
12489 Berlin, m.venohr@igb-berlin.de, gericke@igb-berlin.de

<sup>3</sup> Forschungszentrum Jülich, 52425 Jülich, k.van.looy@fz-juelich.de

<sup>4</sup> Irstea, Laboratoire d'Hydrologie Quantitative, CS70077, 69626 Villeurbanne, jeremy.piffady@irstea.fr

Gehölzbestandene Gewässerrandstreifen (nachfolgend Ufergehölzstreifen) erfüllen wichtige Ökosystemfunktionen wie den Rückhalt von Nährstoffen, Pestiziden und Feinsedimenten, die Temperatur- und Hochwasserregulierung sowie den Eintrag organischen Materials. Darüber hinaus sichern sie eine natürliche Habitat- und Biodiversität. Die lokale Wirkung einzelner Ufergehölzstreifen auf Ebene von Gewässerabschnitten ist vergleichsweise gut untersucht, vor allem in Bezug auf den Rückhalt von Einträgen aus der Landwirtschaft.

Jedoch gibt es nur wenige Studien zur den kumulativen und sich entlang der Fließgewässer potentiell verstärkenden Effekten, die von der Ausprägung und räumlichen Konfiguration der Ufergehölzstreifen abhängen; d.h. es fehlen Untersuchungen zu den großräumigeren Wirkungen auf den Unterlauf und damit die Einzugsgebiets-Ebene. Dies ist insbesondere für die Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplanung relevant, da die Entwicklung von Ufergehölzstreifen zu den wichtigsten und potenziell wirkungsvollsten Renaturierungsmaßnahmen zählt.

Im OSCAR Projekt (<http://oscar-biodiversa.eu/>) wurden auf Grundlage von Literaturstudien drei konzeptionelle Modelle zur lokalen Wirkung von Ufergehölzstreifen auf zwei zentrale Ökosystemfunktionen (Nährstoff- und Feinsedimentrückhalt, Wassertemperaturregulierung) und die Biodiversität entwickelt und in Bayes'sche Netze (BBN) überführt. Die BBN werden im weiteren Projektverlauf auf Grundlage der Ergebnisse eigener Untersuchungen weiterentwickelt. Für die Modellierung der kumulativen Wirkung der Ufergehölzstreifen einzelner Gewässerabschnitte entlang der Fließgewässer, d.h. auf den Unterlauf und damit die Einzugsgebiets-Ebene, wurden zwei unterschiedliche Modellierungsansätze für die Ökosystemfunktionen und Biodiversität entwickelt.

Nach einer Einführung in das Oscar Projekt werden die beiden Ansätze zur Modellierung auf Einzugsgebiets-Ebene vorgestellt, die Struktur der BBN zur Wirkung auf Gewässerabschnitts-Ebene beschrieben sowie Ergebnisse einer Unsicherheits-/Sensitivitätsanalyse präsentiert und diskutiert. Auf dieser Grundlage wird abgeschätzt welche Unsicherheiten bei der Prognose der Wirkung von Ufergehölzstreifen bestehen und welche Variablen die Modellergebnisse am stärksten beeinflussen.

## Molekulare Veränderung von gelöstem organischem Material und Muster der bakteriellen Aktivität in einem Bach entlang eines Landnutzungsgradienten

*Norbert Kamjunke<sup>1,\*</sup>, Wolf von Tümpeling<sup>1</sup>, Norbert Hertkorn<sup>2</sup>, Mourad Harir<sup>2</sup>,  
Philippe Schmitt-Kopplin<sup>2</sup>, Christian Griebler<sup>2</sup>, Mario Brauns<sup>1</sup>, Markus Weitere<sup>1</sup>,  
Peter Herzsprung<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg

<sup>2</sup> Helmholtz-Zentrum München, Ingolstädter Landstraße 1, PF 1129, 85758 Neuherberg

\* norbert.kamjunke@ufz.de

Veränderungen der Qualität von gelöstem organischem Material (DOM) in Bächen wurde bisher meist mit Fluoreszenzmessungen untersucht. Wir stellen hier einen Datensatz der molekularen DOM-Charakterisierung mit hochauflösender Massenspektrometrie (FTICR MS) und Kernmagnetresonanz-Spektroskopie (NMR) entlang eines Landnutzungsgradienten vor. Zusätzlich wurde die DOM-Zusammensetzung in Beziehung zur Aktivität von Wasser- und Biofilmbakterien gesetzt. Die DOC-Konzentration und der Oxidationsgrad des DOM sanken bachabwärts, während das H/C-Verhältnis und der Gehalt an Heteroatomen anstiegen. Die DOM-Zusammensetzung war dominiert von Lignin-ähnlichen Substanzen in den Oberläufen und von reduzierteren Molekülen in den Unterläufen. Die planktische Bakterienproduktion stieg bachabwärts an, während die Bakterienproduktion der Biofilme weniger variabel war. Die bakterielle Aktivität war positiv korreliert mit Lipid-ähnlichen Komponenten und negativ mit Lignin-ähnlichen Komponenten. Insgesamt lieferten die FTICR MS und die NMR eine detailliertere Auflösung der molekularen Veränderung der DOM-Qualität und ermöglichten die Detektion von Beziehungen zur Bakterienaktivität, die mit Fluoreszenz-Indizes nicht sichtbar waren.

# Der Einfluss von Mikroschadstoffen aus Kläranlageneinleitungen auf benthische Invertebraten – subletale Effekte

Jacqueline Kaschek, Meike Koester, Jochen Becker & Carola Winkelmann

Universität Koblenz-Landau, Universitätsstraße 1, 56070 Koblenz, jkaschek@uni-koblenz.de, meikekoester@uni-koblenz.de, jochenbecker@uni-koblenz.de, cawinkelmann@uni-koblenz.de

**Keywords:** Belastungsgradient, Freiland, Triglyceride, Glykogen, RNA:DNA

## Einleitung

Süßwasserökosysteme gehören zu den am stärksten gefährdeten Ökosystemen auf diesem Planeten (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) und sind vorrangig durch erhöhte Einträge von Nährstoffen, Sedimenten und Schadstoffen aus städtischer und ländlicher Nutzung beeinträchtigt (Allan, 2004). Insbesondere Mikroschadstoffe stellen potentiell ein großes Risiko für aquatische Organismen dar. Sie sind eine große, stetig wachsende Gruppe von organischen und anorganischen Stoffen, die bereits in sehr geringen Dosen ( $\text{ng L}^{-1}$  bis  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) starke Effekte sowohl auf zellulärer Ebene, als auch auf Individuen- und Populationsebene verursachen können (Schwarzenbach et al., 2006; Kidd et al., 2007). Zu den Spurenstoffen zählen eine Vielzahl von Stoffgruppen, wie z. B. Arzneimittel, Steroidhormone, industrielle Chemikalien und Biozide (Abegglen & Siegrist, 2012).

Häusliche und industrielle Abwässer stellen einen der Haupteintragspfade von Mikroschadstoffen in aquatische Ökosysteme dar (Hillenbrand et al., 2016). Grund hierfür ist, dass konventionelle dreistufige Kläranlagen nicht auf die Eliminierung von Spurenstoffen ausgerichtet sind. Die Eliminierungs-raten derartiger Substanzen sind daher oftmals sehr gering und stark von den chemischen Eigenschaften der Stoffe abhängig (Luo et al., 2014). Der Einsatz einer zusätzlichen Reinigungsstufe, z. B. durch Aktivkohlefilterung oder Ozonierung, kann dazu beitragen, die Effizienz der Mikroschadstoffeliminierung zu erhöhen und damit den Eintrag in Gewässer zu reduzieren.

Die Auswirkungen der in Kläranlagenabläufen enthaltenen Mikroschadstoffe sind im Freiland weitestgehend unbekannt (Schulte-Oehlmann et al., 2007), da zumeist die Effekte einzelner Substanzen auf ausgewählte Modellorganismen unter standardisierten Laborbedingungen getestet wurden. Für ökotoxikologische Bewertungen werden hauptsächlich Kurzzeitexperimente durchgeführt, die zwischen einigen Stunden bis zu wenigen Tagen dauern und somit nur schwer Rückschlüsse auf die Auswirkungen langanhaltender Belastungen mit komplexen Mikroschadstoffmixturen im Freiland ermöglichen.

Eine etablierte Methode zur Untersuchung der Effekte anthropogener Umweltveränderungen im Freiland ist die Analyse der Strukturveränderung von benthischen Lebensgemeinschaften. Sie berücksichtigt vor allem solche letalen und subletalen Effekte, die sich auf die Populations- oder Gemeinschaftsebene auswirken und zur Änderung von Artenzusammensetzungen führen. Im Gegensatz dazu bietet die Untersuchung physiologischer Indikatoren die Möglichkeit, subletale

Effekte auf niedrigeren biologischen Organisationsebenen zu untersuchen und Mikroschadstoffeinflüsse bereits frühzeitig zu erkennen (Koop et al., 2011; Koester et al., 2017). Dazu bietet sich die Bestimmung der gespeicherten Energiereserven an, da toxischer Stress aufgrund des zum Teil hohen energetischen Aufwandes für Entgiftungsmechanismen zu einer Verringerung des Energiegehaltes führen kann (De Coen & Janssen, 2003). Energiereserven können bei benthischen Invertebraten durch die Bestimmung der Konzentration der Hauptreservestoffe Triglycerid und Glykogen quantifiziert werden (Koop et al., 2008; Becker et al., 2013). Die erhöhten energetischen Kosten können neben einer Reduktion der gespeicherten Energie auch zu einer Reduktion von Wachstum und Reproduktion führen (De Coen & Janssen; 2003; Koop et al., 2011). Als ein möglicher physiologischer Indikator für das momentane Wachstum von Organismen und die Investition in die Reproduktion kann das Verhältnis von RNA zu DNA angesehen werden, da Perioden mit erhöhter aktiver Proteinproduktion mit somatischem Wachstum und der Investition in die Reproduktion assoziiert werden (Buckley et al., 1999). Eine intensive Synthese von Proteinen führt zu einem Anstieg des RNA-Gehaltes, während der DNA-Gehalt in den Zellen weitgehend konstant bleibt.

Ziel dieser Studie war es, subletale Effekte komplexer Mikroschadstoffgemische aus Kläranlagen-einleitungen im Freiland zu untersuchen. Hierzu wurden mehrere Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen ausgewählt, die durch ihren Mikroschadstoffeintrag in das jeweilige Gewässer einen Gradienten zunehmender Belastungsintensität repräsentieren. Zur Effektanalyse wurden die o. g. physiologischen Indikatoren Energiegehalt (basierend auf der Triglycerid- und Glykogen-Konzentration) und RNA:DNA-Verhältnis angewendet, die sich bereits in einer vorausgehenden Laborstudie als geeignet erwiesen haben (Koester et al., 2017). Es sollte überprüft werden, ob die Mikroschadstoffbelastung in den untersuchten Gewässern zu einer Reduzierung des Energiegehaltes und des RNA:DNA-Verhältnisses in den untersuchten benthischen Invertebraten führt.

## Material und Methoden

### *Design und Durchführung der Feldstudie*

Für die Freilandprobennahmen wurden zehn Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen ausgewählt, die durch ihren zusätzlichen Mikroschadstoffeintrag in die Gewässer (Vorfluter der Kläranlagen) einen Gradienten zunehmender Belastungsintensität repräsentieren. Zur Untersuchung der subletalen Auswirkungen der zusätzlichen Mikroschadstoffbelastung durch die Kläranlageneinleitungen wurde die benthische Lebensgemeinschaft jeweils an einer Probestelle oberhalb und unterhalb der Kläranlagen-einleitung in das Gewässer beprobt. Hierbei wurden jeweils die häufigsten benthischen Invertebraten gesammelt, direkt vor Ort bestimmt und mindestens drei Proben je Taxon mit mehreren Individuen für die spätere Analyse in Flüssigstickstoff konserviert.

Zusätzlich zur Beprobung der benthischen Lebensgemeinschaften wurde von den Kooperationspartnern ein Begleitmonitoring an den Probestellen durchgeführt. Hierbei wurden an drei bis fünf Zeitpunkten in Jahr 2017 Wasserproben zur chemischen und physikalischen Charakterisierung (Leitfähigkeit, pH-Wert, Temperatur, chemischer Sauerstoffbedarf, Sauerstoffkonzentration), der Konzentrationsbestimmung von Nährstoffen ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ ,  $\text{NH}_4$ ) sowie der Konzentrationsbestimmung von 42 ausgewählten Mikroschadstoffen aus fünf Schadstoffgruppen (Arzneimittel, Herbizide, Kontrastmittel, Korrosionsschutzmittel, Schwermetalle) entnommen. Da neben den unterschiedlichen Mikroschadstoffen auch  $\text{NH}_3$  als toxisch für aquatische Organismen gilt, wurde aus den gemessenen  $\text{NH}_4$ -Konzentrationen unter Berücksichtigung der jeweiligen Temperatur und pH-Werte die  $\text{NH}_3$ -Konzentration im Gewässer berechnet (Umweltbundesamt, 1996).

## **Laboranalysen**

Zur Bestimmung der physiologischen Indikatoren wurden die Proben für 24 h gefriergetrocknet und nach der Bestimmung des Trockengewichtes jede Probe für 1,5 - 3 min bei 25 - 30 Hz in einer Schwingmühle homogenisiert. Dabei wurden für die meisten Taxa Glaskugeln verwendet, während für einige Arten, deren Gewebe nach der Trocknung sehr zäh war (z. B. *Eiseniella tetraedra*), Metallkugeln verwendet werden mussten. Die Extraktion und Messung von Triglyceriden und Glykogen erfolgte sequenziell nach Winkelmann und Koop (2007), Becker et al. (2013) sowie Hoppeler et al. (2018). Proben mit einer größeren Biomasse ( $> 5$  mg) wurden für die Triglyceridbestimmung dreifach extrahiert. Anschließend wurde vom getrockneten Pellet jeder Probe eine Teilmenge von 3 - 5 mg für die Glykogen-Bestimmung verwendet. Für die Analyse des RNA:DNA Verhältnisses wurde jeweils eine separate Probe verwendet, die wie zuvor beschrieben gefriergetrocknet, gewogen und homogenisiert wurde. Anschließend erfolgte die Extraktion der gesamten Nukleinsäure aus einer Teilprobe (0,5 - 1,0 mg) wie von Normant-Saremba et al. (2015) beschrieben. Die Bestimmung der RNA- und DNA-Konzentrationen erfolgte fluorimetrisch mittels Mikrotiterplattenleser unter Verwendung des Quibit<sup>TM</sup> RNA HS bzw. Quibit<sup>TM</sup> dsDNA BR Assay Kits (Invitrogen<sup>TM</sup> Life Technologie).

## **Datenanalysen**

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 mehrere Arten war entweder die Triglycerid- oder die Glykogen-Konzentration im Gewebe so gering, dass der Energiegehalt nur aus einem der beiden Reservestoffe berechnet werden konnte. Bei zwei Arten konnten die Schalen bzw. der Köcher nicht entfernt werden, weswegen der Energiegehalt nicht auf das Trockengewicht, sondern auf die DNA-Menge bezogen wurde, um das Gewicht der anorganischen Bestandteile nicht miteinzubeziehen.

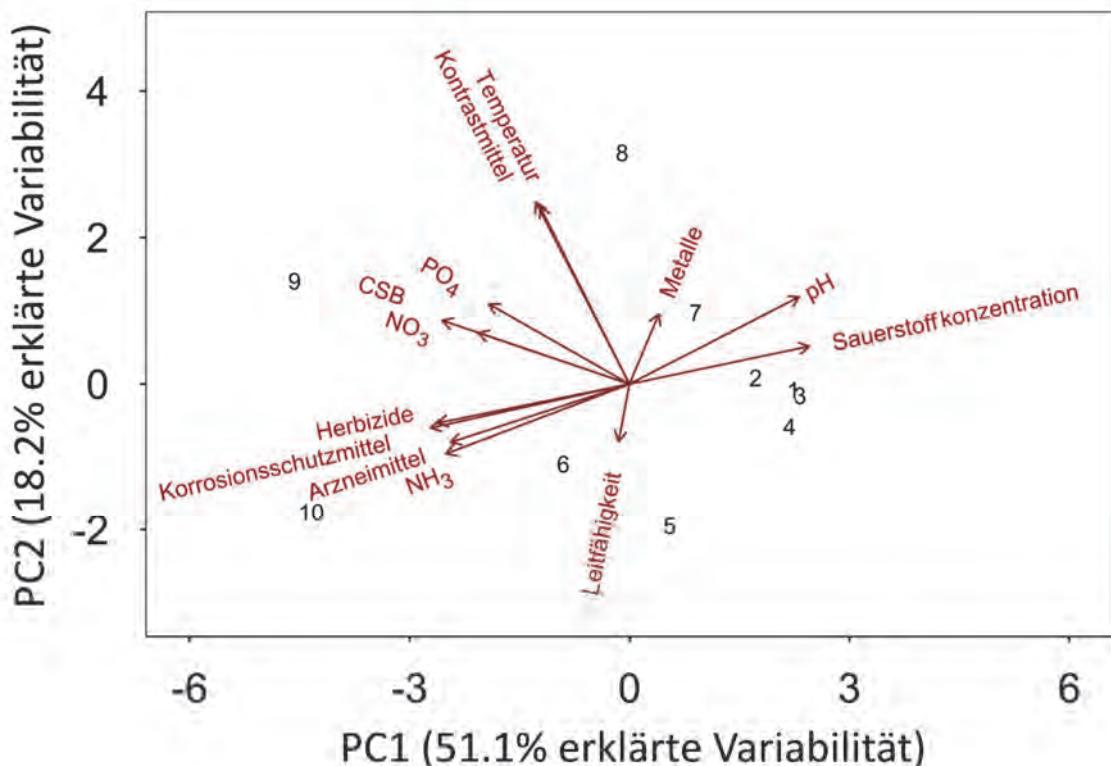
Um die Auswirkungen des Gradienten mit zunehmender Belastungsintensität durch die Mikroschadstoffkonzentration auf die aquatischen Organismen zu untersuchen, wurde grundsätzlich eine Differenzbetrachtung durchgeführt. Für die Messwerte der chemischen Begleitanalyse wurden die unterhalb der Kläranlage gemessenen Konzentrationen von den oberhalb gemessenen Konzentrationen subtrahiert, um die Zusatzbelastung durch die Kläranlageneinleitung zu bestimmen. Bei den physiologischen Indikatoren wurde für den Vergleich für jede Art der Quotient aus den Messwerten von Proben oberhalb und unterhalb der Kläranlageneinleitung (unterhalb/oberhalb) berechnet, um den Einfluss artspezifischer Unterschiede in der Konzentration einzelner Indikatoren, wie z. B. einem höheren Fettgehalt, in der Datenanalyse zu eliminieren.

Bei der statistischen Analyse wurde zunächst ein Vergleich der einzelnen Probenahmestellen/Kläranlagen mittels einer Hauptkomponentenanalyse durchgeführt, um die Bedeutung einzelner Messgrößen für den Belastungsgradient zu analysieren. Um zu prüfen, ob die Veränderungen der Umweltfaktoren und der Zusatzbelastung mit Nährstoffen, Ammoniak oder Mikroschadstoffen durch die Kläranlageneinleitung Effekte auf die physiologischen Indikatoren haben, wurde eine Spearman Rangsummenkorrelation durchgeführt. Alle statistischen Analysen wurden mit der Software R 3.4.3 (R Core Team, 2016) ausgeführt.

## Ergebnisse und Diskussion

In die Analyse des Energiegehaltes flossen je Kläranlage die Werte von 4 - 16 Taxa ein, während die Daten für die Ermittlung des RNA:DNA-Verhältnisses auf 2 - 10 Taxa basieren. Am häufigsten fanden sich hierbei *Baetis* sp. (Ephemeroptera) und Gammariden (Crustacea: Gammaridae), die an fast allen Standorten gesammelt werden konnten.

In der durchgeführten Studie konnte kein negativer Zusammenhang zwischen der gesamten Zusatzbelastung mit Mikroschadstoffen durch die Kläranlageneinleitungen und der gespeicherten Energiemenge bzw. mit dem RNA:DNA-Verhältnis festgestellt werden (Energiemenge:  $r = 0,479$ ,  $p = 0,162$ , RNA:DNA:  $r = 0,213$ ,  $p = 0,555$ , Spearman-Rang Korrelation,  $n = 10$ , siehe Tab.1). Somit konnte unter den Freilandbedingungen weder eine Reduktion des Energiegehaltes noch eine Verringerung des RNA:DNA-Verhältnisses in benthischen Invertebraten festgestellt werden.



**Abb. 1: Hauptkomponentenanalyse des Datensatzes des chemisch-physikalischen Begleitmonitorings. Ziffern bezeichnen die untersuchten Kläranlagenstandorte mit ihrer Position im Mikroschadstoffgradienten.**

Eine mögliche Erklärung hierfür könnte die Überlagerung der Mikroschadstoffe-Effekte durch andere Umweltfaktoren sein. Die Relevanz weiterer Faktoren im untersuchten Gradienten wird durch den Vergleich der einzelnen Probenahmestellen/Kläranlagen anhand der Daten des Begleitmonitorings verdeutlicht (s. Abb. 1). Die durchgeführte Hauptkomponentenanalyse der chemisch-physikalischen Parameter zeigt, dass der Belastungsgradient, der die größte Variabilität im Datensatz erklärt, neben den Messgrößen Arzneimittel, Korrosionsschutzmittel und Herbizide auch durch NH<sub>3</sub>, Sauerstoff und den pH-Wert repräsentiert wird. Demnach stellt der untersuchte Belastungsgradient keinen reinen Mikroschadstoffgradienten, sondern vielmehr einen allgemeinen Belastungsgradienten der Kläranlagen dar, in dem mehrere Faktoren gleichzeitig wirken und ggf. die Differenzierung bei der Effektanalyse verhindern. In diesem Belastungsgradienten spielt die Konzentration der Metalle sowie der Pflanzennährstoffe Phosphat und Nitrat eine untergeordnete Rolle, während die Konzentration der

Kontrastmittel davon unabhängig zu sein scheint. Aufgrund der ökologischen Relevanz kann ein Einfluss dieser Faktoren jedoch nicht vollkommen ausgeschlossen werden.

Die getrennte Betrachtung der Effekte der Umweltfaktoren des untersuchten Gradienten zeigt jedoch signifikante Korrelation mit den untersuchten physiologischen Indikatoren. So bestand eine deutliche Abhängigkeit zwischen dem RNA:DNA-Verhältnis und der Arzneimittelzusatzbelastung ( $p = 0,008$ , siehe Tab.1). Aufgrund der unerwartet positiven Beziehung widerspricht diese Korrelation allerdings der Hypothese, dass eine Mikroschadstoffbelastung zu einer Verringerung des RNA:DNA-Verhältnisses führt. Wahrscheinlich deutet die positive Abhängigkeit auf eine Stressreaktion der aquatischen Organismen hin, die zu einer erhöhten Stressproteinsynthese führt und damit die Erhöhung des RNA-Gehaltes in den Zellen erklärt (vgl. Schill & Köhler, 2004). Diese Vermutung wird auch durch die positive Korrelation des RNA:DNA-Verhältnisses mit der NH<sub>3</sub>-Zusatzbelastung unterstützt ( $p = 0,024$ , siehe Tab.1), die ebenfalls einen toxischen Stress darstellt und über den gebildeten Belastungsgradient hinweg zunimmt (siehe Abb.1). Durch eine mögliche Überlagerung der Effekte kann jedoch nicht differenziert werden, ob die Erhöhung des RNA:DNA-Verhältnisses durch einen einzelnen Hauptstressor verursacht wird oder eine additive Wirkung beider Stressoren vorliegt.

**Tab. 1: Korrelationen zwischen den durch die Kläranlagen (n = 10) verursachten Veränderungen der gemessenen Umweltfaktoren und den analysierten physiologischen Indikatoren (Spearman-Rang Korrelationen).** Gemessene Taxa je Kläranlage: 4 - 16 (Energiegehalt), 2 - 10 (RNA:DNA-Verhältnis). \* = signifikante Korrelationen.

Parameter	Energiegehalt		RNA:DNA-Verhältnis	
	r-Wert	p-Wert	r-Wert	p-Wert
Mikroschadstoff-Mixtur	0,479	0,162	0,213	0,555
Arzneimittel	0,394	0,260	0,778*	0,008*
Herbizide	0,389	0,266	0,429	0,215
Kontrastmittel	0,264	0,461	0,055	0,879
Korrosionsschutzmittel	0,455	0,187	0,608	0,062
Metalle	0,000	1,000	-0,396	0,257
Leitfähigkeit	0,612	0,060	-0,103	0,776
NO <sub>3</sub>	0,661*	0,038*	0,146	0,688
PO <sub>4</sub>	0,640*	0,046*	-0,267	0,456
NH <sub>3</sub>	0,409	0,239	0,698*	0,024*
pH-Wert	-0,329	0,353	-0,199	0,582
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	0,377	0,283	0,540	0,107
Sauerstoffkonzentration	-0,442	0,200	-0,413	0,235
Temperatur	0,359	0,309	0,381	0,277

Da der Energiegehalt der untersuchten benthischen Invertebraten lediglich mit der Phosphat- und der Nitratkonzentration korrelierte (PO<sub>4</sub>:  $p = 0,046$ ; NO<sub>3</sub>:  $p = 0,038$ , siehe Tab.1), liegt die Vermutung nahe, dass mögliche negative Effekte einer Stressantwort auf die Energiespeicherstoffe durch ein erhöhtes Nahrungsangebot infolge der erhöhten Nährstoffkonzentrationen unterhalb der Kläranlagen kompensiert werden können. Ebenso könnte die Reduzierung der Energiespeicherstoffe z. B. infolge

erhöhter Ausgaben für Entgiftungsmechanismen durch kompensatorische Maßnahmen der Organismen, wie eine erhöhte Aktivität von Verdauungsenzymen (De Coen & Janssen, 1997), verhindert werden. Das Fehlen einer generellen Antwort des physiologischen Indikators ‚Energiegehalt‘ auf die relevanten Stressoren legt allerdings auch den Schluss nahe, dass potentielle energetische Effekte durch ein erhöhtes Nahrungsangebot in den untersuchten Gewässern kompensiert werden und somit der möglicherweise notwendige Energieaufwand keine hohe ökologische Relevanz für die untersuchten Arten hat.

## Danksagung

Diese Untersuchungen wurden im Rahmen der Masterarbeit von Jacqueline Kaschek durchgeführt und durch ein Kooperationsprojekt mit dem Erftverband, dem Wasserverband Eifel-Rur (WVER), dem Niersverband, der Linksniederrheinischen Entwässerungs-Genossenschaft (LINEG), sowie dem Wupperverband finanziert. Dank gilt unseren Projektpartnern bei den Verbänden, insbesondere Dr. Udo Rose für die Projektkoordination. Außerdem danken wir Christian Sodemann und Chantal Knopp für ihre Unterstützung bei technischen Aufgaben und physiologischen Laboranalysen.

## Literatur

- Abegglen, C. & Siegrist, H., 2012. Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser - Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214, 210 S.
- Allan, J.D., 2004. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 35, 257 – 284.
- Buckley, L., Caldarone, E. & Ong, T.-L., 1999. RNA–DNA ratio and other nucleic acid-based indicators for growth and condition of marine fishes. Hydrobiologia, 401, 265 – 277.
- Becker, J., Ortmann, C., Wetzel, M., Winkelmann, C., Koop, J.H.E., 2013. Mate guarding in relation to seasonal changes in the energy reserves of two freshwater amphipods (*Gammarus fossarum*, *G. pulex*). Freshwater Biology, 58, 372 – 381.
- De Coen, W.M. & Janssen, C.R., 1997. The use of Biomarkers in *Daphnia magna* Toxicity Testing. II. Digestive Enzyme Activity in *Daphnia magna* exposed to sublethal concentrations of Cadmium, Chromium and Mercury. Chemosphere, 35(5), 1053 – 1067.
- De Coen, W.M. & Janssen, C.R., 2003. The missing biomarker link: Relationships between effects on the cellular energy allocation biomarker of toxicant-stressed *Daphnia magna* and corresponding population characteristics. Environmental Toxicology and Chemistry, 22(7), 1632 – 1641.
- 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., Ebbes, T. & Meier, A., 2016. Maßnahmen zur Verminderung des Eintrags von Mikroschadstoffen in die Gewässer – Phase 2. Umweltbundesamt, Reihe UBA-Text 60/2016.
- Hoppeler, F., Winkelmann, C., Becker, J. & Pauls, S.U., 2018. Larval growth and metabolic energy storage of *Micropterna lateralis* (Trichoptera: Limnephilidae) in an intermittent stream: glycogen dominates in final instars. Hydrobiologia, 806(1), 175 – 185.
- Kidd, K.A., Blanchfield, P.J., Mills, K.H., Palace, V.P., Evans, R.E., Lazorchak, J.M. & Flick, R.W., 2007. Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. Proceedings of the National Academy of Sciences, 104(21), 8897 – 8901.
- Koester, M., Becker, J., Knopp, C. & Winkelmann, C., 2017. Untersuchung subletaler Auswirkungen komplexer Mikroschadstoffgemische mittels physiologischer Indikatoren. Ergebnisse der Jahrestagung 2017, Deutsche Gesellschaft für Limnologen, Cottbus.
- Koop, J.H.E., Schaffer, M., Ortmann, C. & Winkelmann, C., 2008. Towards environmental assessment of river ecosystems by analyzing energy reserves of aquatic invertebrates. Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters, 38, 378 – 387.
- 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(4), 547 – 559.

- 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 – 474, 69 – 641.
- McGinn, A.P., 2002. Reducing Our Toxic Burden. In: Flavin, C., French, H. & Gardner, G., 2002. *State of the World 2002. A Worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society*, W.W. Norton & Company, New York and London, 120 p.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1. Findings of the Condition and Trends Working Group*, Island Press, Washington.
- 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 & Integrated Physiology*, 189, 107 – 114.
- Schill, R.O. & Köhler, H.-R., 2004. Does the Environment or the Source of the Population Define Stress Status and Energy Supply in the Freshwater Amphipod, *Gammarus fossarum*? *Ecotoxicology*, 13, 683 – 695.
- Schäfer, R.B., Von Der Ohe, P.K., Kühne, R., Schüürmann, G. & Liess, M., 2011. Occurrence and Toxicity of 331 Organic Pollutants in Large Rivers of North Germany over a Decade (1994 to 2004). *Environmental Science and Technology*, 45, 6167 – 6174.
- 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.
- Schwarzenbach, R.P., Escher, B.I., Fenner, K., Hofstetter, T.B., Johnson, C.A., Von Gunten, U., Wehrli, B., 2006. The Challenge of Micropollutants in Aquatic Systems. *Science*, 313, 1072 – 1077.
- Umweltbundesamt, 1996. Ammoniak im Wasser – Ableitung einer Formel zur Berechnung von Ammoniak in wäßrigen Lösungen. UBA-BE-076 Berichte, Wien, 44 p.
- Winkelmann, C. & Koop, J.H.E., 2007. The management of metabolic energy storage during the life cycle of mayflies: a comparative field investigation if the collector-gatherer *Ephemera Danica* and the scraper *Rhithrogena semicolorata*. *Journal of Comparative Physiology B*, 177, 119 – 128.

## 30 Jahre im Leben eines anthropogen belasteten Kleingewässers

Udo Kosmac<sup>1</sup> & Carmen Gallas<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Alte Poststraße 8, 46519 Alpen, udkosmac@web.de,

<sup>2</sup> Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft, Zentrallabor, Grafschafter Straße 251, gallas.c@lineg.de

**Keywords:** Stillgewässer, Oligotrophierung, Steinkohlebergbau,

Die Kaplanskuhle liegt östlich des Ortskerns von Rheydt (Kreis Wesel, Abbildung 1). Sie gehört zu einer Kuhlenkette, die als eiszeitliches Restgewässer am Fuße der Stauchmoränen des letzten Inlandeisvorstoßes als Niedermoor bis in das 17. Jahrhundert vollständig verschwunden war. Durch Torfstich wurden die Gewässer wieder zum „Leben“ erweckt. Seitdem haben die Kaplanskuhle und die mit ihr wasserwirtschaftlich gemeinsam zu betrachtende, westlich gelegene Pastorskuhle eine äußerst wechselvolle Geschichte hinter sich. Über die letzten 30 (-50) Jahre soll hier berichtet werden.



**Abb. 1: Die Kuhlen westlich des Ortskerns von Rheydt mit ihren wasserwirtschaftlichen Besonderheiten.**

Die Gewässer wurden bis zum zweiten Weltkrieg extensiv fischereilich genutzt. Anfang der 1960er Jahre wurde in Rheurdt eine zentrale Abwasserbeseitigung samt Kläranlage durch die Gemeinde und den Niersverband erstellt. Die Kläranlage wurde am Westende der Kaplanskuhle errichtet. Sie nahm 1964 ihren Betrieb auf. Wie viele der damaligen Anlagen wurde sie als biologische Anlage mit dem Ziel eines reinen Kohlenstoffabbaus konzipiert. Nährstoffelimination spielte zunächst keine Rolle. Das gereinigte Abwasser wurde in die Kaplanskuhle eingeleitet und durchfloss diese auf gesamter Länge. 1988 wurde die Kläranlage zur Nitrifikation ertüchtigt und 1991 mit einer Phosphatelimination (Simultanfällung) ausgestattet.

Ab Mitte der 1980er Jahre plante die Ruhrkohle AG ihre Abbaubereiche der Steinkohle nach Nordwesten auszudehnen. Der Abbau begann dann 1995. Zwischen 1995 und 2001 wurde die Ortslage Rheurdt einschließlich der Kuhlen durch den untertägigen Steinkohlenbergbau beeinflusst. Der Schwerpunkt der resultierenden Senkungen liegt im Westen der Pastorskuhle. Die Senkungen laufen im Osten der Kaplanskuhle aus.

Vor Beginn der Kohlegewinnung unter Rheurdt waren noch keine Umweltverträglichkeitsprüfungen obligatorisch. An der Kaplanskuhle wurde mit einer Diplomarbeit die Durchführung einer solchen exemplarisch angegangen (Bleischwitz 1987). Die Untersuchungen hierzu zeigten u. a. die Folgen der langzeitlichen trophischen Belastungen in Form massiver organischer Sedimente in den Kuhlen auf. In der Kaplanskuhle lagerten mindestens bis zu 1,5 m mächtige Sedimente auf den unterliegenden Kiesen. Der Freiwasserkörper hatte nur noch eine Mächtigkeit von maximal 1,4 m. Heute ist die Wassertiefe durch die bergbauliche Schieflistung und die fortgeschrittene Verlandung auf meist unter 1 m vermindert.

Die Grundwassersituation im Bereich der Rheurdter Kuhlen wird durch die Nähe zur Wasserscheide Rhein-Maas und durch die Rändlage vor den eiszeitlichen Endmoränen bestimmt. Das Grundwasser stand um 1900 praktisch in der Grasnarbe an und war aufgrund der Rheinsohlenerosion und der landwirtschaftlichen Melioration bis 1985 auf ca. 1 m unter Flur abgesunken. Mit den Bergsenkungen von bis zu 1,5 m unter dem Ortskern Rheurdt und bis zu 1,1 m am Westende der Kaplanskuhle bzw. 0 m an deren Ostende waren wasserwirtschaftliche Gegenmaßnahmen unvermeidbar.

Um Überflutungen der Ortslage Rheurdt und der umliegenden landwirtschaftlichen Flächen zu verhindern, wurde westlich der Pastorskuhle durch die LINEG (Linksnielerrheinische Entwässerungs-Genossenschaft) eine Vorflutpumpstation (PAV) errichtet. Um eine möglichst großflächige Poldierung zu erreichen, erstellte die LINEG im Ortsbereich Dränagen, entschlammte die Pastorskuhle (1997), ertüchtigte den Gewässerlauf zwischen Pastorskuhle und Kaplanskuhle, drehte das Gefälle zwischen den beiden Gewässern und führt seit 1995 das Wasser der beiden Kuhlen der Pumpstation zu. Die Druckleitung der Pumpstation führt bis unterhalb der Kaplanskuhle und gibt dort ihr Wasser in das weiterführende Fließgewässer Nenneper Fleuth. Etwa 10% des geförderten Wassers fließt rückläufig der Kaplanskuhle zu.

Da die langgesteckte Kaplanskuhle nicht gleichmäßig unterbaut wurde, stellte sich eine deutliche Ost-West Schieflistung (1,1 m Senkung im Westen, 0 m Senkung im Nordosten) ein, die dem ursprünglichen Gefälle entgegengesetzt ist. Um dieses Gefälle auszugleichen, waren zwei Querdämme mit Sohlgleiten vorgesehen. Die ehemaligen Wasserstände in der Kuhle und in den begleitenden Erlenbrüchen sollten möglichst erhalten werden. Bisher konnte nur einer der Dämme errichtet werden. Zum Erhalt der Erlenbrüche wurde eine Bewässerung über mehrere Quelltöpfe in der Waldfläche eingerichtet.

Die Qualität der nach Norden abfließenden Nenneper Fleuth wird seit 1990 unmittelbar unterhalb der Kaplanskuhle monatlich, seit 2015 sechs Mal im Jahr untersucht. Ziel war und ist, die Vorbelastungen

und die Auswirkungen des bergbaulichen Einflusses zu dokumentieren und die Qualität und die Entwicklung des Gewässers grundsätzlich zu verfolgen. Letztlich können damit aber auch die Oligotrophierung der Kaplanskuhle durch die Nährstoffelimination der Kläranlage und die rapide erfolgenden Rücklösungen aus den Sedimenten des Gewässers betrachtet werden.

Bereits 1988 war die Kläranlage Rheurdt zur Nitrifikation ertüchtigt worden, die Elimination von Phosphor durch Simultanfällung wurde 1991 eingerichtet. Die Konzentrationen von Gesamt-Phosphor waren 1990 erwartungsgemäß hoch. Auffällig waren Spitzenbelastungen von mehreren mg/L in den nachfolgenden Jahren während der Vegetationsperioden (Abb. 2). Der Anteil von gelöstem Phosphat-P lag immer zwischen 50 bis 100% des Gesamt-P. Die sommerlichen Spitzenwerte waren nicht alleine durch den Einfluss der Kläranlage zu erklären, wie sich spätestens mit Beginn der Simultanfällung zeigte. Rücklösungen aus den Sedimenten spielen hier die entscheidende Rolle; sie waren zudem in hohem Maße temperaturabhängig (Abb. 3). Im Zeitfenster 1991 bis 1994 lassen die Messwerte stetig sinkender sommerlicher P-Maxima den Rückschluss auf eine rasante Oligotrophierung zu, deren Extrapolation langfristig zwar auf niedrigerem aber immer noch stark eutrophem Niveau mündet (Abb. 2).

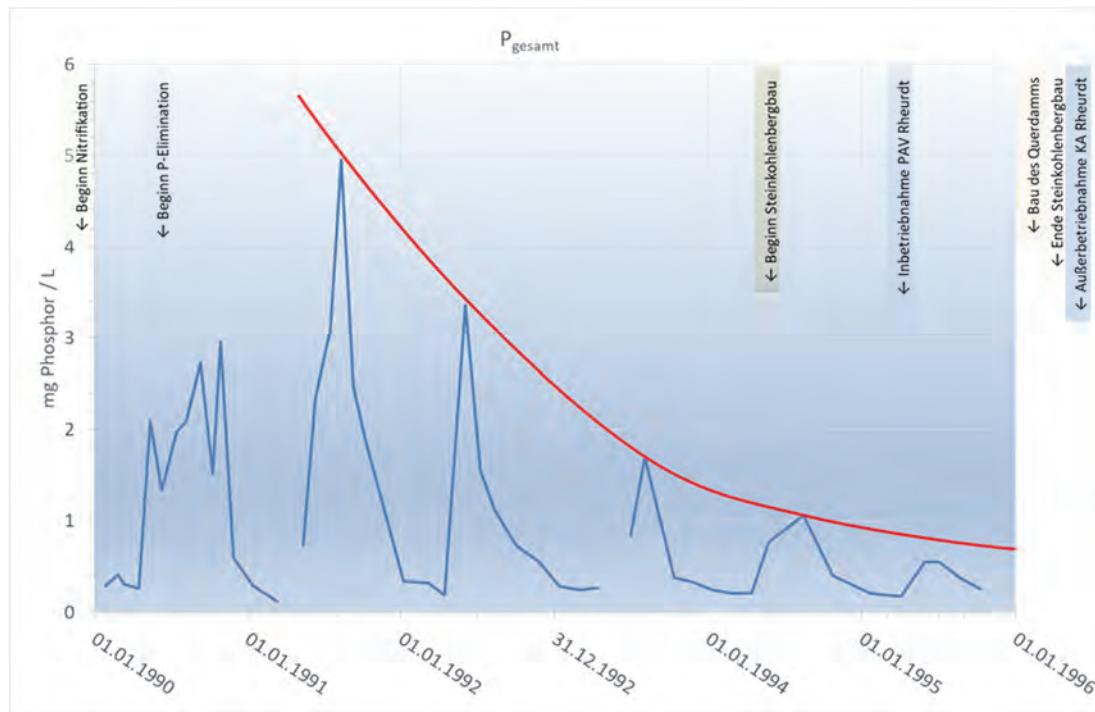


Abb. 2: Entwicklung der Phosphorkonzentration im Ablauf der Kaplanskuhle von 1990 bis 1996.

**Wie haben sich nun die Bergsenkungen auf die weitere Entwicklung der Phosphorkonzentrationen ausgewirkt?**

Mit dem Beginn der Bergsenkungen ab 1995 verharrten die sommerlichen Phosphorkonzentrationen im Konzentrationsbereich zwischen 0,6 und 1 mg/L (Abb. 4). Ab 2003 gingen die sommerlichen Spitzen um etwa ein Drittel zurück. Hierfür ist ein äußerer Anlass nicht erkennbar. Ursache können also nur die oben angesprochenen internen Prozesse der Rücklösung aus den Sedimenten sein. Sechs Jahre nach Beendigung des Kohleabbaus unter Rheurdt fielen die Phosphorkonzentrationen nochmals deutlich. Begründet ist dies durch die Abkopplung des Oberlaufes der Nenneper Fleuth, der seit 2009 über den Eyllschen Kendel in Richtung Rhein entwässert. Seit etwa 2015 nähern sich die Konzentra-

tionen von Gesamt-P den Werten an, die in Bächen mit hohem Grundwassereinfluss ohne nennenswerte Abwasserbelastung aber mit Niederschlagswassereinleitungen aus Trennsystemen am linken Niederrhein üblich sind.

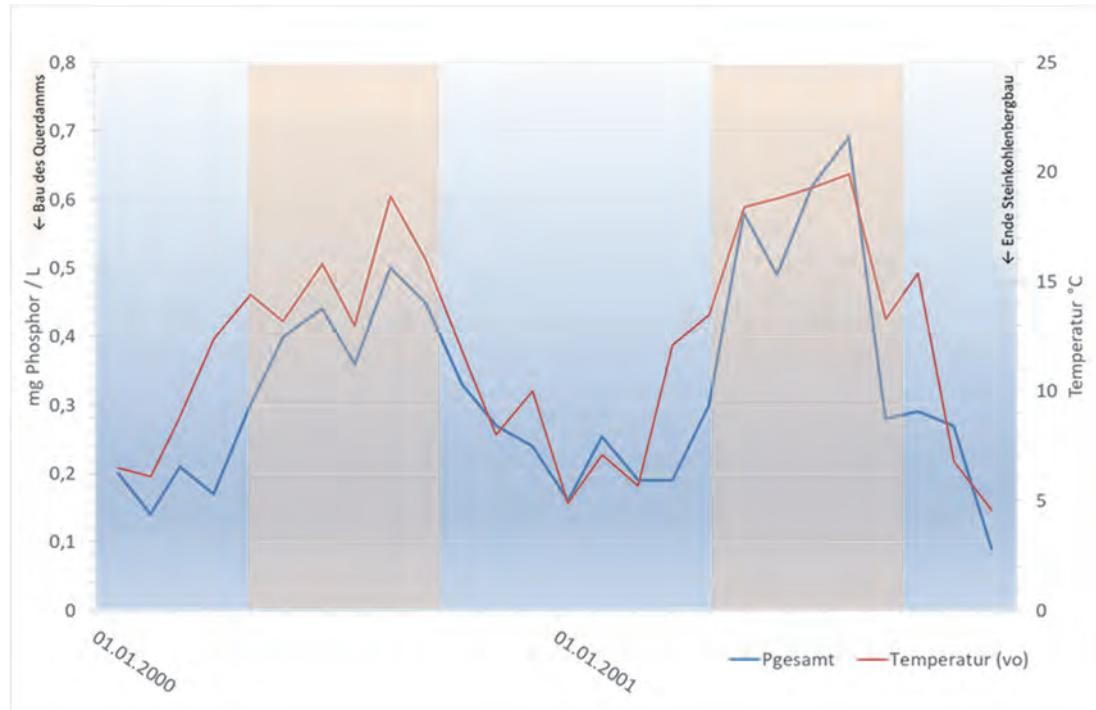


Abb. 3: Temperaturabhängigkeit des Phosphoraustrags aus der Kaplanskuhle.

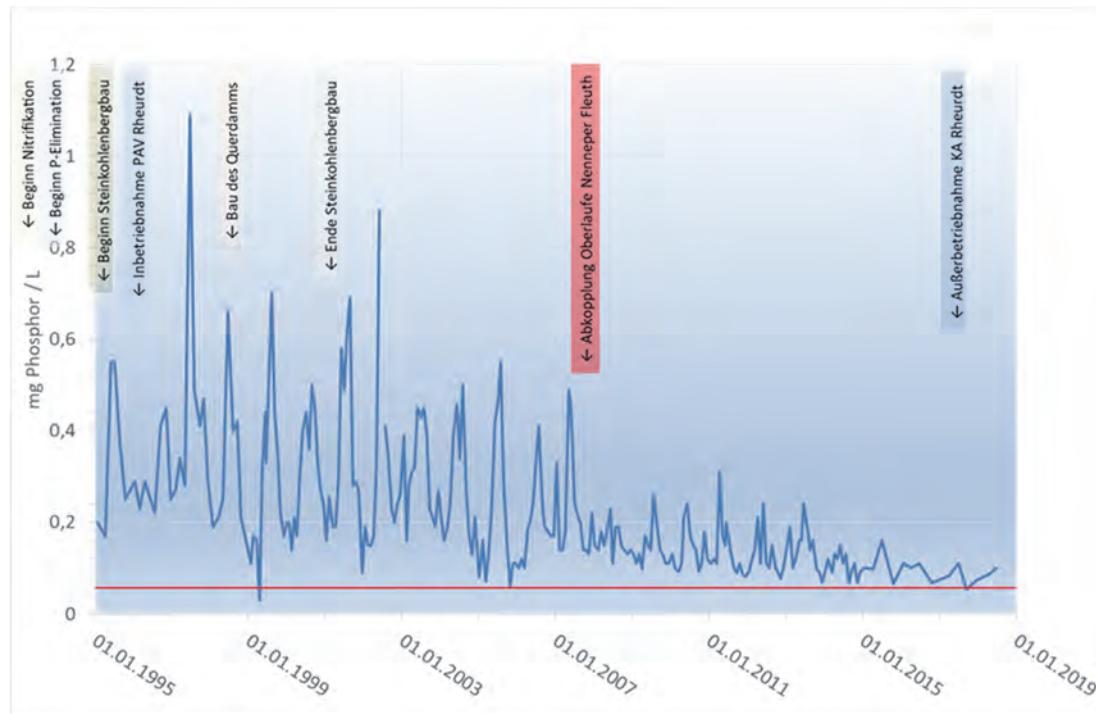
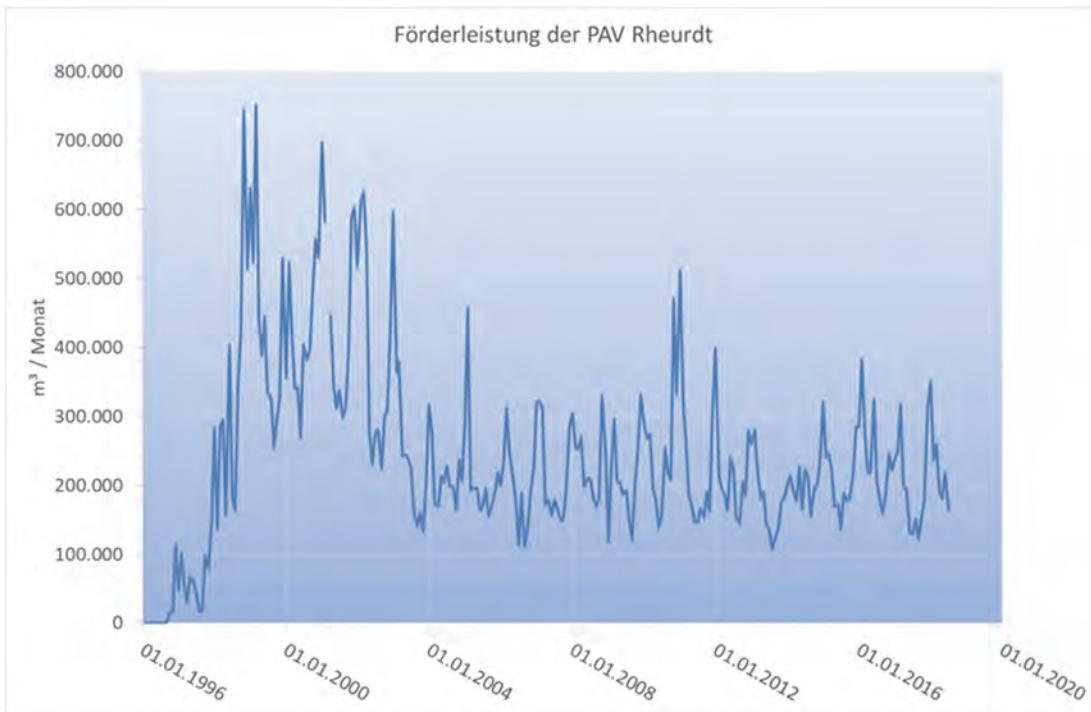
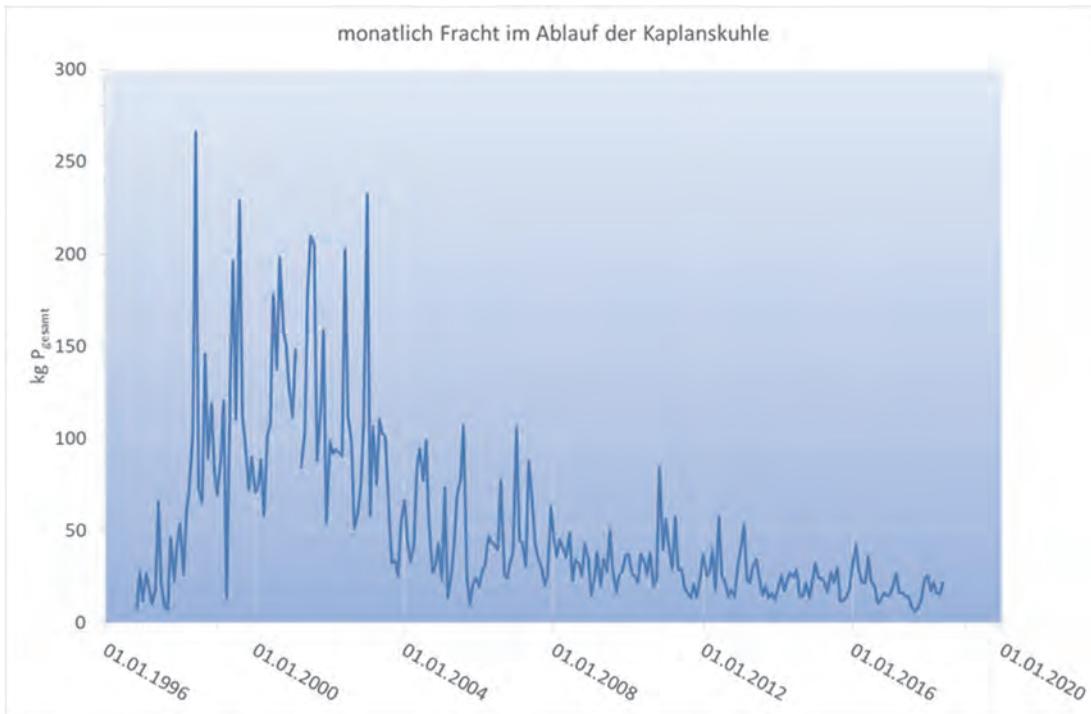


Abb. 4: Phosphorkonzentrationen in der Nenneper Fleuth unterhalb der Kaplanskuhle 1995 bis 2018



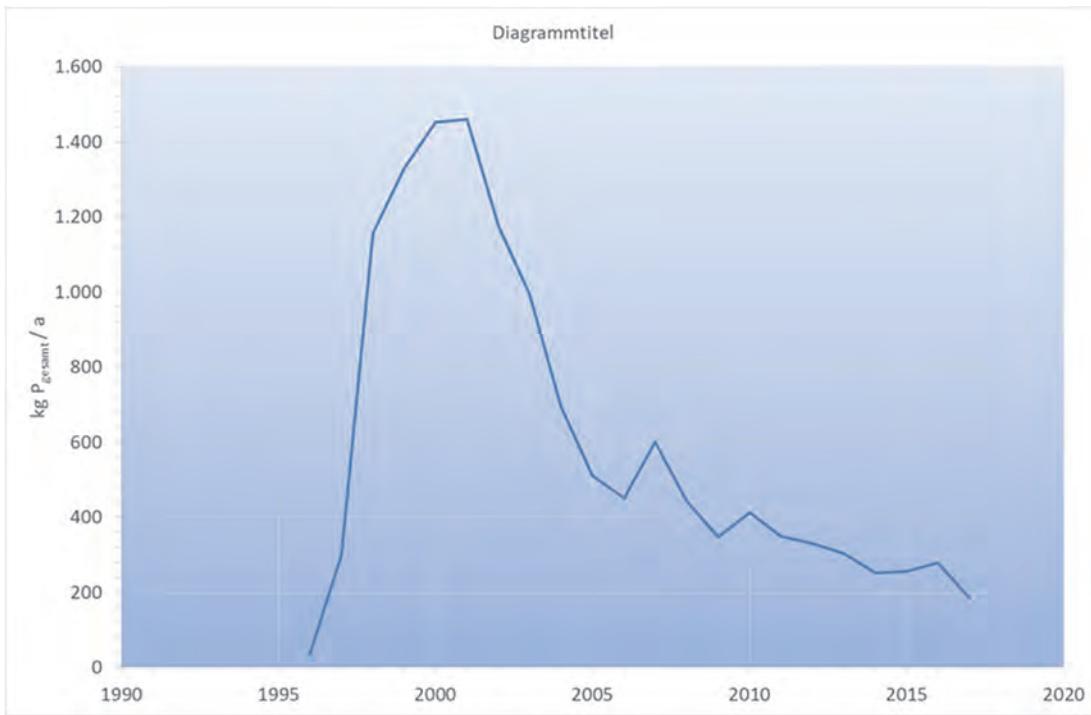
**Abb. 5: Förderleistung der PAV Rheurdt**



**Abb. 6: Monatliche Phosphorfracht der Nenneper Fleuth unterhalb der Kaplanskuhle.**

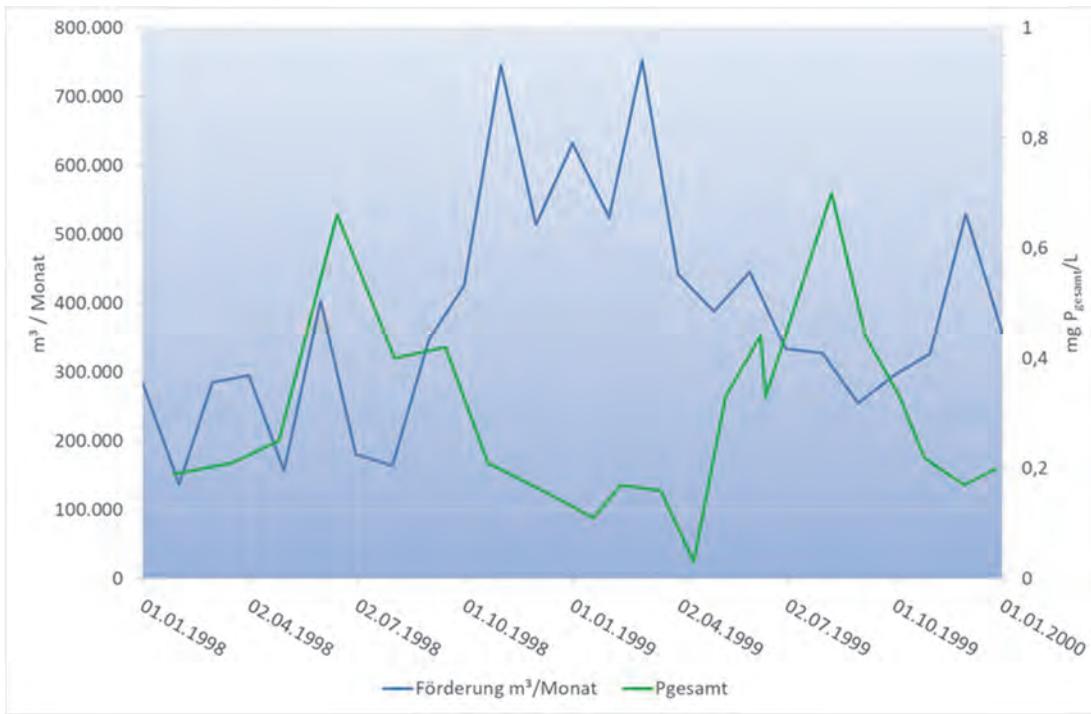
Für die Betrachtung des Nährstoffaustauschs kann aufgrund der aufgezeichneten Fördermengen der PAV Rheurdt (Abb. 5) in Verbindung mit den Messwerten an der Probenahmestelle eine überschlägige Frachtberechnung (Abb. 6 und 7) durchgeführt werden.

Die Fördermengen der PAV sind in den ersten Jahren bis 2003 hoch, reduzieren sich dann aufgrund des Baues der Dränagen in der Ortslage Rheurdt. Die notwendige Grundwasserabsenkung wird ab 2003 mit weniger als der Hälfte der Förderung der ersten Jahre erreicht. Die maximalen Förderungen sind jeweils im den Winterhalbjahr notwendig.



**Abb. 7: Jahresfrachten von Gesamt-Phosphor der Nenneper Fleuth unterhalb der Kaplanskuhle.**

Die resultierenden Phosphorfrachten erreichen ihr Maximum bei niedrigen Abflüssen im Sommerhalbjahr (Abb. 8). Sie summieren sich in den Jahren von 1998 bis 2004 auf jährlich deutlich über 1 t.



**Abb. 8: Einfluss der Wasserförderung durch die PAV Rheurdt auf die Phosphorfrachten in der Nenneper Fleuth unterhalb der Kaplanskuhle.**

### **Wie lassen sich die beschriebenen Veränderungen im Detail erklären?**

Die massiven Phosphorausträge aus den Sedimenten werden offensichtlich durch den starken Grundwasserzufluss über die Gewässersohle in die Kuhlen begünstigt. Dieser alleine ist allerdings nicht ausreichend, da in den Wintermonaten keine oder nur geringe Austräge über Rücklösung zu verzeichnen sind. Die Erwärmung der Sedimentoberfläche in den Sommermonaten und die damit einhergehende bakterielle Umsetzung der organischen Sedimente ist hier eine weitere Grundvoraussetzung. Da der Grundwasserzustrom ebenso wie die klimatischen Bedingungen in den einzelnen Jahren und besonders im Sommer starken Schwankungen unterliegt, werden die Sedimente mit Sicherheit unterschiedlich tief erwärmt. Dies kann den Phosphoraustrag ebenfalls stark beeinflussen. Offensichtlich wird aber auch im Laufe der Jahre ein neues Gleichgewicht zwischen Sedimentneubildung und Phosphoraustrag erreicht (etwa ab 2014/16).

### **Welche weiteren Wirkungen gehen auf die Bedingungen und Veränderungen in der Kuhle zurück?**

Im Sommer 1990 ereignete sich nach einem Massenwachstum von *Cladophora* und *Lemna*, das einen völligen Zusammenbruch des Sauerstoffhaushaltes zur Folge hatte, ein ausgedehntes Fischsterben, bei dem 5 t toter Fische innerhalb von drei Tagen von der Wasseroberfläche abgesammelt wurden.

Die Nährstoffelimination in der Kläranlage, die Phosphorausträge aus der Kuhle und der zunehmende Grundwassereinfluss führten zu einer verminderten Planktonentwicklung mit Sichttiefen bis zum Grund des Gewässers.

Ab 1995 trat ein Wechsel von der Planktoldominanz hin zur Makrophytendominanz ein, der spätestens 2000 abgeschlossen war. Zunächst wurden Teichrosen, die während der gesamten vorherigen Beobachtungszeit in kleineren Ansammlungen verteilt über die Kuhle vorhanden waren, begünstigt. Ihre Schwimmblätter bedeckten zunehmend größere Areale und reduzierten die Sonneneinstrahlung. Mit weiter sinkenden Phosphorgehalten etablierten sich *Elodea nutallii* und *Callitricha spec.* 2010/11 kam es zu einer Massenentwicklung von *Ceratophyllum demersum* bei gleichzeitigem Absterben nahezu des gesamten *Nuphar*-Bestandes. Für letzteres scheint die Ursache eine massive Desulfurikation der Sedimente mit entsprechenden Ausbrüchen von Schwefelwasserstoff gewesen zu sein, denn gleichzeitig trat *Beggiatoa* an der Sediment-Wasser-Grenze und als Aufwuchs auf *Ceratophyllum* sowie auf den Stein-/Kiesschüttungen der Sohlgleite zwischen den beiden Kuhlenkompartimenten auf. Begünstigt/Ausgelöst wurde dies durch sehr niedrige Grundwasserstände mit daraus folgenden geringen Abflüssen insbesondere aus dem westlichen Teil der Kaplanskuhle.

Die Verlandungstendenz der Kaplanskuhle, die nach ihrer Austorfung einsetzte und in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts durch anthropogene Einflüsse stark beschleunigt wurde, ist durch die Veränderungen der letzten 25 Jahre vielleicht verlangsamt und ihre chemische Qualität deutlich verbessert worden. Nichtsdestotrotz wird sie weiter anhalten und der Prozess einer Entwicklung zum Niedermoor/Erlenbruch sich weiter fortsetzen (dürfen).

## **Literatur**

Bleischwitz, P. (1987): Die Anwendung der EG-Richtlinie zur Umweltverträglichkeitsprüfung (vom 17.6.1985) in der Wasserwirtschaft, dargestellt am Beispiel der Nenneper Fleuth/Niederrhein. Dipl. Arbeit, Rheinische Friedrich Wilhelms Universität Bonn, Inst. für Wirtschaftsgeographie.

## **Diversität an Bergseen spiegelt die Vielfalt der Klimawandelleffekte wieder – paläolimnologische Studien in verschiedenen Bergseen der Alpen**

*Wolfgang Kuefner, Juergen Geist, Uta Raeder*

Limnologische Station Iffeldorf, LS Aquatische Systembiologie, Technische Universität München,  
wolfgang.kuefner@tum.de, juergen.geist@tum.de, uta.raeder@tum.de

Bergseen sind hochsensible Ökosysteme, die an die extremen Bedingungen angepasst sind. Die Eigenschaften der Seen sind jedoch hoch divers. Somit könnte auch der Einfluss des Klimawandels unterschiedlich sein. Die Haupthypothese ist, dass je größer der Wasserkörper, desto besser ist seine Fähigkeit die Auswirkungen abzupuffern. Das Probenset besteht aus 15 Bergseen der Bayerischen Alpen, die eine weite Spanne an Höhenlagen, Oberflächen, Tiefen und sogar Entstehungsweisen aufweisen. Um die individuelle Geschichte und Veränderungen durch den Klimawandel zu ermitteln, wurden Sedimentkerne und deren subfossile Diatomeengesellschaften untersucht. Die Kerne wurden dabei zentimeterweise analysiert: Diatomeen wurden gezählt, das Trockengewicht gemessen und die Diatomeendichte bzw. Biomasse aus den ersten beiden Variablen abgeschätzt. Darüber hinaus wurde das Alter der jeweiligen Schicht bestimmt. Das Klima in den Alpen ist durch eine signifikante Erwärmung seit etwa 30 Jahren geprägt. In unseren Sedimentkernen ist diese Tatsache zumeist durch das Einsetzen der Veränderung der Diatomeengesellschaften gekennzeichnet, was sich in einer sinkenden Ähnlichkeit der Kieselalgenzusammensetzung benachbarter Sedimentschichten ausdrückt. Dieser Effekt konnte in jedem Sedimentkern beobachtet werden. Allerdings gestaltete sich die Ausprägung der Veränderung beim Vergleich unterschiedlicher Bergseen sehr variabel. Aufgrund verschiedener Sedimentationsraten machte sich der Einfluss der Klimaerwärmung in verschiedenen Sedimenttiefen bemerkbar. Die Veränderung der Diatomeengesellschaften war in größeren Seen weitaus schwächer als in kleinen flachen, was unsere Hypothese bestätigt. Zudem ist der geologische Ursprung eines Sees sehr entscheidend. Die Zusammensetzung der Diatomeengesellschaften eines montanen Dolinensees, der ausschließlich grundwassergespeist ist, agiert eher wie ein alpiner See in Bezug auf den Klimawandel. Der bloße Effekt der Höhenlage ist weniger bedeutend als die Veränderungen im Einzugsgebiet, z. B. der Vegetation (Klimaerwärmung-induzierte Aufwärtsbewegung der Baumgrenze). Das Forschungsprojekt wird durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) gefördert.

## **Der RESI-Retentionsindikator – Quantifizierung und Bewertung der N-, P- und C-Retention in Fluss-Auen-Ökosystemen**

*Kathrin Linnemann<sup>1</sup>, Antje Becker<sup>2</sup>, Hans D. Kasperidus<sup>3</sup>, Stephanie Ritz<sup>1, 4</sup>, Mathias Scholz<sup>3</sup>,  
Christiane Schulz-Zunkel<sup>3</sup>, Markus Venohr<sup>5</sup>, Marcus Wildner<sup>5</sup>, Helmut Fischer<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, helmut.fischer@bafg.de

<sup>2</sup> DHI WASY GmbH, Volmerstraße 8, 12489 Berlin, abe@dhigroup.com

<sup>3</sup> Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH (UFZ), Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, mathias.scholz@ufz.de

<sup>4</sup> aktuelle Adresse: Bundesamt für Naturschutz, Konstantinstraße 110, 53179 Bonn, stephanie.ritz@bfn.de

<sup>5</sup> Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Justus-von-Liebig-Straße 7, 12587 Berlin,  
m.venohr@igb-berlin.de

Die Belastung von Flüssen durch Stoffeinträge ist ein weiterhin ungelöstes Problem. Erhöhte Nährstoffkonzentrationen führen zur Eutrophierung oder Beeinträchtigung der Biodiversität und erschweren damit das Erreichen der Ziele der EG-WRRL. Flüsse und ihre angrenzenden Aue haben jedoch eine natürliche Kapazität Stoffeinträge (N, P und C) zurückzuhalten (Retention) und stellen damit wichtige Ökosystemleistungen für den Menschen bereit. Im BMBF-Verbundprojekt „River Ecosystem Service Index (RESI)“ wird die N-, P- und C-Retention von Fluss-Auen-Ökosystemen neben weiteren Ökosystemleistungen quantifiziert, bewertet und visualisiert.

Als Teilindikator des RESI beschreibt der Retentionsindikator (%-Retention/km), in welchem Umfang die Stofffracht des Flusswassers innerhalb eines 1 km-Fluss-Auen-Abschnitts reduziert wird. Für die Berechnung des Indikators wird die Summe der Retention von Fluss und Aue in Relation zur Stofffracht gesetzt. Für die Berechnung der flussinternen Retention sowie der Stofffracht wurde das Gewässergütemodell QSim verwendet, für die Berechnung der Retention in der Aue ein faustzahlbasiertes Modell. Als Eingangsgrößen für den Indikator können jedoch ebenfalls Datensätze aus anderen Modellen mit Retentionsansätzen, aus Bilanzierungsrechnungen oder aus direkten Messungen verwendet werden. Die anschließende Bewertung des Retentionsindikators erfolgte mit einer flussgrößenspezifischen fünfstufigen Skala, welche basierend auf Literaturwerten sowie auf Ergebnissen aus deutschlandweiten Studien für fünf verschiedene Abflussklassen abgeleitet wurde.

Der RESI-Retentionsindikator ermöglicht die gemeinsame Bewertung von Fluss und Auen und macht verschiedene Gewässerabschnitte miteinander vergleichbar. Der Indikator ist deutschlandweit für Fließgewässer unterschiedlicher Größe und Belastungssituation anwendbar und ermöglicht damit ebenfalls den Vergleich verschiedener Fließgewässer einschließlich der angrenzenden Auen. In Verbindung mit den anderen RESI-Teilindikatoren können Nutzungskonflikte innerhalb von Fluss-Auen-Ökosystemen identifiziert und in der Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplanung berücksichtigt werden.

## 7 Jahre kontinuierliches Monitoring seit Renaturierung – Reaktionen des MZB in drei verschiedenen Gewässertypen

Armin Lorenz, Svenja Pfeifer und Julian Enß

Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Abteilung Aquatische Ökologie, Universitätsstr. 5, 45117 Essen,  
[armin.lorenz@uni-essen.de](mailto:armin.lorenz@uni-essen.de)

In den letzten Jahren erschienen viele Veröffentlichungen zur Reaktion des Makrozoobenthos auf Renaturierungsmaßnahmen in Fließgewässern. In einem Großteil der Untersuchungen wurden die renaturierten Abschnitte einmal beprobt und mit einer Probenahme vor dem Umbau oder mit einer Vergleichsprobestelle, die den Zustand des Gewässers vor Umbau repräsentieren soll, verglichen. Die Zeitabstände zwischen den morphologischen Umgestaltungen und den Probenahmen zeigen aber eine große Heterogenität, so dass keine übergreifenden Schlussfolgerungen gezogen werden können. Kontinuierliche bzw. jährliche Erfassungen fehlen fast vollständig. Dabei ist die zeitliche Variabilität ein prägender Faktor in der Ökologie. Die Fluktuationen in Biozönosen und der Wechsel von Pioniergesellschaften zu gewachsenen Gesellschaften kann bei einmaligen Probenahmen nicht nachvollzogen werden, aber entscheidenden Einfluss auf die Interpretation von Taxalisten haben.

Die Abteilung Aquatische Ökologie der Universität Duisburg-Essen hat in den zurückliegenden 8 Jahren ein jährliches Monitoring verschiedener renaturierter Gewässerabschnitte durchgeführt, um genau die Wiederbesiedlung, die Fluktuation, und die Alterung von Biozönosen nachzuverfolgen. Dabei wurde darauf geachtet, dass renaturierte Abschnitte von kleinen urbanen Fließgewässern aber auch kleinen Mittelgebirgsbächen in forstlicher Nutzung und großen Mittelgebirgsflüssen jährlich beprobt wurden.

In diesem Vortrag werden die Ergebnisse dieses Monitorings vorgestellt. Dabei wird sowohl auf die Besiedlung der Stellen eingegangen als auch die Effekte der Renaturierung auf die ökologische Bewertung dargestellt. Da die zeitliche Komponente bei allen drei Gewässertypen gleich ist, kann die Auswertung insbesondere die Potenziale, aber auch die Restriktionen der Abschnitte ansprechen.

Eine weitere Auswertung versucht die Ursachen der Besiedlung darzustellen und aufzuzeigen, in welchen Naturräumen und in welchen Zeiträumen mit Reaktionen des Makrozoobenthos auf Fließgewässerrenaturierungen zu rechnen ist.

## Intensive Wassernutzung und Gewässerqualität: Der Niederrhein – ein Freilandlabor ?

*Daniela Lud*

Hochschule Rhein-Waal, Friedrich Heinrich Allee 25 47475 Kamp-Lintfort, daniela.lud@hochschule-rhein-waal.de

Am Niederrhein begegnen sich Natur- und Kulturlandschaft sowie Industrie- und Landwirtschaft. Aus den vielfältigen Landschafts- und Wassernutzungsformen ergeben sich divergierende Nutzungsansprüche, die nach wie vor Spuren in der Wasserqualität hinterlassen und charakteristische Dynamik aufweisen. Hierdurch bietet sich auf ganz unterschiedliche Weise die Gelegenheit, im Freiland Änderungen der Gewässerqualität und der anthropogen beeinflussten Ökosysteme zu studieren. Anhand von lokalen Beispielen (Bergbaufolgen, invasive Arten, Nährstoffeintrag) lässt sich die Frage diskutieren, ob wir die Chancen dieses Freilandlabors bereits angemessen nutzen.

## **Maßnahme zur Verbesserung der Wasserpflanzenvegetation am Behlendorfer See (Schleswig-Holstein)**

*Sebastian Meis<sup>1</sup>, Klaus van de Weyer<sup>1</sup>, Joachim Stuhr<sup>2</sup>, Ulrike Hamann<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> lanaplan GbR, Lobbericher Straße 5, 41334 Nettetal, sebastian.meis@lanaplan, klaus.vdweyer@lanaplan.de

<sup>2</sup> B.i.A. – Biologen im Arbeitsverbund, Kantstraße 16, 24116 Kiel, jostuhr@gmx.de

<sup>3</sup> LLUR – Dezernat Seen, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek, ulrike.hamann@llur.landsh.de

Der Behlendorfer See ist ein kalkreicher, geschichteter See mit kleinem Einzugsgebiet (WRRL-Typ 13). In der Vergangenheit verfehlte der See den guten ökologischen Zustand gemäß WRRL auf Grund zu hoher interner Nährstoffkonzentrationen (Llur 2016). Im Rahmen der Maßnahmenumsetzung zur Erreichung des guten ökologischen Zustands erfolgte im Jahr 2009 eine Phosphor-Fällung mit Benthophos als seeinterne Maßnahme. Im Vorfeld dieser Maßnahme wurde der Weißfischbestand durch Abfischung reduziert. Das anschließende Monitoring der verschiedenen Qualitätskomponenten (QK) zeigte, dass die QK Makrophyten den guten ökologischen Zustand auch nach der Maßnahme nicht erreichte. Während sich die untere Makrophyten-Tiefengrenze (UMG) im Anschluss an die Maßnahme verbesserte, erreichte die typspezifische Artenzusammensetzung der QK Makrophyten die Umweltziele nicht.

Im Zuge einer Machbarkeitsstudie (van de Weyer & Stuhr 2016) wurden daher zunächst die wesentlichen Ursachen identifiziert, die einer spontanen Wiederbesiedlung mit Referenzarten entgegenstehen. Hierzu zählen, dass der Behlendorfer See über keinerlei Anbindung an andere Wasserkörper verfügt, aus denen eine Besiedlung mit Referenzarten erfolgen könnte. Zum anderen ist ein ausreichendes Besiedlungspotenzial aus den in den Sedimenten lagernden Diasporen bzw. Samen gemäß einer Studie von Steinhardt (2011) nicht gegeben.

Basierend auf den Ergebnissen der vorgeschalteten Machbarkeitsstudie sowie detaillierten Voruntersuchungen im Gelände (Meis et al 2016) wurden daher geeignete Referenzarten (*Chara subspinosa*, *Nitellopsis obtusa*, *Potamogeton lucens*) und geeignete Testflächen für ein Pilotprojekt zur Wiederansiedlung dieser Arten identifiziert. Im Juni 2018 erfolgt die Entnahme und Umsiedlung von lebenden Pflanzen als auch Verbreitungseinheiten (Samen, Oosporen) gemäß der Windsheimer-Leitlinien (Sukopp & Trautmann 1981) aus Gewässern der Region. Da die Geländeuntersuchungen Hinweise auf Beeinträchtigungen der Makrophyten durch benthivore Fische wie beispielsweise Karpfen und Brassen lieferten, erfolgt die Anpflanzung teilweise innerhalb kleinerer Schutzeinrichtungen (Metallkäfige von je 2 m<sup>2</sup>) in verschiedenen Tiefenstufen. Die neu angesiedelten Wasserpflanzen werden in regelmäßigen Abständen untersucht, um zu prüfen, ob sich die Bestände innerhalb der Schutzeinrichtungen (= kein Einfluss von Fischen) und außerhalb der Schutzeinrichtungen (= mit Einfluss von Fischen) unterschiedlich entwickeln. Die Ergebnisse und praktische Erfahrungen der Anpflanzung sowie der Entwicklung der angesiedelten Arten werden vorgestellt.

## Freilandexperimente zur Bindung von Makroinvertebraten an Kleinlaichkräuter in Tieflandgräben (Landkreis Oldenburg)

Oliver Middeke, Ines Wolpmann, Ellen Kiel

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, AG Gewässerökologie und Naturschutz, IBU, Fk. V,  
Ammerländer Heerstraße 114-118, 26129 Oldenburg, oliver.middeke@uni-oldenburg.de,  
ines.wolpmann@uni-oldenburg.de, ellen.kiel@uni-oldenburg.de

Gräben sind regional von hoher Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität. Makrophyten können dabei eine wichtige Funktion als Strukturfaktor bekommen, denn zwischen Makroinvertebraten und Makrophyten bestehen teils enge Beziehungen. Zu den in Tieflandgräben häufig auftretenden Pflanzenarten gehören die Kleinlaichkräuter. Unklar ist allerdings, welche Arten der Grabenfauna durch das Vorkommen und die Verteilung der Laichkräuter beeinflusst werden und ob daran Bindungen bestehen.

Das Ziel der hier vorgestellten Untersuchung war es, die Bedeutung von Kleinlaichkräutern (*Potamogeton sp.*) für Makroinvertebraten in Gräben näher zu analysieren. Es sollte geprüft werden, ob die räumliche Struktur der Pflanze maßgeblich für die Zusammensetzung der epiphytischen Invertebratengemeinschaft ist, oder ob darüber hinaus artspezifische Eigenschaften der natürlichen Pflanze hierbei von Bedeutung sind.

Zu diesem Zweck wurde im Sommer 2017 die epiphytische Invertebratenfauna auf dem Spitzblättrigen Kleinlaichkraut (*Potamogeton acutifolius*) mit der Invertebratenzönose auf strukturell dem Makrophyten nachempfundenen Attrappen verglichen. Dazu wurden nach fünfwöchiger Expositionszeit sowohl echte Pflanzen als auch künstliche Imitationen mitsamt der epiphytischen Invertebratenfauna aus den Gräben entnommen und die Wirbellosenzönose analysiert.

Die Ergebnisse der Untersuchung legen nahe, dass die räumliche Struktur der Kleinlaichkräuter der maßgebliche Faktor für die Zusammensetzung der epiphytischen Wirbellosenzönose in Gräben ist. Frühere Erkenntnisse zu Beziehungen zwischen Makroinvertebraten und Makrophyten in anderen aquatischen Lebensräumen ließen sich nur teilweise auf Gräben übertragen.

***Salpingoeca fluviatilis* spec. nov, spec. nov., *S. pelikea* spec. nov. – two new craspedid species and redescription of *S. angulosa* (de Saedeleer 1927), *S. amphora* and *S. steinii* (Saville-Kent 1880) from River Rhine**

Frank Nitsche, Lene Lesson, Sabine Schiwitzka, Hartmut Arndt

*Salpingoeca fluviatilis* spec. nov. and *S. pelikea* spec. nov., are frequently found craspedid species from river Rhine which have, despite their high abundance, have not yet been described. We found the species in a sampling campaign throughout the year 2011-12 and again in 2014. All new species are described based on a distinct morphology which is different from all up to now described species and on SSU and LSU rDNA. In addition we give an extended redescription of *S. angulosa*, *S. amphora* and *S. steinii*, based on SSU and LSU data and morphology. The phylogenetic analysis of partial SSU and LSU rDNA positions all species into the freshwater clade of the craspedids. The separation of the freshwater and marine clade of this group is getting more distinct with every craspedid sequence added. The River Rhine is one of the largest rivers in Europe but its protist biodiversity is fairly undescribed, especially regarding choanoflagellates. We conclude that the biodiversity of craspedid choanoflagellates is broadly underestimated.

## Primary production and bacterial carbon turnover under carbon limitation in acidic mining lakes - case study *Autumnella lusatica* sp. nov. in Halbendorfer See

Brigitte Nixdorf<sup>1</sup>, Jörn Jander<sup>1</sup>, Jacqueline Rücker<sup>1</sup>, Steffen Wiehart<sup>2</sup>, Holger Dienemann<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Brandenburgische Technische Universität Cottbus–Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow; nixdorf@b-tu.de,

<sup>2</sup> Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft, Gewässergütelabor Görlitz, Altwahnsdorf 12, 01445 Radebeul, holger.dienemann@smul.sachsen.de

*Autumnella lusatica* is a potentially mixotrophic green alga dominant during autumn in acidic mining lakes. It was taxonomically identified and characterized by Ulrich & Röske (2018). The special feature of this species is its ability to propagate and establish high biovolumes (up to 50 µg Chl a/L) at pH around 3 under oligotrophic nutrient conditions and carbon limitation (TIC < 1 mg/L). In our study, we want to answer the question put in Nixdorf & Rücker (2018): How does this species overcome resource limitation under extreme acidic conditions. We hypothesize that a) mixotrophic metabolism favors the success of *A. lusatica*, b) high intensity of internal recycling of organic matter by pelagic bacteria supports the availability of inorganic phosphorus and carbon for this species and c) seasonal development of *A. lusatica* starts from cells overwintering in the bottom zone of lakes under low light but higher nutrient conditions. Following approaches were applied:

1. Monthly field measurements in Lake Halbendorfer See, Lusatia (Saxony) (2017 and 2018) and data analysis of the measurements from 2010.
2. Incubation of field samples in the lab under in situ conditions to estimate primary and bacterial production with oxygen and <sup>14</sup>C-method and Phyto-PAM, glucose uptake, <sup>3</sup>H-Thymidin incorporation and bacterial and community respiration.

Seasonal development and duration of mass development of *A. lusatica* in the lake were analyzed microscopically from 2010 to 2018. The vertical distribution of the phytoplankton was investigated with a submersible fluorescence probe. *A. lusatica* development usually starts in July and reached its maximum in late autumn. In spring, the green algae fluorescence signal was higher in the lower parts of the lake. Only from July onwards the development shifts to the epilimnion. Whereas before 2016 the population collapsed the following spring, the collapse in 2017 was already observed at the end of October. Preliminary results of primary production and bacterial metabolism studies in acidic mining lakes show higher bacterial activity compared with natural hard water lakes (e.g. Scharmützelsee). Therefore, short term recycling of organic matter will support inorganic carbon and phosphorus supply for phytoplankton (see Jander & Nixdorf, this volume) although we do not measure this process as an increase of resources.

### References

- Nixdorf, B. & Rücker, J., 2018: Die Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. im Tagebausee Halbendorfer Badesee – erste Ergebnisse aus Produktionsuntersuchungen im Herbst 2017. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2017 in Cottbus. Eigenverlag der DGL, Hardegsen: 322-329.
- Ulrich, S. & Röske, K., 2018: *Autumnella lusatica* gen. nov. and sp. nov. (Chlorophyta, Trebouxiophyceae), a new phytoplankton species in acidic lignite pit lakes. Phycologia 57 (3), 251–261.

# Strategien des Phytoplanktons in sauren Tagebauseen zur Überwindung extremer Ressourcenlimitation: Fallstudie *Autumnella lusatica* sp. nov. im Halbendorfer See

Brigitte Nixdorf<sup>1</sup>, Jacqueline Rücker<sup>1</sup>, Steffen Wiehart<sup>2</sup>, Holger Dienemann<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Brandenburgische Technische Universität Cottbus–Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow; nixdorf@b-tu.de,

<sup>2</sup> Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft, Gewässergütelabor Görlitz, Altwahlendorf 12, 01445 Radebeul, holger.dienemann@smul.sachsen.de

**Keywords:** Saure Seen, Kohlenstoff, Phosphor, Limitation, Wachstum, Monodominanz

## Einleitung

*Autumnella lusatica* ist eine potenziell mixotrophe Grünalge (Ulm et al. 2018), die in mehreren sauren Tagebauseen in den vergangenen Jahren besonders im Spätsommer und Spätherbst Monodominanzen mit sehr hohen Biomassen erreichte (Dienemann et al. 2018, Nixdorf et al. 2018). Die taxonomische Erstbeschreibung dieser Art erfolgte durch Ulrich & Röske (2018). Die Autorinnen charakterisierten die Lebensbedingungen für *A. lusatica* als da „Leben am Existenzminimum“, das gemessen am Ergebnis jedoch sehr erfolgreich ist. Davon zeugen Chlorophyll a (Chl a)-Konzentrationen über 50 µg Chl a/L und Biovolumina um 20 mm<sup>3</sup>/L bei pH-Werten um 3 und unter oligotrophen Nährstoffbedingungen (TP um 10 µg/L). Besonders hervorzuheben ist dabei die Limitation der Primärproduktion durch das äußerst geringe Angebot anorganischer Kohlenstoffspecies (TIC < 1 mg/L) im sauren Milieu. N-Limitation ist wegen der hohen Ammoniumkonzentrationen auszuschließen. Die saisonale Dynamik dieser Art weist sie als Schwachlichtart auf, die geringe Temperaturen bevorzugt, was sich in ihrem Gattungsnamen „Herbstalge“ (*Autumnella*) niederschlägt.

Als metabolische bzw. ökologische Besonderheit von *A. lusatica* zur Überwindung der Nährstoffknappheit und Limitation des autotrophen Wachstums wurde bislang eine fakultativ mixotrophe Ernährung durch Aufnahme von gelösten organischen Substanzen (Osmotrophie) analysiert bzw. diskutiert (Ulm 2017; Ulm et al. 2018; Nixdorf & Rücker 2018). Rücker et al. (dieser Band) fanden zwar bei Auswertung der optischen Dichte und der PAM-Messungen Indizien für eine heterotrophe Lebensweise im Dunkeln, konnten diese jedoch nicht für alle weiteren Biomasseparameter eindeutig nachweisen. In dieser Studie gehen wir folgenden Fragen nach:

1. Kohlenstoffquellen: Woher stammt der Kohlenstoff (TIC) für die hohe Biomasseproduktion von *A. lusatica*? Dabei werden drei Pfade betrachtet: Nachlieferung von TIC aus dem Hypolimnion bzw. aus der Atmosphäre sowie Bereitstellung von CO<sub>2</sub> aus kurzgeschlossenen Kreisläufen durch bakteriellen Abbau organischer Substanz (Jander & Nixdorf, dieser Band).
2. Limitation und Carrying Capacity: Wieviel Chl a und wieviel Biomasse kann *A. lusatica* unter herbstlichen Nährstoff- und Witterungsbedingungen bilden und wie reagiert sie auf Nährstoffgaben von Kohlenstoff und Phosphor?

## Untersuchungsgebiet und Methoden

Das Untersuchungsgebiet und die Probenahme sind in Dienemann et al. (2018) und Rücker et al. (dieser Band) beschrieben. Folgende Untersuchungsansätze wurden zur Beantwortung o.g. Fragen genutzt:

1. P- bzw. TIC-Akkumulation im Hypolimnion: Monatliche bzw. 2-wöchige Messungen im Halbendorfer See (2018) und Monitoringdaten von früheren Untersuchungen (2012 – 2017) zur Erklärung der Saisonalität sowie Bestimmung Vertikalverteilung von P und C als Folge möglicher hypolimnischer Akkumulation im Herbst 2018.
2. Limitation, Wachstum und Carrying Capacity: Anreicherungsversuche mit Nährstoffen mit einer epilimnischen Probe aus dem Halbendorfer See vom 27.11.2018. Die Ausgangsprobe enthielt 9,5 µg TP/L, 0,5 mg TIC/L und 0,8 mg DOC/L. Den Seeproben wurde im Labor anorganischer Kohlenstoff als Natriumhydrogencarbonat hinzugefügt mit folgenden TIC-Endkonzentrationen (s. Tab. 1): Kontrolle ohne Zugabe ca. 0,5 mg/L, Ansatz 1 mit 1,5 mg/L und Ansatz 2 mit 5,5 mg TIC/L. Der Ansatz 3 wurde mit Leachate aus Schilf aus dem Halbendorfer See versetzt, das eine Endkonzentration von ca. 60 µg P/L und 2,5 mg TIC/L in den Versuchen ergab. Dieses Auslauungsprodukt wurde im Spätherbst 2017 aus Schilfproben des Halbendorfer Sees gewonnen und kühl und dunkel aufbewahrt. Es enthält neben bekannten C- und P-Konzentrationen eine unbekannte Vielzahl von Spuren- und Nährstoffen.

Die Proben wurden vom 27.11.2018 bis zum 28.01.2019 (62 Tage) in 1 L- PE-Flaschen mit Luftüberstand bei 10°C und einem H/D-Wechsel von 10:14 bei einer Lichtintensität von 14 µmol Phot m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> inkubiert, was etwas über den in-situ Messungen zur Probenahme lag und eher den Bedingungen Ende Oktober entsprach. Die Messung der Chl a-Fluoreszenz erfolgte in Abständen von 1 – 4 Tagen mittels einer Fluoreszenzsonde (TS 15-17, bbe Moldaenke, Kiel) etwa zur gleichen Tageszeit. Am 17.12.18 (Tag 20), am 03.01.19 (Tag 37) und zum Versuchsende am 28.01.19 (Tag 62) wurden Lugol-Proben zur Ermittlung des phytoplanktischen Biovolumens nach Utermöhl (1958) entnommen und der pH-Wert gemessen. Am Tag 37 erfolgte eine weitere Aufstockung der Ansätze 1 und 2 mit Schilfleachate bzw. anorganischem Phosphor als NaHPO<sub>4</sub> mit den angegebenen Konzentrationen in Tab. 1. Aus Kapazitätsgründen konnte nur ein Ansatz ohne Parallelen untersucht werden, so dass es sich bei diesem Versuch um eine orientierende Studie handelt.

**Tab. 1: Übersicht der TIC- und P-Konzentrationen in der Kontrolle sowie den Versuchsansätzen 1 – 3 nach Nährstoffzugaben im Anreicherungsexperiment mit Wasser aus dem Halbendorfer See vom 27.11.2018 (Dauer: 62 Tage, \*Zugabe von P und C aus Leachate, sonst als NaHCO<sub>3</sub> oder NaHPO<sub>4</sub>).**

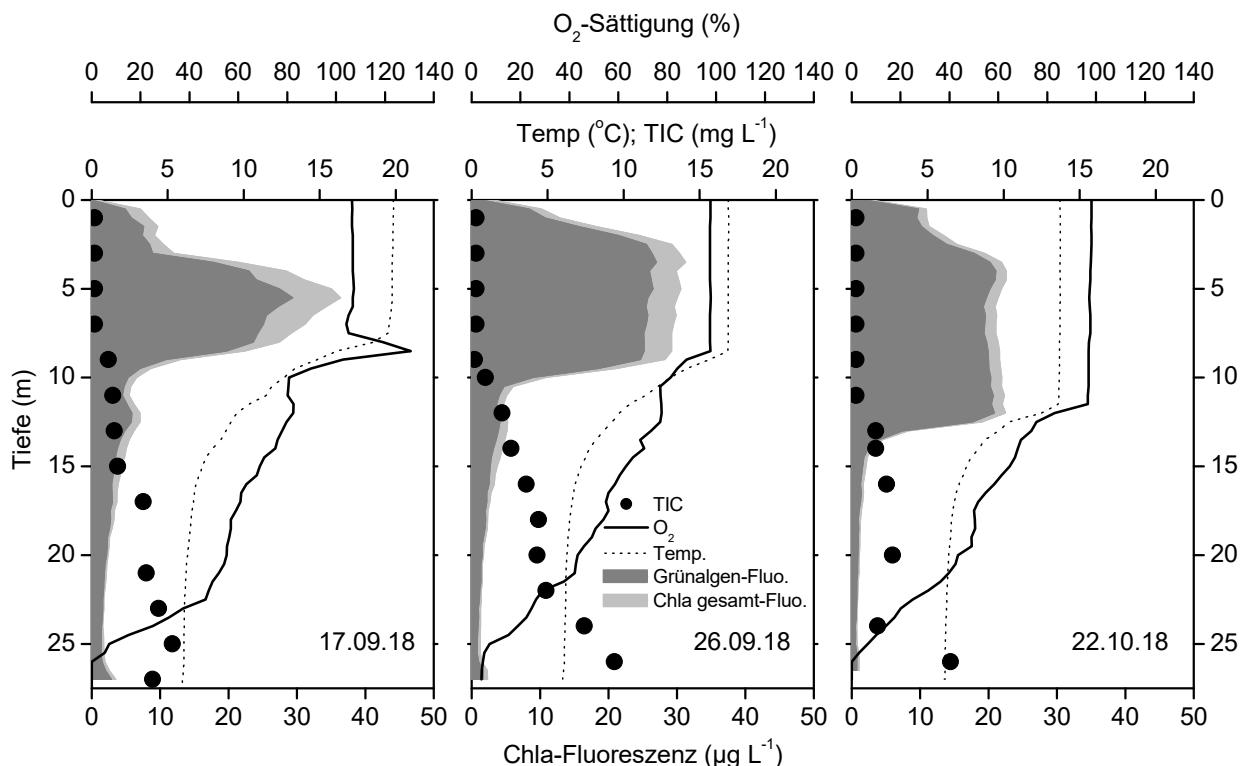
<b>Ansatz</b>	<b>Kontrolle (K)</b>	<b>1</b>		<b>2</b>		<b>3</b>
		Tag 1	Tag 37	Tag 1	Tag 37	Tag 1
TIC [mg/L]	0,5	1,5	2,5*	5,5		2,5*
TP [µg/L]	9,5		60*		60	60*

Die Konzentration von Chlorophyll a wurde photometrisch nach Extraktion in 90 %igem Aceton bestimmt (Rücker et al. dieser Band). Wachstumsraten wurden aus den Änderungen der Chl a-Fluoreszenz nach folgender Gleichung berechnet:  $\mu = (\ln \text{Chl a}_{t1} - \ln \text{Chl a}_{t0}) / (t_1 - t_0)$ .

## Ergebnisse

### 1. Nachlieferung von C und P aus dem Hypolimnion?

In Abb. 1 ist ersichtlich, wie sich im Herbst 2018 TIC im Hypolimnion anreicherte und in Tiefen unter 15 m TIC-Konzentrationen zwischen 5 und bis 20 mg/L erreichen kann. In früheren Untersuchungen ermittelten Dienemann et al. (2018) über 60 mg TIC/L über Grund während der Stagnation 2016. In anderen Jahren war diese Konzentration noch deutlich höher. Am 23.10.2018 wurde einmalig auch das P-Profil aufgenommen. Hier zeigten sich jedoch keine höheren Werte für TP und SRP im Hypolimnion. SRP lag in allen Tiefen unter 3 und TP zwischen 4 und 5 µg/L.



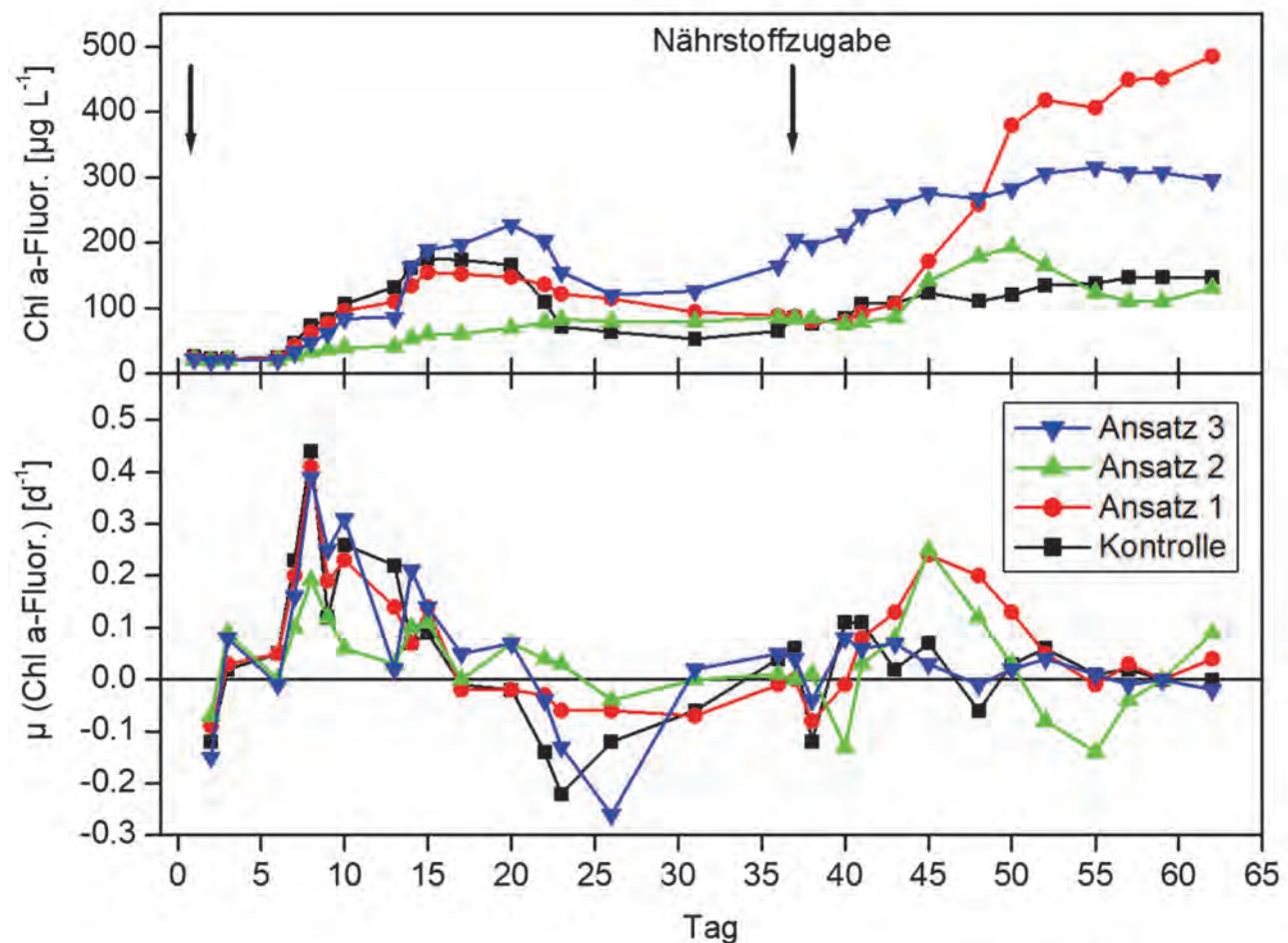
**Abb. 1:** Vertikalverteilung von anorganischem Kohlenstoff (TIC) im Halbendorfer See im Herbst 2018 sowie Temperatur, Sauerstoffsättigung und Chl a-Fluoreszenz.

### 2. Nährstofflimitation und Carrying Capacity von *Autumnella lusatica*

#### 2.1 Chlorophyll a-Konzentration (1. Aufstockungsphase Tag 1 – 37)

In der Abb. 2 (unten) ist der Verlauf der Chl a-Entwicklung in den verschiedenen Versuchsansätzen der Bioassays von Ende November 2018 bis Ende Januar 2019 dargestellt. Die Standardabweichungen der Messungen (pro Messtag und Ansatz etwa 10 – 20 Messungen) waren außerordentlich gering (meist unter 1%) und sind in den Abbildungen nicht eingezeichnet. Die Ausgangskonzentration der Probe aus dem Halbendorfer See vom 27.11.2018 betrug 7 µg Chl a/L bei einem Biovolumen von 3,15 mm<sup>3</sup>/L und einer Dominanz von *Autumnella lusatica* von 95 %. Außer im Ansatz 2, der Probe nach Zugabe von 5,5 mg/L TIC, zeigten alle Ansätze eine ähnliche Dynamik mit kontinuierlicher Zunahme und einem ersten Maximum um den 13. Tag und einer Abnahme bis zum Tag 23. Im Ansatz 2 kam es wegen der hohen Dosierung von Hydrogenkarbonat zu Ausfällungen. Der Ansatz 3 mit Leachate-Zusatz stieg dann wieder kontinuierlich in seiner Chl a-Konzentration auf 190 µg/L am Tag 37 an, während alle anderen Proben einschließlich Kontrolle einem ähnlichen Wert um 80 µg Chl a/L

zustrebten. Auch der Ansatz 2 schien sich wieder erholt zu haben und erreichte den Wert von Ansatz 1 und der Kontrolle.



**Abb. 2:** Verlauf der Chl a-Fluoreszenz (unten) und der Wachstumsraten (oben) von Proben aus dem Halbendorfer See vom 27.11.2018 nach erster Zugabe von anorganischem C (Ansatz 1 und 2) und Schilfleachate (Ansatz 3) und zweiter Nährstoffgabe am Tag 37 mit Leachate (Ansatz 1) und anorganischem Phosphor (Ansatz 2).

## 2.2 Chlorophyll a-Konzentration (2. Aufstockungsphase Tag 37 – 62)

Nach der zweiten Nährstoffgabe am Tag 37 stiegen alle Chl a-Konzentrationen in unterschiedlicher Weise an: Die Kontrolle und der am Tag 1 mit Leachate behandelte Ansatz erreichten eine Sättigung mit ähnlichem Anstieg, aber unterschiedlichen Maximalwerten (Kontrolle um 150; Ansatz 3 um 300  $\mu\text{g Chl a/L}$ ). Der mit Leachate versetzte Ansatz 1 produzierte maximale Chl a-Konzentrationen von 485  $\mu\text{g/L}$  bis zum Ende des Versuchs. Der Zusatz von anorganisch gelöstem Phosphat im Ansatz 2, der in der P-Konzentration dem Leachate-Zusatz entsprach, bewirkte ein kurzzeitiges Chl a-Maximum von 200  $\mu\text{g/L}$ , das dann aber wieder auf den Wert der Kontrolle sank.

## 2.3 Wachstumsraten

Während die Unterschiede in der Entwicklung von Chl a in den verschiedenen Ansätzen signifikant verschieden waren, verliefen die aus den Chl a-Konzentrationen (Fluoreszenz) errechneten Wachstumsraten (Abb. 2 oben) sehr ähnlich und waren nicht signifikant verschieden. Dieser gleichartige Verlauf legt eine Art Synchronisierung der Entwicklung von *A. lusatica* nahe. Die Wachstumsraten erreichten zu Beginn des Versuches nach 5 Tagen Maximalwerte um  $0,4 \text{ d}^{-1}$  und sanken dann am Tag 20 in den negativen Bereich. Es lassen sich drei Wachstumszyklen im Untersuchungszeitraum zuordnen.

## 2.4 Vergleich der Biomasseparameter von *Autumnella lusatica*

In Tabelle 2 sind die Biomasse- und Nährstoffparameter der Ausgangsprobe vom 27.11.2018 sowie während und am Ende des Versuches nach 62 Tagen zusammengestellt. Der pH-Wert hatte sich in den Proben geringfügig um 0,1 (Kontrolle) bis 0,6 Einheiten (Ansatz 2) erhöht. Das Biovolumen in den Ansätzen hatte sich in der Kontrolle versechsfacht und im Ansatz 1 um den Faktor 11 erhöht. *Autumnella lusatica* blieb bis auf den Ansatz 2 mit den Ausfällungen mit über 95% die dominierende Art. Die Begleitarten gehörten zu *Ochromonas* und dem *Peridinium umbonatum*-Komplex und waren Taxa der Chlamydomonaden, Cryptomonaden, *Amphidinium* spec., *Chroococcus* spec., vereinzelt Euglenophyceen, kleine Chrysophagellaten und Chlorophyceen sowie Xanthophyceen.

**Tab. 2: Biomasse- und Nährstoffparameter der Ausgangsprobe vom 27.11.2018 und am Ende des Versuches nach 62 Tagen bzw. zwischenzeitlich (OC organischer Kohlenstoffgehalt des Sestons).**

Parameter	Maßeinheit	Ausgangsprobe	Versuch				
			Tag	Kontrolle	1	2	3
pH		3,2	2	3,4	3,4	3,8	3,6
			20	3,3	3,4	3,8	3,9
			62	3,3	3,6	3,7	3,5
Biovolumen	mm <sup>3</sup> /L	3,1	62	19,7	34,1	9,2	25,2
Zellvolumen	µm <sup>3</sup>	153,6	62	141,4	99,6	84,2	80,0
% <i>Autumnella lusatica</i>	%	95,1	62	97,6	98,1	78,8	94,8
Chl a (-Fluor.)	µg/L	20 - 25	37	75,9	80,1	84,5	196,3
			62	137,4	448,6	141,1	275,8
Chl a (Extraktion)	µg/L	6,7	62	40,3	183,4	82,3	109,2
OC (Seston)	mg OC/L	1,8	62	7,7	13,5	8,8	12,7

Die Zellvolumina haben sich in der Kontrolle gering, in den übrigen Ansätzen um fast die Hälfte verringert, was auf eine Verkürzung der Zelllängen von 56 auf 28  $\mu\text{m}$  (Ansatz 3, Tab. 2) zurückgeführt werden konnte. Die Zelldurchmesser blieben mit 1,9  $\mu\text{m}$  relativ konstant. Während sich die Chl a-Konzentration nach der Fluoreszenzmessung von einem Faktor von 5 (Kontrolle) bis zu einem Faktor von 19 (Ansatz 1) vervielfacht hatte, fiel die Erhöhung der Chl a-Konzentration mittels Extraktion noch höher aus: 6fach (Kontrolle) bis 27fach (Ansatz 1). Die Konzentration des organischen Kohlenstoffs im Seston stieg um einen Faktor 4 (Kontrolle) bis auf etwa das Achtfache im Ansatz 1. Die Erhöhung des Gesamtbiovolumens in den Ansätzen verlief proportional zu den Chl a-Konzentrationen, wobei die Relation Biovolumen zu Chl a aus der Extraktion mit 4,6 sehr nahe an dem Biovolumen : Chl a-Verhältnis von 1:5 für eutrophe natürliche Seen lag (Leßmann & Nixdorf 2009).

## Diskussion

### ***Nachlieferung von C und P aus dem Hypolimnion?***

Die Ergebnisse aus den Tiefenprofilmessungen von TIC und TP im Herbst 2018 belegen zwar eine Akkumulation von TIC, aber nicht von TP im Hypolimnion des Halbendorfer Sees. Die TIC-Akkumulation ist aber relativ gering. Denkbar wäre auch ein Entgasen des CO<sub>2</sub> in höhere Schichten bzw. in die Atmosphäre aus dem CO<sub>2</sub>-übersättigten Hypolimnion. Nach Hutchinson (1957) beträgt die Sättigung von CO<sub>2</sub> in reinem Wasser bei 0,03 Vol% atmosphärischem CO<sub>2</sub>-Gehalt und bei 10°C 0,7 mg TIC/L und bei 0,044 Vol% 1,02 mg TIC/L. 20 mg TIC als CO<sub>2</sub> im Hypolimnion über Grund (Abb. 1) bedeuten also Übersättigungen von ca. 2000 % und legen Ausgasungseignisse nahe. Die assimilatorische Aufnahme von Teilen dieses ausgegasten CO<sub>2</sub> durch *A. lusatica* im Epilimnion scheint so schnell zu erfolgen, dass eine Erhöhung der TIC-Konzentration messtechnisch dort nicht erfasst werden kann. Es ist weiterhin zu vermuten, dass im Zuge der Eintiefung des Epilimnions im Herbst der dort akkumulierte Kohlenstoff für *A. lusatica* verfügbar wird. Diese Vorgänge könnten das Wachstum von *Autumnella* fördern bzw. stabilisieren. Woher der hypolimnisch akkumulierte TIC stammt, ist nicht Gegenstand dieser Studie und sollte künftig in die Untersuchungen einbezogen werden. Dabei sind sowohl Umsetzungen am Sediment, der Zustrom von Grundwasser als auch die bakteriellen Abbauaktivitäten im Hypolimnion zu berücksichtigen. Im Gegensatz zu Kohlenstoff scheint keine Nachlieferung von Phosphor aus dem Sediment, dem Grundwasser oder dem Hypolimnion zu erfolgen.

### ***Nährstofflimitation und Carrying Capacity von Autumnella lusatica***

**Kontrolle:** Insgesamt zeigte sich in den Proben eine kontinuierliche und proportionale Steigerung aller erfassten Biomasseparameter von *A. lusatica*. Erstaunlich dabei ist, dass auch die Kontrolle ohne Zugabe von P oder C eine sechsfache Erhöhung der Biomasseparameter Biovolumen und Chl a-Konzentration nach Extraktions- und Fluoreszenzmessung aufwies, die etwa mit der Biomasseentwicklung im Ansatz 2 vergleichbar ist. Es stellt sich zunächst die Frage, warum die Kontrolle ohne Nährstoffgaben so gut wachsen konnte? Ein Grund für den generellen Wachstumsschub können die leicht erhöhten Inkubationstemperaturen im Vergleich zur Wassertemperatur am Probenahmetermin (27.11.18: 7 °C) sein. Der Gehalt an partikulärem organischen Kohlenstoff in der Kontrolle ist um 7 mg C/L gestiegen. Diese Steigerung kann nur aus der Nachlieferung von CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre erklärt werden, da ja alle Ansätze einen Luftüberstand hatten. Analytisch arbeiteten wir bei TIC-Konzentrationen unter 0,5 mg/L an der Nachweisgrenze der C-Messungen. Ergebnisse zur Primärproduktion von *A. lusatica* mit radioaktiv markiertem C zeigten, dass diese Art alle TIC-Angebote

mit hoher Geschwindigkeit in die Zellbiomasse einbaut. Dabei ist zu berücksichtigen, dass TIC-Konzentrationen unter 0,5 mg C/L Untersättigung des Wassers mit CO<sub>2</sub> bedeuten (s.o.). Hier ist ein atmosphärischer Eintrag an der Luft-Wasser-Grenzschicht zu vermuten, der sofort produktionswirksam werden kann. Reynolds (1997) gibt dazu Vergleichszahlen zur Diffusion von CO<sub>2</sub> nach dem Fick'schen Gesetz in Abhängigkeit von der Zellgröße und den internen C-Gehalten des Phytoplanktons an, die schon in 38 Minuten zu einer Verdoppelung des internen C-Gehaltes führen kann. Er weist dabei auf die CO<sub>2</sub>-Speichermechanismen aquatischer Primärproduzenten hin, die unter luftgesättigten kritischen CO<sub>2</sub>-Bedingungen produktionsfördernd sind. So kann aus diesem Experiment eine eindeutige C-Limitation der Primärproduktion abgeleitet werden, die hauptsächlich aus der CO<sub>2</sub>-Diffusion aus der Atmosphäre und nur zu einem geringen Teil durch bakterielle Remineralisierung organischer Substanz erklärt werden kann. Die DOC-Konzentration betrug zu Beginn des Versuches nur 0,8 mg C/L.

**Ansatz 2:** Die Ausfällungen nach der hohen NaHCO<sub>3</sub>-Zugabe im Ansatz 2 haben das Biovolumen von *A. lusatica* sogar um die Hälfte verringert im Vergleich zur Kontrolle. Die Chl a-Produktion war jedoch um etwa das Doppelte angestiegen, was das Ergebnis einer geringeren Lichtintensität im getrübten Ansatz 2 sein kann. Das Ausgangswasser enthielt 3,5 mg/L Fe. Durch die Zugabe von Natriumhydrogenkarbonat ist das Eisen wahrscheinlich als Hydroxid ausgefallen. Während der Fällung könnte es zur Mitfällung von Phosphat gekommen sein, so dass die NaHCO<sub>3</sub>-Zugabe zu einer Verringerung des P-Angebotes geführt hat. Durch Zugabe von anorganisch gelöstem Phosphat am Tag 37 konnten die Auswirkungen verringert werden, allerdings können Eisenhydroxide an ihrer Oberfläche auch Phosphate sorbieren. An diesem Ansatz zeigt sich, ebenso wie in der Kontrolle, dass anorganischer Kohlenstoff der Faktor mit der höchsten Limitationswirkung im Halbendorfer See ist. Daneben ist die hohe chemische Sensibilität im Kohlenstoffsystem im Zusammenhang mit hohen Fe-Konzentrationen und pH-Erhöhungen zu beachten, die direkte und indirekte Auswirkungen auf die Nährstoffversorgung von *A. lusatica* haben können.

**Ansatz 1 und 3.** Im Ansatz 1 war nach der ersten Zugabe von 1,5 mg/L NaHCO<sub>3</sub> keine pH-Erhöhung festzustellen, so dass Ausfällungen von Eisenhydroxiden nicht oder in geringerem Maße als in Ansatz 2 (nach Zugabe 5,5 mg/L) stattfanden und Ansatz 1 bis zur 2. Nährstoffzugabe am Tag 37 im Wesentlichen der Kontrolle entsprach. Durch die Zugabe von Leachate und somit P und C am Tag 37 stellte sich in dieser Probe ein neues, deutlich höheres Niveau der Biomasse von *A. lusatica* ein.

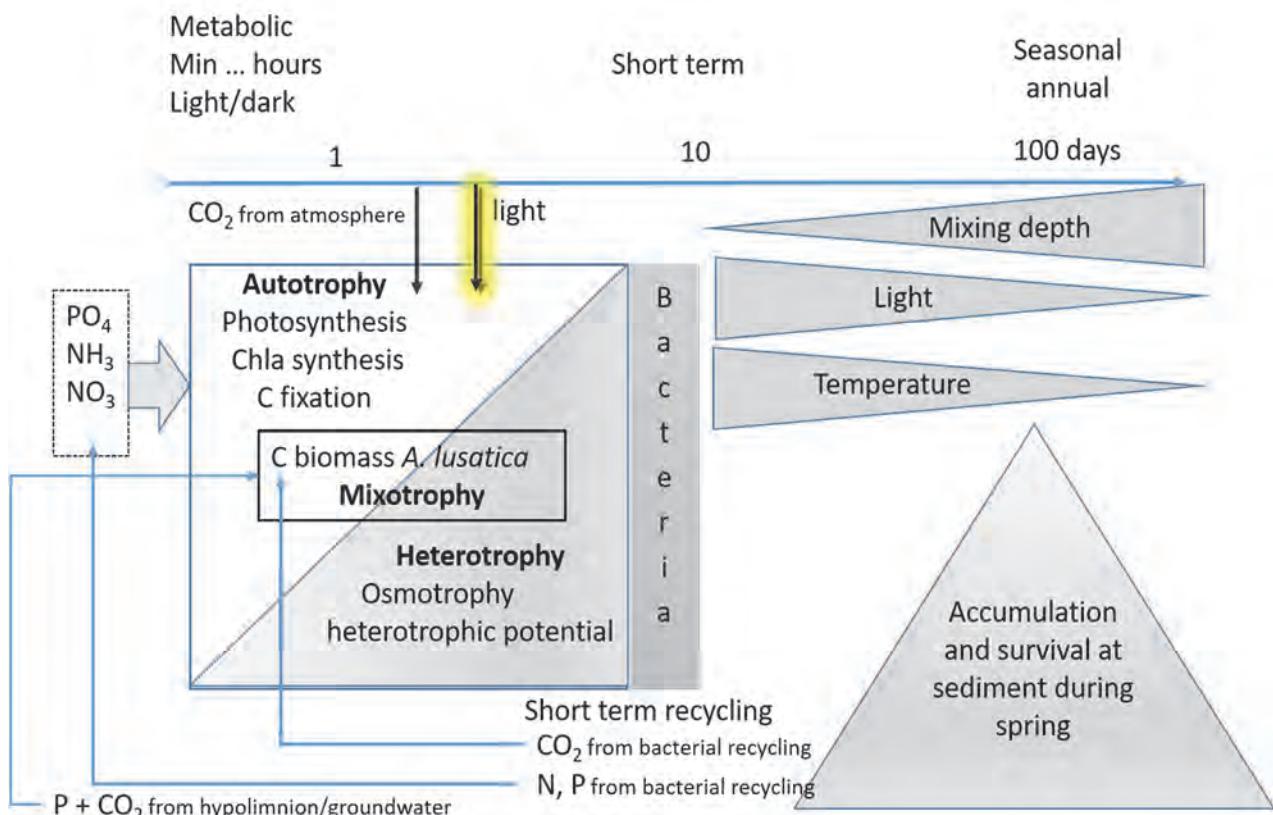
In den mit Leachate angereicherten Ansätzen befinden sich neben anorganischen auch unterschiedliche organische Kohlenstoffverbindungen, die mit der Zeit möglicherweise mineralisiert und für *A. lusatica* und alle anderen in der Wasserprobe enthaltenen Organismen verfügbar werden. Das können beispielsweise Metabolite wie Citrate oder Oxalate sein, die die Festlegung von Phosphaten an eisenhaltigen Oberflächen verhindern und somit Phosphat ideal in Lösung halten. Weiterhin wäre die Verfügbarkeit weiterer organischer Substanzen denkbar, die die Algen als C-Quelle aufnehmen könnten.

### ***Carrying Capacity und Limitation***

Die Ausgangsprobe vom 27.11.2018 hatte eine TIC-Konzentration von 0,5 mg/L und eine DOC-Konzentration von 0,8 mg/L. TP lag im oligotrophen Bereich (9,5 µg/L) und SRP an der Nachweissgrenze von 5 µg/L. Unter diesen Nährstoffsituationen wären nach dem Redfield-Verhältnis der Nährstoffe C und P (Masseeverhältnis 42:1) und einer C:Chl a-Relation von 50 (Reynolds 1997) Chl a-Konzentrationen zwischen 10 (0,5 mg TIC/L) bzw. 110 µg/L (Zugabe von 5,5 mg TIC/L) erreichbar. Die ursprüngliche P-Konzentration von 9,5 µg TP/L und die Zugaben von 60 µg TP/L würden dem-

nach eine Chl a-Konzentration von 11 bzw. 71 µg/L ergeben. Die mit der Fluoreszenzsonde gemessenen Werte liegen weit darüber, die aus der Extraktion bestimmten ebenfalls, aber nicht so stark. (Zur Interpretation der Fluoreszenzmessungen s. a. Rücker et al., dieser Band). Diese Ergebnisse deuten auf Verschiebungen im internen C:P-Verhältnis des Sestons und der C:Chl a-Relation unter extremer Nährstofflimitation hin. *Autumnella lusatica* ist eine Hungerkünstlerin und verschiebt unter den gewählten Versuchsbedingungen (geringes Licht und Nährstoffkonzentrationen, niedrige Temperatur) ihren metabolischen Schwerpunkt in den autotrophen Bereich und die Chl a-Synthese. Sie nutzt jede Form der C- und P-Zugabe zur Chl a- und Biomassebildung, wobei die Biovolumen Chl a-Relation von 4,6 im Bereich der „normalen“, trophiegesteuerten Seen liegt (Leßmann & Nixdorf 2009).

Die Ergebnisse belegen, dass Kohlenstoff deutlich stärker als Phosphor die Produktion von *A. lusatica* begrenzt. Im Schema (Abb. 3) sind die wesentlichen Strategien von *Autumnella lusatica* als metabolische Reaktion auf Kurzzeiteignisse (Nachlieferung von CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre bzw. dem Hypolimnion, kurzgeschlossene Kreisläufe) dargestellt. Danach stellt die Diffusion von CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre in das CO<sub>2</sub>-untersättigte Wasser die Hauptkohlenstoffquelle des autotrophen Wachstums dieser Alge dar. Mixotrophie bzw. Effizienz kurzgeschlossener Kreisläufe durch bakteriellen Abbau organischer Substanz waren nicht Gegenstand der Studie, scheinen aber in Verbindung mit der Metabolisierung organischer Mischsubstrate (Schilfleachate) ein effizienter zusätzlicher Stoffwechselweg zu sein, dessen ökologische Bedeutung noch genauer untersucht werden sollte. Das betrifft auch Fragen zur Photooxidation von gelösten organischen Substraten zu CO<sub>2</sub> und die Rolle von metabolischen Verlusten durch Respiration, Lysis, Absterben und ökologischen Verlusten durch Fraß, Auswaschung, Sedimentation.



**Abb. 3: Schema der Stoffwechselstrategien von *Autumnella lusatica* und Pfade der C- und P-Bereitstellung in sauren Tagebauseen.**

## Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

1. Eine Spätherbstprobe (2018) aus dem Halbendorfer See mit einer Dominanz von *Autumnella lusatica* wurde im Labor unter in situ-Schwachlichtbedingungen bei 10°C in zwei Stufen mit anorganischem C und P sowie einem Leachate aus Schilf über 62 Tage angereichert.
2. Alle Anreicherungsproben und auch die Kontrolle wuchsen sehr gut. Überproportionales Wachstum erreichte der Parameter Chl a – Fluoreszenz, während die Chl a – Konzentration nach Extraktion, das Biovolumen des Phytoplanktons und der organische C – Gehalt im Seston weitgehend proportional anstiegen.
3. Die Species reagiert sehr sensibel und mit geringerer Biomassebildung auf pH-Wert Erhöhungen und damit verbundene Fe - bedingte Ausfällungen.
4. Das Wachstum in der Kontrolle ist zum großen Teil auf die Diffusion von CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre in das CO<sub>2</sub> – untersättigte Wasser zurückzuführen und belegt die primäre Rolle des anorganischen Kohlenstoffes als limitierenden Faktor.
5. Neben dem Kohlenstoff erhöhen Phosphorzugaben die Bioproduktion von *Autumnella lusatica*. Dabei bewirkt das Schilfauslaugungsprodukt maximales Wachstum auf fast 500 µg Chl a/L (Fluoreszenz).
6. Im See konnte während der herbstlichen Stagnation eine Akkumulation von anorganischem Kohlenstoff im Hypolimnion nachgewiesen werden. Für den Phosphor zeigte sich keine Akkumulation.
7. In dieser Studie konnte gezeigt werden, dass die Proben aus dem See nach Nährstoffanreicherung den autotrophen Stoffwechselweg bevorzugen und sehr viel Energie in die Chl a – Produktion investieren.
8. Messungen zur Primärproduktion sowie interne C- und P - Gehalte des Sestons werden in einem nächsten Schritt untersucht und im Zusammenhang mit den Ergebnissen zu den bakteriellen Umsetzungen (Heterotrophes Potenzial) diskutiert.

## Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des Clusters „Signaturen stark gestörter Landschaften – am Fallbeispiel von Bergbaulandschaften“ der BTU Graduate Research School Cottbus–Senftenberg durchgeführt. Ingo Henschke, Gudrun Lippert und Ute Abel danken wir für die Unterstützung bei der Probenahme und im Labor. Bei Sarah Krocker, Jörg Gelbrecht und Tobias Goldhammer vom IGB Berlin bedanken wir uns für die Kohlenstoff- und Phosphormessungen und die Diskussionen zu analytischen Fragen der Versuchsansätze.

## Literatur

- Dienemann, H., Wiehart, S. & Jenemann, K. (2018): Ausgewählte chemisch-biologische Ergebnisse des sauren Braunkohlen-Tagebausees Halbendorf (Lausitz). Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2017 in Cottbus.
- Hutchinson, E. (1957): A treatise of limnology. Vol.1: Geography, Physics, and Chemistry. John Wiley & Sons. Inc. Chapman & Hall, Ltd. 1115 pp.
- Jander, J. & Nixdorf, B. (2019): Bakterien und ihre Kohlenstoffumsätze in sauren Tagebauseen – Entkopplung von der pelagischen Primärproduktion? Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2018 (Kamp-Lintfort), Eigenverlag der DGL, Essen 2019 (dieser Band).

- Leßmann, D. & Nixdorf, B. (2009): Konzeption zur Ermittlung des ökologischen Potentials von sauren Bergbauseen anhand der Qualitätskomponente Phytoplankton. Lehrstuhl Gewässerschutz, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Cottbus.
- Nixdorf, B. & Rücker, J. (2018): Die Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. im Tagebausee Halbendorfer Badesee – erste Ergebnisse aus Produktionsuntersuchungen im Herbst 2017. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2017 in Cottbus. Eigenverlag der DGL, Hardegsen: 322-329.
- Reynolds, C. (1997) Excellence in Ecology. Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory. Ecol. Inst., Oldendorf/Luhe.
- Rücker, J., Turčinov, M. & Nixdorf, B., (2019): Wachstum und Primärproduktion von *Autumnella lusatica* sp. nov. bei verschiedenen Kohlenstoffquellen im Lichtgradienten. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2018 (Kamp-Lintfort), Eigenverlag der DGL, Essen 2019 (dieser Band).
- Ulm, M. (2017): Wachstumsexperimente zum Mixotrophie-Potential der Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. in sauren Tagebauseen. Bachelorarbeit Lehrstuhl Gewässerschutz, BTU Cottbus-Senftenberg.
- 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. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2017 in Cottbus. Eigenverlag der DGL, Hardegsen: 482-488.
- Ulrich, S. & Röske, K. (2018): *Autumnella lusatica* gen. nov. and sp. nov. (Chlorophyta, Trebouxiophyceae), a new phytoplankton species in acidic lignite pit lakes. Phycologia 57: 251–261.
- Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 9: 1-38.

## **Entwicklung und Praxiserprobung moderner Methoden zum Monitoring von Cyanobakterien**

*Gabriela Paul<sup>1</sup>, Anne Hartmann<sup>1</sup>, Kristin Zoschke<sup>2</sup>, Sandra Schneider<sup>1</sup>, Karin Kuhn<sup>1</sup>, Michael Göttfert<sup>3</sup>, Kerstin Röske<sup>4</sup>*

<sup>1</sup> Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden,

Gabriela.Paul@smul.sachsen.de, Sandra.Schneider@smul.sachsen.de, Anne.Hartmann@smul.sachsen.de,

Karin.Kuhn@smul.sachsen.de

<sup>2</sup> TU Dresden, Institut für Wasserchemie, 01062 Dresden, Kristin.Zoschke@tu-dresden.de

<sup>3</sup> TU Dresden, Institut für Genetik, 01062 Dresden, Michael.Goettfert@tu-dresden.de

<sup>4</sup> Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Archivstraße 1, 01097 Dresden,

Kerstin.Roeske@smul.sachsen.de

Cyanobakterien (CB) stellen aufgrund ihrer Fähigkeit zur Ausbildung von Massenentwicklungen sowie dem Potential zur Toxinbildung ein erhebliches Gefährdungspotential für bewirtschaftete Wasserkörper dar. Ein zuverlässiges, räumlich und zeitlich hochauflöstes Monitoring ist daher insbesondere für Trinkwassertalsperren von Bedeutung. Die mikroskopische Analyse bietet hierfür den höchsten Informationsgehalt über die Zusammensetzung der CB, erfordert aber einen hohen zeitlichen Aufwand sowie Expertise der Bearbeiter. Im Projekt CYAQUATA wurden effiziente Messverfahren getestet bzw. weiter entwickelt, die die Analyse zahlreicher Wassertiefen und Gewässerbereiche ermöglichen. Die Entwicklung der CB-Population im Gewässer kann damit deutlich detaillierter überwacht und Bewirtschaftungsmaßnahmen präziser abgestimmt werden. Die Verfahren wurden in Gewässern mit unterschiedlicher CB-Population angewendet und anhand mikroskopischer Analysen validiert.

Durchflusszytometrische Messungen quantifizieren Partikel, die sich hinsichtlich ihrer Größe und Fluoreszenzeigenschaften unterscheiden. CB können dabei anhand ihres Phycocyanin-Gehaltes vom übrigen Phytoplankton abgegrenzt werden. Für unterschiedliche Gruppen von CB (Picoplankter, kokkale CB, fädige CB) wurden anhand von Reinkulturen Messparameter etabliert. Der Vergleich mit mikroskopischen Analysen zeigt, dass damit die CB-Zellzahl in Gewässern unterschiedlicher Trophie sehr zuverlässig bestimmt werden kann.

Eine Weiterentwicklung der bereits verbreitet eingesetzten FluoroProbe-Sonde der Firma bbe Moldaenke GmbH mit einem zusätzlichen Profil zur Detektion PE-haltiger CB wurde im Rahmen des Projektes getestet und anhand der Ergebnisse herstellerseitig weiter verbessert. Insbesondere in eutrophen Gewässern mit einer Dominanz PC-haltiger CB wurden diese zuverlässig detektiert. Zwischen den durch die Sonde ermittelten Chlorophyll-a-Konzentrationen und den mikroskopisch bestimmten Biovolumina der CB bestanden dabei zum Teil Unterschiede. In den meso- und oligotrophen Gewässern mit hohem Anteil von Picoplanktern und PE-haltigen Cyanobakterien gab es vereinzelt Proben, in denen die CB-Abundanz durch die Sondenmessung unterschätzt wurde. Die Korrelation mit den Ergebnissen mikroskopischer Untersuchungen war ab 2017 nach einer herstellerseitigen Modifikation der Sonde deutlich verbessert.

Für die Anwendung im Gewässermonitoring bietet die FluoroProbe-Sonde einen Überblick über die Phytoplanktonzusammensetzung und kann durch die Aufnahme von Tiefenprofilen vor Ort insbesondere zur gezielten Beprobung von Tiefenbereichen eingesetzt werden. Die Durchflusszytometrie ermöglicht in Anlehnung an mikroskopisch analysierte Proben eine zuverlässige Angabe der CB-Zellzahl. Durch die kurze Messdauer einer Probe (< 2min) kann die CB-Abundanz im Wasserkörper mit wenig Aufwand räumlich und zeitlich detailliert untersucht werden. Für beide Verfahren ist eine Absicherung durch mikroskopisch untersuchte Proben unerlässlich.

## **RESI ist mit dem Faktor da – und verhilft zu einer integrativeren Fluss- und Auenbewirtschaftung**

*Martin Pusch und Simone Podschun*

IGB, Leibniz- Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Müggelseedamm 301, 12587 Berlin,  
pusch@igb-berlin.de

Im ländlichen Raum wie auch in dicht besiedelten Flusstälern stößt die Planung und Umsetzung von Bewirtschaftungsmaßnahmen an Gewässern, wie etwa Renaturierungen oder Verbesserungen des Hochwasserschutzes, häufig auf Hindernisse. Regelmäßig bestehen dabei Land- und Forstwirtschaft, Schifffahrt und Naturschutz sowie andere öffentliche und private Nutzer auf ihre sektoralen wirtschaftlichen oder gesetzlichen Ansprüche auf die Gewässer und ihre Auen. Um diese landschaftsplanerische Sackgasse aufzulösen, wurde im Rahmen eines bis 2018 laufenden BMBF- Verbundprojekts der „River Ecosystem Service Index (RESI) entwickelt.

Der RESI-Bewertungsansatz für die verschiedenen an Flüssen und in Flussauen verfügbaren Ökosystemleistungen bietet zunächst eine eindeutige Terminologie, die sich an internationalen Diskussionsstand orientiert, sowie erstmals eine adaptierte, vollständige Liste fluss- und auenbezogener Ökosystemleistungen. Zur Berechnung des RESI werden geeignete Indikatordaten gemäß den jeweiligen RESI-Datenblättern herangezogen. Mithilfe der dort ebenfalls definierten Algorithmen wird die jeweilige lokale Ausprägung der einzelnen Ökosystemleistung berechnet und anhand einer nachvollziehbaren Skala in transparenter Weise bewertet. Durch diese einheitliche RESI-Bewertungsplattform können somit alle Ökosystemleistungen als relevante Planungsfaktoren benannt, visualisiert und verglichen werden, wobei ihr monetärer Wert zumeist nicht betrachtet wird.

Mithilfe des RESI können somit die aus der intensiven Nutzung einiger Ökosystemleistungen entstehenden multiplen Interessenskonflikte dargestellt und ihre Interaktionen (Synergien und Antagonismen) mit anderen Ökosystemleistungen systematisch untersucht werden.

Daraus können mithilfe eines GIS räumlich diskrete optimierte, d.h. integrative Bewirtschaftungsszenarien abgeleitet werden, in denen die Synergien der Ökosystemleistungen optimiert und Antagonismen minimiert werden. Durch die ebenfalls mögliche interaktive Einbeziehung der Akteure wird eine Kommunikations- und Informationsbasis erstellt, die es ermöglicht, Win-win-Szenarien zu erkennen, die sich erfahrungsgemäß am leichtesten umsetzen lassen.

Somit ist RESI geeignet, bei Planungs- und Raumordnungsverfahren auf lokaler und regionaler Ebene objektive und transparente Entscheidungsgrundlagen für den Vergleich mehrerer Planungsszenarien bereitzustellen, sowie auch den intersektoralen Erfolg integrativer Bewirtschaftungsmaßnahmen zu dokumentieren.

Interessierte Nutzer\*innen können den RESI-Bewertungsansatz in dem auf der DGL Tagung vorliegenden Demoversion eines Handbuch nachschlagen, das zukünftig nicht nur als Druckversion, sondern außerdem auch als interaktives Online-Nachschlagewerk zugänglich sein wird.

# **Renaturierung des Teich- und Fließgewässerkomplexes „Raky-Weiher“ im Spannungsfeld zwischen Angelnutzung und Natura 2000**

*Heidi Rauers*

Lanaplan GbR, Lobbericher Straße 5, 41334 Nettetal, heidi.rauers@lanaplan.de

**Keywords:** Sömmerung, Winterung, Weiher, WRRL, Renaturierung, Angelnutzung

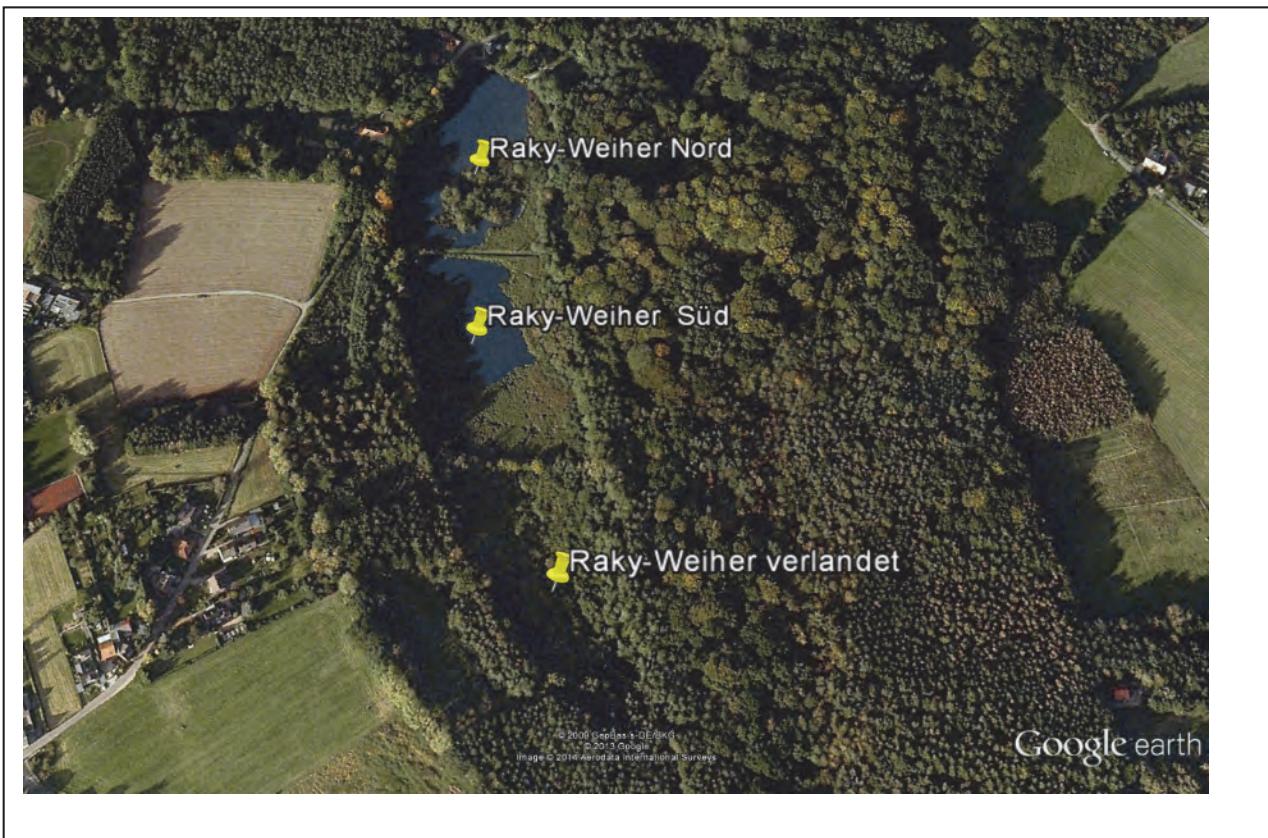
## **Einleitung**

Im Rahmen der Maßnahmen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist es vorgesehen, den Helpensteiner Bach bei Dalheim-Rödgen im Kreis Heinsberg (NRW) zu revitalisieren und in einen guten ökologischen Zustand zu überführen. Da der Helpensteiner Bach im zu betrachtenden Abschnitt den Raky-Weiher durchfließt und dieser einen nicht unerheblichen Einfluss auf den ökologischen Zustand des Baches hat, galt es ein Konzept zu entwickeln, das eine Revitalisierung des Helpensteiner Baches mit Wiederherstellung der Durchgängigkeit unter Beibehaltung der derzeitigen Nutzung der Weiher ermöglicht. Der zu renaturierende Bereich liegt dabei im FFH-Gebiet DE 4803-303 „Helpensteiner Bachtal-Rothenbach“ und die Weiher unterliegen gleichzeitig der Angelnutzung. Auch die Erholungsnutzung, das Landschaftsbild sowie der Artenschutz sind Aspekte die hierbei betrachtet werden müssen und in Einklang zu bringen sind. Die Maßnahmen müssen dabei gleichzeitig die Durchgängigkeit des Helpensteiner Baches für Fische gewährleisten als auch die Wasserqualität der Weiher verbessern. Dabei darf die Flächengröße der Teiche im Hinblick auf die geplante Angelnutzung und des Landschaftsbildes nicht zu sehr verkleinert werden. Bei der Umsetzung eines solchen Projektes - von ersten Untersuchungen (Beginn 2011) bis zur baulichen Umsetzung, die für 2018 ansteht - wird auch in diesem relativ kleinen Planungsraum die Komplexität des Planungsprozesses, der insgesamt 7 Jahre andauert, deutlich. Dies wird im nachfolgenden Erfahrungsbericht dargestellt.

## **Material und Methoden**

### **Untersuchungsgebiet**

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Ortschaft Dalheim-Rödgen der Stadt Wegberg im Kreis Heinsberg in NRW. Hier befindet sich im FFH-Gebiet DE 4803-303 „Helpensteiner Bachtal-Rothenbach“ ein alter Teichkomplex namens „Raky-Weiher“ (vgl. Abbildung 1). Er bestand früher aus drei Teichen, von denen zum Zeitpunkt des Planungsbeginns nur noch 2 Teiche als Gewässer fungierten, während der südlichste Teich verlandet war. Die beiden untersten (mittlerer und nördlicher) Weiher unterliegen der Angelnutzung. Östlich an diesen Weihern vorbei fließt der Helpensteiner Bach, der von Süden kommend teilweise diffus in den mittleren Teich, letztlich aber in nördlichen, unterhalb liegenden Teich hineinfließt. Das Wasser läuft im nordwestlichen Bereich des nördlichen Teiches wieder über eine Verrohrung und über Privatgelände aus dem Weiher heraus in den alten Verlauf des Helpensteiner Baches. Die Teiche liegen damit im Hauptschluss.



**Abb. 1: Untersuchungsgebiet (Quelle: Google earth)**

### **Methoden**

Die zu dem Gesamtkonzept in 2012 durchgeführten Untersuchungen umfassten u.a. die Chemie des Weiher und des Helpensteiner Bachs sowie des Makrozoobenthos des Helpensteiner Bachs (Oberhalb und Unterhalb des Weiherkomplexes) nach den damals gängigen Methoden (LINEG 2013). Darüber hinaus wurden die Topographie, Fischbesiedlung, Makrophyten, Diatomeen, Schlammdicke und Schlammbelastung des Raky-Weiher untersucht.

### **Ergebnisse**

Im Rahmen der Untersuchung des Weiher bzw. der beiden oberen Weiher wurden u.A. folgende wesentliche Ergebnisse deutlich:

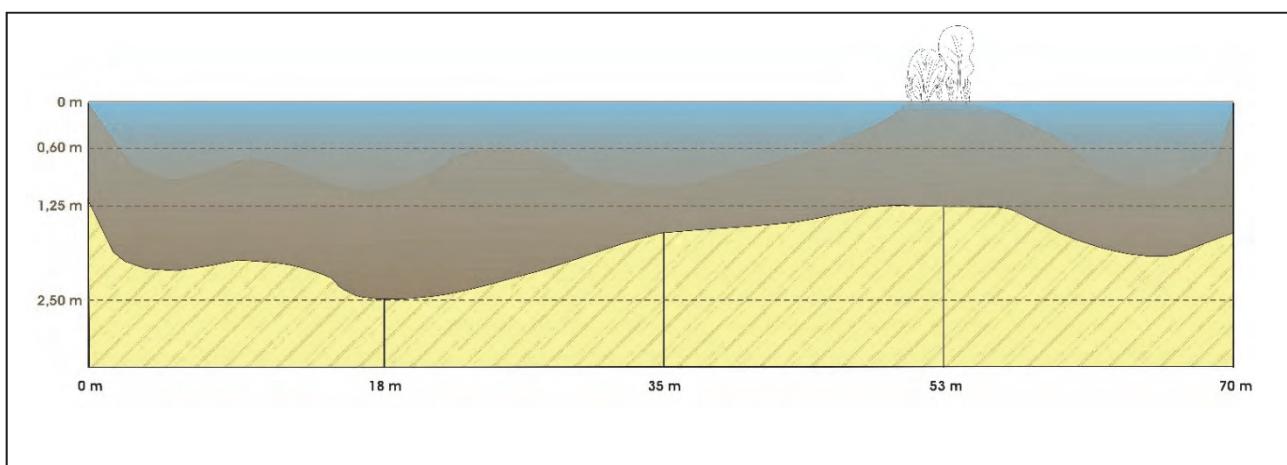
- max. Tiefe ca. 1m
- starke Verlandung
- Schlammmächtigkeit ca. 1,5 m (vgl. Abbildung 3)
- Secchi-Sichttiefe 0,2-0,4 m
- sehr hohe Phosphor-Werte
- keine Makrophyten

Messstelle	→ Bewertung MZB PERLODES	→ Bewertung MZB Gutachter*	→ Bewertung Diatomeen PHYLIB	Bewertung Diatomeen Gutachter *
→ Helpensteiner Bach oberhalb Raky Weiher	→ Typ 14:gut → Typ 16:mäßig	→ gut	→ mäßig	→ gut
→ Helpensteiner Bach unterhalb Raky Weiher	→ Typ 14:mäßig → Typ 16:schlecht	→ unbefriedigend	→ unbefriedigend	→ unbefriedigend

**Abb. 2: Darstellung der Bewertung MZB von zwei Probestellen im Bach (RAUERS & ECORING 2012)**

Die Trophieuntersuchung wiesen auf einen polytropfenen Zustand hin (SEWA 2013). Darüberhinaus führten die Sedimentuntersuchungen zu einer Einstufung in LAGA Z2 (Cadmium, Zink, PAK). Dieser Befund hatte Auswirkungen auf die Planungsalternativen, da eine Entschlammung von derart belastetem Material sehr kostenintensiv ist.

Bezüglich der Fischfauna waren die Ergebnisse bis auf das Vorhandensein großer Karpfen wenig auffällig. Karpfen sind allerdings für ihre Wühlaktivität im Sediment bekannt. Wasserpflanzen werden indirekt durch die verringerte Lichtverfügbarkeit infolge der durch die Wühlaktivität erhöhten Aufwirbelung von Sedimenten und anschließenden Sedimentablagerungen auf den Makrophyten geschädigt (vgl. u.a: LOUGHEED et al. 1998, BECKER 2016, BLINDOW & VAN DE WEYER 2016).



**Abb. 3: Darstellung der Schlammhäufigkeit im Raky Weiher (RAUERS 2014)**

Des Weiteren kann die Wühlaktivität von benthivoren Cypriniden zu einer verstärkten Freisetzung von Nährstoffen aus dem Sediment führen (insbesondere Phosphorfreisetzung). Hierdurch profitiert insbesondere das Phytoplankton (pflanzliches Plankton) in der Wassersäule, wodurch wiederum die Lichtverfügbarkeit für Makrophyten weiter vermindert wird (BAJER & SORENSEN 2015, HUSER et al., 2016). Beim Helpensteiner Bach der oberhalb und unterhalb des Raky-Weiher bezüglich MZB und Diatomeen untersucht wurde, ist eine um 2 Stufen schlechtere Bewertung nach PHYLIB unterhalb des Weiher im Vergleich zum Zustand oberhalb des Weiher festzustellen. Bei den Diatomeen sieht es ähnlich aus (vgl. Abbildung 2).

Die Ergebnisse lassen insgesamt folgende Rückschlüsse zu:

- der Raky-Weiher-Komplex ist ökologisch degradiert
- der Raky-Weiher-Komplex stellt eine Belastung für den Helpensteiner Bach dar

Schon Frühzeitig wurde im Rahmen der Untersuchungen zu diesem Projekt deutlich, dass eine Trennung des Verlaufes des Baches vom Weiher durchgeführt werden muss und die Teiche selbst ebenfalls revitalisiert werden müssen.

### ***Ziele und Maßnahmenkonzept***

Das in 2014 erstellte Maßnahmenkonzept (RAUERS 2014) orientiert sich an Leitbildern, die jeweils für die Weiher und den Helpensteiner Bach festgelegt wurden. Dabei wurde ein pragmatischer Ansatz gewählt, da sowohl die WRRL, als auch naturschutzfachliche, kulturhistorische sowie Nutzungsaspekte betrachtet werden mussten. Näherungsweise sollte sich die Planung beim Helpensteiner Bach am Gewässertyp des sandgeprägten Tieflandbaches orientieren (LAWA Typ 16). Beim Raky-Weiher können die FFH-Lebensraumtypen 3130 (Teichbodenvegetation) und 3150 (Eutrophes Stillgewässer mit Großlaichkräuter) als Leitbild dienen.

Ziel war es den Bachverlauf so zu verändern, dass die Durchgängigkeit (ohne Verrohrungen) gewahrt ist, die Teiche im Nebenschluss liegen und die Vorgaben der EG-WRRL erfüllt werden. Gleichzeitig war das Ziel auch die FFH-Richtlinien zu erfüllen und damit die Weiher zu erhalten, sowohl für den Naturschutz, das Landschaftsbild und zum Zwecke der Angelnutzung.

Die wichtigste Maßnahme des Maßnahmenkonzepts in Bezug auf die Weiher ist die Sömmierung und Winterung der beiden nördlichen Weiher. Diese sehr traditionelle und gut untersuchte Bewirtschaftsweise der Fischereiwirtschaft setzt ein regelmäßiges Ablassen und Trockenlegen der Teiche voraus (vgl. RÖHL et al. 2007, RÖHL 2008 STREHLE 2003, VÖLKL 2007, CLAUSNITZER 1983 und 1985). Hierzu müssen intakte Mönche vorhanden sein und die Weiher müssen so beschaffen sein, dass sich die Fische vor den Mönchen an der tiefsten Stelle sammeln und leicht abgefischt werden können. Diese Methode hätte in diesem konkreten Fall auch den Vorteil, dass die mächtigen Schlammschichten zusammenschrumpfen und oxidieren, d.h. es findet eine Remineralisierung statt. Gleichzeitig kann im trockenen Zustand eine bauliche Trennung von Gewässer und Weiher auf der Teichfläche selbst stattfinden. Die weiteren Vorteile dieser Methode in diesem Projekt sind

- geringe Kosten (keine teure Entschlammung)
- wissenschaftlich auf ökologische Verträglichkeit untersucht (sofern entsprechende Voraussetzungen vorliegen und einige naturschutzfachliche Aspekte beachtet werden)
- ermöglicht bauliche Trennung (Bauarbeiten) Helpensteiner Bach/Weiher, da trockener Grund und den Bau neuer Mönche und damit langfristig am Naturschutz orientierte Teichbewirtschaftung mit möglicher Sömmierung und/oder Winterung
- ermöglicht ggf. Erholung des Schilfbestands (Rhizome bekommen Sauerstoff)
- ermöglicht Anpassung des Fischbestandes (Neubesatz unter ökologischen Vorgaben),
- ermöglicht dauerhafte Nutzung als Angelteich, da Makrophytenentwicklung, Unterstände für Fische, bessere Laichmöglichkeiten, etc.

Folgende Aspekte und Maßnahmen galt es im weiteren Verlauf der Planung zu berücksichtigen:

- Sedimentabgang in Helpensteiner Bach während Ablassvorgang reduzieren
- Entnahme der Fische durch Berufsfischer
- Großmuscheln beachten, ggf. entnehmen
- Monitoring Helpensteiner Bach (MZB, Sedimentfracht)
- Sicherheitsaspekte, Erholungsnutzung

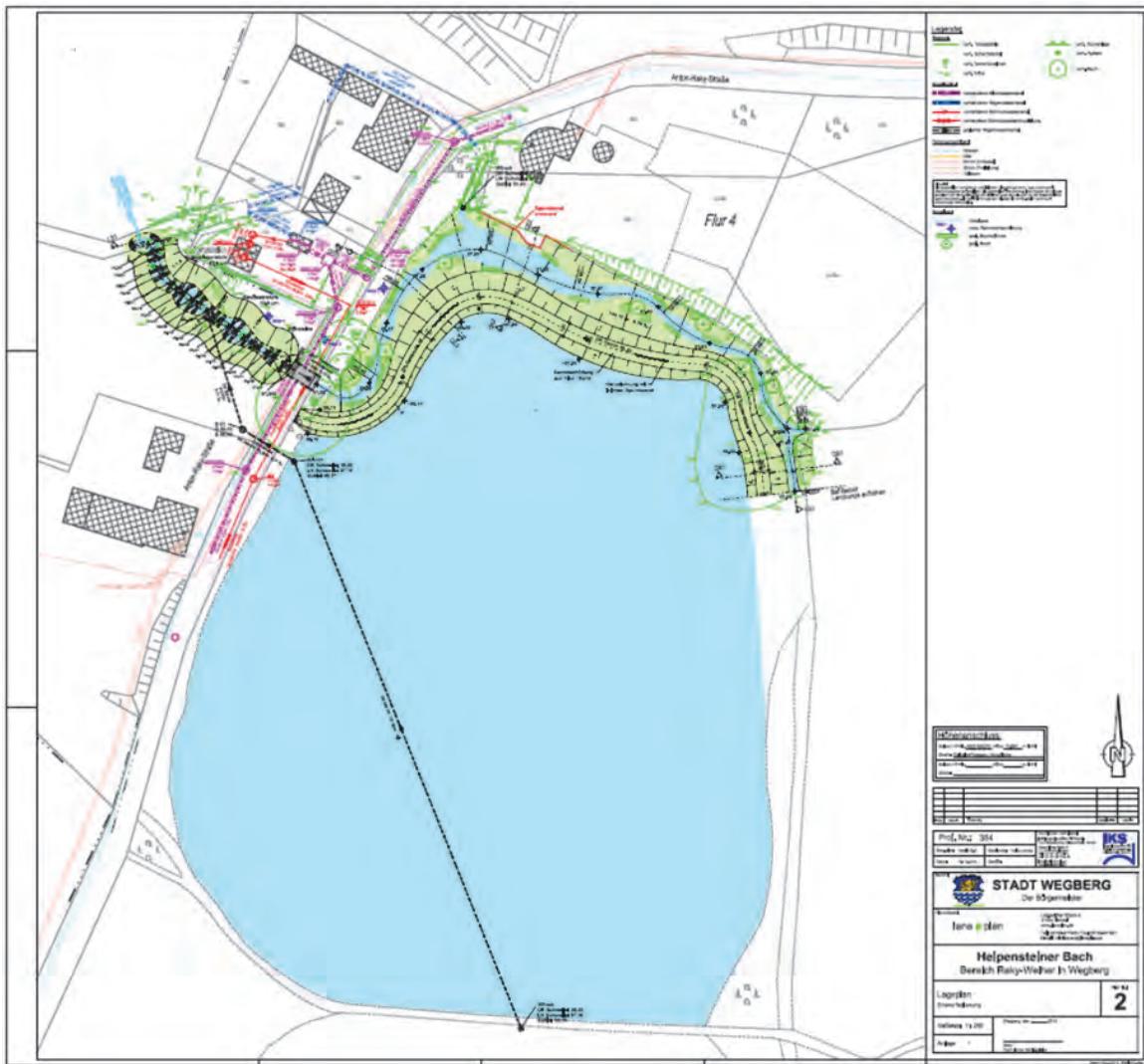


Abb. 4: Genehmigungsplanung (RAUERS & IKS 2017)

Für den Helpensteiner Bach wurden abgesehen von der baulichen Trennung, die mit der Trockenlegung des nördlichen Teiches dann auch umsetzbar war und mit der Wiederherstellung der Durchgängigkeit keine weiteren Maßnahmen vorgesehen.

Im weiteren Verlauf des Projektes durchlief die Planung des Helpensteiner Bachs ein Planfeststellungsverfahren (§ 68 Wasserhaushaltsgesetz).

Die Trockenlegung der Teiche wurde im Rahmen eines interdisziplinären und dynamischen Projektprozesses immer begleitet und Maßnahmen wurden falls erforderlich der aktuellen Situation angepasst. Die Lage in einem Natura 2000-Gebiet ist dabei immer ein besonderer Aspekt, als da beispielsweise besondere Maschinen zum Einsatz und Pflege der Teiche während der Trockenlegung zum Einsatz kamen oder besondere Maßnahmen ergriffen werden müssen, wenn überraschend ein Biber die geplante Baustelle einstaut. Durch solche Ereignisse und auch durch andere Prozesse wurde die Sömmierung/Winterung und damit auch der Beginn der Bautätigkeit über mehrere Jahre hinausgezögert und dauerte länger, als ursprünglich vorgesehen.

## Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Der hier vorliegende Erfahrungsbericht zum Projekt Renaturierung Raky Weiher/Helpensteiner Bach in Wegberg (Dalheim-Rödgen) erstreckt sich über einen Zeitraum von 8 Jahren: vom Beginn der ersten Vorüberlegungen, Untersuchungen und Erstellung von Konzepten zur Verbesserung der Situation des Helpensteiner Bachs und des Raky Weiher bis zur Umsetzung der eigentlichen Baumaßnahmen zur Trennung von Bach und Weiher in 2018. Die Komplexität solch einer Planung mit vielfältigen Anforderungen und die besondere Situation im FFH-Gebiet erfordert viel Zeit für die Umsetzung und den Einsatz interdisziplinärer Teams. Letztendlich ist aber die Planung und Umsetzung in einem Spannungsfeld vieler und z.T. gegensätzlicher Nutzungsansprüche und Anforderungen möglich. Das Zulassen eines dynamischen Planungsprozesses unter Einbeziehung vieler Beteiligten und unter Einbeziehung aktueller Ereignisse (z. B. Bibertätigkeiten) ist ebenfalls Voraussetzung.

Ob die durchgeführte Sömmierung und Winterung auch tatsächlich zu einer ökologischen Verbesserung im Bereich der Weiher führt und ggf. als wiederkehrende naturschutzfachliche Maßnahme eingesetzt wird, werden die Ergebnisse künftiger Untersuchungen zeigen. Auch die Durchgängigkeit des Helpensteiner Baches sowie dessen weitere Entwicklung werden durch Untersuchungen begleitet werden.

## Danksagung

Ich bedanke mich herzlich bei allen Beteiligten der Stadt Wegberg als Auftraggeber dieses Projektes, sowie Wald und Holz NRW, den Mitarbeitern der uWB und uNB des Kreises Heinsberg sowie beim Büro IKS, die alle zur Durchführung dieses Projektes beigetragen oder es ermöglicht haben.

## Literatur

- Bajer, P. G., & Sorensen, P. W. (2015) Effects of common carp on phosphorus concentrations, water clarity, and vegetation density: a whole system experiment in a thermally stratified lake. *Hydrobiologia*, 746, 303-311.
- Becker, R. (2016) Gefährdung und Schutz von Characeen. In A. C. Deutschlands (Ed.), *Armleuchteralgen - Die Characeen Deutschlands* (pp. 149-192). Berlin: Springer.
- Blindow, I., & van de Weyer, K. (2016) Ökologie der Characeen. In A. C. Deutschlands (Ed.), *Armleuchteralgen - Die Characeen Deutschlands* (pp. 79-95). Berlin: Springer.
- Clausnitzer, H. 1983: Der Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Artbestand eines Teiches. *Natur und Landschaft* 58: 29-33
- Clausnitzer, H.-J. 1985: Die Auswirkung sommerlicher Austrocknung auf Flora und Fauna eines Teiches. *Natur und Landschaft* 60: 448-451
- Haensler, J. (2003): Phytoremediation schwermetallbelasteter Böden durch einjährige Pflanzen in Einzel- und Mischkultur. Dissertation. Heinrich Heine Universität Düsseldorf. – 305 Seiten.
- Huser, B., Bajer, P., Chizinski, C. J., & Sorenson, P. W. (2016) Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorus mass in the active sediment layer. *Hydrobiologia*, 763, 23-33.
- Lougeed, V. L., Crosbie, B., & Chow-Fraser, P. (1998) Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton, and submergent macrophytes in a Great Lakes wetland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55, 1189-1197.
- Rauers (Lanaplan) & ECOring (2012) Untersuchungen des Makrozoobenthos und der Diatomeen am Helpensteiner Bach ober- und unterhalb des Raky-Weiher. Unveröffentlichtes Gutachten 57 Seiten.
- Rauers, H., (lanaplan) & Korte, E.,(bfs) 2014: Konzept zur ökologischen Revitalisierung und nachhaltigen Nutzung des Raky-.Weiher. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag von Wald und Holz NRW.
- Rauers, H., (lanaplan) & IKS 2017: Entwurfs- und Genehmigungsplanung Helpensteiner Bach, Bereich Raky Weiher in Wegberg. Erläuterungsbericht und Planung im Auftrag der Stadt Wegberg.
- Lineg: 2013: Ergebnis Chemische Untersuchungen Raky-Weiher 1 und 2. (Bearb. d. Dr. Heetjans)

- Röhl, M., Popp, S., Kretzschmar, F., Kramer, I. Offenwanger, H. & Reidl, K. (2007): Winterung und Sömmern des Unterhölzer Weiher - Chancen und Risiken einer traditionellen Pflegemaßnahme. - Schriften des Vereins für Geschichte und Naturgeschichte der Baar. 50: 59 - 78
- Röhl, M. (2008): Historische Teichwirtschaft in Natura 2000 Gebieten.  
([www.lanu.de/tycon/file.php?id=2037](http://www.lanu.de/tycon/file.php?id=2037))
- Strehle, H. (2003): Vom Wintern und Sömmern - Wie früher oberschwäbische Weiher wiederbelebt wurden - Im Oberland Heft 1: 21-26
- Sewa (2013): Untersuchungsergebnisse Sedimentuntersuchung Raky-Weiher. – unveröffentlichte Untersuchung. 9 Seiten, Tabellen.
- Völkl, W. (2007): Die Bedeutung und Bewertung von Bewirtschafteten Teichen für den Naturschutz einschließlich des Fischartenschutzes. - Artenvielfalt in Fischteichen Erhalten durch Nutzung. Fachberatung für Fischerei Oberfranken (Hrsg). 65 Seiten.

## Linking flow diversity to biodiversity of epilithic stream biofilms

*Ute Risse-Buhl<sup>1</sup>, Christine Anlanger<sup>2</sup>, Antonis Chatzinotas<sup>3</sup>, Christian Noss<sup>4</sup>, Andreas Lorke<sup>5</sup> & Markus Weitere<sup>6</sup>*

<sup>1</sup> Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, ute.risse-buhl@ufz.de

<sup>2</sup> University Koblenz-Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau, anlanger@uni-landau.de

<sup>3</sup> Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig, antonis.chatzinotas@ufz.de

<sup>4</sup> University Koblenz-Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau, noss@uni-landau.de

<sup>5</sup> University Koblenz-Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau, lorke@uni-landau.de

<sup>6</sup> Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, markus.weitere@ufz.de

Biodiversity is tightly linked to habitat heterogeneity as predicted by the habitat heterogeneity hypothesis. 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 hydraulic scale flow variability (presented in the talk by Anlanger et al.) to the diversity of different trophic levels of biofilm communities in fluvial ecosystems. Community composition of prokaryotes and eukaryotes was assessed by T-RFLP and that of algae and protozoa by microscopic quantification. We hypothesize (1) that flow heterogeneity alters diversity of biofilms at regional scale ( $\gamma$ -diversity) due to increased differences in community composition between sites ( $\beta$ -diversity) and (2) that increasing resource concentrations masks the effects of flow diversity by reducing its effect on both,  $\beta$ - and  $\gamma$ -diversity. The hypotheses were tested in two mountainous streams (Harz region, Germany) that are comparable in stream bed morphology but differ in the concentrations of dissolved nutrients. Near-bed flow characteristics and turbulent fluctuations ( $\alpha$ -diversity of the flow) at the micro-habitat scale showed no consistent trend. Irrespective of stream and season, bacterial and algal  $\gamma$ - and  $\beta$ -diversity increased with  $\gamma$ - and  $\beta$ -diversity of the flow. However,  $\gamma$ - and  $\beta$ -diversity of eukaryotes and protozoan morphotypes were not affected by spatial variability of mean flow velocities (flow  $\beta$ -diversity). Our results demonstrate that spatial variability of flow is an important driver for some trophic levels in the biofilm microbial food web while others are controlled by the local temporal flow variability.

## **Nutzung von satellitengestützten Messungen für die Bewertung der Wasserqualität von Talsperren**

*Kerstin Röske<sup>1</sup>, Anne Hartmann<sup>2</sup>, Gabriela Paul<sup>2</sup>, Martin Socher<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Archivstr. 1, 01097 Dresden,  
kerstin.roeske@smul.sachsen.de, martin.socher@smul.sachsen.de

<sup>2</sup> Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Postfach 54 01 37, 01311 Dresden  
Anne.Hartmann@smul.sachsen.de, gabriela.paul@smul.sachsen.de

Die Überwachung und Zustandsbewertung der Oberflächenwasserkörper entsprechend der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) obliegt den Wasserwirtschaftsbehörden der Länder.

Die Phytoplanktonentwicklung ist ein räumlich- und zeitlich hochdynamischer Prozess der mit traditionellen Messmethoden nur mit sehr hohem Aufwand nachvollzogen werden kann. Lang- und kurzfristige Zustandsänderungen im Rahmen sich verändernder Nährstoffflüsse der Einzugsgebiete, klimatischer Veränderungen, oder durch z. B. Hochwasserereignisse und Cyanobakterien-Blüten können nicht immer nachvollzogen werden. Demgegenüber steht eine zunehmende Anzahl verschiedener multispektraler Satelliten, die die Erfassung der Gewässer räumlich hoch auflösend in kurzen zeitlichen Abständen erlauben.

Mit der vorliegenden Studie sollte ein erster Versuch unternommen werden, Satellitendaten in die Umweltüberwachung zu integrieren und das Potential dieser Technik zu ermitteln. In die Untersuchungen wurden fünf Talsperren unterschiedlicher Trophie und Bathymetrie einbezogen, für die umfangreiche Gewässeruntersuchungen zur Verfügung stehen. Diese Daten sollen zur Validation der Satellitendaten genutzt werden, um die Möglichkeiten und Limitierungen der satellitengestützten Fernerkundung für sächsische Talsperren zu analysieren.

Auf Grundlage der verfügbaren Satellitenaufnahmen von Landsat 8 (USGS) und Sentinel-2 (ESA) wurde von der Firma EOMAP für den Zeitraum 2015-2017 eine quantitative Abschätzung der Wasserqualitätsparameter Trübung, Chlorophyll a, Secci-Tiefe und Gesamtabsorption optisch aktiver Wasserinhaltsstoffe vorgenommen. Weiterhin wurde ein Indikator für die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Cyanobakterien ermittelt.

Der Vergleich zeigt eine gute Übereinstimmung der Daten für die Sichttiefe und Chlorophyll a Konzentration in den Jahren 2016/2017 in der Talsperre Saidenbach. Weiterhin ist die räumliche Heterogenität der Chlorophyll a Konzentration in der Talsperre und den Vorbecken gut zu erkennen.

## **Kultivierung von Grundwasser-Metazoen und deren Sensitivität gegen grundwasserrelevante Problemstoffe**

*Nora Rütz, Jürgen Marxsen*

Institut für Tierökologie, Justus-Liebig-Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26, 35392 Gießen,  
[nora.k.ruetz@zo.jlug.de](mailto:nora.k.ruetz@zo.jlug.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 echte Grundwassertiere (stygobionte) sowohl morphologisch als auch physiologisch stark an das Leben im Untergrund angepasst sind. Genaue Kenntnisse über Lebensweise, Autökologie und Reproduktionszyklen fehlen jedoch für die meisten Grundwasserarten. Für experimentelle Untersuchungen ist häufig der Einsatz einer großen Anzahl von Individuen notwendig, welche gleichen Geschlechts, Alters und unter vergleichbaren Konditionen gehalten sein sollten. Der Einsatz von Wildfängen ist häufig mit Unsicherheiten durch Störfaktoren (z. B. vorangegangene Schadstoffbelastungen, Stress) assoziiert, welche die Versuchsorganismen nachträglich beeinflussen können. Vergleichbare Konditionen der Versuchsorganismen zu schaffen ist folglich eine wichtige Grundlage für die Durchführung experimenteller Untersuchungen und soll hier für einige Grundwasserarten exemplarisch vorgestellt werden.

Die Sensitivität der Grundwasserfauna gegenüber Schadstoffen ist bislang wenig untersucht. Erste Untersuchungen deuten jedoch darauf hin, dass Grundwassertiere eine höhere Sensitivität besitzen als Oberflächenverwandte. Eine direkte Übertragbarkeit der Sensitivität aus bekannten Systemen (z. B. Daphnientest) ist daher kritisch zu überprüfen. Aus diesem Grund werden erfolgreich gehärtete Grundwasserarten auf ihre Sensitivität gegen grundwasserrelevante Schadstoffe untersucht.

## Entwicklung von molekularbiologischen Methoden zum Nachweis der Denitrifikation im Grundwasser

Charlotte Schäfer, Bryan Lotz, Jessica Armbruster, Alexander Putz, Marie Weihnacht,  
Andreas Tiehm

Technologiezentrum Wasser (TZW), Abteilung Mikro- und Molekularbiologie/ Umweltbiotechnologie,  
Karlsruher Straße 84, 76139 Karlsruhe, Deutschland

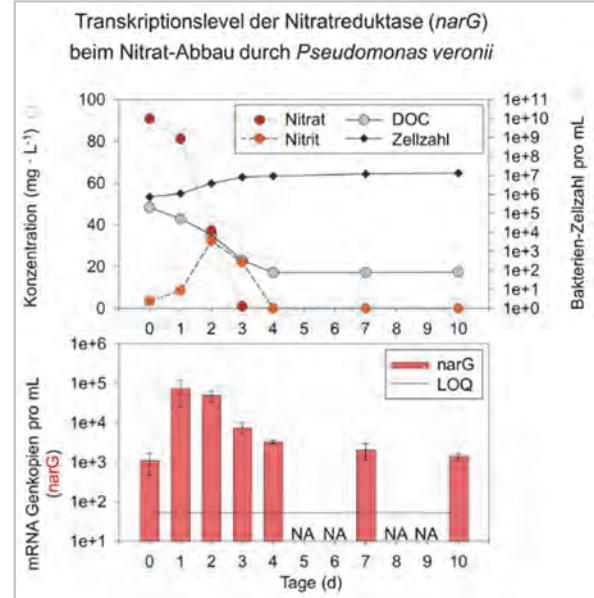
Aufgrund hoher Stickstoffüberschüsse aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung treten deutschlandweit weiterhin hohe Nitratbelastungen im Grundwasser auf. Dies führt dazu, dass der Grenzwert von 50 mg/L Nitrat, der in der europäischen Qualitätsnorm sowie in der deutschen Trinkwasserverordnung (TrinkwV) festgesetzt wurde, vielerorts überschritten wird. Biologische Nitratabbauprozesse wie die Denitrifikation, die in der ungesättigten Bodenzone wie auch im Grundwasserleiter vorkommen, führen regional zu Verringerungen der Nitratbelastung.

Im Rahmen des Projektes „GroundCare“ wird dieses biologische Abbaupotential molekularbiologisch analysiert und die Umsetzungsaktivitäten der Stickstoffkomponenten im Grundwasser als Ökosystemleistung erfasst. Dazu wurde zunächst eine denitrifizierende *Pseudomonas veronii* Kultur aus kontaminierten Umweltproben isoliert und deren Wachstum sowie Abbauaktivität in Batchversuchen analysiert.

Ionenchromatographische Analysen dienten dazu, die Konzentration von Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) und Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) im Verlauf der Denitrifikation zu messen. Um diesen Prozess auch molekularbiologisch nachzuverfolgen zu können, wurde neben der gDNA auch die mRNA extrahiert und die funktionellen Gene mittels quantitativer PCR (qPCR) analysiert. Dazu wurden Standards etabliert, die eine quantitative Analyse der funktionellen Gene ermöglichen. Besonderes Interesse galt dabei zunächst dem Transkriptionslevel der Nitratreduktase (*narG*) – dem Gen, welches die Umwandlung vom Nitrat zum Nitrit codiert. Die Ergebnisse des Wachstumsversuchs zeigen, dass der Nitrat-Abbau ( $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$ ) mit dem Transkriptionslevel der Nitratreduktase (*narG*) korreliert. Somit kann eine aktive Abbaleistung mittels mRNA-Analytik erfasst werden.

Im nächsten Schritt werden die etablierten Methoden mit Umweltproben, die eine niedrigere Nachweisgrenze erfordern, getestet und die Abbauleistung bei verschiedenen Feldstandorten evaluiert. Diese Studie soll dazu dienen, aktive Denitrifikation im Feld nachzuweisen und damit die natürliche Abbauleistung von Stickstoffkomponenten erfassen zu können.

Diese Studie wurde im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes GroundCare (Förderkennzeichen 033W037B) im Rahmen von NaWaM - Nachhaltiges Wassermanagement und ReWaM - Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland - gefördert.



## **Intergenerational and intercultural learning as a tool for training Nature Guides in the Upper and Lower Danube**

*Sabine Schmidt-Halewicz<sup>1</sup>, Gabriela Costea<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> LimSa Gewässerbüro, 78467 Konstanz, schmidt-halewicz@limsa.de

<sup>2</sup> Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, costea@igb-berlin.de

The protection of the rivers and lakes does not only rely on the existence and implementation of the legal framework, but also on the expertise, dedication and involvement of the people and local communities. Learning and understanding the complex interrelationships existing in the aquatic ecosystems can support the engagement needed to manage efficiently the quality of the environment for human wellbeing.

The Danube basin has a broad variety of landscapes with an outstanding rich biodiversity which is under great pressure from a diverse range of human activities. The societal, economic and environmental value of the wetland is not well recognized by local people, especially in the lower part of the Danube.

We are presenting the concept of an on-going project which aims to improve the knowledge and understanding, as well raising awareness and appreciation of the social and economic benefits of the Danube ecosystem. For this purpose, bridges between generations are used, which foster lifelong learning between already trained adult guides for aquatic ecology of the Danube area (“Gewässerführer trained by wbw-Fortbildungsgesellschaft”) from Upper Danube in Baden-Württemberg and young people from the Lower Danube in Romania. This will contribute to the raising of nature-based tourism and also support the future establishment of certified nature guides in Romania, too.

Two joint thematic field applications will be developed in Germany and Romania “Discover the Danube floodplain – field trips”, which specifically refer to conditions in the nature park „Upper Danube“ along the Danube in Baden-Württemberg and in the Lower Danube in south-east Romania: Lower Prut Floodplain Natural Park, Small Wetland of Braila, Macin Mountains National Park. During these trips, ecological field methods there are applied in order to recognize/assess the biodiversity, the ecological status of a riverine landscape, human impacts reducing habitat and, as well as, the touristic destination values.

15 young adults at the age of 17 to 24 years from Romania are trained together with 7 mostly formerly trained nature guides from Baden-Württemberg. Thereby, the young Romanian participants will be supported even after the finish of the project by the German participants through voluntary individual partnership, which will help to develop a lasting network of trained naturalists from both endpoints of the Danube corridor.

The project is financed within the framework of the EU Danube Region Strategy by the Baden-Württemberg Stiftung gGmbH (March 2017-Febr. 2019), and has been sponsored by the DGL 2017 so far.

## Multi-scale hydraulic deadzones in rivers: identifying turbulent exchange mechanisms and retention times

Ingo Schnauder<sup>1</sup>, Christine Anlanger<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> gerstgraser Ingenieurbüro für Renaturierung, An der Pastoa 13, 03042 Cottbus, schnauder@gerstgraser.de

<sup>2</sup> Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau.

<sup>3</sup> Department Fließgewässerökologie, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg.

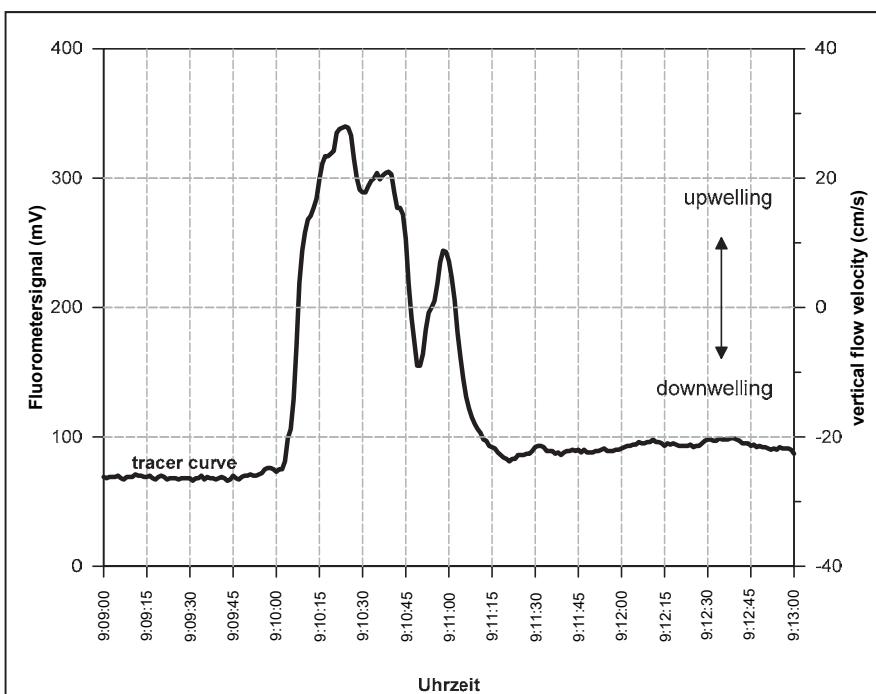
Hydraulic deadzones are important transient storage zones in rivers. They provide retention and degradation of nutrients and pollutants, deposition of fine sediments as well as diversified habitat functions such as refugium during high flows.

Hydraulic deadzones exist in a variety of types and across different spatial and temporal scales. The largest are probably recirculating flows due to bank irregularities and flow separation. At medium scale, typically wake and bleed flows across macrophyte patches or around large woody debris (LWD) occur. At the smaller end of the scale, bed interstices and the associated hyporheic flow are important.

An integrated concept for global river retention has to consider all of these scales as well as their dynamics due to changing flow stages throughout the season.

By means of field measurements with ADVs (velocimeters) and simultaneous tracer experiments we aim to identify spatial and temporal scales and the underlying turbulent flow and exchange characteristics.

First results are shown in Figure 1 for a large bank recirculation zone of river Mulde. Results will be analysed using a modified advection-diffusion equation, which offers a sound modelling approach to determine global retention of entire river systems.



**Fig. 1: Tracer breakthrough curve and simultaneous vertical velocity measurements in a large bank recirculation zone (volume = 100 m<sup>3</sup>) of river Mulde. Fluid from the main flow enters the recirculation zone via upwelling events at the downstream end of the zone.**

## **GroundCare – ökologische Bewertung von Grundwässern mit Hilfe faunistischer Bioindikation**

*Tobias Siemensmeyer<sup>1,2</sup>, Cornelia Spengler<sup>1</sup>, Klaus Schwenk<sup>2</sup> & Hans Jürgen Hahn<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Institut für Grundwasserökologie GmbH, Fortstraße 7, 76829 Landau, hjhahn@groundwaterecology.de

<sup>2</sup> Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, FB Umweltwissenschaften, AG Molekulare Ökologie, Fortstraße 7, 76829 Landau, schwenk@uni-landau.de

Grundwasser ist das größte zusammenhängende limnische Ökosystem und umfasst das zweitgrößte Süßwasservorkommen. Es bietet nicht nur einer mannigfaltigen Fauna einen Lebensraum, sondern zählt für viele Länder weltweit als wichtigste Trinkwasserressource.

Unter der Leitung des Helmholtz Instituts in München startete im Sommer 2015 das multidisziplinäre Projekt GroundCare, welches vom BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung) gefördert wird. Ziel 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. Anhand der Untersuchungen soll ein standardisiertes Protokoll für Probenahmen, aber auch biologische und ökologische Konzepte zur Grundwasserbewertung eingeführt werden.

Die im Grundwasser lebende Fauna (Stygobionten) wurde hierzu Deutschlandweit an 5 Standorten mit unterschiedlicher Landschaftsnutzung, Grundwassersystemen und Altlasten vom Institut für Grundwasserökologie, IGÖ GmbH, untersucht. Mit ihren charakteristischen Merkmalen, wie dem Fehlen der Augen und Pigmentierung, sowie schlanken und langgestreckten Körper, lässt sie sich leicht von Oberflächenarten abgrenzen. Die diversen Grundwasser- Lebensgemeinschaften eignen sich hervorragend zur Bioindikation von Oberflächenwassereintrag, Schadstoffen und vielem mehr. Um jedoch genaue Aussagen über den ökologischen Zustand zu treffen, ist eine Bestimmung der Tiere auf ihre Art unumgänglich. Da die morphologische Bestimmung jedoch sehr zeit- und kostenintensiv ist, werden zusätzlich auch molekulargenetische Methoden verwendet. Das so genannte DNA-Barcoding und Metabarcoding soll zukünftig auch bei der Bewertung von Grundwässern verwendet werden. Es verspricht ein präziseres Bild der faunistischen Lebensgemeinschaften durch die Identifizierung von juvenilen Individuen, mit traditionellen Methoden unbestimmbaren Fragmenten von Organismen, aber auch der Enthüllung kryptischer Diversität. Die Entstehung von kryptischen Arten ist durch eine starke Fragmentierung des Lebensraums begünstigt. Auch im Grundwasser kann es durch reproduktive Isolation und stark gerichteter Selektion zur Bildung kryptischer Arten kommen, welche morphologisch kaum voneinander unterschieden werden können, genetisch jedoch sehr unterschiedlich sind. Diese kryptische Diversität hat einen hohen Einfluss auf die Biodiversität, Biogeographie, den Naturschutz und die ökologischen Bewertung im Grundwasser.

## **Epizoen von *Faxonius immunis*: wie der moderne Flusskrebs seinen Pelz trägt**

*Andreas Stephan, Alexander Herrmann, Karsten Grabow & Andreas Martens*

Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Institut für Biologie, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe  
[andreas.stephan@ph-karlsruhe.de](mailto:andreas.stephan@ph-karlsruhe.de)

**Keywords:** Peritricha, Epistylis, Crustacea, Kalikokrebs, Neobiota,

### **Einleitung**

Der invasive Kalikokrebs *Faxonius immunis* breitet sich am Oberrhein immer weiter aus und besiedelt dabei Kleingewässer (Martens 2016). Im Dezember 2017 wurden erste einzelne Individuen in einem Gewässer in Rheinstetten südlich von Karlsruhe gefangen, die den koloniebildenden Ciliaten *Epistylis niagarae* auf sich trugen. Bekannterweise besiedeln Ciliaten den Körper von Decapoden (Sasi & Selcuk 2005, Harlioglou 1999), auf verschiedenen Bereichen des Exoskelettes wie Carapax, Abdomen, Pereiopoden, Scheren, Maxilipeden (Brown 1993) oder sämtlichen Körperanhängen mit Ausnahme der Kiemen (Matthes & Guhl 1974). Bisher gibt es noch keine Erkenntnisse zur Körperteilspezifität von *E. niagarae* bei Decapoden. Aufgrund der Beobachtung einer ähnlichen Position der Symphorionten auf den ersten gefangenen Individuen sollte im Rahmen dieser Studie herausgefunden werden, ob die Verteilung der Aufsitzer bestimmten Mustern folgt.

### **Material und Methoden**

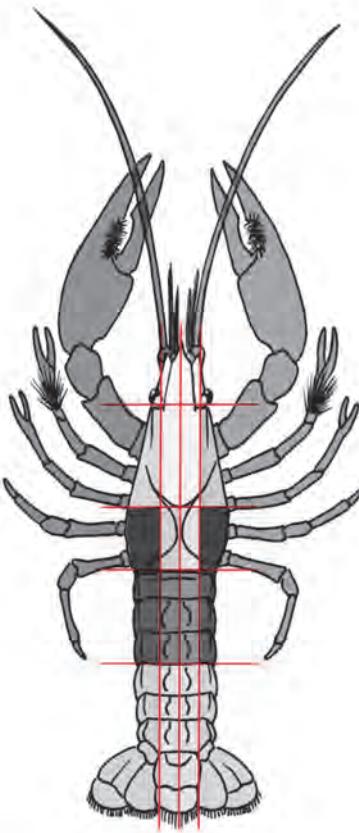
Die Krebse wurden mit Krebsreusen, Modell Pirat, in vier Stillgewässern in Rheinstetten, südlich von Karlsruhe, Baden-Württemberg am 15. und 20.12.2017 gefangen. Die Krebse wurden nach Vorkommen bzw. Nichtvorkommen von Epizoen sortiert. Ein Protokoll der bewachsenen Krebse nach Gewässer, Geschlecht, Größe, Gewicht und Verletzungen wurde zusammen mit der fotografischen Dokumentation jedes bewachsenen Krebses erstellt. Es wurden insgesamt 524 Krebse gefangen, davon waren 148 mit Epizoen besiedelt. Die Zahl der besiedelten Krebse setzte sich aus 116 Männchen und 32 Weibchen zusammen. Von den 148 Krebsen waren 80 Krebse verletzt und wiesen Schnitte, Regenerate oder fehlende Gliedmaßen auf. Für die fotografische Dokumentation wurden die Krebse einzeln in mit Wasser gefüllten Schalen fotografiert, um den Epizoen das Aufrichten zu ermöglichen und sie so auf den Bildern besser sichtbar zu machen. Zur Lokalisation der Epizoen wurde der Krebskörper mit einem Raster aus 20 Flächen eingeteilt, das sich an den morphologischen Details des Krebses orientiert und die Lokalisation der Besiedlung über eine dichotome Variable ermöglichte.

## Ergebnisse

Das Vorkommen von *E. niagareae* war in erster Linie an die Gewässer mit Falllaub gekoppelt. In den zwei Gewässern ohne Falllaub konnte kein Krebs mit epizoischem Bewuchs gefangen werden. Bei den Krebsen mit Bewuchs gab es keinen Unterschied zwischen den Geschlechtern in Hinblick auf die bewachsenen Stellen (Chi Quadrat-Test ( $df=15$ ) = 7,92,  $p= 0,93$ ). Auch Verletzungen hatten keinen statistischen Effekt auf die bewachsenen Stellen der Tiere (Kruskal-Wallis-Test ( $df=5$ ) = 1,83,  $p= 0,87$ ). Die Häufigkeit des Bewuchses auf den Seiten des Carapax war signifikant häufiger als auf dem Rücken (Exakter Binomialtest, zweiseitig,  $n=148$ ,  $p<0,001$ ). Ebenfalls kamen die Epizoen auf den ersten Abdominalsegmenten kombiniert mit den Seiten des Krebses signifikant öfter vor als auf dem Rest des Körpers (Exakter Binomialtest, zweiseitig,  $n=148$ ,  $p<0,001$ ).

## Diskussion

Sedimente, welche durch die Strömungen im Gewässer über den Panzer geführt werden, wirken wie Sandpapier und sorgen damit für Abrieb (Bauer 1981, 1989). Der Gang in die Wohnröhren, bei dem der Carapax an der Höhlendecke reibt, kann erklären (Bauer 1981), warum auf dem Rücken weniger *Epistylis*-Kolonien gefunden wurden. Dabei werden die Körperseiten durch die Pereiopoden sterisch gegen den Abrieb an den Höhlenwänden geschützt, was das häufigere Vorkommen an den Seiten untermauert. Durch das Einklappen des Abdomens in der Höhle und beim Rückwärtslaufen der Krebse findet würde ebenfalls Abrieb stattfinden. Somit könnten sich weniger *Epistylis*-Kolonien am Ende des Abdomens halten. Diese passiven Mechanismen, bei denen das Putzen der Krebse keinen Einfluss hat, können die vorgefundene Verteilung der Epizoen auf dem Krebskörper erklären. Flusskrebse sind jedoch in der Lage ihren gesamten Körper zu putzen (Bauer 1981, 1989, 2002), was eine gleichmäßige Verteilung zur Folge hätte. Da an den gefundenen Krebsen Epizoen vor allem an den Körperseiten vorkamen (Abb. 1), wird davon ausgegangen, dass sie zunächst keine Säuberung durchführen. Würden die Epizoen negativen Auswirkungen auf die Gesundheit der Krebse haben, wären diese im Stande sich zu reinigen. Da die Verfassung der zum Putzen verwendeten Beinpaare 4 und 5 (Bauer 1981, 1989, 2002) ebenso keine Auswirkungen auf die Verteilung der Kolonien hatte, scheint der Faktor Putzen für die Verteilung keine Rolle zu spielen. Demnach scheint das Vorkommen von *Epistylis niagareae* für *Faxonius imminis* keine direkte Auswirkung zu haben, weil sie diese sonst durch Putzverhalten entfernen könnten. Das Vorkommen dieser Epizoen kann jedoch Indizien für Pilze, Parasiten und niedere Wasserqualität liefern (Edgerton et al. 2002) und damit Ansätze für ein Management der invasiven Flusskrebsart über Krankheiten liefern.



**Abb 6: Verteilung der Kolonien von *E. niagareae* auf dem Carapax der untersuchten Flusskrebse. Je dunkler, desto öfter sind Kolonien vorhanden.**

## Zusammenfassung

Auffällige Kolonien von *Epistylis niagarae* auf *Faxonius immunis* kommen besonders im Winter in Gewässern mit Falllaub vor. Die am häufigsten bewachsenen Stellen auf dem Krebspanzer befinden sich am Übergang vom Carapax zum Abdomen und vor Allem auf den Seiten des Exoskelettes. Im Bereich des Rückens, des Kopfes und der letzten drei Abdominalsegmente wurden weniger Kolonien gefunden. Die Krebse scheint die Anwesenheit der Peritricha nicht zu beeinflussen, da sie vom Krebs durchaus entfernt werden könnten.

## Danksagung

Diese Studie wurde von der Stiftung Naturschutzfonds Baden-Württemberg aus zweckgebundenen Mitteln der Glücksspirale gefördert (ID:73—8831.21/546 91-1744GL).

## Literatur

- Bauer, R. T. (1981): Grooming behavior and morphology in the decapod Crustacea. *Journal of Crustacean Biology*, 1, 153-173.
- Bauer, R. T. (1989): Decapod crustacean grooming: functional morphology, adaptive value, and phylogenetic significance. *Crustacean issues*, 6, 49-73.
- Bauer, R. T. (2002): The ineffectiveness of grooming in prevention of body fouling in the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*. *Aquaculture*, 208, 39-49.
- Brown, P. B., White, M. R., Swann, D. L. & Fuller, M. S. (1993): A Severe Outbreak of Ectoparasitism Due to *Epistylis* sp. in Pond-Reared Orconectid Crayfish. *Journal of the World Aquaculture Society*, 24(1), 116-120.
- Edgerton, B. F., Evans, L. H., Stephens, F. J. & Overstreet, R. M. (2002): Synopsis of freshwater crayfish diseases and commensal organisms. *Aquaculture*, 206, 57-135.
- Harlıoğlu, M. M. (1999): The First Record of *Epistylis niagarae* on *Astacus leptodactylus* in a Crayfish Rearing Unit, Cip. *Turkish Journal of Zoology*, 23, 13-16.
- Martens, A. (2016): Der Kalikokrebs – eine wachsende Bedrohung für Amphibien und Libellen am Oberrhein. *Naturschutzinfo* 2016: 24-26.
- Matthes, D. & Guhl, W. (1974): Die Wimpertierwelt unserer Flusskrebse. I. *Epistylis niagarae* und ihre Parasiten. *Mikrokosmos*, 63, 13-17.
- Matthes, D. (1982): Sesshafte Wimpertiere (Peritricha, Suctoria, Chonotricha).- Neue Brehm Bücherei 552,120 pp., (Ziemsen), Wittenberg.
- Sasi, H. & Selcuk, B. (2005): Prevalence of *Epistylis* sp. Ehrenberg, 1832 (Peritrichia, Sessilida) on the narrow-clawed crayfish, *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) from Manyas Lake in Turkey. *Journal of Animal and Veterinary Advances* 4, 789-783.

## **Quellen am Niederrhein - Biologie, Geologie und kulturelle Vielfalt eines Landschaftselementes**

*Michael Stevens<sup>1</sup>, Stefan Kronsbein<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> Haus der Natur - Biologische Station im Rhein-Kreis Neuss e.V., Kloster Knechtsteden 13, 41540 Dormagen,  
Michael.Stevens@biostation-neuss.de

<sup>2</sup> Sollbrüggenstr. 80, 47800 Krefeld, kronsbein@aol.com

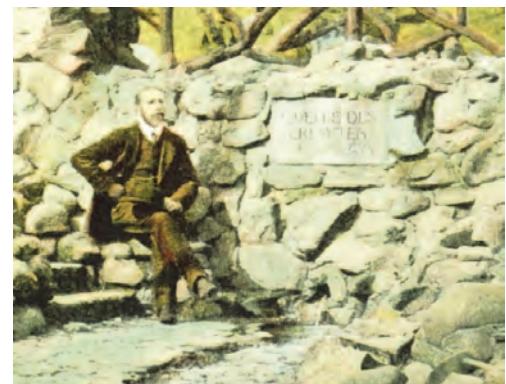
Der Niederrhein ist eine wasserreiche Landschaft, dennoch gibt es hier nur wenige Quellen. Obwohl der Niederrhein geologisch und hydrologisch gut erforscht ist, sind die meisten Quellen nur unzureichend untersucht worden. Zunächst wurden die Quellen in den Kreisen Neuss, Viersen und der kreisfreien Stadt Krefeld erfasst und beschrieben.

Bei den für die Internetplattform „Kulturlandschaft Digital“ (kurz KuLaDig) näher dokumentierten Objekten handelt es sich sowohl um rezent schüttende Quellen als auch um heute trockene Quellstandorte. Daten zur Biologie der Quellen wurden erstmalig erhoben. Es wurden sehr wenige quelltypische Pflanzenarten gefunden, beispielsweise das Wald-Schaumkraut. Pflanzen, die zwar Quellen bevorzugen, aber dort nicht ihr Hauptvorkommen haben, waren ebenfalls selten: die Gebräuchliche Brunnenkresse, Sumpf-Veilchen oder spezialisierte Moose (Gezähntes Torfmoos, Vielblütiges Lippenbechermoos). Innerhalb der Fauna konnten einige Quellspezialisten gefunden werden. Der Höhlenflohkrebs wurde in der Eremitenquelle am Hülser Berg gefunden. Die Quell-Köcherfliege wurde an mehreren Standorten gefunden. Beispielsweise in der Quelle unterhalb der Antonius-Kapelle, wo auch die die meisten Quellorganismen gefunden wurden. Darunter auch der am Niederrhein seltene Bachflohkrebs und spezialisierte Wassermilben. Die Quellen sind im Wesentlichen an zwei geologische Situationen gebunden. Dies sind zum einen die Stauchmoränen des Niederrheinischen Höhenzuges, der das Untersuchungsgebiet im Osten und Norden von Krefeld bis Kleve durchzieht. Zum anderen finden sich Quellen an tektonisch bedingten Verwerfungen, besonders an dem Viersener Höhenzug.

Einigen der niederrheinischen Quellen wurden medizinische, religiöse oder kulturelle Bedeutungen zugeschrieben. Die meisten Heilquellen wurden als Augenheilquellen betrachtet (z. B. bei der Antonius-Kapelle in Kempen). Ein Teil der bekanntesten Quellen ist in ihrer Namensgebung mit Heiligenverehrung verbunden (z. B. die Amandusquelle in Nettetal).

Um eine abgerundetes Bild über die Verbreitung, Geologie, kulturelle und naturschutz-fachliche Bedeutung von Quellen am Niederrhein zu erhalten, sollten auch die Kreise Wesel und Kleve sowie die Stadt Mönchengladbach erfasst und untersucht werden.

Das Projekt wurde von Landschaftsverband Rheinland (LVR) im Rahmen des LVR-Netzwerks Kulturlandschaft gefördert.



**Eremitenquelle in Krefeld-Hüls.**  
**(Quelle: Historische Postkarte)**

## **Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes der Gewässergütesimulation im Rahmen ökologischer Umgestaltungen am Beispiel der Emscher**

*Ulrich Stöffler, Andreas Petrucci*

Emschergenossenschaft, Kronprinzenstr. 24, 45128 Essen, stoeffler.ulrich@eglv.de; petrucci.andreas@eglv.de

Die Emscher diente über hundert Jahre als offener Schmutzwasserlauf zur Ableitung von Abwasser im Ruhrgebiet. Mit dem Ende der bergbaulichen Tätigkeit und den damit verbundenen Bergsenkungen hat die Emschergenossenschaft begonnen, das gesamte Emschersystem vom Abwasser zu befreien und die Gewässer ökologisch umzugestalten. Aktuell sind bereits der Oberlauf der Emscher bis Dortmund und ein großer Teil der Nebengewässer abwasserfrei und umgestaltet. Die Planungen sehen vor, dass bis Ende 2020/21 die restliche Emscher abwasserfrei sein wird. Anschließend kann die ökologische Umgestaltung beginnen. Ein bedeutender Aspekt in diesem Prozess ist die Frage nach der zukünftigen chemisch-physikalischen Beschaffenheit der Emscher als Basis für die Entwicklung der Flora und Fauna insbesondere im Hinblick auf die Bewirtschaftungsziele der EG-WRRL.

Zur Abschätzung des Einflusses der hierfür bedeutsamen Rahmenbedingungen und Restriktionen wie z. B. Profilgestaltung/Gefälle, Beschaffenheit von Einleitungen oder Beschattung wurde das Gewässergütemodell der DWA für die Emscher aufgebaut. Das Modell deckt eine Fließstrecke von ca. 75 km von Dortmund bis zur Mündung der Emscher in den Rhein bei Dinslaken ab.

Ziel der Modellierung war es, den Einfluss der unterschiedlichen Faktoren auf die Beschaffenheit zu bestimmen. und Hinweise für die Planung abzuleiten, wo ggf. Anpassungen der aktuellen Planungen bzw. dem Betrieb von Anlagen erforderlich sein könnten.

Anhand der Ergebnisse der Gewässergütesimulation wird aufgezeigt, welche Rahmenbedingungen welchen Einfluss auf die Gewässergüte der Emscher haben, und wo aufgrund der Unsicherheiten bei den Eingangsdaten die Prognose mit hohen Unsicherheiten verbunden sind.

# Kopplung komplexer Gewässergütemodelle mit individuenbasierten Populationsmodellen zur dynamischen Simulation stehender Gewässer

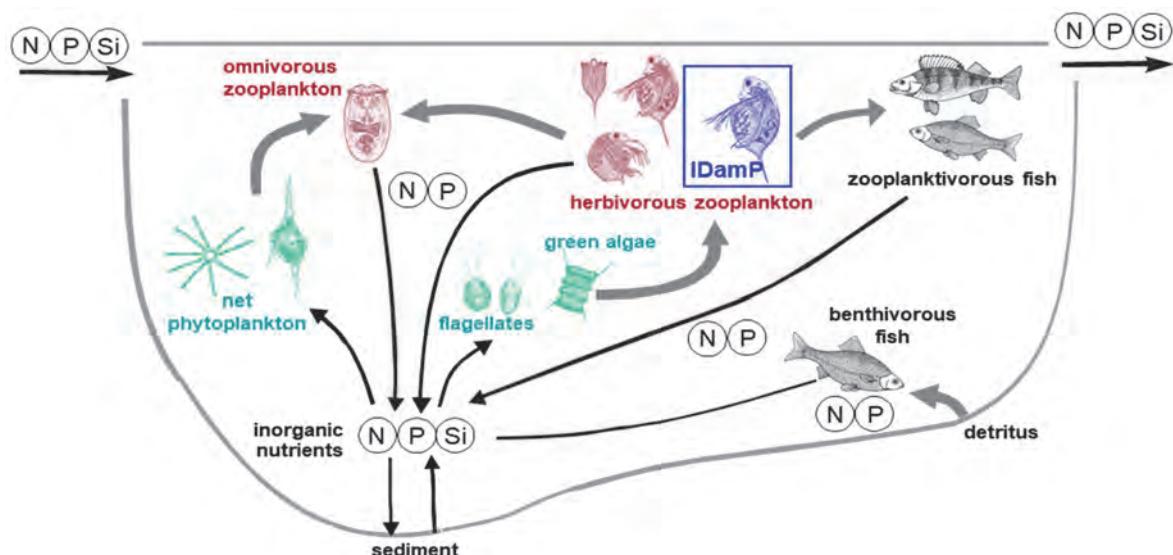
*Tido Strauss*

Forschungsinstitut gaiac, Kackertstr. 10, 52072 Aachen, strauss@gaiac-eco.de

In den letzten Jahren stieg die Nachfrage nach realitätsnahen und präzisen Simulationsmodellen für stehende Gewässer, um sowohl das ökologische Management von Gewässern zu verbessern als auch ökotoxikologische Fragestellungen in der aquatischen Risikobewertung zu bearbeiten. Die meisten existierenden Modelle sind entweder komplexe Ökosystemmodelle ohne Berücksichtigung individueller Lebenszyklen planktischer Organismen, oder detaillierte individuenbasierte Modelle, denen aber die oftmals benötigte Umweltkomplexität fehlt. Um diese Konzepte zu verbinden, wurde ein komplexes biogeochemisches Seemodell (StoLaM) mit einem individuenbasierten Populationsmodell (IBM) für *Daphnia magna* (IDamP) gekoppelt.

Die Integration von IBMs in Gewässergütemodelle erhöht nicht nur die Präzision der simulierten ökologischen Prozesse, sondern erlaubt zudem den Einsatz von toxikokinetisch-toxikodynamischen Effektmodellen zur Beschreibung von Chemikalieneffekten auf Individuen und Populationen.

Durch die Kopplung komplexer Ökosystemmodelle mit individuenbasierten Populationsmodellen und toxikologischen Effektmodellen wird eine gemeinsame Betrachtung multipler natürlicher und anthropogener Stressoren (z. B. Eutrophierung, Klimawandel, ökotoxikologisch relevante Umweltbelastungen) unter naturnahen Bedingungen ermöglicht. Mit diesem Modellkonzept können ebenso ökologische Referenzszenarien für stehende Gewässer auf der Basis der Seenklassifikation nach EG-WRRL abgeleitet und ihre Sensitivität gegenüber umweltrelevanten Schadstoffexpositionen analysiert werden.



**Abbildung:** Schema der im Seemodell StoLaM implementierten Nahrungsnetzinteraktionen inklusive des individuenbasierten Modells IDamP.

## **Detaillierte Ermittlung der Ufervegetation und Ableitung von Empfehlungen zur Anpassung der Parameter des DWA-Gewässergütemodells**

*Sina Tabatabaei*

atd Ingenieurgesellschaft mbH, [sina.tabatabaei.sst@gmail.com](mailto:sina.tabatabaei.sst@gmail.com)

Ein entscheidender Faktor bei der Anwendung von Gewässergütesimulationsprogrammen zur Ermittlung und Vorhersage von strahlungsempfindlichen Parametern wie z. B. Sauerstoffkonzentration und Algenwachstum in Fließgewässern ist die Beschaffenheit der Vegetation in den Uferbereichen und die daraus resultierende Beschattung der Wasseroberfläche. Die gängigen Vorgehensweisen für die Bestimmung der Ufervegetation sind Vor-Ort-Begehungen, wobei nicht überall eine Zugänglichkeit von der Landseite gegeben ist oder die mit einer großen Unsicherheit verbundene Abschätzung der Uferstruktur mittels Orthofotos erfolgen muss. Ziel der Arbeit war es, eine neue Methode für die Ermittlung der Ufervegetation mit einem höheren Detaillierungsgrad zu entwickeln und die Anwendbarkeit in einer Sensitivitätsanalyse mittels DWA-Gewässergütemodells zu bestimmen.

Die Datengrundlage wurde mithilfe des RiverView-Systems, einem autonom operierenden Messkattamaran, geschaffen. Das RiverBoat als Trägerplattform des Messsystems ist mit einer Überwasser-Mapping-Einheit inklusive einer Panoramakamera zur Erfassung der Überwasserbereiche und einem IMU und GNSS-Gerät zur Georeferenzierung der Daten ausgestattet. Mit dem Messsystem wurde ein Abschnitt der Erft befahren und die Überwasserbereiche mit der uferbegleitenden Vegetation fotografisch aufgenommen. Mit dem „Structure-from-Motion“-Verfahren aus der Fotogrammetrie wurden aus den Panoramabildern hochauflösende dreidimensionale Punkt wolken erzeugt. Mit der visuellen Programmiersprache ArcGIS ModelBuilder und die Programmiersprache R wurde ein Verfahren entwickelt, mit dem die Vegetationsparameter Höhe, Dichte, Kronenbreite und Uferabstand für die rechte und die linke Uferseite aus den Punktinformationen ermittelt werden konnten. In der Praxis werden die Anwender des DWA-Gewässergütemodells mit dem zusätzlich erstellten Entscheidungsbaum abhängig von der zur Verfügung stehenden Datengrundlage die Parameter im Modell anpassen und realitätsnahe Rahmenbedingungen für Simulationen schaffen. Außerdem werden damit eine genaue Quantifizierung und Dokumentation der Ufervegetation stattfinden, die sowohl eine längerfristige und kontinuierliche Überwachung der Entwicklungen in den Uferbereichen eines Gewässers als auch eine Übertragung auf die Gewässergütekartierung im praktischen Vollzug der WRRL ermöglichen.

## **Die neuen Bewirtschaftungspläne der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) - eine Chance für Grundwasserökosysteme**

*Anke Uhl<sup>1</sup>, Hans Jürgen Hahn<sup>2</sup>, Lucas Fillinger<sup>3</sup> & Christian Griebler<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> DGL Arbeitskreis Quellen und Grundwasser+anke.uhl65@gmail.com,

<sup>2</sup> Institut für Grundwasserökologie GmbH+hjh@groundwaterecology.de,

<sup>3</sup> Helmholtz Zentrum München, Institut für Grundwasserökologie+griebler@helmholtz-muenchen.de

**Keywords:** Grundwasserfauna, Stygoregion, kaltenstenotherme Grundwasserarten, mikrobiologischer Fingerabdruck des Grundwassers, B-A-E Konzept, Grundwasser-Monitoring

### **Erforschung der Grundwasserökosysteme**

Die Grundwasserfauna wird seit Mitte des letzten Jahrhunderts erforscht (Griebler und Mösslacher, 2003). In den 80er Jahren galten Grundwasserorganismen wissenschaftlich noch als so wenig relevant, dass sie in einschlägigen Lehrbüchern zur Limnologie unerwähnt bleiben (Schwörbel, 1987). Populärwissenschaftlich jedoch fanden die „Heinzelmännchen im Grundwasser“ in den 90er Jahren durchaus Erwähnung (Schminke, 1997). Dennoch galt die Grundwasserökologie 2006 bei Verabschiedung der EU-Grundwasserrichtlinie als noch zu unerforscht, so dass sie darin lediglich als Forschungsobjekt benannt ist. Im Gegensatz dazu umfasst die Schweizer Gewässerschutzverordnung von 1998 bereits die Biozönose im Grundwasser (BAFU, 2006). In den letzten Jahren ist durch weitgehende Untersuchungen in verschiedenen Ländern, besonders aber in Deutschland, die Biologie des Grundwassers stärker in den Fokus der Forschung gerückt.

Grundlegend bekannt ist über Invertebraten des Grundwassers (Stygobionten), dass sie klein, schmal, pigmentlos und in aller Regel blind sind. Sie zeichnen sich zudem durch einen reduzierten Stoffwechsel, geringe Fortpflanzungsraten und eine lange Lebensdauer aus. Das unterscheidet sie von ihnen verwandten Arten des Makrozoobenthos in Oberflächengewässern. Voraussetzungen für das Vorkommen von Invertebraten im Grundwasser sind:

Ein ausreichend großer Porenraum, eine dauerhafte Anwesenheit von mindestens 1 mg/l Sauerstoff und eine der Art entsprechende Grundwassertemperatur.

Dass der Lebensraum Grundwasser sehr sensiv und aufgrund seiner geringen Regenerationsfähigkeit sehr schützenwert ist, steht seit langem außer Frage. Zumal in der Bundesrepublik das Grundwasser, „als knappe natürliche Ressource“ Allgemeingut und entsprechend sorgfältig zu behandeln ist (Entscheidung des Bundesverfassungsgerichts zur Verfassungsmäßigkeit von Grundwasserabgaben vom 7. November 1995 sowie Oberverwaltungsgericht NRW zum Schadensfall mit perfluorierten Chemikalien im Einzugsgebiet der Möhnetalsperre vom 20. Mai 2015). Die von der Europäischen Union 2006 in der Grundwasserrichtlinie benannten Wissensdefizite hinsichtlich des Lebensraums Grundwasser konnten durch weltweite, kontinuierliche Forschungsarbeit deutlich abgebaut werden. Der von der EU 2006 geforderte Forschungsbedarf kann daher als abgearbeitet angesehen werden. Das Wissen nimmt - wie über alle anderen Ökosysteme auch - permanent zu; die wichtigsten abioti-

schen, mikrobiellen und faunistischen Basisfakten hingegen liegen vor (s.u.). Eine entsprechende Berücksichtigung dieses Wissens in der Regulative sollte zeitnah folgen. Der heutige Kenntnisstand sowie die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie hinsichtlich des Lebensraums Grundwasser werden im Folgenden dargestellt.

## Rechtlicher Schutz der Grundwasserökosysteme

### ***Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)***

Seit der Veröffentlichung der WRRL am 22. Dezember 2000 im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft steht der Lebensraum Grundwasser europarechtlich unter Schutz. Die Verbesserung der aquatischen Umwelt gilt gleichermaßen für Grundwasser und Binnenoberflächengewässer (Artikel 1 a WRRL). Damit ist konsequenterweise bei der Erreichung eines guten Zustandes, die Grundwasserbiologie zu berücksichtigen.

Zusätzlich ist die Definition der Wärme als Verschmutzung in der WRRL für das Grundwasserökosystem von zentraler Bedeutung (Artikel 2 Ziffer 33). Allein aus hygienischen Gründen ist hinsichtlich der mikrobiellen Aktivität und des Eintrags etwaiger multiresistenter Keime, eine Erwärmung des Grundwassers, vor allem in Kombination mit einer beeinträchtigten Grundwasserqualität, weitestgehend zu vermeiden. Die Grundwasserbiologie, die viele kaltenstenotherme Crustaceen-Arten aufweist, reagiert ebenfalls sensitiv auf Temperaturerhöhungen. Dem EU-Gesetzgeber waren diese Zusammenhänge bereits bewusst.

Neben der Wärme werden unter Verschmutzung in der WRRL alle Stoffe definiert, die der menschlichen Gesundheit oder der Qualität der aquatischen Ökosysteme schaden können. Entsprechend sind alle Substanzen, die das Grundwasser belasten zu vermeiden bzw. vorhandene Belastungen zu minimieren. Neben dieser allgemeingültigen Vorgabe hinsichtlich der Verschmutzung benennt die EU in Anhängen der WRRL sogenannte prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe, für die EU-weit verbindliche Jahresdurchschnitts- und Höchstwerte festgelegt sind.

Der EU-Gesetzgeber sieht in den Umweltzielen der WRRL vor, dass „die Verschmutzung des Grundwassers schrittweise zu reduzieren ist“ (Artikel 4 (1) b iii)). Dort wo eine Verbesserung unmöglich ist, gilt zumindest das Minimierungsgebot (Artikel 4 (5) b zweiter Spiegelstrich).

Diese Umweltziele sind die Maßgabe der EU für Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme und in diese entsprechend zu integrieren. Maßgebliches Umweltziel für das Grundwasser ist: „eine Verschlechterung des Zustands aller Grundwasserkörper zu verhindern.“ (Artikel 4 (1) b i)).

In der Bundesrepublik unterliegt das Wasserrecht der konkurrierenden Gesetzgebungskompetenz, das heißt es gibt sowohl ein Bundes- als auch Ländergesetze, durch die die WRRL in nationales Recht umgesetzt ist. Die Summe aller Gesetze und Verordnungen in Bund und Ländern muss die EU-Richtlinie vollständig umsetzen, sonst droht der Bundesrepublik ein Vertragsverletzungsverfahren.

Viele Vorgaben der WRRL sind in Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen abzuarbeiten, für deren Aufstellung die Bundesländer zuständig sind. Diese Pläne und Programme müssen alle sechs Jahre aufgestellt werden, unter Beteiligung der Öffentlichkeit durch Offenlegung. Die abgestimmten Bewirtschaftungspläne werden über den Bund rechtsverbindlich an die EU-Kommission nach Brüssel gemeldet.

## **Wasserhaushaltsgesetz (WHG)**

Entsprechend der rechtlichen EU-Vorgaben ist die WRRL in nationales Recht gefasst worden.

Das Grundwasser ist auch im Bundesrecht demzufolge genauso geschützt wie Oberflächengewässer.

Der § 6 Absatz 1 des Wasserhaushaltsgesetzes stellt bereits im Wortlaut den Lebensraum Grundwasser unter Schutz: „Die Gewässer sind nachhaltig zu bewirtschaften, insbesondere mit dem Ziel, ihre Funktionsfähigkeit als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum zu erhalten und zu verbessern, insbesondere durch Schutz vor nachteiligen Veränderungen von Gewässereigenschaften“ (WHG, in der aktuellen Fassung).

Immer wenn im WHG von Wasserbeschaffenheit die Rede ist, dann darf diese naturwissenschaftlich und integral begriffen werden. Biologie, Physik und Chemie wirken in Ökosystemen gemeinsam und verwoben. Entsprechend ist in § 3 Nummer 9 des WHG die Wasserbeschaffenheit wie folgt definiert:

„Wasserbeschaffenheit: die physikalische, chemische oder biologische Beschaffenheit des Wassers eines oberirdischen Gewässers oder Küstengewässers sowie des Grundwassers“

Durch diese umfassende Definition der Wasserbeschaffenheit wird diese auch für die Reinhal tung des Grundwassers in § 48 WHG relevant, denn die Wasserbeschaffenheit soll sich nicht verschlechtern.

Bei der Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen ist der Wille des EU-Gesetzgebers im Hinterkopf zu behalten, denn EU-Recht ist höherrangig als jegliche nationale Rechtsnorm. Verstöße oder Nichtbeachtung von EU-Vorgaben können zu Vertragsverletzungsverfahren vor dem Europäischen Gerichtshof in Luxemburg führen.

Neben dem Wasserrecht gibt es zahlreiche Rechtsnormen, die sich mit Teilen des Grundwasserökosystems beschäftigen. Ausgewählte mikrobiologische bzw. hygienische Parameter werden im Rahmen der Trinkwasserordnung betrachtet und von Gesundheitsämtern überwacht; chemische Parameter sind über den Pfad Boden-Grundwasser in der Bundesbodenschutzverordnung geregelt; Grundwasserorganismen sind in der Biodiversitätsstrategie des Bundes berücksichtigt, um nur einige Normen zu erwähnen (vgl. Hahn et al., 2018).

## **Ökoregionen der Grundwasserfauna (Stygoregionen)**

Die Invertebratenfauna des Grundwassers weist in Deutschland regional große Unterschiede auf. Allerdings sind die für Oberflächengewässer entwickelten räumlichen Gliederungsansätze für die Grundwasserfaunen ungeeignet. Durch grundlegende Untersuchungen haben sich für das Bundesgebiet bislang vier zu unterscheidende Grundwasserregionen, sogenannte Stygoregionen, herauskristallisiert (UBA, 2017, s. Abbildung 1).

Es existieren Taxalisten für alle Stygoregionen Deutschlands (Stein et al., 2012). Dominierend sind in der Grundwasserfauna die Crustaceen-Arten, untergeordnet finden sich die meisten limnischen Taxa. Tendenziell stehen höhere Anteile des Gesamtartenaufkommens an Oligochaeten und/oder Nematoden anstelle von Crustaceen als Zeiger für Stressoren, d.h. Belastungen. Da die Grundwasserfauna im Vergleich zum Makrozoobenthos weniger mobil ist, ist eine Bewertung über die Stabilität einer Grundwasserfauna in Langzeituntersuchungen aufschlussreich.

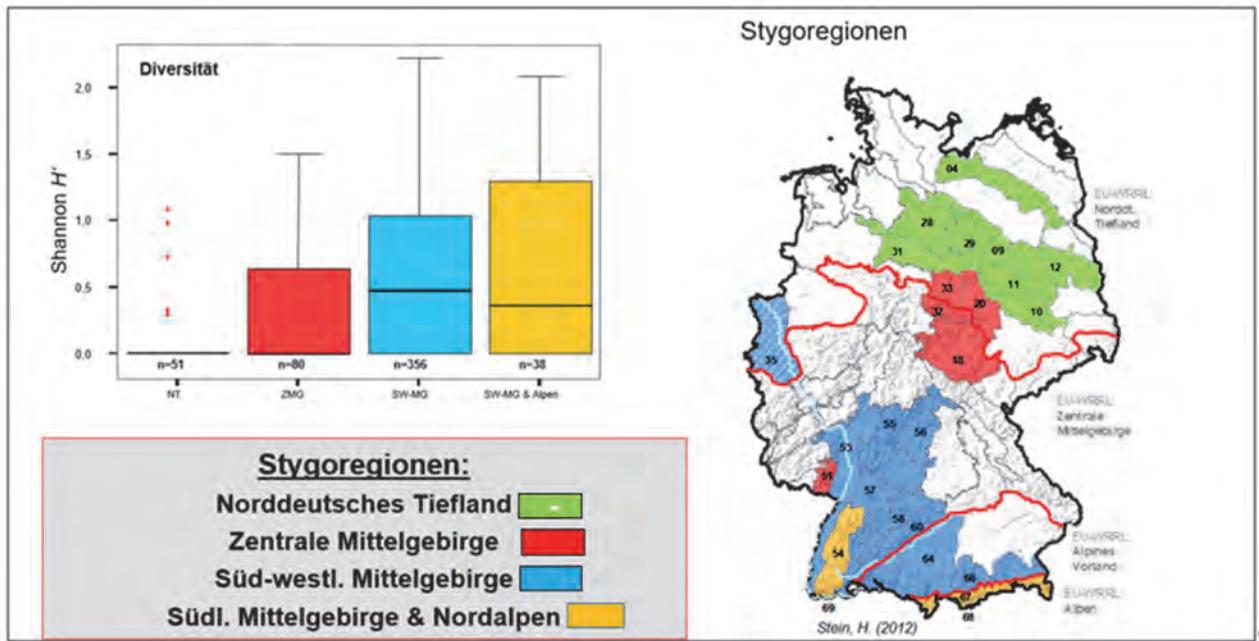


Abbildung 1: Stygoregionen Deutschlands

### ***Norddeutsches Tiefland (NT)***

Eine echte Grundwasserfauna ist in dieser Stygoregion nur selten anzutreffen, zumeist ist das Grundwasser frei von Invertebraten. Das liegt an den niedrigen Sauerstoffgehalten und den sehr feinen Sedimenten im Norddeutschen Tiefland. Diese Rahmenbedingungen sind weitgehend als natürlich anzusehen.

Auf der Taxaliste des Norddeutschen Tieflandes finden sich ausschließlich wenige Arten von Copepoden sowie einige Oligochaeten-Arten.

### ***Zentrales Mittelgebirge (ZMG)***

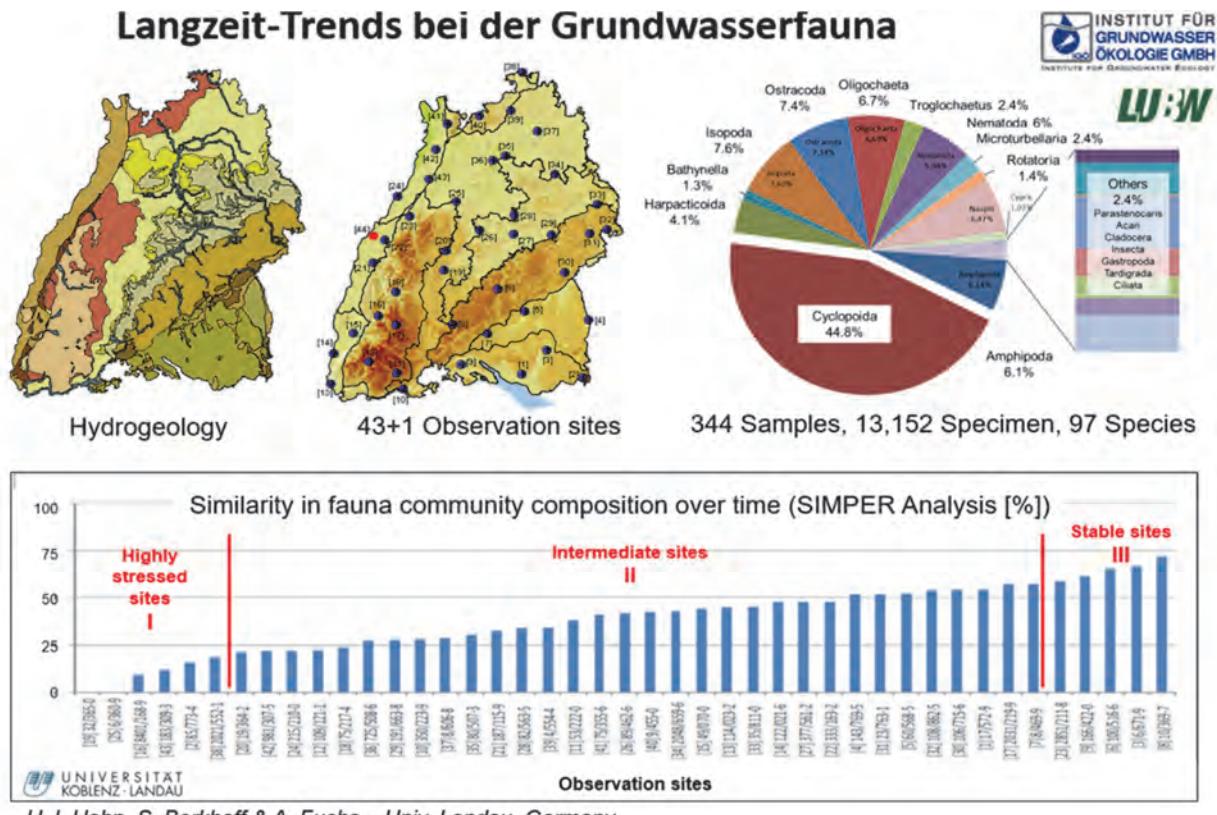
Faunistisch geprägt ist die Stygoregion zentrales Mittelgebirge durch ubiquitäre Grundwasserarten und nacheiszeitliche Wiederbesiedler. Eine charakteristische Diversität ist vorhanden. Vielerorts kann ein hohen Anteil stygoxener und -philer Arten festgestellt werden. Diese eher grundwasserfremden Arten zeigen einen Oberflächeneinfluss an, der mit einer intensiven Landnutzung in Zusammenhang steht.

Bestandsbildend sind vorwiegend Copepoden-, Amphipoden- und Oligochaeten-Arten. Untergeordnet finden sich auch einzelne Arten von Isopoden, Syncariden.

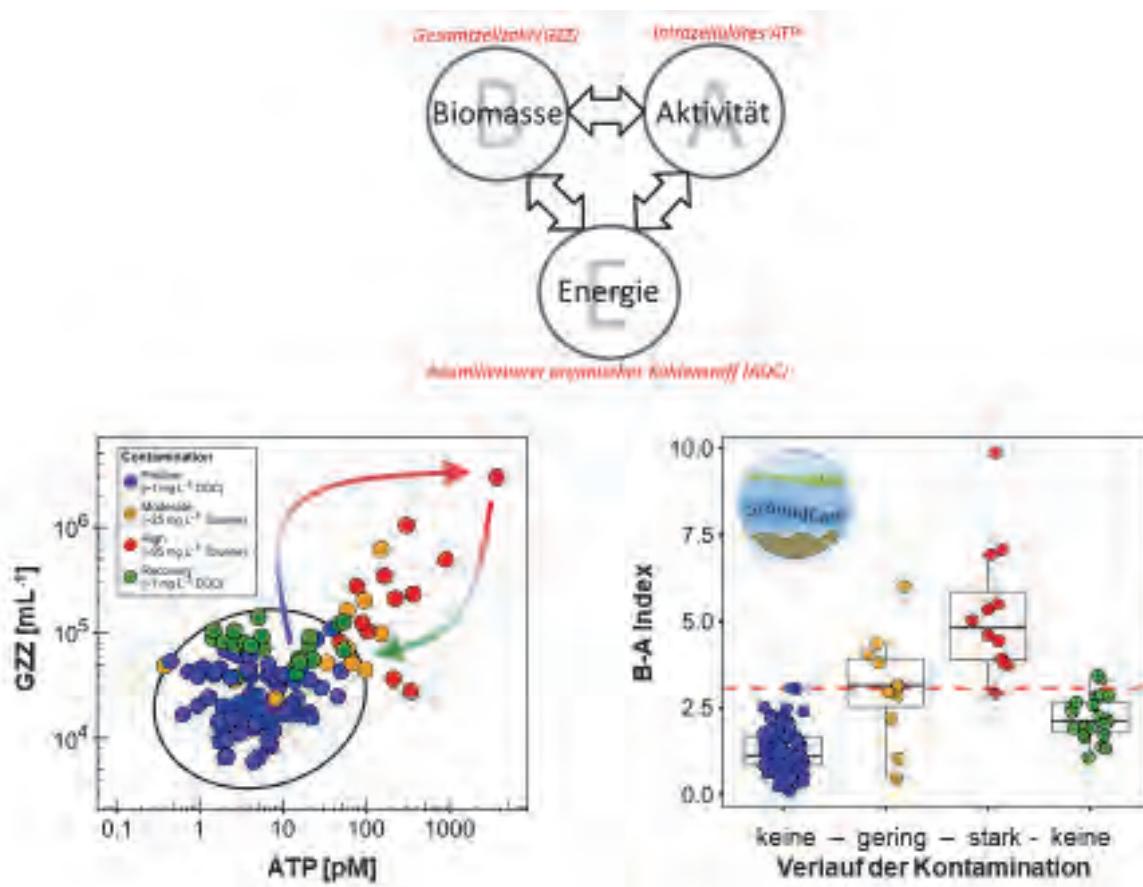
### ***Süd-westliches Mittelgebirge (SW-MG)***

Die Region Süd-westliches Mittelgebirge zeichnet sich durch die höchste Artenvielfalt und die höchsten Abundanzen der vier Stygoregionen aus. Wegen der oft karstigen oder grobklastischen Grundwasserleiter finden sich hier oft größere Organismen wie Amphipoden oder Isopoden. Meist handelt es sich bei diesen Arten um echte Stygobionte. Grundwasserfremde Arten sind selten. Die Dominanz der Stygobionten weist auf einen insgesamt geringeren Oberflächenwassereinfluss dieser Stygoregion hin. Bedingt ist dies durch ein gut abgeschirmtes Grundwasser, eine geringe Landnutzung und exfiltrierende Verhältnisse (Grundwasser geht vorwiegend ins Oberflächenwasser über). Die Artenzusammensetzung wurde an mehreren Standorten bereits im Langzeitmonitoring ermittelt. Die Ergebnisse des Monitorings zeigen, dass zwischen stabilen Standorten (stable sites), semistabilen

Standorten (intermediate sites) und gestressten Standorten (highly stressed sites) unterscheiden werden kann (s. Abbildung 2).



Mikroorganismen sind im Grundwasser – im Gegensatz zur Grundwasserfauna - flächendeckend und bis in große Tiefen vorhanden. Die Kopplung von Mikrobiologie und Fauna ist im Grundwasser deutlich enger, weil für die Fauna neben den Mikroorganismen wenig alternative Nahrungsquellen im System zur Verfügung stehen. Zudem zeichnen die mikrobiellen Gemeinschaften hauptverantwortlich für biogeochemische Stoffkreisläufe. Dazu zählen unter anderem der Abbau organischer Schadstoffe und die Elimination von pathogenen Viren und Keimen (Griebler und Avramov, 2015). Mikrobiologische Prozesse im Grundwasser zu verstehen, wird angesichts zunehmender Einflüsse immer notwendiger.



**Abbildung 3: Das B-A-E Konzept; entwickelt im BMBF-Projekt GroundCare.** Die Kombination der Messgrößen Biomasse und Aktivität, eventuell ergänzt durch Energie, erlaubt eine mikrobiologisch-ökologisch orientierte Charakterisierung von Grundwässern. Am Beispiel ist die Veränderung des B-A Musters über den Verlauf einer organischen Kontamination in einem Aquifer-Mesokosmos gezeigt. Mit zunehmender organischer Belastung wandern die „Grundwässer“ aus der Referenzgruppe heraus und kehren nach Beseitigung der Kontamination wieder langsam zu ihrem Ursprungszustand zurück. (vgl. Griebler et al. 2018).

### Mikrobiologischer Fingerabdruck des Grundwassers

Naturnahes, weitgehend unbeeinträchtigtes Grundwasser zeigt eine geringe mikrobielle Biomasse und Aktivität. Zudem ist wenig „schnell-verwertbare“ Energie vorhanden. Grundwässer lassen sich über das Verhältnis von Biomasse (B) gemessen als Gesamtzellzahl, Aktivität (A) gemessen als zell-internes ATP und verfügbarer Energie (E) gemessen als z. B. assimilierbarer organischer Kohlenstoff (AOC) mikrobiologisch charakterisieren. Dieser Zusammenhang wird als B-A-E-Konzept bezeichnet (Griebler et al. 2018, s. Abbildung 3).

Die Mikrobiologie wird, nicht überraschend, beeinflusst durch die Anwesenheit von organischen Chemikalien z. B. an Altlastenstandorten oder durch den Eintrag von Oberflächenwasser. Es liegen in diesen Fällen dann zusätzliche Energiequellen oder eventuell auch toxische Stoffe vor, die das ursprüngliche B-A-E-Muster diversifizieren. Mit diesem Konzept wird zurzeit an vielen Standorten in Deutschland und Europa Grundwasser mikrobiologisch-ökologisch bewertet.

## Temperatur des Grundwassers

Ein entscheidender Faktor für den gesamten Lebensraum Grundwasser ist die Temperatur. Deswegen wird diese in der Wasserrahmenrichtlinie bereits unter der Definition Verschmutzung erfasst. Dies hatte der EU-Gesetzgeber gerade aus hygienischer Sicht bereits im Blick, die Erwärmung von Grundwasser führt unter bestimmten Rahmenbedingungen zur Erhöhung der mikrobiellen Aktivität. Zudem kann ein mit zunehmender Temperatur erhöhtes Risiko für eine Verkeimung nicht ausgeschlossen werden. Der zunehmende Eintrag von multiresistenten Keimen ist in diesem Zusammenhang besorgniserregend. Die möglichen Auswirkungen von Temperaturveränderungen auf die Wasserqualität auch hinsichtlich pathogener Keime und Viren sind vielfältig (UBA-Text 54/2015).

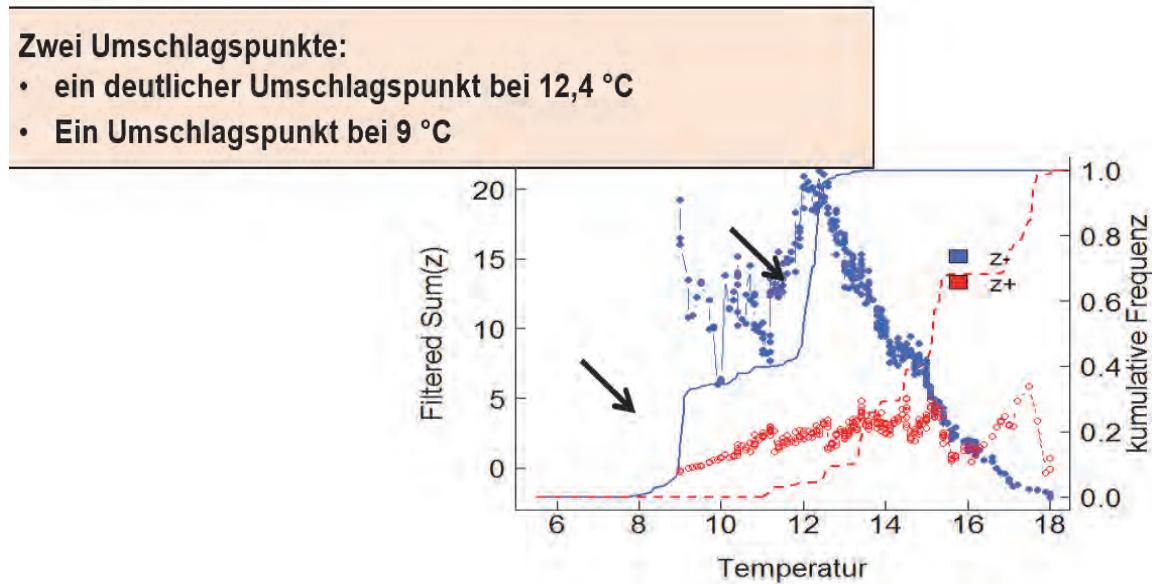


Abb.: Temperaturschwellenwert für das Untersuchungsgebiet Oberrheingraben auf Lebensgemeinschaftsniveau (Crustacea,  $n = 330$ ).

Abgebildet sind die Summen der taxonspezifischen  $z$  scores (transformierte Indikatorwerte) der beobachteten potentiellen Umschlagspunkte ( $x$ ) (Punkte) und die kumulative Häufigkeitsverteilung der Umschlagspunkte ( $x_{cp}$ ) aus 500 Bootstrappingen entlang des Gradienten (Linien), Arten die entlang des Gradienten abnehmen  $z-$  (blau), Arten die entlang des Gradienten zunehmen  $z+$  (rot). Es wurden ausschließlich „abiotisch geeignete“ Messstellen berücksichtigt, die Auswertung basiert ausschließlich auf Indikatorarten.

## Abbildung 4: Temperaturschwellenwert für das Untersuchungsgebiet Oberrheingraben

Kaltenstenotherme Arten des Grundwassers haben ihr Optimum bei kühlen Temperaturen im Bereich der natürlichen Grundwassertemperatur von unter 12°C. Bei höheren Temperaturen werden sie durch temperaturtolerante Arten ersetzt (Spengler, 2017). Am Oberrheingraben wurde der Temperaturschwellenwert auf Lebensgemeinschaftsniveau anhand 330 Stichproben ermittelt (Spengler und Hahn, 2018). Die kumulative Häufigkeitsverteilung zeigt, dass ab 12,4°C kaltenstenotherme Arten in Abundanz und Frequenz abnehmen. Innerhalb der kaltenstenothermen Lebensgemeinschaften gibt es besonders kälteeliebende Arten, die bereits bei Temperaturen, die höher als 9°C liegen, negativ reagieren (s. Abbildung 4).

## Schlussfolgerungen

Aus den rechtlichen Vorgaben der WRRL und den Forschungsergebnissen der letzten Jahrzehnte sind Konsequenzen zu ziehen. Dies sollte nach Maßgabe der Umweltziele der WRRL in den Bewirtschaftungsplänen erfolgen. Der nächste Bewirtschaftungsplan wird gemäß der aktuellen EU-Rechtslage der bislang Letzte sein. Durch den Klimawandel, gerade deutlich spürbar durch die zunehmenden Niedrigwasserereignissen, rücken das Grund- und Trinkwasser stärker ins öffentliche Licht.

Lokale Beeinträchtigungen des Grund- bzw. Trinkwassers zum Beispiel durch perfluorierte Chemikalien im Bereich Rastatt, Möhnetalsperre, im Bayerischen Landkreis Altötting oder durch Trifluoracetat im Bereich Heidelberg/Mannheim sensibilisieren eine interessierte Öffentlichkeit. Insbesondere das Verbot des DRK Baden-Württemberg, Blutspenden von Menschen anzunehmen bzw. zu verwenden, die PFC-haltiges Trinkwasser im Bereich Rastatt konsumiert haben (EUWID, 2018), wird selbst in Fachkreisen mit Erstaunen wahrgenommen.

Daher ist spätestens in der Offenlegung der WRRL-Bewirtschaftungspläne mit Eingaben der Bevölkerung zu rechnen, sollten die zuständigen Landesbehörden die Thematik Grundwasserqualität unbeachtet lassen (Diskussionsbeiträge nach der Präsentation des Themas in der WRRL-Session auf der DGL 2018 in Kamp-Lintfort führen zu dieser Einschätzung). Im Folgenden werden einige mögliche Komponenten für ein zukünftiges Grundwasser-Monitoring vorgeschlagen. Diese Parameter stellen keine abschließende Liste dar, sondern einen Diskussionsbeitrag und Startpunkt.

### **WRRL-Grundwasser-Monitoring in den Bewirtschaftungsplänen der Bundesländer**

#### **1. Möglichst flächendeckend:**

- Feldparameter sowie allgemeine chemischen Parameter (analog zur Oberflächengewässer-Verordnung - OGewV), insbesondere die Temperatur und der Sauerstoffgehalt des Grundwassers sind zentrale Parameter und daher flächendeckend zu ermitteln.
- Stoffliches Monitoring:
  - Standardparameter: Nährstoffe, organisches Material (z. B. AOC, DOC, etc.)
  - Sonderprogramm: Mikroschadstoffe gemäß EU Watch List (Dr. Rüdiger Wolter et al. 2018)
- Mikrobiologischer Fingerabdruck in Form des B-A-E-Konzepts

#### **2. An Messstellen, an denen der Sauerstoffgehalt 2021 über 1mg/l beträgt, ab 2022 zusätzlich:**

- Grundwasserfauna auf mindestens Großgruppenniveau im Langzeitmonitoring

Da die WRRL in 2019 von der EU-Kommission zu überarbeiten ist (WRRL Artikel 19 Absatz 2 sieht dies vor), ist davon auszugehen, dass auch nach 2027 die Umsetzung der Umweltziele weiter überwacht werden wird. Die Untersuchungen im Grundwasser werden weitere Erkenntnisse und Diskussionen mit sich bringen. Analog zu den Ergebnissen des WRRL-Monitorings der Oberflächengewässer.

Durch die Verzahnung beider Monitoringansätze ist eine gezieltere Betrachtung mit entsprechend kombinierten Folgemaßnahmen möglich, insbesondere auch hinsichtlich der gefährlichen Stoffe, die gemäß WRRL in der Umwelt rechtlich zwingend zu verringern sind. Bislang werden versickerte Stoffe, die aus dem Oberflächenwasser ins Grundwasser gelangen dort deutlich seltener oder gar nicht untersucht.

Die derzeitige Entwicklung von grundwasserspezifischen Ökotoxizitätstexten wird künftig noch eine Erweiterung der Untersuchungsmethoden ermöglichen (Gerhardt, 2018). Das Schweizer Bundesamt für Umwelt – BAFU - hat bereits festgestellt, dass einige Grundwassertiere empfindlich auf bestimmte Umwelteinflüsse reagieren und hält sie für geeignet den Zustand des Grundwassers anzugeben (BAFU, 2006).

Denn schließlich sollen prioritär gefährliche, prioritäre sowie öko- und humantoxikologisch bedenkliche Stoffe weder ins Grundwasser noch in die Meere eingetragen werden, das ist klares Ziel der WRRL. Auf die Umsetzung gerade dieses Ziels hat das Bundesverwaltungsgericht mit seiner Entscheidung vom 2. November 2017 hingewiesen (EUWID, 2017).

## Danksagung

Unser besonderer Dank gilt dem gesamten DGL-Arbeitskreis Quellen und Grundwasser, der diesen Beitrag inspiriert und auf seinem Arbeitstreffen 2018 die dem Artikel vorausgehende Präsentation diskutiert und zusammengestellt hat. Darüber hinaus danken wir allen Mitarbeitenden der Grundwasserökologie der Universität Koblenz-Landau für die äußerst kollegiale Korrektur- und Zuarbeit. So wie Jürgen Marxsen, Universität Gießen und Christian Schweer, LAK Wasser des BUND NRW für die guten Beratungsgespräche bzw. -mails.

Wir danken dem BMBF und dem UBA für die finanzielle Förderung von wissenschaftlichen Projekten zum Thema, denn große Teile des erforderlichen Grundlagenwissens stammen aus der Fördermaßnahme Groundcare (033W037A) und sind Teil der Fördermaßnahme „Regionales Wasser-Resourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland“ (ReWAM) im Förderschwerpunkt „nachhaltiges Wassermanagement“ (NaWaM).

## Literatur

- BAFU, (2006): Biozönosen im Grundwasser 03/06, Bundesamt für Umwelt, Bern, S.8 und S. 73  
EUWID, (2017): Wasser und Abwasser; <https://www.euwid-wasser.de/news/recht/einzelansicht/Artikel/bverwg-im-wasserrechtlichen-verfahren-tatsaechliche-schadstoffbelastung-relevant.html>  
EUWID, (2018): Recycling und Entsorgung Ausgabe 46, S. 6  
Gerhardt, A. (2018): Sind Grundwasserkrebse geeignete Arten in Ökotoxikologie und online Grundwasserüberwachung, LimCo international, Konstanz, Plakatsession DGL 2018 und Grundwasser Session der DGL-Jahrestagung, Kamp-Lintfort, 2018  
Griebler, C. und Avramov, M. (2015): Groundwater ecosystem services, A review, Freshwater Science 34, S. 355 ff  
Griebler, C. und Mösslacher, F. (Hrsg.) (2003): Grundwasserökologie, UTB-Facultas Verlag Wien  
Griebler, C. (2018): Grundwasser Session der DGL-Jahrestagung, Kamp-Lintfort 2018  
Griebler, C. et al. (2018): Non-random processes determine the colonization of groundwater sediments by microbial communities in a pristine porous aquifer Environmental Microbiology, <https://doi.org/10.1111/1462-2920.14463>  
Hahn, H. J., Schweer, C. & Griebler, C. (2018): Grundwasserökosysteme im Recht? - Eine kritische Betrachtung zur rechtlichen Stellung von Grundwasserökosystemen. - Grundwasser 23, 3, 209-218, <https://doi.org/10.1007/s00767-018-0394-3>.  
Marxsen, J. (2015): Limnologie aktuell, Band 14, Grundwassergeprägte Lebensräume (Hrsg. Brendelberger, Martin, Brunke, Hahn), Schweizerbart, Stuttgart, S. 160ff  
Schminke, H. K. (1997): Heinzelmännchen im Grundwasser, Biologie in unserer Zeit, Jahrgang 1997 / Nr. 3, VCH, Weinheim, S.182-188,  
Schwoerbel, J. (1987): Einführung in die Limnologie. 6. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart: 269 S.9ff und 85 ff

- Spengler, C. (2017) Die Auswirkungen von anthropogenen Temperaturerhöhungen auf die Crustaceagemeinschaften im Grundwasser-Versuch einer Prognose zur Klimaerwärmung und lokalen Wärmeeinträgen, Dissertation, Universität Landau, 2017
- Spengler, C. und Hahn, H. J. (2018) Thermostress: Ökologisch begründete, thermische Schwellenwerte und Bewertungsansätze für das Grundwasser. - Korrespondenz Wasserwirtschaft 11, 9, DOI: 10.3243/kwe2018.09.001.
- Stein, H. et al. (2012): Stygoregions – a promising approach to a bioregional classification of groundwater systems, [www.researchgate.net/publication/230885486](http://www.researchgate.net/publication/230885486), open access
- UBA (2015): Auswirkungen thermischer Veränderungen infolge der Nutzung oberflächennaher Geothermie auf die Beschaffenheit des Grundwassers und seiner Lebensgemeinschaften – Empfehlungen für eine umweltverträgliche Nutzung, Texte 54/ 2015 Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau; zum kostenlosen download unter [www.umweltbundesamt.de/publikationen](http://www.umweltbundesamt.de/publikationen)
- UBA (2017): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung, Umweltbundesamt Dessau-Roßlau zum kostenlosen download unter [www.umweltbundesamt.de/publikationen](http://www.umweltbundesamt.de/publikationen)
- Wasserhaushaltsgesetz, aktuelle Fassung, Gesetze-im Netz, [www.gesetze-im-netz.de](http://www.gesetze-im-netz.de)
- Wolter, R. et al.: (2018): Groundwater Watch List (GWWL)- Concept and Methodology Draft 10.9 (23.08.2018)
- WRRL (2000) Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpoltik Amtsblatt L 327 vom 22.12.2000, S. 1ff

## **Effects of warming on freshwater carbon cycling in macrophyte dominated systems.**

*Mandy Velthuis<sup>1,6</sup> Sarian Kosten<sup>2</sup>, Ralf Aben<sup>3</sup>, Garabet Kazanjian<sup>1</sup>, Sabine Hilt<sup>1</sup>, Edwin Peeters<sup>4</sup>, Ellen van Donk<sup>5</sup> & Liesbeth Bakker<sup>6</sup>*

<sup>1</sup> Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Department of Ecosystem research, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, Germany, [velthuis@igb-berlin.de](mailto:velthuis@igb-berlin.de), [kazanjian@igb-berlin.de](mailto:kazanjian@igb-berlin.de), [hilt@igb-berlin.de](mailto:hilt@igb-berlin.de)

<sup>2</sup> Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW), Department of Aquatic Ecology, P. O. Box 50, 6700 AB Wageningen, The Netherlands; Radboud University Nijmegen, Institute for Water and Wetland Research, Department of Aquatic Ecology and Environmental Biology, P.O. Box 9010, 6500 GL Nijmegen, The Netherlands. [s.kosten@science.ru.nl](mailto:s.kosten@science.ru.nl)

<sup>3</sup> Radboud University Nijmegen, Institute for Water and Wetland Research, Department of Aquatic Ecology and Environmental Biology, P.O. Box 9010, 6500 GL Nijmegen, The Netherlands; Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW), Department of Aquatic Ecology, P. O. Box 50, 6700 AB Wageningen, The Netherlands. [ralf.aben@science.ru.nl](mailto:ralf.aben@science.ru.nl)

<sup>4</sup> Wageningen University, Department of Aquatic Ecology and Water Quality Management, P.O. Box 47, 6708 PB, Wageningen, The Netherlands. [edwin.peeters@wur.nl](mailto:edwin.peeters@wur.nl)

<sup>5</sup> Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW), Department of Aquatic Ecology, P. O. Box 50, 6700 AB Wageningen, The Netherlands; University of Utrecht, Institute of Environmental Biology, P.O. Box 80.084, 3508 TB Utrecht, The Netherlands. [e.vandonk@nioo.knaw.nl](mailto:e.vandonk@nioo.knaw.nl)

<sup>6</sup> Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW), Department of Aquatic Ecology, P. O. Box 50, 6700 AB Wageningen, The Netherlands. [l.bakker@nioo.knaw.nl](mailto:l.bakker@nioo.knaw.nl)

Temperatures have been rising over the last decades and are predicted to increase further over the coming century. Global warming affects carbon cycling in freshwater ecosystems, which both emit and bury substantial amounts of carbon on a global scale. Currently, most studies focus on the effect of warming on overall carbon emissions from freshwater ecosystems, while net effects on carbon budgets may strongly depend on carbon burial in sediments. Here, we tested whether warming increases the production, sedimentation and decomposition of particulate organic carbon eventually altering the carbon burial in a typical shallow freshwater system. We performed an indoor experiment in eight mesocosms dominated by the common submerged aquatic plant *Myriophyllum spicatum* testing two temperature scenarios: a temperate seasonal temperature pattern, and a warmed (+4°C) scenario (4 replicates each). During a full experimental year, the carbon stock in plant biomass, the dissolved organic carbon in the water column, sedimented organic matter and decomposition of plant detritus, were measured. Our results showed that year-round 4°C warming almost doubled the final carbon stock in plant biomass as compared to controls mainly due to a prolonged growing season in fall. DOC concentrations did not differ between the treatments, but organic carbon sedimentation increased from 96 C/m<sup>2</sup>/y in controls to 152 g C/m<sup>2</sup>/y in warm treatments. Enhanced decomposition of plant detritus in the warm treatment, however, compensated the increase in sedimentation. As a result, net carbon burial was on average 40 g C/m<sup>2</sup>/y in both control and warmed treatments when fluxes were combined into a carbon budget model. This indicates that warming increases the turnover of organic carbon in freshwater systems, while not necessarily affecting net carbon burial on a system scale.

# **Nährtierangebot und Nahrungspräferenzen von Renken im Starnberger See**

*Christian Vogelmann<sup>1,2</sup>, Andreas Martens<sup>2</sup>, Michael Schubert<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Institut für Fischerei, Weilheimerstraße 8, 82319 Starnberg chris.vogelmann@lfl.bayern.de  
michael.schubert@lfl.bayern.de

<sup>2</sup> PH Karlsruhe, Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe,  
martens@ph-karlsruhe.de

**Keywords:** Zooplankton, Mageninhaltsuntersuchung, Zooscan

## **Einleitung**

Im Zuge der Reoligotrophierung des Starnberger Sees haben sich dessen Nährstoffgehalt und -verhältnisse während der letzten Jahrzehnte stark verändert. Dies beeinflusst nicht nur das quantitative Angebot der Fischnährtiere (hier: Zooplankton), sondern führt langfristig auch zu einer qualitativen Veränderung des Nahrungsangebots für Fische. So wird, bedingt durch eine Veränderung in der Nährstoffzusammensetzung, die Quantität und Qualität des Phytoplanktons verändert, was wiederum Auswirkungen auf die Abundanz und Zusammensetzung des Zooplanktons zur Folge hat. Allgemein wird von einer Verschiebung der Artenzusammensetzung innerhalb des Zooplanktons ausgegangen, wobei möglicherweise die von Renken (*Coregonus spec.*) bevorzugten Daphnien (Cladocera) abnehmen, während Copepoden (Copepoda) zunehmen. Dies kann sich negativ auf das Fischwachstum auswirken. Am Starnberger See beispielsweise zeigt sich in den letzten Jahren eine deutliche Gewichtsabnahme der Renken, die wesentlich zum Rückgang des jährlichen Renkenertrages auf derzeit rund 2 kg/ha beiträgt (Schubert 2017).

In Bayern spielen die Renken eine wichtige Rolle in der kommerziellen Seenfischerei. Am Starnberger See existieren insgesamt 35 Betriebe, die im Nebenerwerb der Fischerei nachgehen. Die Fangerränge unterliegen natürlichen Schwankungen. Neben dem Fangaufwand und Fanggeräteeinsatz werden sie maßgeblich von der Rekrutierung und dem Wachstum der Renken beeinflusst (Klein 1999).

Zooplankton besitzt eine Schlüsselfunktion im Ökosystem See. Es verbindet fast alle Glieder eines Nahrungsnetzes und bildet die Nahrungsquelle planktivorer Fische sowie die Grundlage für Fische im Larvenstadium (Welker et al. 1994). Zooplankton wird zum einen von der Zusammensetzung und Abundanz des Phytoplanktons und zum anderen von Prädatoren wie Fischen oder durch toxische Einleitungen in das Wasser reguliert (Frederiksen et al. 2006; Gannon & Stemberger 1978; Jeppesen et al. 2011). Das Phytoplankton kann durch die Nährstofflimitierung stark beeinflusst werden und somit einen direkten Einfluss auf die Reproduktionsrate und Individuengröße des herbivoren Zooplanktons haben (Elser et al. 2007). Ist das Nährstoffverhältnis N:P im Phytoplankton zu gering, kann dieses Auswirkungen auf das Wachstum des herbivoren Zooplanktons haben (Elser et al. 2009; Paerl 2009). Dies wirkt sich wiederum auf das Wachstum planktivorer Fische aus (Eckmann & Becker et al. 2002).

Aus der Berufsfischerei liegen Beobachtungen vor, dass sich Nord- und Südteil des Starnberger Sees im Renkenertrag und in der Ernährungssituation der Renken im Freiwasser unterscheiden. Ziel dieser Arbeit war es, das aktuelle Nährtierangebot und das Selektionsverhalten der Renken vergleichend für den Nord- und den Südteil des Sees zu untersuchen.

## Material und Methoden

Die Freilanduntersuchungen fanden von März bis August 2017 im zweiwöchigen Rhythmus jeweils getrennt im Nord- und Südteil am Starnberger See in Kooperation mit der Fischereigenossenschaft Würmsee statt. Pro Seeteil wurden insgesamt 12 Probenentnahmen durchgeführt. Bei jeder Probeentnahme wurden maximal 20 Renken aus der Schwebnetzfischerei der Berufsfischer entnommen. Dazu wurden routinemäßig am Abend vorher die Netze gesetzt und am darauffolgenden Morgen (12 Stunden Setzzeit) gehoben. Für die Mageninhaltsuntersuchungen der Renken wurde der Verdauungstrakt vom Schlund bis kurz vor den Pylorusschläuchen herauspräpariert und in Zucker-Glycerin-Ethanol fixiert (Strauß 2009). Zusätzlich wurde von allen gefangen Fischen Länge, Gewicht, Korpulenz (Fulton 1904), Geschlecht, Gonadenentwicklung (Smolina 1920) und das Alter (Einsele 1943) untersucht und bestimmt.

Die Zooplanktonproben wurden durch drei Vertikalzüge (Anfang, Mitte und Ende des Schwebesatzes), abhängig von der Setztiefe mit einem Zooplanktonnetz (Wurfplanktonnetz Pokorny Uhelon, Maschenweite 0,25 mm, Tiefe 60 cm, Durchmesser 40 cm) entnommen und fixiert. Zusätzlich wurde an den Fangorten Wasserparameter (Leitfähigkeit, Temperatur, Sauerstoff, Sichttiefe) gemessen und Wasserproben für die Nährstoffbestimmung entnommen. Für die Analyse und Probenaufbereitung wurden mittels Planktonsplitter (Motoda 1959) die Magen- bzw. Freiwasserproben iterativ halbiert und auf ein passendes Aliquot gebracht.

Mithilfe des Zooscan V4 (HydroptiC, Version 2.4.0) wurden Freiwasserproben und die Mageninhalte qualitativ und semiquantitativ bestimmt (Gorsky et al. 2010; Grosjean et al. 2004). Mit Plankton Identifier (Gasparin 2007; Rakotomalala 2005), das in Zusammenarbeit mit dem Zooscan und dem für das auf Basis von ImageJ arbeitende Zooprocess (Abràmoff et al. 2004; Rasband 2005) eine taxonomische Klassifizierung ermöglicht, wurden eigene Lernsets, die eine Trefferquote von 75 bis 91 Prozent der zu bestimmenden Organismen erreichten, erstellt und die Proben analysiert.

Das Nährtierangebot wurde in Individuen/l umgerechnet. Um die Nahrungspräferenz der Renken zu bestimmen wurde der Selektivitäts-Index nach Jacobs (1974) berechnet.

## Ergebnisse

Nord- und Südteil des Starnberger Sees zeigten keine signifikanten Unterschiede bei Wasser- und Nährstoffparametern. In Bezug auf das Wachstum der Renken fanden sich im Süden des Starnberger Sees etwas höhere Durchschnittsgewichte, die sich statistisch aber nicht absichern ließen. Das Gewicht der 3-Jährigen Individuen änderte sich im Untersuchungszeitraum (März-August) von durchschnittlich 171,0 g (SD±44,68) auf 187,9 g (SD±33,51), das der 4-Jährigen von durchschnittlich 192,7 g (SD±36,82) auf 201,8 g (SD±28,68). Somit hatten die 3-Jährigen im Durchschnitt einen Zuwachs von 16,9 g und die 4-Jährigen von 9,1 g. Der K-Faktor lag bei den 3-Jährigen zu Beginn im Durchschnitt bei 0,66 (SD±0,08) und gegen Ende bei 0,74 (SD±0,06). Bei den 4-Jährigen war lediglich eine von 0,73 (SD±0,16) auf 0,74 (SD±0,05) festzustellen.

Während des gesamten Untersuchungszeitraumes (März-August) wurden weder für die quantitative (Planktonindividuen/l,  $p = 0,071$ ), noch qualitative ( $p = 0,435$ ) Zooplanktonzusammensetzung signifikante Unterschiede zwischen dem Nord- und Südteil des Starnberger Sees festgestellt. Phosphorliebende Wasserflöhe bildeten von März bis Juni 2017 einen relativ geringen Anteil der Zooplanktongemeinschaft. Bei zusammenfassender Betrachtung aller Beutegruppen, zeigten die Untersuchungen durchschnittlich 5,9 Zooplanktonindividuen pro Liter ( $5,00 \pm 1,49$  im Nordteil,  $6,99 \pm 3,38$  im Südteil).

Bei alleiniger Betrachtung der ersten acht Untersuchungstermine, wies der südliche Seeteil im Vergleich zum Nordteil in den Frühjahrsmonaten eine signifikant höhere Zooplanktonabundanz auf ( $p = 0,023$ ). Im zeitlichen Verlauf zeigte sich für den gesamten See eine höchst signifikante Veränderung der Artenverteilung ( $p = 0,0001$ ), speziell ab Mai.

Die Mageninhaltsanalyse zeigte im gesamten Untersuchungszeitraum sowohl einen heterogenen Magenfüllungsgrad als auch ein unterschiedliches Nahrungsspektrum. Im Süden des Starnberger Sees gefangene Renken wiesen einen höheren Anteil an benthischer Nahrung und Dipteren auf. Unabhängig von Nord und Süd ist der Anteil an *Bosmina* spp. und Copepoden verhältnismäßig hoch. Dahingegen war der Anteil an *Daphnia* spp. konstant niedrig. Eine positive Selektivität der Renken zeigt sich ausschließlich für die Beutegruppe *Bosmina* spp. ( $p$ -Wert =  $<0,001$ ), für alle anderen Kategorien ergab sich eine Meidung ( $p$ -Werte von  $< 0,001$  bis 0,006).

## Diskussion

### **Zooscan: Möglichkeiten und Grenzen**

Mit Hilfe des Zooscans ist eine Digitalisierung und Speicherung des Bildmaterials möglich, so dass ein stetiger Zugriff auf die Daten gewährleistet werden kann. Durch die Erstellung von Lernsets kann das Auszähl- und Bestimmungsverfahren standardisiert werden. Der Zooscan erweist sich für die Analyse der Freiwasserproben als überaus hilfreiche und zeiteinsparende Methode. Dies bietet die Möglichkeit Langzeitvergleiche durchzuführen. Es ist jedoch in Einzelfällen nicht möglich, mit dem Zooscan bestimmte Objekte genauer zu analysieren, wenn diese etwa seitlich liegen oder nicht gut fokussiert werden können.

Die Identifizierung und automatisierte Auswertung der Mageninhalte wird durch fortgeschrittene Verdauungsstufen erschwert bzw. unmöglich gemacht. Im Falle einer fortgeschrittenen Verdauung muss die Probe manuell am Computerbildschirm nachbestimmt werden. Untersuchungen von Elliott (1973) an *Salmo trutta fario* zeigen eine Magenentleerungsrate von 4,25% pro Stunde. Dies würde bedeuten, dass bei Salmoniden nach 12 h mit einer Verdauung von über 50% des Mageninhaltes zu rechnen ist. Dagegen stehen Beobachtungen von Pechlaner (in: Schulz 1975). Er beobachtet bei Untersuchungen an *Salvelinus alpinus*, dass die Verdauung unter Stress eingestellt wird.

### **Nahrungsselektivität der Renken**

Beim Vergleich des Nährtierangebots im Freiwasser mit den Mageninhalten der Renken zeigt sich eine Bevorzugung für die Beutegruppe *Bosmina* spp. Die ermittelte Präferenz ist wahrscheinlich auf ein methodisch bedingtes Artefakt zurückzuführen, da *Bosmina* im Vergleich zu anderen Planktonorganismen auch nach längerem Verdauungsprozess noch in der Magenprobe nachweisbar ist und somit bei der Mageninhaltsanalyse überrepräsentiert in Erscheinung tritt. Zooplanktonorganismen können unterschiedlich schnell verdaut werden (Gannon 1976), was zu einer Verfälschung der Ergebnisse bei der Auswertung der Magenproben führen könnte. Diese Ergebnisse spiegeln sich auch in Untersuchungen von Sutela & Huusko (1994) wider.

Für alle anderen Planktonorganismen wird eine Meidung bei der Nahrungswahl durch die Renken festgestellt und ist vermutlich auf den sehr geringen Magenfüllungsgrad der untersuchten Fische zurückzuführen. Dieser erschwert einen belastbaren quantitativen Vergleich mit dem ebenfalls geringen Nährtierangebot im See. Die errechneten Präferenzwerte können stark zufallsbehaftet sein. Ein unter größerem Nahrungsangebot ggf. vorhandenes Präferenzverhalten bei der Nahrungswahl kann hierdurch maskiert werden. Als weiteres Problem stellt sich heraus, dass Fressbereich und Fangort der Fische mehr oder weniger stark abweichen können, was sich ebenso auf die Ergebnisse auswirken kann (Karjalainen 1992; Karjalainen & Viljanen 1992; Sarvala et al. 1994).

### **Nährtierangebot**

Die Renken des Starnberger Sees zeigen aufgrund des geringen Nährtierangebotes während des Untersuchungszeitraumes eine akute Hungersituation, die mit einem erhöhten und energieraubenden Suchaufwand bei der Nahrungsaufnahme verbunden ist. Die für den See ermittelte durchschnittliche Zooplanktendichte von 5,9 Individuen pro Liter liegt unter den für andere oligotrophen Seen (Stibor 2017; Luger & Gassner 2012). Dies spiegelt sich in den ermittelten geringen Korpulenzfaktoren wider und liegen unter dem von Schulz (1979) für Achensee-Coregonen ermittelten Wert von 0,799, den er bereits als sehr gering einstuft und auf Nahrungsknappheit zurückführt.

Anhand von Langzeitdaten des Instituts für Fischerei Starnberg zeigt sich, dass die K-Faktoren seit den 60er Jahren deutlich abgenommen haben. Aufgrund der Hungersituation ist davon auszugehen, dass die Renken bei der Nahrungsaufnahme nicht selektieren, sondern auch auf „Notnahrung“ übergehen. Auffällig ist hierbei der teilweise große Anteil von Dipteren und benthischer Nahrung in den gefangenen Renken. Larven der Gattung *Micropsectra* bewohnen das Profundal des Sees und sind nach Gerstmeier (1985) zahlenmäßig stark im Starnberger See vertreten. Es wird davon ausgegangen, dass diese den See bis in die maximale Tiefe besiedeln. In den Untersuchungen 2017 haben sich vor allem die Puppenstadien von *Micropsectra* im Magen befunden, was darauf schließen lässt, dass die kontinuierlich aufsteigenden Puppen an der Wasseroberfläche kurz vor der Emergenz gefressen wurden sind.

### **Danksagung**

Die Untersuchungen wurden im Rahmen einer Masterarbeit der PH Karlsruhe am Institut für Fischerei Starnberg in Kooperation mit der Fischereigenossenschaft Würmsee durchgeführt. Besonderer Dank gilt Sylvia Härtl, Dr. Gertrud Spörl, Juan C Cubillos., Sabrina Duncan, Dr. Maxim Teichert, Christian Seitel und allen Berufsfischern, die bei den Beprobungen beteiligt waren.

### **Literatur**

- Abràmoff, M., Magalhães, P.J., Ram, S.J., 2004. Image processing with ImageJ. *Biophotonics Int.* 7, 36–42.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. *Primer v6: User Manual/Tutorial*.
- Eckmann, R., Becker, M., Schmid, M., 2002. Estimating food consumption by a heavily fished stock of zooplanktivorous *Coregonus lavaretus*. *Trans. Am. Fish. Soc.* 131, 946–955.
- Einsele, W., 1943. Über das Wachstum der Coregonen im Voralpengebiet, insbesondere über das Verhältnis von Schuppen- und Längenwachstum. *Z. Fisch.* 41, 23–45.
- Elliott, J.M., 1973. The food of brown trout (*Salmo trutta*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in relation to the abundance of drifting invertebrates in an mountain stream. *Oecologia*. 12, 329-347.
- Elser, J.J., Anderson, T., Baron, J.S., Bergström, A.-K., Jansson, M., Kyle, M., Nydick, K.R., Steger, L., Hessen, D.O., 2009. Shift in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. *Science*. 326, 835–837.

- Elser, J.J., Bracken, M.E.S., Cleland, E.E., Gruner, D.S., Harpole, W.S., Hillebrand, H., Ngai, J.T., Seabloom, E.W., Shurin, J.B., Smith, J.E., 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.* 10, 1135–1142.
- Frederiksen, M., Edwards, M., Richardson, A.J., Halliday, N.C., Wanless, S., 2006. From plankton to top predators: bottom up control of a marine food web across for trophic levels. *J. Anim. Ecol.* 75, 1259–1268.
- Gannon, J.E., Stemberger, R.S., 1978. Zooplankton (Especially Crustaceans and Rotifers) as Indicators of Water Quality. *Trans. Am. Fish. Soc.* 97, 16–35.
- Gasparini S. 2007. Plankton Identifier: a software for automatic recognition of planktic organisms.
- Gerstmeier, R., 1985. Die quantitative Erfassung der profundalen Benthosfauna des Starnberger Sees, unter besonderer Berücksichtigung der Chironomiden (Diptera) (Dissertation). Ludwig-Maximilians-Universität, München.
- Gorsky, G., Ohman, M.D., Picheral, M., Gasparini, S., Stemmann, L., Romagnan, J.-B., Cawood, A., Pesant, S., García-Comas, C., Prejger, F., 2010. Digital zooplankton image analysis using the ZooScan integrated system. *J. Plankton Res.* 32, 285–303.
- Grosjean, P., Picheral, M., Warembourg, C., Gorsky, G., 2004. Enumeration, measurement, and identification of net zooplankton samples using the ZOOSCAN digital imaging system. *ICES J. Mar. Sci.* 61, 518–525.
- Jacobs, J., 1974. Quantitative measurement of food selection. *Oecologia Berl.* 14, 413 ff.
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Olesen, J.E., Audet, J., Søndergaard, M., Hoffmann, C.C., Andersen, H.E., Lauridsen, L.L., Liboriussen, L., Larsen, S.E., Beklioglu, M., Meerhoff, M., Özgen, A., Özkan, K., 2011. Climate change effects on nitrogen load-ing from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, eco-logical state of lakes and adaption. *Hydrobiologia* 663, 1–21.
- Karjalainen, J., 1992. Food consumption, density-dependent feeding and growth of vendace (*Coregonus albula* (L.)) larvae. *Ann Zool Fenn.* 29, 93–103.
- Karjalainen, J., Viljanen, M., 1992. Experimental estimation of the food intake of larval vendace (*Coregonus albula* L.) under field conditions. *Hydrobiologia* 243/244, 203–209.
- Klein, M. 1999. Die langfristige Entwicklung der Coregonenfischerei an bayerischen Voralpenseen. *Fischer & Teichwirt* 49, Heft 4, 136–141.
- Lenhart, B., Steinberg, C., 1982. Zur Limnologie des Starnberger Sees (Informationsberichte des Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft).
- Luger, M., Gassner, H. 2012. Limnologische und fischökologische Langzeituntersuchung von ausgewählten österreichischen Seen in Hinblick auf den Klimawandel, Teil: Millstätter See. Zwischenbericht 2012. Bundesamt für Wasserwirtschaft, 21 Seiten.
- Lynch, M., 1980. The Evolution of Cladoceran Life Histories. *Q. Rev. Biol.* 55, 23–42.
- Niesslbeck, P., Klein, M., 1988. Growth condition of naturally hatched and artificially bred larvae of *Coregonus lavaretus* L. s.l. in Lake Starnberg (Bavaria, FRG). *Finnish Fisheries Research* 9, 361–372.
- Rakotomalala, R., 2005. TANAGRA: une plate-forme d'expérimentation pour la fouille de données. *Modulad* 32, 71–85
- Rasband, W. S., 2005. ImageJ, U. S. National Institutes of Health, Bethesda, MD, USA.
- Sarvala, J., Helminen, H., Hirvonen, A., Minalainen, M., Saarikari, V., 1994. Spring development of Zooplankton and spatial pattern of planktivorous fish larvae in a mesotrophic lake. *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 25, 2132–2138.
- Smolina, K. 1920. Merkbuch der Binnenfischerei. Fischereiförderung GmbH, Berlin.
- Schubert, M., 2017. Fischereibiologische Untersuchungen an Renkenbeständen in Voralpenseen (Jahresbericht 2017). LfL Institut für Fischerei, Starnberg.
- Schulz, N., 1979. Untersuchungen zur Nahrungsaufnahme der Coregonen (*Coregonus wartmanni* BLOCH) (Pisces: Salmonidea) im Achensee (Tirol, Österreich). *Naturwiss. med. Ver. Innsbr.* 66, 109–124.
- Schulz, N., 1975. Untersuchungen zur Biologie der Seesaiblinge (*Salvelinus alpinus* L.) (Pisces: Salmonidea) im Achensee (Tirol, Österreich). Teil I. Nahrungsaufnahme. *Naturwiss.-med. Ver. Innsbr.* 62, 139–151.
- Strauß, T., 2009. Dynamische Simulation der Planktonentwicklung und interner Stoffflüsse in einem eutrophen Flachsee. *Publ. Interdiszip. Umw.-Forums RWTH Aachen* 44.
- Stibor, H., 2017. Persönlicher Mitteilung, Oktober, 2017. LMU. München.
- Sutela, T., Huusko, A., 1994. Digestion of zooplankton in the alimentary tract of vendace (*Coregonus albula*) larvae. *J. Fish. Biol.* 44, 591–596.
- Welker, M.T., Pierce, C.L., Wahl, D.H., 1994. Growth and Survival of Larval Fishes: Roles of Copmetitions and Zooplankton Abundance. *Trans. Am. Fish. Soc.* 123, 703–717.

## **Quagga-Muschel-Invasion und submerse Makrophyten: Mutualismus oder Konkurrenz?**

*Benjamin Wegner<sup>1,2</sup>, Klaus van de Weyer<sup>3</sup>, Sabine Hilt<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> TU Berlin, Student im M.Sc. Stadtökologie

<sup>2</sup> Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

<sup>3</sup> lanaplan GbR, Lobbericher Str. 5, 41334 Nettetal

In den letzten Jahren breitet sich die aus dem pontokaspischen Raum stammende Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* massiv in deutschen Gewässern aus. Sie kann im Gegensatz zu der verwandten, und schon lange vorher eingewanderten Wandermuschel (*D. polymorpha*) auch auf Weichsubstraten siedeln. Die Abundanzen der Quagga-Muschel könnten daher deutlich höher sein und z. B. eine Ansiedlung von submersen Makrophyten in eutrophen Seen mit vormals trübem Wasser begünstigen. Die submersen Makrophyten könnten wiederum juvenilen Muscheln als Aufwuchsfläche dienen und damit deren Ansiedlung fördern.

Um zu testen, ob eine Quagga-Muschel-Invasion und submerse Makrophyten sich gegenseitig fördern, wurden Daten aus dem Großen Müggelsee (Berlin) ausgewertet. Seit 2011 werden dort Verringerungen des Gesamt-Phosphorgehalts im Pelagial und deutliche Zunahmen der Sichttiefen festgestellt, die mit einer Invasion der Quagga-Muschel seit 2012 in Verbindung gebracht werden. Kartierungen der Muschel-Abundanzen im Jahr 2017 zeigten, dass etwa ein Drittel der Seefläche mit Dreisseniden besiedelt ist, wobei die Quagga-Muschel einen Anteil von etwa 97% hat und Dichten bis zu 46000 Muscheln/m<sup>2</sup> auftraten. 2011 war diese Muschel im See noch nicht nachgewiesen und *D. polymorpha*-Vorkommen beschränkten sich auf Bereiche mit Hartsubstraten im Litoral. Das Gesamt-Seevolumen kann durch die aktuelle Quagga-Muschel-Besiedlung mehrmals am Tag gefiltert werden. Im gleichen Zeitraum trat eine deutliche Zunahme der Makrophyten-Abundanz auf, insbesondere durch eine Ausbreitung der invasiven Wasserpest *Elodea nuttallii*. Diese Art nahm besonders in der vorher z.T. unbesiedelten Tiefenzone von 2-4 m zu. Die Daten aus 2017 zeigen jedoch eine signifikant negative Korrelation zwischen Makrophyten- und Muschelabundanz in diesem Tiefenbereich. Die hohen Besiedlungsdichten sowohl der Makrophyten als auch der Quagga-Muscheln verhindern offenbar eine gleichzeitige Besiedlung von Sedimentflächen.

Die Daten aus dem Müggelsee implizieren, dass sowohl positive als auch negative Rückkopplungsmechanismen zwischen Quagga-Muscheln und submersen Makrophyten auftreten. Umfangreichere Langzeitdaten sind erforderlich, um diese Interaktion und deren Dynamik intensiver zu untersuchen und die Auswirkungen von Invasionen auf diverse Ökosystemfunktionen wie Primärproduktion besser zu verstehen.

## Metalimnetic oxygen minimum in a nutrient poor drinking water reservoir

Valerie C. Wentzky<sup>1</sup>, Marieke A. Frassl<sup>1,2</sup>, Karsten Rinke<sup>1</sup>, Bertram Boehrer<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Helmholtz Centre for Environmental Research-UFZ, Brueckstrasse 3a, D-39114, Magdeburg, Germany

<sup>2</sup> Australian Rivers Institute, Griffith University, 170 Kessels Rd, Nathan, Queensland 4111, Australia

Dissolved oxygen is a key variable for water quality and for nearly all organisms in the aquatic environment. Stratified water bodies show distinct vertical patterns of oxygen concentration, which can originate from physical, chemical or biological processes. We observed a metalimnetic oxygen minimum down to 40% saturation level in the nutrient poor Rappbode Reservoir (Germany) during late summer. Contrary to the situation in the hypolimnion, measurements of lateral gradients excluded the sediment contact zone from the major sources of oxygen depletion for the metalimnetic oxygen minimum. Instead, the minimum was the result of locally enhanced oxygen consumption in the open water body. A follow-up monitoring indicated that the oxygen minimum was triggered by the disappearance of a metalimnetic *Planktothrix rubescens* bloom, which caused a depletion of oxygen at the respective depths. The available phytoplankton carbon biomass could suffice to deplete oxygen in the observed range. This suggested that biological activity induced by the end of a *Planktothrix* bloom was an essential factor in forming the oxygen minimum in the Rappbode Reservoir. We hypothesize that pelagic processes, i.e., either oxygen use through decomposition of dead organic material originating from *P. rubescens* or *P. rubescens* extending its respiration beyond its photosynthetic activity, induced the metalimnetic oxygen minimum. The deeper understanding of the oxygen dynamics is mandatory for optimizing reservoir management.

# **Zur naturschutzfachlichen Bedeutung eines fischfreien Sees – 10 Jahre Monitoring eines Abgrabungsgewässers am Niederrhein**

*Ulrich Werneke<sup>1</sup>, Udo Kosmac<sup>2</sup>, Klaus van de Weyer<sup>3</sup>, Svenja Gertzen<sup>4</sup>, Thomas Mutz<sup>5</sup>*

<sup>1</sup> Naturschutzzentrum im Kreis Kleve e.V., Niederstraße 3, 46459 Rees, [werneke@nz-kleve.de](mailto:werneke@nz-kleve.de),

<sup>2</sup> Alte Poststraße 8, 46519 Alpen; [udokosmac@web.de](mailto:udokosmac@web.de),

<sup>3</sup> lanaplan GbR, Lobbericher Str. 5, 41334 Nettetal, [klaus.vdweyer@lanaplan.de](mailto:klaus.vdweyer@lanaplan.de),

<sup>4</sup> Ökologische Forschungsstation Rees, Außenstelle des Instituts für Zoologie der Universität zu Köln, Grietherbusch 3a, 46459 Rees, [Svenja.Gertzen@gmx.de](mailto:Svenja.Gertzen@gmx.de),

<sup>5</sup> Merschkamp 17, 48155 Münster, [thomas.mutz@online.de](mailto:thomas.mutz@online.de)

**Keywords:** fischfreier See, Plankton, Makrophyten, Kammmolch, Naturschutz

## **Einleitung**

### ***Fischfreie Seen***

Wasservögel werden auf Grundlage früherer Untersuchungen (z. B. Riehl 1991) oft als wichtige Vektoren für die Besiedlung von Seen mit Fischen betrachtet. Einen Beweis hierfür gibt es allerdings auch nach jüngsten Studien nicht (Hirsch et al. 2018). Wenn der Transport von Fischlaich durch Wasservögel ein regelmäßiger, grundlegender Verbreitungsmechanismus wäre, dürfte es zudem keine natürlich vor Einfluss des Menschen fischfreien Seen geben, sofern diese für die Besiedlung von Fischen geeignete Bedingungen aufweisen. Es gibt aber weltweit Belege hierfür (z. B. Knapp et al. 2005, Milardi et al. 2016, Schilling et al. 2008). Die häufige Annahme, dass Wasservögel verantwortlich sind für die Besiedlung von Seen mit Fischen, muss daher in Frage gestellt werden.

Das Beispiel eines Abgrabungsgewässers am Unteren Niederrhein zeigt, dass der fischfreie Zustand erhebliche Auswirkungen auf Flora und Fauna hat und wie wichtig derartige Seen für den Natur- und Artenschutz sein können.

## **Material und Methoden**

### ***Untersuchungsgewässer***

Das Untersuchungsgewässer ist ein Baggersee am Unteren Niederrhein (Kreis Kleve), der sich seit dem Jahr 2006 in Entstehung befindet und inzwischen etwa 50 ha groß ist. Der See hat eine maximale Tiefe von 10,5 m, ist mesotroph (Trophieindex 2015: 1,94) und in der Regel polymiktisch. Es liegen keinerlei Hinweise für toxische Belastungen vor.

Der für die Untersuchung des Planktons und der Fische zusätzlich herangezogene, benachbarte Vergleichssee wurde spätestens in den 1990er Jahren mit Fischen besetzt. Er ist zwar mit 150 ha deutlich

größer als das Untersuchungsgewässer und mit bis zu 21 m auch deutlich tiefer, aber ebenfalls mesotroph (Trophieindex 2015: 1,74) und mit einem vergleichbaren Artenspektrum submerser Makrophyten ausgestattet.

### **Fische**

Das Untersuchungsgewässer wird alle zwei Jahre mit Stellnetzen auf das Vorhandensein von Fischen überprüft. Dabei werden Stellnetze (vorwiegend Multimaschennetze) verwendet, deren Anzahl mit zunehmender Seefläche steigt (2017: 10). Im Vergleichssee wurden die Fische an zwei Terminen im Jahr 2015 mit 32 Multimaschennetzen sowie durch ergänzende Elektrobefischungen untersucht.

### **Amphibien**

Die Amphibien im Untersuchungsgewässer wurden an vier Terminen zwischen April und Juli 2016 durch Ableuchten, Verhören und Kescherfänge untersucht. Dazu wurden repräsentative Uferabschnitte definiert, die das Spektrum von den ältesten zu den jüngsten Seebereichen abdeckten.

### **Plankton**

Das Plankton wurde an zehn Terminen im Jahr 2015 halbquantitativ im Epilimnion (0-7 m Tiefe) an der seetiefsten Stelle beprobt. Es wurden Netze mit 55 und 200 µm Maschenweite verwendet. Die Organismen wurden bestimmt, gezählt und nach der Vermessung Größenklassen zugeordnet. Das Untersuchungsgewässer und der Vergleichssee wurden nach identischer Methode untersucht.

### **Submerse Makrophyten**

Seit dem Jahr 2010 werden die submersen Makrophyten jährlich im Frühjahr und im Spätsommer durch Taucher auf zunächst drei (2010-2013), mit zunehmender Größe des Sees auf vier (2014-2017) Linientransekten untersucht und ihre Häufigkeit nach Kohler (1978) in Kategorien von 1 (sehr selten) bis 5 (massenhaft) eingestuft.

## **Ergebnisse**

### **Fische**

Im Untersuchungsgewässer wurden bisher keine Fische nachgewiesen. Mit einem pelagisch gestellten Multimaschennetz gelang am 2.9.2014 aber der Nachweis eines Kammmolches, was Anlass für die ausführlichere Untersuchung der Amphibien war.

Im Vergleichssee war die Marmorgrundel *Oxyeleotris marmorata* häufigste Art, hinsichtlich der gesamten Fischbiomasse im See dominierten aber adulte Flussbarsche (*Perca fluviatilis*, 45,22 %) und Hechte (*Esox lucius*, 29,96 %). Der daraus resultierende hohe Fraßdruck auf planktivore Fische führt zu der Einschätzung, dass der Fraßdruck der Fische auf das Plankton als eher gering einzustufen ist.

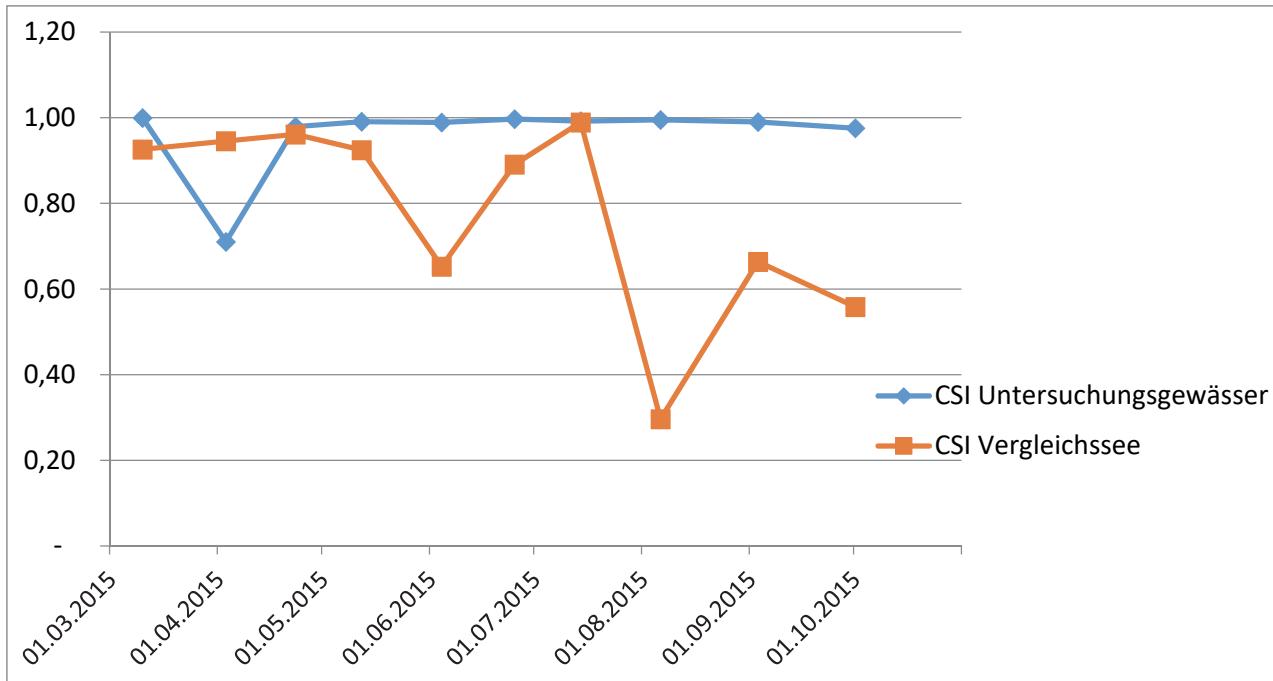
### **Amphibien**

Mit dem Teichfrosch (*Pelophylax esculentus*), dem Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*) und dem Kammmolch (*Triturus cristatus*) konnten nur drei Amphibienarten im Untersuchungsgewässer nachgewiesen werden. Die in Nordrhein-Westfalen ansonsten häufigen Arten Grasfrosch und Erdkröte fehlten. Bemerkenswert war die hohe Abundanz der beiden Molcharten. Maximal wurden 48 Kammmolche innerhalb von 30 Minuten entlang eines Uferabschnitts von 50 Meter Länge gefangen (am 04.05.2016: 15 ♂, 28 ♀ und 5 Jungtiere). Hochgerechnet aus Fängen und Beobachtungen wird der

Bestand des Teichmolches im Untersuchungsgewässer auf etwa 4.500 bis 9.000 Individuen geschätzt, der des Kammmolches auf mindestens 900.

### Plankton

Die Ergebnisse der Planktonuntersuchungen können hier nicht ausführlich dargestellt werden. Besonders auffällig war der Unterschied zwischen Untersuchungsgewässer und Vergleichssee hinsichtlich der planktischen Büschelmückenlarven (*Chaoborus* spp.). Im Untersuchungsgewässer waren sie auch tagsüber häufig im Epilimnion nachweisbar, im Vergleichssee mit Fischbestand nicht. Auch hinsichtlich des Cladocera Size Index (CSI, nach ATT 2011) unterschieden sich die beiden Seen deutlich (Abb. 1):



**Abb. 1: Cladocera Size Index (CSI) im Untersuchungsgewässer und im Vergleichssee.**

Im fischfreien Untersuchungsgewässer waren an 9 von 10 Terminen fast alle Cladoceren größer als 1 mm (CSI nahe 1), im Vergleichssee mit Fischen war der CSI trotz des vermutlich geringen Fraßdrucks auf das Plankton an 7 von 10 Terminen niedriger.

### Submerse Makrophyten

In den Jahren 2010 bis 2014 war das Gewässer besonders von Armleuchteralgen geprägt, sowie durch das Zwerg-Laichkraut *Potamogeton pusillus* und das Ährige Tausendblatt *Myriophyllum spicatum*. Ab dem Jahr 2015 besiedelte *Elodea nuttallii* den See, bildete innerhalb eines Jahres Massenbestände und unterdrückte die anderen Arten. Sechs der nachgewiesenen Arten sind in den Roten Listen von NRW (LANUV 2010) aufgeführt.

Fraß- oder Wühlschäden waren an der submersen Vegetation nicht festzustellen. Sie entwickelte sich ungestört bis zur unteren Makrophytengrenze von 7,5 – 8,5 m. Trotz der Dominanz von *Elodea nuttallii* ist das Gewässer dem europaweit geschützten FFH-Lebensraum-Typ „3140 - Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Stillgewässer mit benthischer Armleuchteralgen-Vegetation (Characeae)“ zuzuordnen.

Tab. 1 zeigt die Sukzession der submersen Makrophyten im Untersuchungsgewässer seit dem Jahr 2010, errechnet aus den jährlichen Mittelwerten der Häufigkeitsklassen.

**Tab. 1: Sukzession der submersen Makrophyten im Untersuchungsgewässer seit dem Jahr 2010.**

Art	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
<i>Chara contraria</i>	2,92	1,97	1,72	1,10	1,26	1,12	0,80	0,53
<i>Chara globularis</i>	0,58	0,67	0,46	0,40	1,05	0,80	0,66	0,18
<i>Chara vulgaris</i>	1,42	1,00	0,79	0,10	0,14	0,07		
<i>Nitella opaca</i>		0,17	0,53	1,00	1,41	0,80	0,61	0,20
<i>Tolypella glomerata</i>			0,30	0,10	0,23	0,13	0,21	0,05
<i>Elodea nuttallii</i>					0,40	2,10	2,30	2,58
<i>Myriophyllum spicatum</i>					0,07	1,23	0,20	0,03
<i>Potamogeton pusillus</i>	0,67	1,00	1,29	1,27	0,78	0,55	0,36	0,42
<i>Potamogeton pectinatus</i>					0,07	0,29	0,09	0,31
<i>Potamogeton trichoides</i>					0,03	0,08	0,08	0,05
<i>Ranunculus circinatus</i>						0,15	0,25	0,45
<i>Ranunculus cf. trichophyllum</i>					0,13	0,17	0,33	0,20
<i>Zannichellia palustris</i>	1,58	0,53	0,89	0,57	0,17	0,20	0,23	

## Diskussion

Das Untersuchungsgewässer ist wegen der ungestörten Entwicklung der teilweise gefährdeten submersen Makrophyten und des großen Bestands des Kammmolches unbedingt schützenswert. Die Population des Kammmolches ist für Nordrhein-Westfalen von landesweiter Bedeutung: Nach Kupfer & von Bülow (2011) umfassen lediglich 5,5 Prozent der Populationen in Nordrhein-Westfalen eine Größenordnung von 101 bis 1.000 Tieren und nur 0,4 Prozent noch größere Bestände. Der Kammmolch ist zudem gemäß Anhang IV der FFH-Richtlinie europaweit gesetzlich geschützt.

Entsprechend der Leitlinie für den Fischbesatz in NRW (MUNLV 2003) ist in dem Untersuchungsgewässer ein Fischbesatz zu unterlassen, weil dadurch gefährdete Arten in ihrem Bestand gefährdet würden. Für den Kammmolch trifft dies nach Drechsler et al. (2016), Schlüpmann et al. (2011) oder LAUFER & WOLLENZIN (2017) zu, für die submersen Makrophyten z. B. nach Breukelaar et al. (1994) oder Lougheed et al. (1998).

Es entspricht ebenfalls Gedanken des Prozessschutzes, in diesem See auf den Besatz mit Fischen zu verzichten und die natürliche Sukzession zuzulassen. Dabei spielt es unter gewässerökologischer Betrachtung keine Rolle, ob der See künstlich oder natürlich entstanden ist, wenn seine strukturellen und physikalisch-chemischen Eigenschaften eine entsprechende Besiedlung durch Flora und Fauna ermöglichen.

Fraglich ist allerdings, ob sich ein Fischbesatz im Untersuchungsgewässer dauerhaft tatsächlich vermeidbar ist, wenn es nach Fertigstellung auch für die Öffentlichkeit zugänglich wird. Es ist aber zu vermuten, dass es auch in anderen Abgrabungsgewässern zumindest über Jahre hinweg einen vergleichbaren fischfreien Zustand geben kann. Entsprechende Untersuchungen von Beginn der Abgrabung an werden aber in der Regel nicht durchgeführt und sind zu fordern.

Schließlich ist davon auszugehen, dass die Auswirkungen des fischfreien Zustands auf die planktischen Nahrungsnetze weit über die hier dargestellten Ergebnisse hinausgehen und dass auch beim Makrozoobenthos entsprechende Effekte zu erwarten sind.

## Literatur

- ATT [Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V] (2011): Bewertung von Zooplankton im Hinblick auf dessen Wirkung auf die Biofiltration in Trinkwassertalsperren. ATT Schriftenreihe Band 8, Oldenbourg Industrieverlag, München.
- Breukelaar, A.W., Lammens, E.H.R.R., Klein Breteler, J.P.G. & Tatrai, I. (1994): Effect of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on resuspension. Verh. Internat. Vereinigung Limnologie 25: 2144–2147.
- DRECHSLER, A., ORTMANN, D. & STEINFARTZ, S. (2016): Fallstudie zum Umgang mit einer FFH-Art: Wie Kammmolche im FFH-Gebiet Latumer Bruch in Krefeld (NRW) von einer der individuenstärksten Populationen an den Rand des Aussterbens gebracht worden sind. Zeitschrift für Feldherpetologie 23 (2): 181–202.
- Hirsch, P.E., N'Guyen, A., Muller, R., Adrian-Kalchhauser, I., & P. Burkhardt-Holm (2018): Colonizing Islands of water on dry land – on the passive dispersal of fish eggs by birds. Fish and Fisheries 2018;00:1–9.
- Knapp, R.A., Hawkins, C.P., Ladau, J. & J. McClory (2005): Fauna of Yosemite National Park Lakes has low resistance but high resilience to fish introductions. Ecological Applications 15(3): 835–847.
- Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft u. Stadt 10 (2), 73–85.
- Kupfer, A. & B. von Bülow (2011): 3.3 Kammmolch – *Triturus cristatus*. In: Arbeitskreis für Amphibien und Reptilien in NRW (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. Band 1: 375–406. Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 16/1, Laurenti-Verlag, Bielefeld.
- LANUV [Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen] (2010): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Pflanzen und Tiere, 4. Fassung.
- LAUFER, H. & WOLLENZIN, M. (2017): Der Einfluss von Fischen auf Amphibienpopulationen. Rana 18: 38–79.
- Louheed, V.L., Crosbie, B., Chow-Fraser, P. (1998): Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton, and submergent macrophytes in a Great Lakes wetland. Canadian J. Fisheries Aquatic Sci. 55: 1189–1197.
- MILARDI, M., Siionen, S., Lappalainen, J., Liljendahl, A. & J. Weckström (2016): The impact of trout introductions on macro- and micro-invertebrate communities of fishless boreal lakes. Journal of Paleolimnology 55(3): 273–287.
- MUNLV [Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen und Fischereiverband Nordrhein-Westfalen e.V.] (Hrsg.) (2003): Leitlinie zum Fischbesatz in Nordrhein-Westfalen. Bestandsbewertung – Besatz – Erfolgskontrolle. Link: [https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/PDFs/naturschutz/fischerei/leitlinie\\_fischbesatz.pdf](https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/PDFs/naturschutz/fischerei/leitlinie_fischbesatz.pdf).
- RIEHL, R. (1991): Können einheimische Fische anhand ihrer Eier durch Wasservögel verbreitet werden? Zeitschrift für Fischkunde 1: 79–83.
- Schilling, E.G., DeGoosh, K.E., Loftin, C.S., Huryn, A.D. & K.E. Webster (2008): Predicting the locations of naturally fishless lakes. Freshwater Biology 53: 1021–1035.
- SCHLÜPMANN, M., MUTZ, T., KRONSHAGE, A., GEIGER, A. & M. HACHTEL unter Mitarbeit des Arbeitskreises Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalen (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Kriechtiere und Lurche – Reptilia et Amphibia – in Nordrhein-Westfalen. In: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung. LANUV-Fachbericht 36, Band 2: 159–222.

## **Retentionseffekte von Biofilmen im Rhein**

*Jennifer Werner, Vera Kersten, Astrid Rapp, Anja Scherwaß<sup>1</sup>, Hartmut Arndt*

Universität zu Köln, Allgemeine Ökologie, Zülpicherstr. 47b, 50674 Köln, jwerner18@uni-koeln.de

Der Rhein ist für die Binnenschifffahrt Europas einer der wichtigsten Flüsse und obwohl sich die Wasserqualität verbessert hat, sind die natürlichen Lebensräume durch Baumaßnamen stark verändert und verkleinert worden. Die Folge sind eine geringere und verschobene Artenvielfalt und eine eingeschränkte Selbstreinigung des Rheins wie sie noch vor hundert Jahren gegeben war.

Die Biofilme in Gewässern, wie dem Rhein, spielen eine große Rolle für das gesamte Ökosystem. Auf kleinstem Raum ist eine Vielfalt an Protozoen, Mikro- und Makrozoobenthos zu finden, welche sich gegenseitig beeinflussen und Nahrungsquellen bilden. In dieser Studie liegt der Fokus vor allem auf den Protozoen und dem Mikrozoobenthos und deren Effekte auf die Reduktion von Bakterien und Pathogenen im Gewässer. Die Ergebnisse der vorhandenen Studie zeigen, dass ein signifikanter Retentionsffekt durch den Biofilm vor allem hin sichtig von Flagellaten und Bakterien zu erkennen ist. Betrachtet man die Ciliaten zeigt sich kein signifikanter Unterschied. Die Ciliaten des Biofilms ernähren sich von den Flagellaten und Bakterien, bzw. auch die Flagellaten konsumieren Bakterien, ernähren und daher deren Abundanz reduzieren. Die Selbstreinigung in Flüssen durch Biofilme ist gerade hin sichtig der Problematik der Belastung der Gewässer mit Pathogenen von sehr großer Bedeutung.

## **Simulation der zukünftigen Emscher – Lernen von einer Versuchsstrecke**

*Caroline Winking<sup>1</sup>, Armin Lorenz<sup>2</sup>, Felix Dacheneder<sup>3</sup>, Jonas Nienhaus<sup>3</sup>, André Niemann<sup>3</sup>,  
Mechthild Semrau<sup>1</sup>, Mario Sommerhäuser<sup>1</sup> & Burkhard Teichgräber<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Emschergenossenschaft/Lippeverband, Abteilung Flussgebietsmanagement, Kronprinzenstraße 24, 45128 Essen, Tel: 0201-104-2873, winking.caroline@eglv.de

<sup>2</sup> Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie, Abteilung Aquatische Ökologie, Universitätsstr. 5, 45117 Essen, armin.lorenz@uni-due.de

<sup>3</sup> Universität Duisburg-Essen, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Universitätsstraße 15, 45141 Essen, andre.niemann@uni-due.de

**Keywords:** Urbane Gewässer, Renaturierung, Fließgewässer, Wasserrahmenrichtlinie, Makrozoobenthos, Makrophyten, Fische

### **Einleitung**

Renaturierungen von Fließgewässern im urbanen Raum stellen immer eine große Herausforderung dar. Viele Aspekte müssen dabei bedacht und in Einklang gebracht werden. Dazu zählen der Hochwasserschutz, die Stadtentwicklung, die Ökologie und die Ziele der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), die Landschaftsästhetik, die Naherholung und viele weitere. Daneben beschränken im urbanen Raum viele Restriktionen, wie beispielsweise Altlasten, manchmal Bergsenkungsfolgen aber vor allem Platzmangel die Möglichkeiten ein Gewässer naturnah zu gestalten. Die Emschergenossenschaft hat sich dieser Herausforderung mit der Renaturierung der gesamten Emscher und ihrer Nebengewässer mit zusammen ca. 350 zu renaturierenden Fließkilometern angenommen. Die erste Renaturierung eines Nebengewässers fand vor ca. 25 Jahren statt und sukzessive werden mehr Abschnitte renaturiert. Bis heute wurden ca. 140 km der geplanten ca. 350 km ökologisch verbessert.

### **Historie der Emscher und des Abwasserkanals**

Jedoch stellt das Einzugsgebiet der Emscher mit seiner Historie einen Sonderfall in der Renaturierungsumsetzung dar. Die Emscher war bis Anfang des 19. Jahrhunderts ein kleiner, träge mäandrierender Tieflandfluss. Sie durchfloss das Ruhrgebiet von Holzwickede bis Duisburg, wo sie in den Rhein mündete und galt als besonders fischreiches Gewässer. Mit Beginn der Industrialisierung und des Steinkohle-Bergbaus in der Region und dem damit einhergehenden Bevölkerungszuwachs wurden zunehmend kommunale wie industrielle Abwässer in die Emscher eingeleitet. Überschwemmungen durch die Emscher waren damals häufig und verursachten nicht nur Schäden an Gebäuden, sondern brachten der Bevölkerung durch das bereits verunreinigte Wasser auch Krankheiten und Seuchen. Zur Lösung dieses Problems wurde 1899 die Emschergenossenschaft gegründet. Ihre Aufgabe bestand darin, die Abwasserproblematik des Emscherraumes zu lösen und die sichere Entwässerung einschließlich des Hochwasserschutzes zu gewährleisten. Ein unterirdisches Kanalsystem für das Abwasser konnte aufgrund des Bergbaus und den damit einhergehenden Bergsenkungen, die die unterirdischen Kanäle zerstört hätten, nicht gebaut werden. Die optimale technische Lösung seiner

Zeit bestand darin die Emscher und große Teile ihrer Nebengewässer auszubauen, zu vertiefen, zu begradigen, in Betonschalen zu sichern und teilweise sogar einzudeichen. So entstanden im gesamten Ruhrgebiet offene Abwasserkanäle, die auch heute noch zu sehen sind und von der Bevölkerung auch „Köttelbecke“ genannt werden. Der Emscher Mittellauf und einige Nebengewässer befinden sich nun seit fast 100 Jahren in diesem Zustand.

Erst seit Ende des 20. Jahrhunderts, mit dem Abklingen des Bergbaus war es möglich unterirdische Abwasserkanäle zu bauen. 1990 begann daher die Planung eines zweiten Emscherumbaus, mit dem Ziel, Abwasser unterirdisch abzuleiten, in dezentralen Kläranlagen zu reinigen und anschließend gereinigt den Fließgewässern zuzuführen. Die ehemaligen Schmutzwasserläufe konnten folglich von den Sohlschalen befreit und die Gewässer sowie ihr Umfeld - soweit möglich - renaturiert bzw. ökologisch verbessert werden.

Der Bau der unterirdischen Abwasserkanäle ist auf der Zielgeraden: bis zum Jahr 2021 wird das gesamte Emscher-System oberirdisch vom Abwasser befreit sein. Die Planungen für die Renaturierungen der Gewässer laufen parallel. Dazu gehört auch die Planung wie der Emscher-Hauptlauf ökologisch verbessert werden soll. Nach Inbetriebnahme des Abwasserkanals Emscher (AKE), wird der Emschermittel- und unterlauf auf einer Fließlänge von ca. 60 km renaturiert und an den Rhein angeschlossen (s. Abbildung 1). Bereits heute ist klar, dass die Emscher stellenweise aus Hochwasserschutzgründen eingedeicht bleiben muss und, dass eine großräumige Renaturierung nur dort möglich ist, wo der Platz zwischen der engen Verbauung von Häusern, Kanälen und Straßen es hergibt. Das Konzept für die Emscher sieht vor, ca. 20 großräumige Renaturierungen, sogenannte Ökologische Schwerpunkte, entlang der Emscher umzusetzen. Sie können als Strahlursprünge für die Besiedlung der Emscher-Zwischenstrecken dienen. Diese Zwischenstrecken sind charakterisiert durch eine große Einschnittstiefe und hohe Böschungen oder Deiche sowie ein nur geringes Platzangebot innerhalb dieser Böschungen und Deiche, wobei dennoch über Sekundärauen Möglichkeiten zur eigendynamischen Entwicklung gegeben sind.

### ***Ziele der Versuchsstrecke***

Damit diese Zwischenstrecken möglichst optimal und naturnah umgestaltet werden können, muss überprüft werden, welche Art der ökologischen Verbesserung für die Emscher am effizientesten und sinnvollsten ist. Zur Ermittlung der effizientesten Umbauvariante für die ca. 60 km noch zu renaturierenden Emscherkilometer, wurde stellvertretend für diese Zwischenstrecken ein ca. 2 km langer Emscherabschnitt bei Dortmund-Deusen als Versuchsstrecke mit fünf verschiedenen Umbauvarianten, also fünf Abschnitten, gebaut. Die Effizienz dieser Varianten (Bauaufwand zu Besiedlung und eigendynamischer Entwicklung) wird in einem umfangreichen Monitoring untersucht. Folgende Fragen sollen beantwortet werden:

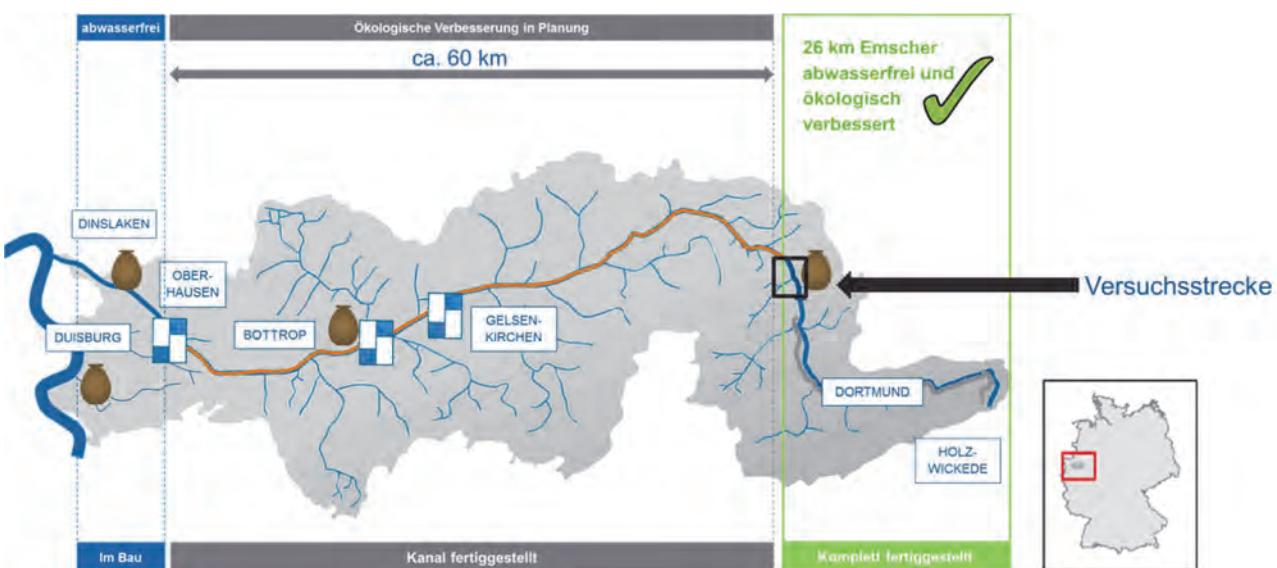
1. Welche Umbauvariante bietet die besten Startbedingungen für die Flussentwicklung?
2. Welches ökologische Potenzial kann erreicht werden?
3. Kann die Strecke als Strahlweg funktionieren?
4. Welche Umbauvariante ist am effizientesten (Bauaufwand zu Entwicklungspotenzial)?
5. Wie eigendynamisch entwickelt sich die Emscher (Struktur- und Vegetationsentwicklung)?

## Material und Methoden

### Das Emschereinzugsgebiet

Das Einzugsgebiet der Emscher hat heute eine Größe von 865 km<sup>2</sup>. Der Hauptfluss Emscher hat eine Länge von 85 km. Sie entspringt bei Holzwickede und mündet bei Dinslaken in den Rhein. Mit einer Bevölkerungsdichte von 2.546 Einwohnern/km<sup>2</sup> ist das Einzugsgebiet sehr dicht besiedelt und stark urban geprägt. Die meisten Gewässer des Einzugsgebiets sind erheblich veränderte Gewässer (HMWB). Die Emscher selber ist ein Sand- und Lehmgeprägter Tieflandfluss (Typ 15, HMWB-Fallgruppe: Bebauung ohne Vorland (BoV)).

Der Oberlauf der Emscher (24 km) ist bereits seit einigen Jahren vollständig vom Abwasser befreit und renaturiert. Direkt unterhalb dieses renaturierten Abschnitts befindet sich die Versuchsstrecke (zusammengerechnet 26 km renaturierte Emscher) (s. Abbildung 1). Außerdem fließt kurz oberhalb der Versuchsstrecke der Rossbach in die Emscher. Dieser hat einen naturnahen Oberlauf (Dellwiger Bach, Katzbach) und könnte aufgrund seiner guten Bewertung nach WRRL als Wiederbesiedlungsquelle für die Emscher dienen.



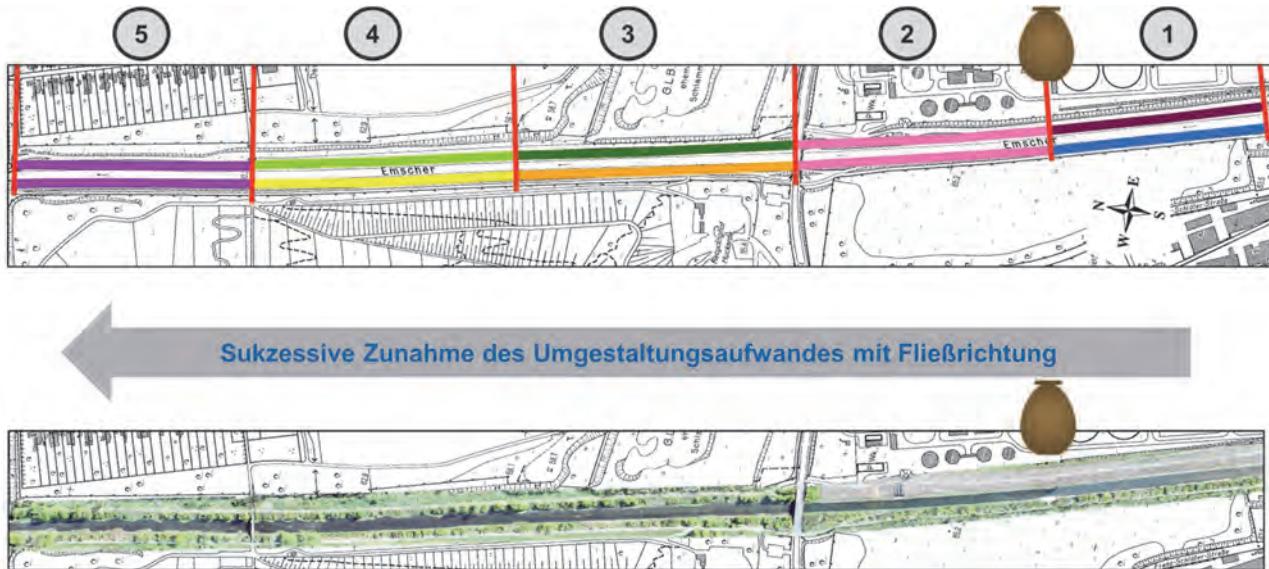
**Abb. 1: Das Einzugsgebiet der Emscher und die Darstellung des Umbaustands der Emscher und des unterirdischen Abwasserkanals. Stand: September 2018**

### Die Versuchsstrecke

Die Versuchsstrecke ist ein ca. 2 km langer, abwasserfreier und renaturierter Flussabschnitt der Emscher in Dortmund, der im Bereich der Kläranlage Do-Deusen beginnt. Vor seiner Renaturierung zeichnete sich der Flussabschnitt durch einen geradlinigen Verlauf und eine monotone Strukturierung aus und führte Abwasser. Die Versuchsstrecke unterliegt auch nach der Renaturierung verschiedenen urbanen Stressoren: der Einleitung der Kläranlage Deusen, der Einleitung des Stauraumkanals Sudkamp (Mischwassereinleitung) sowie Belastungen des Grundwassers, des Bodens und des Sedimenteintrags aus dem Oberlauf der Emscher.

Die Versuchsstrecke ist in fünf Abschnitte zu je ca. 400 m Länge, mit unterschiedlichen Umbauvarianten unterteilt worden (s. Abbildung 2). Vier Abschnitte (Abschnitte 2-5) wurden im Laufe des Jahres 2016 und ein weiterer Abschnitt (Abschnitt 1) wurde im Jahr 2017 umgebaut. Die Abschnitte 2-5 wurden so umgebaut, dass die Strukturvielfalt im Fließverlauf sukzessive zunimmt. So wurden in

Abschnitt 2 die Wasserbausteine der Uferbefestigung entfernt, in Abschnitt 3 zusätzlich die Berme abgetragen und einseitig ein schlängelnder Uferverlauf initiiert, in Abschnitt 4 zusätzlich mehr Berme abgetragen und in Abschnitt 5 zusätzlich beidseitig ein schlängelnder Verlauf initiiert. Diese Abschnitte stehen unter dem Einfluss einer großen Kläranlage. Abschnitt 1 befindet sich oberhalb der Kläranlageneinleitung und stellt baulich eine Sondersituation dar. Hier wurden die Wasserbausteine der Uferbefestigung entfernt und einseitig Lenkbuhnen (Instream River Training) eingebaut (Mende & Sindelar 2015).



**Abb. 2: Das Umbauprinzip der Versuchsstrecke eingeteilt in die Abschnitte 1 bis 5. 🍅 = Kläranlageneinleitung. Oben: Beschreibung der Umbauvarianten in den Abschnitten. Unten: Luftbild der Versuchsstrecke.**

### **Das Monitoring an der Versuchsstrecke**

Innerhalb der fünf verschiedenen Umbauvarianten wurde und wird bis zum Projektende im Sommer 2019 die ökologische und morphologische Entwicklung in einem interdisziplinären Monitoring analysiert. Ziele dieses Monitorings sind es, die biologische und eigendynamische Entwicklung der fünf unterschiedlichen Umbauvarianten und somit deren Umgestaltungserfolg zu bewerten.

Dieser wird aus ökologischer Sicht daran gemessen, welcher Abschnitt am schnellsten wiederbesiedelt wird, eine leitbildnahe Besiedlung mit aquatischen Lebewesen (also das höchste ökologische Potenzial für erheblich veränderte Gewässer) aufweist und das Erreichen der Bewirtschaftungsziele nach der WRRL ermöglicht. Darüber hinaus wird an der Versuchstrecke das Potenzial der Emscher zur eigendynamischen Entwicklung deren gewässermorphologische Entwicklung bewertet und mit dem morphologischen Leitbild verglichen.

Das Monitoringprogramm umfasst folgende Untersuchungen:

- Makrozoobenthosprobenahme vor dem Umbau und oberhalb der Versuchsstrecke;
- Abschnittsweise Probenahme von Makrozoobenthos, Makrophyten und Fischen in mehreren Folgejahren nach den standardisierten Verfahren nach WRRL und für Makrozoobenthos zusätzlich habitatbezogen;
- Ermittlungen des Wiederbesiedlungspotenzials via Driftprobenahmen oberhalb der Versuchsstrecke;
- Abschnittsweise Kartierung der Substrate/Habitate nach Multi-Habitat-Sampling;
- Abschnittsweise Untersuchungen der Allgemeinen Chemischen Parameter (ACP) nach WRRL;

- Wiederholende Gütemessungen mit Multiparameter-Sonden über längere Zeiträume (pH-Wert, Leitfähigkeit, Temperatur und Sauerstoffkonzentration);
- Abschnittsweise Messung von Sauerstofftiefenprofilen;
- Abschnittsweise Analyse von Sedimentproben hinsichtlich ihrer Sauerstoffzehrenden Wirkung (z. B. CSB) und Analyse von Sieblinien;
- Messungen der Wasserstände über Pegel;
- Abschnittsweise Luftbildauswertung und dadurch Ermittlung der Deckung der Makrophyten;
- Ermittlungen der Strömungsdiversität per Tracer und Drohnenbefliegung (Large Scale Particle Image Velocimetry);
- Umbautypweise Messung von Transekten und detaillierte Vermessungen der Böschungen zur Auf- und Abtragsbilanzierung von Sedimenten und zur Erfassung der morphologischen und morphodynamischen Entwicklung;
- Vergleich der Ergebnisse mit der Seseke, ein natürliches, vor ca. 10 Jahren renaturiertes Gewässer im Einzugsgebiet der Lippe mit gleichem Fließgewässertyp und gleichen Randbedingungen (z. B. Kläranlage im Oberlauf).

Noch sind nicht alle Untersuchungen abgeschlossen und es liegen auch noch nicht alle Ergebnisse vor. Daher wird im folgenden Kapitel nur auf einige Ergebnisse eingegangen.

## Erste Ergebnisse und Diskussion

Allgemein ist zu sagen, dass die Abschnitte unterhalb der Kläranlageneinleitung deutliche Eutrophierungserscheinungen aufweisen. Sowohl die Makrophyten, als auch das Makrozoobenthos kommen dort in Massen vor. Die Eutrophierung zeigt sich auch an den hohen Leitfähigkeitswerten (im Jahresmittel um ca. 1000 µS/cm), starken Tag-Nacht-Sauerstoffamplituden und den allgemein geringen Sauerstoffwerten (im Sommer um ca. 3-4 mg/l bei Trockenwetterabfluss). Oberhalb der Kläranlageneinleitung wurden diese Eutrophierungserscheinungen nicht festgestellt. Die Emscher erreicht hier das gute ökologische Potenzial.

### *Morphologie*

Die Ergebnisse der gewässermorphologischen Untersuchungen liegen aufgrund der noch ausstehenden Vergleichsvermessung größtenteils noch nicht vor. Festzustellen ist, dass sich der Abschnitt 5 optisch, am ansprechendsten entwickelt hat (s. Abbildung 3). Die Habitatvielfalt, sowie die Strömungsdiversität sind hier am höchsten.



**Abb. 3: Zustand der Emscher vor (links) und nach der Renaturierung (rechts, Abschnitte 4 und 5).**

## Makrophyten

Die durch den Umbau erhöhte Habitatdiversität hat zu einer deutlichen Erhöhung der Artenzahl und der Wuchsformen von Makrophyten geführt. In den Abschnitten 2 bis 5, die unterhalb der Kläranlage liegen wurde ein Massenvorkommen an Makrophyten (besonders *Potamogeton natans*) festgestellt. In Abschnitt 5 oberhalb der Kläranlageneinleitung kommen keine Makrophyten vor.

Die Bewertungsergebnisse (nach Schaumburg et al. 2004, Kartierung nach Kohler 1978) aus 2017 zeigen, dass sich zwar die ökologische Zustandsklasse der Abschnitte im Vergleich zur Beprobung vor der Renaturierung, nicht verändert hat, sich aber der Metricwert (EQR) bereits verbessert hat und auch die Artenanzahl (von 4 auf 11 Taxa) und Anzahl der Wuchsformen (von 3 auf 6 Wuchsformen) sich deutlich verbessert haben (s. Tabelle 1). Die neu gestalteten Abschnitte beherbergen sowohl mehr untergetauchte Arten (submerse), die entscheidend sind für das Bewertungssystem, als auch mehr Arten des Ufers (emerse). Die ökologische Zustandsklasse der Abschnitte 2-5 ist bereits auf dem Niveau der Vergleichsstrecke an der Seseke. Die Habitatverbesserung hat somit bereits 1 Jahr nach Umgestaltung zu einer erheblichen Erhöhung der Diversität der Makrophyten geführt. Die Artenzusammensetzung wird hierbei dominiert von Arten die hohe Nährstoffgehalte im Wasser tolerieren.

	Vor Renat	2	3	4	5	Seseke
Anzahl Arten	4	7	11	11	9	10
Anzahl Wuchsformen	3	4	4	6	4	6
Bewertung	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig
EQR	0,22	0,25	0,25	0,32	0,25	0,28

**Tabelle 1: Bewertungsergebnisse der Makrophytenproben von 2017 nach PHYLIB in Abschnitt 2 vor der Renaturierung, in den einzelnen Abschnitten in der Emscher Versuchsstrecke nach Renaturierung und der Vergleichsstrecke an der Seseke. (Makrophytentyp für beide Gewässer: mittelgroße potamale Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TNm)).**

## Makrozoobenthos

Insgesamt wurden während der Probenahme in 2017 in den Abschnitten 2-5 in 33 Einzelproben 59.413 Individuen aussortiert und bestimmt (Abschnitt 1 wurde in 2018 erstmalig beprobt, die Ergebnisse liegen noch nicht vor). Es konnten zusammengekommen 31 verschiedene Taxa ermittelt (nach Haase et al. 2006) werden. Die höchste Taxazahl war 18 in einer Probe aus Abschnitt 2. Die Individuen wurden dominiert von Wasserasseln, Würmern, Egeln, Zuck- und Kriebelmücken und Plattwürmern.

Im Vergleich zur Probenahme 2015 vor Umgestaltung konnten 2017 in jedem Abschnitt im Durchschnitt mehr Arten und mehr Individuen pro Einzelprobe gezählt werden. Hierbei nimmt die mittlere Taxazahl der einzelnen Bauabschnitte deutlich im Längsverlauf ab, von 13 in Abschnitt 2 zu 9 in Abschnitt 5. Auch die Abundanz halbiert sich von ca. 2000 pro Einzelprobe auf ca. 1000 pro Einzelprobe.

In den Driftproben oberhalb der Versuchsstrecke wurden 1613 Individuen erfasst, die zu 71 Taxa gehörten. Am häufigsten wurden Gammariden, Dipteren und Gastropoden gefunden. 9 Taxa sind im

Faunaindex positiv eingestuft und würden sich somit positiv auf die Bewertung der mittleren Emscher auswirken und passen auch zum Fließgewässertyp der Emscher (FGT 15). 10 Taxa haben einen Saprobenwert von 2,0 oder niedriger, was hohe Anforderungen an die Sauerstoffsättigung stellt und indiziert, dass die Emscher im Oberlauf eine geringe saprobielle Belastung aufweist. Die insgesamt hohe Taxazahl in den drei Driftproben zeigt, dass ein relativ gutes Besiedlungspotenzial für unterhalb gelegene Gewässerstrecken vorhanden ist.

Die Taxazahlen der Vergleichsstrecke an der Seseke liegen deutlich höher als in der Emscher, dagegen bei den Individuenzahlen deutlich darunter. Dies bedeutet, dass die Probestrecken der Emscher in der Versuchsstrecke hoch produktiv sind, und eine sehr abundante Makrozoobenthosfauna beherbergen. Dagegen ist die Wiederbesiedlung mit vielen verschiedenen Arten in der Seseke schon viel weiter fortgeschritten als in der Emscher, was auf eine gute Habitatausstattung und eine relativ gute physikalisch-chemische Qualität schließen lässt.

Für die Bewertung nach WRRL (s. Meier et al. 2006) wurden die Proben der Abschnitte der Emscher als HMWB Gewässer des Fließgewässertyps 15 in der Fallgruppe Bebauung ohne Vorland (BoV) eingestuft. Die Seseke wurde als NWB und dem Fließgewässertyp 15 eingestuft. Tabelle 2 verdeutlicht, dass das ökologische Potenzial in den Abschnitten in der Versuchsstrecke bei unbefriedigend und schlecht liegt, wobei sowohl die allgemeine Degradation seinen Teil beiträgt als auch die mäßige Qualität der Saprobie. Oberhalb der Versuchsstrecke, wird das gute ökologische Potenzial erreicht, und deutet wie auch schon die Driftanalyse bestätigt hat, auf eine gute Wiederbesiedlungsquelle hin. Die Seseke hat unterhalb der Kläranlage saprobiell schon den guten Zustand erreicht, liegt aber in der allgemeinen Degradation noch bei mäßig.

	Oberhalb VS	2	3	4	5	Seseke
Ökologisches Potenzial/ Zustand	gut	unbefriedigend	schlecht	schlecht	schlecht	mäßig
Saprobie	gut	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	gut
Allg. Degradation	gut	unbefriedigend	schlecht	schlecht	schlecht	mäßig
Faunaindex	gut	schlecht	schlecht	schlecht	schlecht	unbefriedigend

**Tabelle 2: Bewertungsergebnisse der Makrozoobenthosproben 2017 nach PERLODES an einer Probe-  
stelle oberhalb der Versuchsstrecke (VS), in den Abschnitten 2-5 der Versuchsstrecke und der  
Vergleichsstrecke an der Seseke.**

Eine Analyse der Artenlisten der vier Bauabschnitte gibt weitere Hinweise auf die Belastungen. In Abschnitt 2 kommen vier Arten vor, die unterhalb nicht mehr vorkommen. Diese Arten haben alle einen relativ niedrigen Saprobenwert, was auf einen hohen Sauerstoffbedarf schließen lässt. Es ist zu vermuten, dass diese Arten aus dem Oberlauf der Emscher eingedriftet sind, aber in diesem Abschnitt und mit weiterem Abstand zum Oberlauf nicht überleben können. Demgegenüber haben Arten mit hohen Saprobiwertungen sehr hohe Abundanzen in allen vier Abschnitten unterhalb der Kläranlagen einleitend.

## Fische

Die Elektrobefischung nach WRRL im Herbst 2017 ergab, dass nur die Fischart Dreistachliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) in der Versuchsstrecke gefangen wurde. Die Häufigkeit nimmt von der Strecke oberhalb des Kläranlagenzulaufes bis zum Ende der Versuchsstrecke deutlich ab (von 66 Individuen auf 21 Individuen **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Der dreistachlige Stichling ist sehr tolerant gegenüber verschiedenen Umweltbelastungen, kann auch relativ geringe Sauerstoffgehalte tolerieren und kommt auch im Oberlauf der Emscher oberhalb der Versuchsstrecke vor.

## Allgemeine Chemische Parameter (ACP)

Die physiko-chemischen Parameter geben einen Einblick in die Verhältnisse in der Versuchsstrecke (Emscher) und der Vergleichsstrecke (Seseke). Die Leitfähigkeit ist in beiden Gewässern mutmaßlich durch die Kläranlagenzuläufe auf einem relativ hohen und fast gleichem Niveau (im Jahresmittel um die 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Auch der pH-Wert zeigt kaum Unterschiede in den Gewässern und liegt im Jahresmittel im Normbereich um die 7,5. Der Sauerstoffgehalt ist in der Emscher sowohl im Frühjahr als auch im Sommer deutlich niedriger (im Sommer im Mittel ca. 3-4 mg/l bei Trockenwetterabfluss) als in der Seseke (im Sommer im Mittel ca. 10 mg/l bei Trockenwetterabfluss). Sättigungswerte von unter 50 % und Sauerstoffgehalte von ca. 3-4 mg/l, wie sie in der Emscher vorzufinden sind, werden nur von wenigen Makrozoobenthos taxa und ganz wenigen Fischarten ertragen und stellen wahrscheinlich den Hauptgrund für die defizitäre Besiedlung dar.

## Zusammenfassung/Schlussfolgerung

Für das Leben in der Emscher und die Zielerreichung nach WRRL müssen u.a. die Sauerstoff- und Nährstoffverhältnisse den Orientierungswerten entsprechen. Entsprechend ist es für die Emscher bzw. auch für ihre Nebengewässer wichtig, dass die Bewirtschaftung der Kläranlagen sowie Mischwasserbehandlungsanlagen mit den Anforderungen der Gewässerökologie in Einklang gebracht werden. Besonders an der Emscher prägen die Kläranlagen den neuen Fluss maßgeblich mit, denn ca. 80 % des Wassers in der Emscher besteht aus gereinigtem Abwasser. Über die Kläranlagen kann also die Wasserqualität gesteuert werden. Zur Verbesserung der aktuellen Gütesituation wird das gereinigte Wasser der Kläranlage in Dortmund-Deusen derzeit mit Sauerstoff angereichert bevor es in die Emscher eingeleitet wird. Außerdem werden bei der Emschergenossenschaft derzeit Konzepte zur nachhaltigen Optimierung der Kläranlage und der Mischsysteme entwickelt.

Die unterschiedliche Gewässermorphologie kann somit noch keinen Einfluss auf die Besiedlung anzeigen, da die Gütesituation die potenzielle Wirkung der verschiedenen Umbauvarianten überprägt. Die erste Forschungsfrage kann demnach in dieser Übergangssituation noch nicht beantwortet werden und wird nach Verbesserung der Gütesituation erneut überprüft. Unter den derzeitigen Sauerstoff- und Nährstoffverhältnissen der Emscher ist bestenfalls ein ökologisches Potenzial von „mäßig“ für die Makrophyten, „unbefriedigend“ für das Makrozoobenthos und „schlecht“ für die Fische erreicht worden (Forschungsfrage 2) und kann demnach derzeit nicht als Strahlweg funktionieren (Forschungsfrage 3). Die Bewertung nach WRRL zur Ermittlung des zur erreichbaren ökologischen Potenzials wird ebenfalls nach Verbesserung der Gütesituation erneut durchgeführt.

Eine Beantwortung der Forschungsfragen 4 und 5 wird abschließend erst möglich wenn die Vergleichsvermessung im Frühjahr 2019 durchgeführt wurde. Erkennbar ist aber schon jetzt, dass die Struktur- und Vegetationsentwicklung in Abschnitt 5 am weitesten fortgeschritten ist.

Zusammenfassend hat uns die Versuchsstrecke bis zum heutigen Stand des Forschungsvorhabens zwar noch nicht alle Fragen beantwortet, aber dennoch wertvolle Erkenntnisse zur Verbesserung der Güte der Emscher geliefert und uns Stellschrauben zur Optimierung aufgezeigt.

## **Danksagung**

Das Forschungsprojekt wird durch die Emschergenossenschaft finanziert und koordiniert und in Kooperation mit der Abteilung Aquatische Ökologie und dem Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Universität Duisburg-Essen umgesetzt.

## **Literatur**

- Haase, P., Schindehütte, K. & Sundermann, A. (2006): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland.
- Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft und Stadt 10: 73–85.
- 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 Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. [www.fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de).
- Mende, M. & Sindelar, C. (2015): Instream River Training: Lenkbuhnen und Pendelrampen. ResearchGate.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Foerster, J., Gutowski, A., Hofmann, G., Meilinger, P., Schneider, S. & Schmedtje, U. (2004): Ecological classification of macrophytes and phytophyllos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. Limnologica 34: 283–301.

## Dramatische Abnahme der aquatischen Insektenbiomasse durch Pestizide

Maike Wissing<sup>1,2</sup>, Saskia Knillmann<sup>2</sup>, Matthias Liess<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie, Heisenbergstr. 2, 48149 Münster,  
maike.wissing@uni-muenster.de

<sup>2</sup> UFZ - Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH, Department System-Ökotoxikologie, Permoserstr. 15,  
04318 Leipzig, saskia.knillmann@ufz.de, matthias.liess@ufz.de

Die Anwendung von Pestiziden in der Landwirtschaft steigt und zeigt starke negative Effekte für terrestrische und aquatische Nicht-Zielorganismen. Beispiele hierfür sind der Verlust von Wildbienen, die Reduktion der aquatischen Biodiversität oder die Veränderung der aquatischen Gemeinschaften. Im Vergleich zu Gemeinschaftsstruktur und Biodiversität ist jedoch nur wenig bekannt über den Einfluss auf die aquatische Biomasse, die eine wichtige Rolle für die verschiedenen Ökosysteme spielt. Aufgrund dessen wurde in der vorliegenden Studie untersucht, wie Pestizide und andere Umweltfaktoren die Biomasse der aquatischen Makroinvertebraten beeinflussen. Hierfür wurde eine Metadatenanalyse mit Daten von 47 Probestellen aus vier Feldstudien zwischen Braunschweig und Magdeburg im Zeitraum von 1998 bis 2016 durchgeführt.

An den Probestellen wurden neben der Aufnahme der Makrozoobenthosgemeinschaft und der Pestizidbelastung auch der Nährstoffgehalt, Gewässerbreite und -tiefe, Strukturgüte, Temperatur, Sauerstoffgehalt und pH-Wert untersucht. Es konnte festgestellt werden, dass von den betrachteten Umweltfaktoren die Pestizidbelastung den größten Einfluss auf die Insektenbiomasse hatte. Bereits bei einem Vergleich von Fließgewässern mit geringer und mittlerer Pestizidbelastung wurde eine Abnahme der Insektenbiomasse um mehr als 70 % festgestellt, wobei gleichzeitig der Anteil der Insekten an der Gesamtbiomasse von 47 % auf 21 % gesunken ist. Die Gesamtbiomasse bleibt konstant, da andere Makrozoobenthosgruppen wie Hirudinea und Oligochaeta mit steigenden Pestizidkonzentrationen an Biomasse zunehmen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Pestizidbelastung die Insektenbiomasse und somit die trophische Struktur in Gewässern negativ beeinflusst. Die Effekte hinsichtlich der semi-aquatischen Insekten können zudem negative Auswirkungen auf angrenzende terrestrische Ökosysteme haben.



Quelle: Künzelmann

## **Untersuchungen zu Habitatpräferenzen grabenlebender Makroinvertebraten im 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](mailto:ines.wolpmann@uni-oldenburg.de), [ellen.kiel@uni-oldenburg.de](mailto:ellen.kiel@uni-oldenburg.de)

Die Landschaft Nordwestdeutschlands wird von Gräben geprägt. Als ursprünglich angelegte Be- und Entwässerungseinheiten gewinnen Gräben aus naturschutzfachlicher Sicht heute immer mehr an Bedeutung und stellen Refugialräume für ehemalige Auenarten dar. Trotz dieser Bedeutung für die biologische Vielfalt ist die Gestaltung eines ökologisch wie ökonomisch vertretbaren Grabenmanagements aufgrund fehlender Kenntnisse der grabenlebenden Tier- und Pflanzenwelt nach wie vor schwierig.

Bekannt ist, dass Makrophyten als strukturgebende Elemente im Wasserkörper allgemein einen wichtigen Faktor bilden, der auf das Vorkommen aquatischer Makroinvertebraten Einfluss nimmt. Die Architektur, die Bestandsdichte sowie das Oberflächenangebot der Makrophyten spielen dabei offenbar eine Rolle.

2016 begann eine Studie zu Habitatpräferenzen grabenlebender Makroinvertebraten, die besonderes Augenmerk auf Gräben mit Kleinlaichkraut- (*Potamogeton L.*) und Krebsscherenbewuchs (*Stratiotes aloides L.*) richtete. Grundlage dieser Studie ist die Annahme, dass die Bestandsdichte und das damit verbundene Oberflächenangebot dieser Makrophyten die Besiedlung durch Makroinvertebraten beeinflusst. Erste Ergebnisse fokussieren hierbei auf die Arten der Gruppen Hirudinea, Trichoptera, Heteroptera und Coleoptera.

Durch einen Vergleich von lichten und dichten Krebsscheren- und Kleinlaichkrautbeständen konnten Unterschiede im Vorkommen der Makroinvertebraten gezeigt werden. Vor allem auf die Anzahl der Hirudinea wirkte sich ein dichter Bestand der Makrophyten positiv aus. Im Unterschied zu einem dichten Krebsscherenbestand, in dem auch Unterschiede in der Häufigkeit der Trichoptera zu erkennen waren, kommen in dichten Kleinlaichkrautbeständen mehr Heteroptera als in lichten Beständen vor.

Die Ergebnisse bestätigen somit die Annahme, dass die Bestandsdichte der Makrophyten Auswirkungen auf die Besiedlung durch Makroinvertebraten hat und liefern damit weitere Erkenntnisse zum besseren Verständnis der grabenlebenden Biozönose und der Entwicklung eines ökologischen Grabenmanagements.

## Der Einfluss von Fischteichen auf Fließgewässer oder Ein extensiv bewirtschaftetes Teichgebiet im Einzugsgebiet der Horloff

Heike Zimmermann-Timm, Ann-Kathrin Fiedler

Goethe-Universität Frankfurt, Institut für Ökologie, Evolution und Diversität

Die Wasserrahmenrichtlinie gibt vor, dass bis spätestens 2027 der gute ökologische Zustand aller Gewässer zu erreichen ist. Teiche als anthropogen angelegte Strukturen spielen dabei insofern eine Rolle, dass sie an Fließgewässer angebunden sind. Häufig werden Teiche mit Wasser aus Fließgewässern gespeist und schließlich geben die Teiche Wasser an die Fließgewässer ab.

Die im Rahmen dieser Studie untersuchten Fischteiche, die nahe dem hessischen Ort Gonterskirchen liegen, werden über Regen, Grundwasser und kleine Fließgewässer gespeist. Einige Teiche bilden eine Teichkette. Das Teichwasser wird entweder in angrenzende Fließgewässer, das in die Horloff mündet, oder in Gräben entwässert.

Die Untersuchung der Teiche erstreckte sich auf das Herbst- und Winterhalbjahr und schloss alle Teichtypen ein. Es wurden die Struktur und Funktion der Planktonbiozönose, Nährstoffe und suspendiertes partikuläres Material in den Teichen, in deren Zu- und Abflüssen sowie den Fließgewässern im Einzugsgebiet untersucht.

Gesamtphosphor und Chloroaphyll a- Werte charakterisieren den Großteil der Teiche als hypertroph. Im Untersuchungszeitraum konnten Veränderungen in der Planktonbiozönose und im Nährstoffhaushalt Gewässer beobachtet werden. Protozoen dominierten die Planktonbiozönose, wobei neben oligotrichen Ciliaten vor allem Dinoflagellaten große Abundanzen erreichten. Rotatorien dominierten über Crustaceen. Die Abgabe der Nährstoffe aus den Teichen war vernachlässigbar, alle Teichtypen stellten im Winterhalbjahr Nährstoffsenken dar und übten keinen negativen Einfluss auf die Gewässerqualität der Horloff aus.

Wie sich die Teiche in ihrer Morphologie und Besiedlung unterscheiden und warum im Frühjahr und Sommer ein vermehrter Einfluss auf die Fließgewässer erwartet wird, wird im Rahmen des Vortrags erläutert.

## Cyanotoxine in sächsischen Talsperren

Kristin Zoschke<sup>1</sup>, Wolfram Lorenzen<sup>2</sup>, Nadja Stoschek<sup>1</sup>, Hilmar Börnick<sup>1</sup>, Stefan Stolte<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Technische Universität Dresden, Institut für Wasserchemie, 01062 Dresden, kristin.zoschke@tu-dresden.de

<sup>2</sup> Cyano Biotech GmbH, Magnusstraße 11, 12489 Berlin, wolfram.lorenzen@cyano-biotech.com

Viele Cyanobakterien-Arten können Toxine produzieren und insgesamt sind über 150 verschiedene Cyanotoxine mit unterschiedlicher Toxizität und Wirkmechanismus bekannt. Die analytische Bestimmung der Cyanotoxine ist vor allem für die Gefährdungsbeurteilung von Cyanobakterienauftreten in Trinkwasserreservoiren oder Badegewässern von Bedeutung. Die am häufigsten auftretenden Cyanotoxine in Süßwasser sind die hepatotoxischen Microcystine (MC). MC sind zyklische Hepta-peptide mit der charakteristischen Aminosäure ADDA. Die etwa 100 derzeit bekannten MC-Varianten (z. B. MC-LR, -RR, -YR) unterscheiden sich strukturell vor allem durch zwei variable Aminosäuren sowie unterschiedliche Methylierungsmuster (CHORUS & BARTAM 1999). Die Neurotoxine Anatoxin-a und Saxitoxin sowie das ebenfalls hepatotoxische Cylindrospermopsin wurden ebenfalls in europäischen Standgewässern nachgewiesen.

Die Bestimmung der Toxine kann mittels bioanalytischer Methoden (Enzyme-linked Immunosorbent Assay, ELISA) oder LC-MS/MS-Methoden erfolgen. Mit einem ELISA-Kit kann in kurzer Zeit ein Summenwert für eine bestimmte Toxingruppe, z. B. MC, ermittelt werden. Die quantitative und qualitative Bestimmung der Molekülspezies innerhalb einer Gruppe von Toxinen, z. B. MC-LR, ist dagegen nur mittels LC-MS/MS möglich. Die Einzelstoffanalytik ist auf die Verfügbarkeit von analytischen Standards angewiesen und aufwändiger als ELISA, ermöglicht aber eine bessere Gefährdungsabschätzung, weil zwischen Varianten unterschiedlicher Toxizität differenziert wird.

Im Rahmen des BMBF-Projektes CYAQUATA wurden fünf sächsische Talsperren unterschiedlicher Tropie mittels ELISA und LC-MS/MS regelmäßig auf Cyanotoxine untersucht. Die eutrophen Brauchwasserspeicher zeigten wesentlich höhere Cyanobakterien-Vorkommen und Toxinkonzentrationen als die meso- und oligotrophen Trinkwasser-talsperren. Die MC-Varianten mit den höchsten Anteilen an der Gesamt-MC-Konzentration waren MC-LR, -RR und -YR. Die extrazellulären Konzentrationen lagen meist unter dem WHO-Leitwert von 1 µg/L MC-LR. In den Trinkwassertalsperren waren auch die intrazellulären MC-Konzentrationen deutlich unter diesem Leitwert und somit nicht problematisch für die Trinkwassergewinnung. Obwohl die polaren Toxine Anatoxin-a, Saxitoxin und Cylindrospermopsin nur in wenigen Proben und in geringen Konzentrationen nachgewiesen wurden, wird eine vorsorgliche Überwachung dieser Verbindungen empfohlen. In einer mesotrophen Trinkwassertalsperre, in deren Metalimnion *Planktothrix rubescens* vorkommt, wurde mit der Kombination von ELISA und LC-MS/MS eine zweifach-demethylierte MC-RR-Variante als hauptsächlich gebildetes Toxin identifiziert (ZOSCHKE et al. 2017). Diese MC-Variante wurde bisher noch nicht bei *P. rubescens* nachgewiesen und ist nicht als analytischer Standard verfügbar. Inzwischen wurde der Produzent isoliert, so dass die MC-Variante toxikologisch untersucht und perspektivisch als analytischer Standard gewonnen werden kann.

### Literatur

- I. Chorus, J. Bartram, Toxic Cyanobacteria in Water, E&FN Spon, 1999.  
K. Zoschke, M. Schübel, H. Börnick, E. Worch, Toxicon 137, 2017, 95-98.

## **Vorschlag einer Verfahrensanleitung zur quantitativen Erfassung der Kolmation in Fließgewässern**

*Thomas Zumbroich<sup>3</sup>, Heide Stein<sup>1</sup>, Holger Schindler<sup>2</sup>, H. J. H. Hahn<sup>4</sup>*

<sup>1</sup> Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Fortstr. 7, 76829 Landau,  
stein@groundwaterecology.de

<sup>2</sup> ProLimno, Schwarzbach 61, 67471 Elmstein, Holger.Schindler@ProLimno.de

<sup>3</sup> Planungsbüro Zumbroich, Breite Str. 21, 53111 Bonn, tz@zumbroich.com sowie Universität Bonn,  
Geographisches Institut

<sup>4</sup> Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, An der Universität, Fortstr. 7, 76829 Landau,  
hjhahn@groundwaterecology.de

Der flächendeckende Eintrag von Feinsedimenten durch Land- und Siedlungswasserwirtschaft führt oft zur Verstopfung des Lückensystems in Fließgewässern (Kolmation). Folge starker Kolmation der Gewässersohle ist die Zerstörung der hyporheischen Zone und damit der Verlust der ökologischen Funktionsfähigkeit, z. B. der Selbstreinigung und der Vielfalt unserer Fließgewässer. Trotzdem wird bei der Fließgewässerbewertung, gemäß der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), die Kolmation nicht berücksichtigt, u.a. weil es derzeit noch kein standardisiertes Verfahren zu deren quantitativer Erfassung gibt.

Seit April 2017 besteht ein, von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördertes, Projekt, das die quantitative Erfassung der Kolmation in der Gewässersohle verschiedener Fließgewässertypen beinhaltet. Der Grad der Kolmation wurde mit einem speziell dafür entwickelten *in situ* Messgerät, dem sogenannten Kolmameter, in über 50 Fließgewässer- abschnitten gemessen und mit deren Bewertung gemäß der WRRL verglichen.

Wichtige Fragen waren: *1) Liefert der erste Prototyp des Kolmameters, bei dem über das Einspritzen von Wasser in die Gewässersohle deren Durchströmbarkeit ermittelt wird, repräsentative Ergebnisse? 2) Besteht ein Zusammenhang zwischen einer vielfach beobachteten schlechten allgemeinen Degradation und der Kolmation der Gewässersedimente? 3) Lässt sich aus den Ergebnissen ein Entwurf für ein standardisiertes Verfahren zur Erfassung der Kolmation in Fließgewässern ableiten?*

Die bei der DGL-Tagung 2017 vorgestellten ersten Ergebnisse bestätigten sich auch nach vollständiger Datenauswertung. Die Untersuchungen zeigen deutliche Korrelationen zwischen dem gemessenen Grad der Kolmation und der Fließgewässerbewertung, die gemäß der WRRL auf Makrozoobenthos basiert. Auch die Interstitialfauna nimmt mit zunehmender Kolmationsstärke deutlich ab. Dabei scheinen einige Tiergruppen sensibler auf Kolmation zu reagieren als andere.

Bei der DGL-Tagung im September 2018 soll ein erster Entwurf einer Verfahrensanleitung für die Erfassung der Kolmation in Fließgewässern vorgestellt und diskutiert werden. Die Verfahrensanleitung soll sich an der Bewertung nach der EG-WRRL orientieren. Ziel ist es eine standardisierte Messvorschrift zu erarbeiten, in der Rahmenparameter wie z. B. die Anzahl der Kolmationsmessungen, die zu untersuchenden Substratarten oder auch Indikatorarten vorgeschlagen werden. Die Anleitung soll außerdem Richtwerte der mit dem Kolmameter ermittelten Abflussreduktion enthalten, die auf den Grad der Kolmation schließen lassen.



POSTER

## **Detektion von Cyanotoxingenen in bayerischen Gewässern**

*Franziska Bauer<sup>\*1</sup>, Jürgen Geist<sup>\*2</sup>, Uta Raeder<sup>\*3</sup>*

\*Limnologische Station, LS Aquatische Systembiologie, TU München, Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf

<sup>1</sup> franziska.bauer@tum.de, <sup>2</sup>geist@tum.de, <sup>3</sup>uta.raeder@tum.de

Im Zuge des Klimawandels sind Cyanobakterienblüten in den letzten Jahren immer häufiger aufgetreten, und es wird erwartet, dass solche Massenvorkommen künftig noch zunehmen werden. Von vielen Arten der Cyanobakterien gibt es toxinproduzierende Stämme und Stämme, die nicht zur Toxinproduktion befähigt sind. Ob ein Stamm die Fähigkeit besitzt, potenziell Cyanotoxine zu produzieren, ist morphologisch nicht erkennbar und kann eindeutig nur an Hand seines Genotyps festgestellt werden. In Zukunft wird mit einer Veränderung der Cyanobakteriengemeinschaften als Folge des Klimawandels gerechnet. Es wird erwartet, dass vor allem potenziell toxinproduzierende Stämme einen Vorteil erhalten. Es wurde unter anderem gezeigt, dass Cyanotoxine auch als Schutzmechanismus gegen oxidativen Stress wirken, der im Zuge des Klimawandels vermehrt auftreten wird (Paerl & Otten 2013).

Im Rahmen eines laufenden Forschungsprojekts wird das Auftreten und die Diversität verschiedener Cyanobakterientoxingene in ausgewählten bayerischen Badegewässern untersucht. Basierend auf den Genclustern verschiedener Toxingene wurden Primer für quantitative PCR Assays entwickelt mit denen eine Identifizierung und eine Quantifizierung von Cyanotoxingenen möglich wird.

Für die Untersuchungen wurden zwei Hauptgewässertypen gewählt: (1) kleine, flache eutrophe Seen mit hohen Nährstoffgehalten und (2) tiefer, mittelgroße mesotrophe Seen, die eine stabile Schichtung während der Sommermonate und geringere Nährstoffgehalte aufweisen. Es ist zu erwarten, dass diese beiden Gewässertypen in Zukunft durch die globale Erwärmung besonders anfällig für das Massenauftreten von möglicherweise toxinproduzierenden Cyanobakterien sein werden.

Erste Ergebnisse über das Auftreten verschiedener Cyanotoxingene in den bisher untersuchten bayerischen Seen sollen vorgestellt werden.

Im Rahmen des Verbundprojektes Klimawandel und Gesundheit wird das Forschungsvorhaben durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) sowie durch das Bayerische Staatsministerium für Gesundheit und Pflege (StMGP) gefördert.

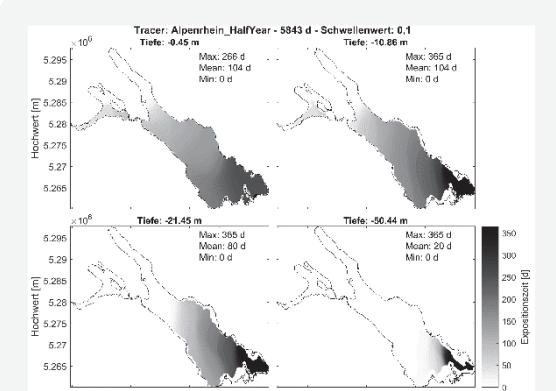
# Flüsse als Eintragspfad anthropogener Spurenstoffe in den Lebensraum Bodensee – Abbildung von Transportprozessen mittels Tracer-Kaskaden-Simulationen

*Ronja Ebner<sup>1</sup>, Thomas Wolf<sup>1</sup>, Thomas Pflugbeil<sup>2</sup>, Franziska Pöschke<sup>1</sup>, Vera Winde<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Institut für Seenforschung, Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen,  
 Ronja.Ebner@lubw.bwl.de, Thomas.Wolf@lubw.bwl.de, Franziska.Poeschke@lubw.bwl.de,  
 Vera.Winde@lubw.bwl.de

<sup>2</sup> Technische Universität München, Ingenieurfakultät Bau Geo Umwelt, Arcisstraße 21, 80333 München,  
 Thomas.Pflugbeil@tum.de

Der Bodensee ist mit 4,5-5 Millionen versorgten Haushalten ein wichtiges Trinkwasserreservoir. Er ist damit auch Zeugnis dafür, welche Auswirkungen wissenschaftlich fundiertes und international koordiniertes Handeln haben kann. Denn ca 30-40 Jahre nachdem der See in Gefahr stand umzukippen, ist er nun wieder in den naturnahen Zustand eines oligotrophen Alpensees überführt worden. Neue Bewertungsschemata im Rahmen der WRRL zeigen jedoch neue Problemfelder auf. Es sind daher weiterhin gezielte Maßnahmen nötig, um diesen bewahrenswerten Naturraum und sein komplexes Ökosystem zu erhalten.



Im Rahmen des ReWaM-Verbundprojektes SeeZeichen (Förderkennzeichen 02WRM1365A) wurde ein 3D-hydrodynamisches Modell des Bodensees implementiert und anhand von umfangreichen, räumlich hochauflösenden Messkampagnen im Bodensee validiert. Ziel ist die Darstellung und Untersuchung der Interaktion von Flusswasserfahnen mit der seeinternen Zirkulation, sowie die Transport- und Mischungsprozesse denen der Flusswasserkörper unterworfen ist. Diese Ausbreitungsprozesse werden mit Hilfe von Tracer-Kaskaden-Simulationen dargestellt, bei denen numerischen Tracer mit unterschiedlichen Halbwertszeiten die Ausbreitung einer großen Spannweite von ökotoxikologisch relevanten Stoffgruppen darstellen können. Neben diesen abstrakten Tracer-Klassen wurden auch reale, in der Natur direkt gemessene Wasserinhaltsstoffe und als natürliche Tracer genutzte Isotope durch numerische Tracer abgebildet – so z.B.: Chlorid und die stabilen Isotope  $^{18}\text{O}$  und  $^2\text{H}$ .

Die Kombination dieser Tracer-Kaskaden-Simulationen mit einer weitgreifenden Auswertemethodik, bei der ökotoxikologisch Bewertungsgrundsätze zugrunde gelegt wurden, ermöglicht es für die vier Zuflüsse Alpenrhein, Argen, Schussen und Bregenzer Ach Gebiete auszuweisen, deren potentielle Belastung durch flussbürtige Stoffe unter dem Gesichtspunkt von Konzentrationen und Expositionszeiten besonders groß ist. Diese Aussagen sind möglich, da der Einfluss der thermischen Schichtung des See auf die Stoffausbreitung und das spezifische Verhalten der individuell sehr unterschiedlichen Flusswasserfahnen realitätsnah simuliert wird.

## Species-specific ingestion and toxicity of microplastics in bacterivorous nematodes – Implications for food-web transfer and risk of microplastics in aquatic ecosystems

Hendrik Füser<sup>1</sup>, Marie-Theres Müller<sup>1</sup>, Sebastian Höss<sup>2</sup>, Walter Traunspurger<sup>1</sup>

1 Animal Ecology, Department of Biology, University of Bielefeld, Konsequenz 45, 33615 Bielefeld

2 Ecossa, Giselastraße 6, 82319 Starnberg E-Mail: h.fueser@uni-bielefeld.de

Apart from global warming, microplastic pollution is currently one of the biggest environmental concerns. Since plastic debris is not biodegradable, it accumulates, rather than decomposes in the environment. Secondary microplastics (< 5 mm), a result of the breakdown of larger plastic items, can sediment by biofouling processes and are therefore much more bioavailable to low trophic fauna. In fine sediments, nematodes account for the major share of biomass (up to 90 %) of meiobenthic organisms and are considered to have an important position in benthic food webs by connecting lower (bacteria) and higher trophic levels (e.g. macrofauna, fish). Hence, the investigation of the bioavailability and toxicity of plastic particles for nematodes is important for the environmental risk assessment of microplastics.

The aim of this study was to test the ingestion ability of fluorescent polystyrene microspheres (beads) by bacterivorous nematodes along with their natural bacterial diet limited by different morphological buccal cavities. Buccal cavities of six nematode species were surveyed, nematodes were exposed to 0.5, 1.0 and 6.0  $\mu\text{m}$  of polystyrene beads and ingested beads were quantified via fluorescence microscopy after 24 h. Furthermore, polystyrene beads of 0.1-10.0  $\mu\text{m}$  in size were tested regarding their chronic toxicity to *Caenorhabditis elegans* in a standard toxicity test (ISO 10872).

Sizes of buccal cavities of the different tested six nematode species ranged from 1.3 to 10.5  $\mu\text{m}$  and beads of 0.5  $\mu\text{m}$  in size were ingested by all five bacterivorous nematode species along with their diet into the intestine up to 249 beads within 24 h. Beads of 1.0  $\mu\text{m}$  were ingested by four species up to 299 beads within 24 h. *Aphelenchoides* sp., a suction-feeding nematode, was not able to ingest any sizes of beads via the stylet, confirming that microplastic  $\geq 0.5 \mu\text{m}$  can only be ingested via the buccal cavity. *Pristionchus pacificus* was the only species able to ingest single beads of 6.0  $\mu\text{m}$  being stuck in the buccal cavity (Fig. 1).

Toxic effect of the microspheres on *C. elegans*' reproduction occurred at high densities or concentrations, with EC50-values (concentration at 50 % effect) ranging from  $1.6 \times 10^7$  to  $3.5 \times 10^{11}$  particles  $\text{ml}^{-1}$  or 0.2 to 8.7 mg  $\text{ml}^{-1}$ , respectively. While the toxicity based on densities (particles  $\text{ml}^{-1}$ ) increased with increasing particle diameter, the toxicity based on concentrations (mg  $\text{ml}^{-1}$ ) decreased with particle diameter. Interestingly, toxicity based on total surface area ( $\text{cm}^2 \text{ ml}^{-1}$ ) was not dependent on particle size, suggesting that the toxicity mechanism is induced by the surface area of the particles, irrespective of their uptake into the nematodes.



Fig. 1: A 6  $\mu\text{m}$  poly-styrene bead ingested by *Pristionchus pacificus* (400x).

Although toxic effects of microplastics on nematodes are not expected to occur at environmentally relevant concentration, a species-specific and particle-size-dependent ingestion could be shown, which allows a transfer of particles into higher trophic levels and into the benthic food web.

## How to implement stable isotope analyses into ecotoxicological risk assessment of chemicals using aquatic mesocosm experiments?

*René Gergs, Bastian Bayer, Michael Feibicke, Silvia Mohr & Ralf Schmidt*

Umweltbundesamt

Environmental risk assessment of chemicals (pesticides, biocides, etc.) is based on comparison of predicted or real exposure concentrations in the field and ecotoxicological effects of different organisms representing different trophic levels. Classic ecotoxicological endpoints which affect the population level are e.g. mortality and reproduction. Data are derived from short-term or chronic monospecies testing in the lab, and can end up on mesocosm experiments if more complex interactions of the test substance and/or the organism communities have to be assessed. However, shifts in the food web structure as the results of various direct or indirect effects, which may also affect the species community on the long-term run, are disregarded up to now. Here, we suggest a first step how to include potentially regulatory relevant data from the food web structure of aquatic mesocosm experiments to environmental risk assessment. Thereby, it is essential to keep in mind that each risk assessor evaluates various data provided for assessment of a substance, and guidance on study conduction and data evaluation is prerequisite for an implementation into environmental risk assessment.

In two experiments investigating the effect of low-dose pesticide mixtures in aquatic mesocosms, we used bulk stable nitrogen and carbon isotope analysis of invertebrate taxa additional to parameters like density of invertebrates, and emergence patterns of merolimnic insects. At the end of both experiments, trophic level of the omnivorous freshwater amphipod *Gammarus roeselii* was affected, indicating an effect of the pesticides mixtures on the food web structure. Based on the results of the first experiment, the amount of sampled taxa was expanded in the second experiment in order to enable more detailed description of the food web structure. Considering six taxa, abundant in all control mesocosms, and two primary resources, we calculated Layman community metrics of which especially total area of convex hull and carbon signature range showed a clear inverse U curved response in relation to increasing pesticide toxicity. These first results indicate that stable isotope analysis might be a promising tool to derive regulatory relevant data quantifying direct and more importantly indirect effects of chemicals on taxa using (aquatic) mesocosm experiments.

## Organizational Research of Waste Management at LINEG with regard to internal optimization and external service reduction using expert knowledge

Felix Grün<sup>2</sup>, Peter Birken<sup>1</sup>, Daniela Lud<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft Friedrich-Heinrich-Allee 64 47475 Kamp-Lintfort,  
Birken.P@LINEG.de

<sup>2</sup> Hochschule Rhein-Waal, Friedrich Heinrich Allee 25 47475 Kamp-Lintfort, daniela.lud@hochschule-rhein-waal.de

Organizational research was carried out to optimize resource use in the waste management department of LINEG (Linksniederrheinische Entwässerungsgenossenschaft) and to reduce dependency from foreign services. The aim of the study is to find out if present resources for waste management are used efficiently and if an expansion of the resources could lead to further improvements with the focus on reducing dependency from external companies. Therefore expert interviews were conducted and analyzed using Qualitative Content Analysis (Mayring, 2000). Based on this method a coding frame was developed which comprises issues and possible improvements regarding the optimization of resource use and external service reduction. Categories were identified and structured to illustrate their interdependences. Categories that include further investments were reviewed for their purposefulness. The annuity method was applied to compare annual costs of the investment to the costs of the current situation. The combination of qualitative research techniques and economic comparisons (see Fig. 1) result in various ideas that can be beneficial for further improvement of internal processes and decision making at the waste management department of LINEG.

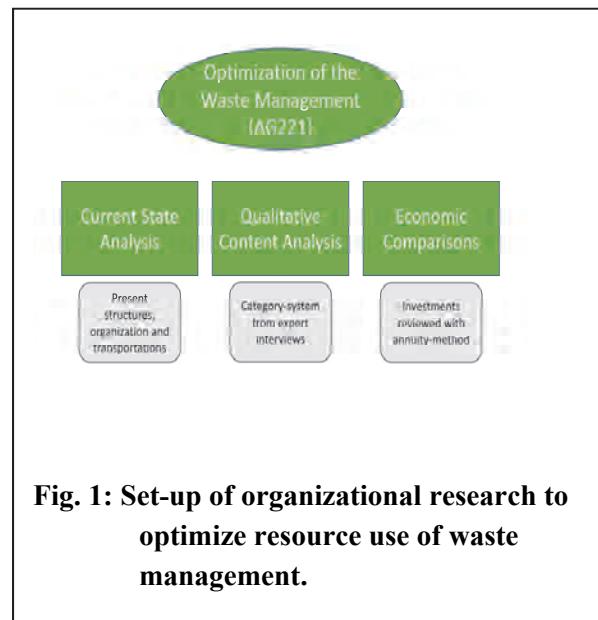


Fig. 1: Set-up of organizational research to optimize resource use of waste management.

## Habitatsbedingte Einflüsse auf die Körperfärbung des Kalikokrebses *Faxonius immunis*

Thierry Haffner<sup>1</sup>, Alexander Herrmann, Karsten Grabow, Andreas Martens

<sup>1</sup> Institut für Biologie, Pädagogische Hochschule Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe,  
haffnerthier@ph-karlsruhe.de

Die Körperfärbung des Kalikokrebses reicht von dunklem Braun über Ocker bis Grau-Grün. Tiere aus verschiedenen Gewässern zeigen oft sehr unterschiedliche, meist standorttypische Färbungen.

Krebse aus verschiedenen Habitaten wurden mit einer standardisierten Methode fotografiert. Gleichzeitig wurden im Labor juvenile *F. immunis* unter verschiedenen Bedingungen gehalten und die Entwicklung ihrer Färbung dokumentiert.

## Ein bionischer Ansatz zur Trennung von Mikroplastik und Wasser

*Leandra Hamann, Jürgen Bertling*

Mikroplastik ist ein wachsendes Problem für die Umwelt. Besonders Suspensionsfresser, die sich von Partikeln ernähren, verwechseln Mikroplastik mit ihrer Nahrung und zeigen gesundheitliche Schäden. Doch genau diese Ernährungstypen könnten bei der Lösungsfindung helfen und Vorbild für einen bionischen Filter sein, der Mikroplastik in der Umwelt reduziert. Alle Suspensionsfresser haben gemeinsam, dass sie über spezielle Strukturen verfügen mit denen sie das umgebende Wasser verarbeiten und Partikel zurückhalten. Sie sind in fast allen Tierklassen zu finden und haben eine große Vielfalt an verschiedenen Mechanismen evolutiv entwickelt. In der Masterarbeit wurden insgesamt 24 biologische Vorbilder untersucht, um interessante Prinzipien für einen bionischen Transfer zu identifizieren. Zu Ihnen gehören Schwämme, Muscheln, Seescheiden, Krebse, Flamingos, Fische und weitere. Es konnten sowohl interessante Materialien, Strukturen und Formen identifiziert werden, als auch clevere Verhaltensweisen und Reaktionen auf Umgebungsveränderungen.

## Adaptation verschiedener Populationen der Art *Echinogammarus berilloni* (Crustacea: Amphipoda) an unterschiedliche Temperaturbereiche

V. Haupt<sup>1</sup>, A. Schmidt-Drewello<sup>1</sup>, B. Zeis<sup>2</sup>, E.I. Meyer<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Evolution und Biodiversität (IEB), Hüfferstrasse 1, 48149 Münster, v\_haup03@uni-muenster.de

<sup>2</sup> Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Zoophysiologie (IZP), Schlossplatz 8, 48143 Münster

Allgemein ist davon auszugehen, dass die Verbreitung und Etablierung invasiver Arten in neuen Gebieten durch die zunehmende Klimaveränderung begünstigt wird. Die Gammariden der Art *Echinogammarus berilloni* Catta sind ursprünglich nur aus warmen Ländern wie Südfrankreich und der iberischen Halbinsel beschrieben. Da diese Art seit Anfang des 20. Jahrhunderts in westdeutschen Gewässern nachgewiesen wird, kann sie als Modellorganismus für Fragestellungen im Zusammenhang mit Ausbreitung und Klimawandel herangezogen werden.

In dieser Studie wurde untersucht inwiefern eine Anpassung an bestimmte Temperaturen besteht. Zu diesem Zweck wurden Individuen aus Populationen verschiedener Standorte (Mittellauf der Wurm und Ober- sowie Unterlauf der Alme) entnommen und im Hinblick auf ihre Temperaturtoleranz untersucht. Die Populationen sind genetisch unterschiedlich, daher eignen sie sich besonders für diese Untersuchung. Im Rahmen der Studie sollen die Hypothesen überprüft werden, dass unterschiedlich lokal adaptierte Populationen sich in Bezug auf ihre Temperaturtoleranzen unterscheiden und dass an wärmere Temperaturen adaptierte Populationen eine höhere Toleranz bei hohen Wassertemperaturen aufweisen.

Das Projekt gliederte sich in vier Bereiche: 1) Ermittlung der Mortalität innerhalb der verschiedenen Populationen von *Echinogammarus berilloni* bei unterschiedlichen Temperaturen, 2) Erfassung der Bewegungsaktivität mittels Kameratracking in einem bestimmten Temperaturbereich, 3) Messung des Sauerstoffverbrauchs mithilfe eines Respirometers in den jeweiligen Temperaturbereichen und 4) Analyse des Zusammenhangs zwischen Sauerstoffverbrauch und Bewegungsaktivität bei den eingestellten Temperaturen. Die erzielten Ergebnisse werden vorgestellt und diskutiert.

## Monitoring auf eDNA-Basis: eine Alternative zum klassischen Monitoringansatz am Beispiel der Rheingroppe (*Cottus rhenanus*) in renaturierten Teilen des Emscher-Systems

Christopher Hempel<sup>1</sup>, Gunnar Jacobs<sup>1</sup>, Jan-Niklas Macher<sup>2</sup>, Bianca Peinert<sup>1</sup>,  
Till-Hendrik Macher<sup>1</sup>, Florian Leese<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universität Duisburg-Essen, AG Aquatische Ökosystemforschung

<sup>2</sup> Naturalis Biodiversity Center, Leiden

Das Monitoring von Indikatorarten in Fließgewässern ist essentiell, um die Entwicklung von wichtigen ökologischen Parametern wie Wasserqualität, Gewässerstruktur und Durchgängigkeit nachzuverfolgen. Der klassische Monitoringansatz basiert auf morphologischer Identifizierung der entsprechenden Arten, was jedoch teils mit aufwendigen und stark ins Ökosystem eingreifenden Methoden verbunden ist wie z.B. Elektrobefischung oder Kick-Sampling. Eine vielversprechende Methode für ein effizientes Monitoring ohne solche Maßnahmen stellt der Nachweis von Arten auf Basis von Umwelt-DNA (environmental DNA, kurz eDNA) dar. eDNA umfasst all jene DNA, die durch Organismen an ihre Umwelt abgegeben werden, z.B. durch Kot, Urin, Schleim oder epidermale Zellen. Diese kann gesammelt, extrahiert und für spezifische Arten nachgewiesen werden. Bei dieser hochsensitiven, modernen Methode erfolgt der Nachweis von Arten über die Analyse von DNA aus geringvolumigen Wasserproben, was die Störung von Ökosystemen im Vergleich zu klassischen Methoden drastisch minimiert.

Eine jener Indikatorarten ist die Rheingroppe (*Cottus rhenanus*), welche in einem Teilgebiet des Rheins und einigen seiner Nebenflüsse zu finden ist. Sie ist für das Monitoring von Wasserqualität und Gewässerstruktur geeignet, da die Fischart sauerstoffreiche Gewässer präferiert und als relativ schwimmschwache Fischart ein limitiertes Verbreitungspotential aufweist. Aufgrund von Verschmutzung und mangelnder Gewässerdurchgängigkeit ist die Rheingroppe in manchen Teilen des Rheineinzugsgebietes ausgestorben, so auch im Emscher-System, wo die Art nur an einer einzigen Stelle im Boye-Oberlauf überleben konnte. Durch den Emscherumbau und den damit verbundenen umfassenden Gewässerrenaturierungen kann sie in manchen Teilen des Emscher-Systems inzwischen jedoch wieder angesiedelt werden.

In dieser Studie wird das Potential von eDNA zum Monitoring der Rheingroppe nach ihrer Wiederausiedlung in den Emschernebenbächen Borbecker Mühlenbach und Kesselbach in Essen untersucht. Es werden wichtige Einblicke in die Möglichkeiten und Limitierungen des Monitoringansatzes in Fließgewässern gegeben und darüber hinaus das Nutzungspotential von eDNA beim zukünftigen Wassermanagement aufgezeigt.

## Grundwasserprobennahme für die mikrobiologische Analyse mittels speziellem Probennahmesystem

Ina Hildebrandt, Carina Gasch

BGD ECOSAX GmbH, Tiergartenstraße 48, 01219 Dresden, i.hildebrandt@bpd-ecosax.de

Grundwasser ist Deutschlands wichtigste Trinkwasserressource. Jedoch wird die Grundwasserqualität an zahlreichen Standorten durch verschiedene Eintragsquellen (Landwirtschaft, Industrie, Verkehr, Altlasten) negativ beeinflusst. Derzeit existieren keine standardisierten Indikatoren und Methoden zur Bewertung der ökologischen Funktion und Stresstoleranz von Grundwasserökosystemen. Vielmehr mangelte es bisher selbst an konkreten standardisierten Probennahmevergaben zur Gewinnung repräsentativer Proben speziell für mikrobiologische Analysen. Deshalb wurden im Rahmen des GroundCare-Verbundvorhabens (BMBF-Projekt im Förderbereich ReWaM) im Teilthema „Standardisierung von Probennahmebedingungen für biologische (mikrobiologisch/molekularbiologisch) Untersuchungen“ detaillierte Studien zu unterschiedlichen Probennahmeverfahren durchgeführt.

Bei einer Grundwasserprobennahme ist prinzipiell der Einsatz unterschiedlicher Probennahmegeräte möglich. Zur Untersuchung des Einflusses verschiedener Geräte auf die Mikroorganismen im Grundwasser dienten Vergleichsstudien mit verschiedenen Probennahmetechniken. In diesem Rahmen wurde auch ein spezielles *in-situ* Probennahmesystem für mikrobiologische Analysen weiterentwickelt und getestet. Dieses ermöglicht die Einhaltung aller Zielsetzungen gemäß dem DVGW-Arbeitsblatt W 112 (2011) zur Probennahme für mikrobielle Untersuchungen. Als Ergebnis stellte sich heraus, dass durch die Entnahme des Grundwassers unter Verwendung des Probennahmesystems direkt in der Messstelle in der vorgegebenen Probennahmetiefe (*in-situ*) die Verschleppung fremder Mikroorganismen aus Probennahmepumpen und/oder Steigleitungen bzw. Schläuchen vermieden werden und somit eine für den Grundwasserleiter repräsentative Probe gewonnen werden kann.

Die neu gewonnenen und validierten Befunde dienen zur Standardisierung der Probennahmeverfahren für mikrobiologische Untersuchungen. Im Rahmen des GroundCare-Verbundprojekts werden diese in einen Leitfaden für die praxisorientierte Anwendung implementiert und den Umweltbehörden und der Wasserwirtschaft zur Verfügung gestellt. Die Standardisierung der Grundwasserprobennahme für mikrobiologische Analysen ist der erste und wichtigste Schritt, repräsentative Proben für ein informatives Monitoring des Grundwasserökosystems zu gewinnen.

## Subfossil diatom-assemblages in subalpine lake sediments as an indicator of climate-driven water-level changes

Andrea Hofmann<sup>\*1</sup>, Jürgen Geist<sup>\*2</sup>, Uta Raeder<sup>\*3</sup>

\*Limnologische Station Iffeldorf, LS Aquatische Systembiologie, TU München, Hofmark 1-3, 82393 Iffeldorf

<sup>1</sup>a.hofmann@tum.de, <sup>2</sup>juergen.geist@tum.de, <sup>3</sup>uta.raeder@tum.de

Mountain lake ecosystems are highly sensitive to global warming. Direct effects such as increasing lake temperature, intensified thermal stratification, and shorter ice cover periods strongly influence the structure of algal communities. Additionally altered catchment processes and precipitation patterns resulting in changing light climate and water-level variability especially affect benthic algal assemblages. Diatoms are widely used in paleoclimate studies, as they are particularly sensitive indicators for climate-driven changes in lake processes and dynamics. We used three sediment records (a shallow-littoral, a mid-depth and a pelagic core) of a small subalpine lake to identify diatom assemblage dynamics focusing on diatom life-form and substrate specify. A high-resolution study of current diatom depth-distribution patterns supports interpretation of subfossil community changes.

We found significant shifts in the composition of diatoms life-form and morphofunctional groups indicating climate-driven water-level alterations. Water level effect the light climate of a lake and the sediment grain size distribution. Long term water level fluctuations (WLF) resulting in shoreline displacement define extension of the euphotic zone and consequently affect the proportion of planktonic diatoms in surficial sediments. Short term and seasonally WLF caused physical stress, desiccation and turbidity due to suspended particles and strongly influences composition of diatom assemblages in the shallow littoral.

Small centric diatoms were dominant in the upper core levels of the pelagic core indicating high water levels and stable thermal stratification. The dominance of epipsammic and epipelagic diatoms in the deeper parts of the core signify decreasing water depths, while the significant decline in diatom density imply higher concentrations of suspended particles due to low water levels and marked short-time WLF.

The study is funded by the Bavarian State Ministry of the Environment and Consumer Protection

## Groundwater Ecosystem Services - Intrinsic reactivity and resilience of an oligotrophic aquifer affected by surface water intrusion

Katrin Hug<sup>1</sup>, Walter Schüssler<sup>2</sup>, Jolanta Schmitt<sup>2</sup>, Francesca De Gaspari<sup>3</sup>, Irina Engelhardt<sup>3</sup>, Lena Priesemann<sup>4</sup>, Alfred Lanfervoß<sup>4</sup>, Christian Griebler<sup>1</sup>

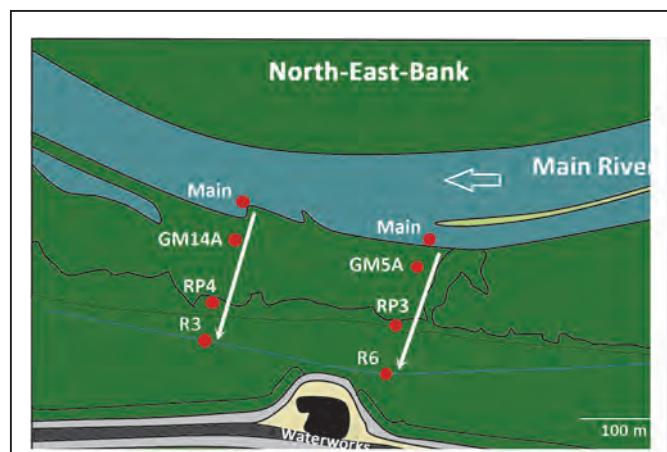
<sup>1</sup> Helmholtz Zentrum München, Institut für Grundwasserökologie, Ingolstädter Landstraße 1, 85764 Neuherberg, katrin.hug@helmholtz-muenchen.de

<sup>2</sup> Bayerisches Landesamt für Umwelt, Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, 86179 Augsburg

<sup>3</sup> TU Berlin, Institut für Angewandte Geowissenschaften, Ernst-Reuter-Platz 1, 10587 Berlin

<sup>4</sup> Trinkwasserversorgung Würzburg GmbH, Haugerring 5, 97070 Würzburg

In the framework of the BMBF funded project GroundCare, the intrinsic (bio)reactivity and resilience of an oligotrophic aquifer in response to temporary infiltration with river water was studied. Main focus was on the fate of selected micropollutants when transported through the aquifer as well as on the spatio-temporal dynamics of groundwater microbial community patterns induced by river water. At the Würzburg waterworks, riverbank filtration was exclusively initiated and maintained for seven weeks. Two transects of groundwater observation wells (Fig.) and the Main River were sampled before and after the onset of riverbank filtration. Micropollutants in focus, *i.e.* acesulfame (artificial sweetener), amidotrizoic acid (X-ray contrast agent), tolytriazole (corrosion inhibitor), carbamazepine (anticonvulsant), 4-formylaminoantipyrine (4-FAA) (pain killer), and sulfamethoxazole (antibiotic) were monitored over distance and time. The water isotopic signature served as marker for the mixing of surface and groundwater. Microbiological measures taken included, among others, total prokaryotic cell counts (TCC), the ratio of high nucleic acid cells (HNA) and low nucleic acid cells (LNA), and the microbial activity (cellular ATP).



Our results indicate that only 4-FAA was significantly degraded, while acesulfame, amidotrizoic acid and tolytriazole were partially retarded. All other micropollutants monitored behaved like conservative tracers. At the groundwater sampling sites closest to the Main River, the ratio of HNA to LNA as well as ATP values showed a distinct peak with the early intrusion of river water, but dropped back and stabilized after five weeks of river bank filtration. HNA to LNA ratios in the aquifer, exceeding the ones in river water, indicate a short-term stimulation of aquifer microbial communities related to the river water infiltration. This stimulatory effect declined with distance to the river. After seven weeks, the surface water receiving zones of the aquifer stabilized in their microbiological patterns. In conclusion, only a minor fraction of the micropollutants monitored were subject to sorption and/or biodegradation, and thus natural attenuation. The aquifer exhibited a fast microbial response to the surface water impact but stabilized, and partly returned, after a few weeks pointing at a considerable resilience potential. All data obtained are currently fed into a reactive transport model.

## Bakterien und ihre Kohlenstoffumsätze in sauren Tagebauseen – Entkopplung von der pelagischen Primärproduktion?

Jörn Jander, Brigitte Nixdorf

Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45,  
15526 Bad Saarow; joern.jander@online.de; nixdorf@b-tu.de

Saure Tagebauseen sind Extremhabitare, die durch reduzierte Nahrungsnetze und C- und P-Limitation für die phytoplanktischen Primärproduzenten gekennzeichnet sind. Geringe pelagische Primärproduktionen gehen einher mit hohen bakteriellen Stoffumsätzen. Intensivmesskampagnen von 2000 – 2004 entlang eines Säuregradienten in zahlreichen Tagebauseen der Lausitz belegen diese hohen bakteriellen Aktivitäten im Vergleich mit neutralen Hartwasserseen. Der Scharmützelsee und der Lange See dienten als Referenzgewässer für die sauren Tagebauseen. Folgende Methoden und Ansätze kamen zum Einsatz: Bakterienabundanz (DAPI-Färbung), Inkubation von Proben aus Tagebauseen unter in situ-Bedingungen zur Ermittlung der bakteriellen Produktion und des heterotrophen Potenzials ( $^{14}\text{C}$ -Glucoseaufnahme und Veratmung, Inkorporation von  $^3\text{H}$ -Thymidin und  $^{14}\text{C}$ -Leucin).

Seit 2010 wird eine herbstliche Dominanz der Grünalge *Autumnella lusatica* mit sehr hohen Biomassen in verschiedenen sehr nährstoffarmen Tagebauseen beobachtet. Eine Vermutung für den Erfolg dieses Taxons liegt in ihrem Vermögen zur Mixotrophie. Welche Rolle die Intensität heterotropher Prozesse (z.B. bakterielle Respiration) bei der C-Bereitstellung in kurzgeschlossenen Kreisläufen spielt, ist bislang nicht untersucht und Gegenstand dieser Studie. Vorgestellt werden die Ergebnisse aus der Messkampagne von 2000 - 2004 und ein Vergleich mit aktuellen Messwerten der Untersuchungsperiode 2017/18 für den Halbendorfer See und das Referenzgewässer Scharmützelsee. Dabei soll die Frage beantwortet werden, ob und in welchem Maße heterotrophe bakterielle Prozesse im Pelagial saurer Seen a) von der pelagischen Primärproduktion entkoppelt sind und b) welchen Beitrag sie zur Überwindung der C-Limitation des Phytoplanktons leisten können.

## A review on river restoration and ecosystem services – first results

*Nina Kaiser<sup>1,2</sup>, Stefan Stoll<sup>2,1</sup>, Christian K. Feld<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> University of Duisburg-Essen, Universitätsstr. 5, 45141 Essen, Germany, nina.kaiser.aqua@uni-due.de

<sup>2</sup> University of Applied Science Trier, Environmental Campus Birkenfeld, Post Box 1380, 55761 Birkenfeld, Germany, nina.kaiser@umwelt-campus.de

Restoration activities often implicitly assume an improvement of ecosystem services (ES). We searched the peer-reviewed literature to summarize the published effects of restoration on ES and to identify research and knowledge gaps. The largest part of the studies that matched our search terms (88% of 850 hits) did not provide own insights into how restorations affect ES, but used ES terminology in the introduction and discussion and only indirectly concluded that their findings have an ES perspective (n=748).

Only a minor proportion of the studies reported qualitative (n=68) or even quantitative effects of restoration on ES (n=34).

The studies on ES effects of restorations showed a strong continental bias, with 33 studies from Europe and none from Africa. In intensely studied areas, different freshwater habitats have received divergent attention, with temperate ecosystems frequently examined and montane freshwaters as well as tropical and subtropical upland rivers particularly understudied. Different classes of ES were unequally covered by the studies; regulating services were more frequently studied than cultural services followed by provisioning services.

Generally, positive effects of restoration on ES dominated (64%). Trade-offs and negative effects of restoration on ES were more frequently observed in empirical studies and models compared to hypothetical approaches, pointing to a gap between theory and practice.

ES assessment was carried out with many different approaches, techniques and at variable spatial and temporal scales, with the consequence that many studies were not well comparable, even though focussing on the same ES.

To promote synthesis and theory-building from the case studies published, a commonly used form of denominating ES with already available schemes (e. g. CICES) would improve future work on effects on ES. This is even more important for the assessment of specific ES in restored river systems to identify the main drivers and constraints providing ES (e. g. regulating water conditions).

# **Entwicklung und Erprobung einer Makrozoobenthosfalle zur Untersuchung der Migration an Querbauwerken**

*Raimund Koop, Timo Reitz, Thilo Derdak & Elisabeth I. Meyer*

WWU Münster, Institut für Evolution und Biodiversität Abteilung Limnologie, Hüfferstr. 1, 48149 Münster,  
[r\\_koop03@uni-muenster.de](mailto:r_koop03@uni-muenster.de)

**Keywords:** Makrozoobenthos, Durchgängigkeit, Querbauwerk, Freilanduntersuchung, Falle

## **Einleitung**

Eine Vielzahl von Querbauwerken findet sich in den Fließgewässern Deutschlands. Sowohl verschiedene Typen von Schwämmen als auch Abstürze prägen das Bild anthropogen veränderter Flüsse. Die Einschränkungen für die Migration des Makrozoobenthos sind weitestgehend unerforscht. Wie auch bei der Konzepterstellung zur Fischdurchgängigkeit sollte eine wissenschaftliche Grundlage geschaffen werden an der sich bauliche Maßnahmen orientieren können, hierfür ist angewandte Grundlagenforschung nötig. Um die Auswirkungen auf die stromauf und stromabwärts gerichtete Migration zu beleuchten wurde im Rahmen einer Bachelorarbeit eine Falle für Freilandexperimente entwickelt. Diese soll einen quantitativen und qualitativen Vergleich der Migration an Querbauwerken mit den Zuständen weiter oberhalb und unterhalb ermöglichen.

Bisherige Fallen wurden meist zur Untersuchungen allgemeiner Bewegungsmuster oder Besiedelung entwickelt. Die räumlichen Gegebenheiten an Querbauwerken machen eine Neukonzeption notwendig. Die größten Herausforderungen stellten bei der Entwicklung die Stabilität in der Strömung und der Verbleib eingedrungener Tiere in der Falle dar.

## **Material und Methoden**

### **Untersuchungsgebiet**

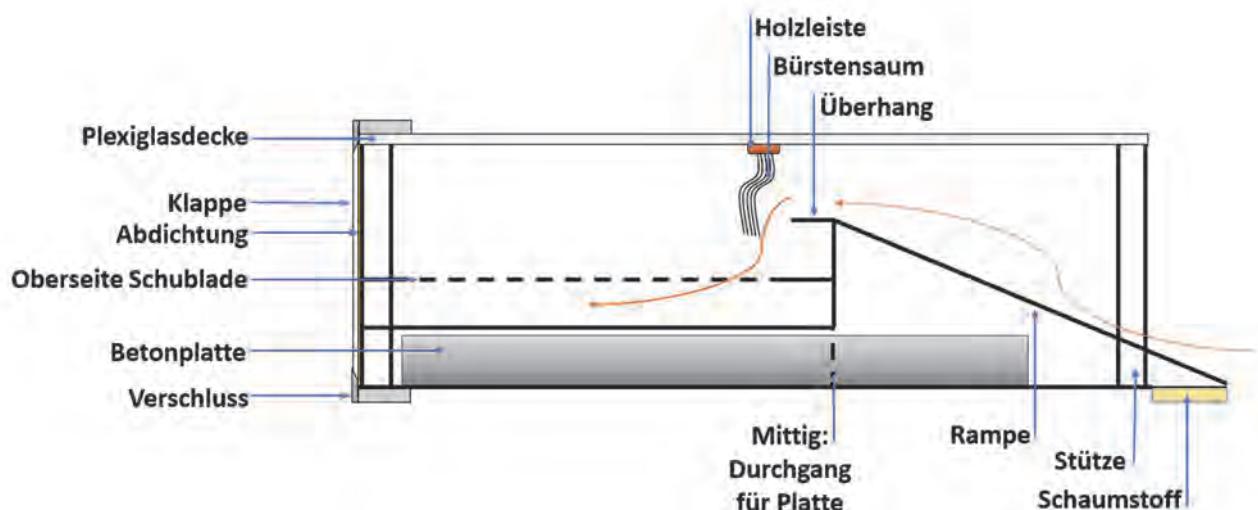
Die Bever ist ein sand- und lehmgeprägter Fluss des Tieflandes (LAWA Typ 15) mit einer Länge von 32,5 km und gehört zur Flussgebietseinheit obere Ems. Im untersuchten Gebiet bei Ostbevern ist die hydromorphologische Struktur durch Querbauwerke in Form von Steinschüttungen und Betonschwämmen zur Erhöhung des Grundwasserspiegels und damit zur verbesserten Nutzbarkeit durch die Landwirtschaft verändert worden. Des Weiteren ist die Auenüberflutung sowie die strukturelle Diversität und damit einhergehend die Strömungsvielfalt durch Begradigung und eine erhöhte Einschnittstiefe eingeschränkt. Kurz vor der Mündung des Frankenbaches in die Bever, in einem Naturschutzgebiet, befindet sich ein bereits früher renaturierter Bereich mit angeschlossenem Altarm. Hier findet sich eine ausgeprägte Ufervegetation, Bereiche unterschiedlicher Strömung und eingebrachtes Totholz. Somit ist er - zumindest strukturell - naturnäher als die folgenden Gewässerabschnitte einzuschätzen. Dieser Bereich soll bei aktuellen Baumaßnahmen als Strahlursprung dienen. Somit liegt der Fokus auf der Ausbildung von Trittsteinen und der Wiederherstellung der Längsdurchlässigkeit. Bei den

Querbauwerken handelt es sich um Sohlenbauwerke und Abstürze. Sohlenbauwerke, nach DIN 4047 Teil 5, sind Bauwerke zur Verhinderung der Sohlenerosion, die quer zur Fließrichtung über die gesamte Breite des Gewässers angeordnet sind. Zu diesen gehören Sohlenstufen, genauer definiert über die DIN 19 661 VT. 2, mit einem Höhenunterschied und Schwellen, die sohlengleich sind. Abstürze dagegen bilden eine Wasserspiegeldifferenz zwischen Ober- und Unterwasser, die nur von sprungstarken Fischen überwunden werden kann. Andere Fische und die Organismen des Benthos können an einem Absturz vermutlich nicht weiter stromaufwärts wandern (MUNLV 2005).

Die Freilanduntersuchung wurde an QB7 durchgeführt (52.026855, 7.902610). Das Querbauwerk ist ein Absturz mit einer Höhe von 0,7 m aus massivem Beton. Stromaufwärts vor dem Bauwerk ist die Gewässersohle auf einer Länge von etwa 68 m mit groben Steinen stabilisiert. Der Absturz selbst findet sich an der Kante einer 7,8 m langen Betonstruktur, die am oberen Ende mit Leitplankenähnlichen Metallstrukturen eingefasst ist. Unterhalb des Absturzes folgt eine 9 m lange Betonrutsche am Gewässergrund.

### ***Neu entwickeltes Fallenkonzept***

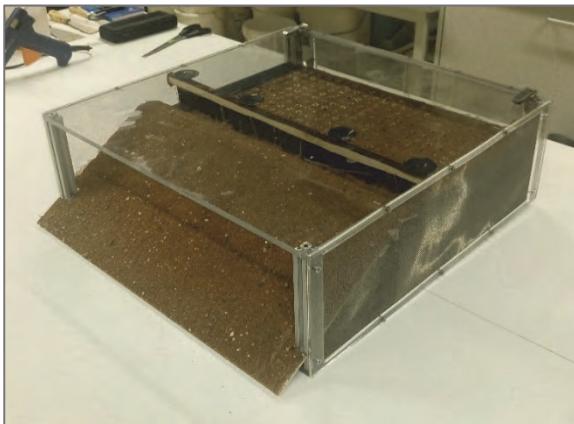
Der Einsatz direkt am Querbauwerk stellt Anforderungen, die von bisherigen Fallentypen nicht erfüllt werden. Hauptsächlich zu benennen sind die höhere Strömung, ein niedriger Wasserstand sowie die Verwendbarkeit in beide Richtungen. Abb. 1 zeigt ein seitliches Schema der Falle mit Beschriftung der funktionellen Komponenten.



**Abbildung 7.: Schematische Darstellung der Falle im seitlichen Schnitt. Die geschwungenen Pfeile stellen einen möglichen Weg der Tiere in die Falle dar.**

Die konzeptionierte Falle hat eine Grundfläche von 0,5 m<sup>2</sup>, die Seiten sind jeweils 50 cm lang, die Höhe beträgt 16,5 cm. Eine offene Seite ermöglicht den Eingang der Tiere von der Gewässersohle über eine Rampe der Länge 23 cm mit einem Steigungswinkel von etwa 25°, diese ragt aus der Falle heraus um möglichst nahe mit dem Boden abzuschließen. Mögliche Unebenheiten des Grundes können durch unterseitig der Ausgangskante angebrachten Schaumstoff ausgeglichen werden. Die gegenüberliegende Seite ist größtenteils mit feinem Gitter verschlossen und mittels Verschlüssen so fixiert, dass sie sich problemlos öffnen lässt um Tiere zu entnehmen. Die anderen beiden Seiten sind vollständig mit feinem Gitter verschlossen. Die Unterseite besteht aus PVC die Oberseite aus durchsichtigem Plexiglas um eine unnatürliche Beschattung zu verhindern. Das Innenleben der Falle besteht aus einer 4,5 cm tiefen Schublade deren Oberseite verschlossen ist aber durch eine Vielzahl an Löchern mit einem Durchmesser von 0,4 cm zugänglich bleibt. Die Löcher sollen zum Eintritt

in das Fach verleiten und den Ausgang erschweren, es soll ein Labyrinth Effekt eintreten. Diese Oberseite und auch die Rampe des Einganges sind mit Sediment von der Probestelle beklebt. Feiner Sand sowie Kies von 0,2 bis 0,6 cm Größe wurde mittels des Lösungsmittelfreien Parkettkleber (Retol Base Fusion 2K PU) aufgetragen. Unterhalb der Schublade befindet sich eine handelsüblichen Betonplatte der Größe 40 x 40 x 4 cm, um die Falle in der Strömung zu stabilisieren. Sowohl die Platte als auch die Schublade lassen sich über die rückseitige Öffnung entnehmen. Abb. 2 zeigt ein Exemplar der fertig gestellten Fallen aus verschiedenen Perspektiven.



**Abbildung 2.: Vollständige Falle, frontal die Öffnung mit Eingangsrampe und die rückseitige Klappe**

### ***Freilandversuch***

Um die Hypothese einer eingeschränkten Migration bedingt durch den Absturz zu überprüfen ist es notwendig Qualität und Quantität der Wanderungen am Bauwerk zu messen und mit der an natürlichen, zweifelsfrei durchgängigen Stellen zu vergleichen. Um zu spezifizieren welche Tiere in welchem Maße wandern, ist das Fangen der Tiere unabdingbar. Daher ist die einseitig zugängliche Falle und kurze Expositionszeiten nötig, um Migration nicht Kolonisation zu erfassen. Für den Vergleich wurden zwei Stellen, eine oberhalb und eine unterhalb des Querbauwerkes mit naturnahem Sediment sowie eine Stelle am Absturz direkt beprobt. Je ein Paar wurde in der Mitte des Flusses exponiert, die anderen beiden nahe linkem und rechtem Ufer. Mit ihrer Öffnung von 50 cm wird so insgesamt etwa ein Drittel der Flussbreite abgedeckt, was als repräsentativ betrachtet werden kann. Für die Exposition wurde der Zeitraum zwischen 19:30 und 23:30 Uhr genutzt. Die Dämmerung und beginnende Dunkelphase wurde ausgewählt um das erhöhte Migrationsaufkommen einiger Arten zu dieser Zeit und damit höheren Fangzahlen zu erfassen. Durchgeführt wurden die Probennahmen im Freiland am 25./27. und 28.6.2018.

Zum Entleeren der Fallen wurden diese einzeln nach Ende der Probezeit mit der Öffnung nach oben aus dem Fluss getragen, dort in eine große Wanne, nach dem Öffnen der rückseitigen Klappe und Entnehmen der Betonplatte, komplett ausgespült. Bei größerer Entfernung und ausreichendem Wasserstand konnte die Falle bereits im Fluss direkt nach der Bergung in die schwimmende Wanne gelegt werden um sie so leichter an das Ufer zu transportieren. Der Wanneninhalt wurde dann durch ein feines Sieb der 0,3 mm gegeben und alles Aufgefangene in einzelne Probengefäße mit Alkohol gegeben.

## Ergebnisse

In Tab.1 sind die gefangenen Individuen nach Taxa und Probestelle dargestellt. Die mit Abstand reichsten Familien sind Gammaridae, Baetidae und Simuliidae. Für diese drei Gruppen ist in tab. 2 die Aufteilung nach Probestelle und Richtung in gezeigt. Eine genauere Bestimmung aller Individuen war aufgrund von Zeitmangel nicht möglich.

**Tabelle 1: Taxaliste gefangener Individuen je Probestelle**

Ordnung	Familie	Gattung	Art	Individuen je Probestelle		
				U.	D.	O.
Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus</i>	<i>fossarum</i>	0	4	0
			<i>pulex</i>	12	9	29
			<i>roeselii</i>	194	212	368
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Gen.</i>	<i>sp.</i>	176	343	100
	Caenidae	<i>Caenis</i>	<i>sp.</i>	1	0	3
	Ephemerellidae	<i>Ephemerella</i>	<i>ignita</i>	10	14	3
	Heptagenia	<i>Gen.</i>	<i>sp.</i>	1	0	1
Heteroptera	Aphelocheiridae	<i>Aphelocheirus</i>	<i>aestivalis</i>	11	7	11
Trichoptera	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>	<i>sp.</i>	6	5	1
	Brachycentridae	<i>Olicoplectrum</i>	<i>sp.</i>	25	2	1
Diptera	Chironomidae	<i>Gen.</i>	<i>sp.</i>	55	7	12
	Simuliidae	<i>Simulium</i>	<i>sp.</i>	12	690	157
				$\Sigma$	502	1293
						686

**Tabelle 2: Anzahl gefangener Individuen der Individuen reichsten Familien nach Probestelle und Richtung.**

Familie	Gammaridae		Baetidae		Simulidae	
Richtung	Aufwärts	Abwärts	Aufwärts	Abwärts	Aufwärts	Abwärts
<b>Oberhalb</b>	234	163	26	72	133	24
<b>Direkt</b>	136	89	98	245	178	512
<b>Unterhalb</b>	90	116	142	34	6	6

Die Gammariden finden sich direkt und oberhalb in etwas höherer Zahl in der Aufwärtsbewegung, unterhalb jedoch eher in der abwärts Richtung. Bei den Baetidae dagegen ist es umgekehrt, sie finden sich direkt und oberhalb vermehrt in der abwärts und Unterhalb deutlich mehr in der Aufwärtsbewegung. Die Anzahl gefangener Simulidae ist direkt am Bauwerk in der Abwärtsbewegung deutlich höher, oberhalb dagegen jedoch in der Aufwärtsbewegung. Die Probestelle Unterhalb weist nur eine sehr geringe ausgeglichene Individuenzahl von jeweils 6 pro Richtung auf.

Aufgrund fehlender Signifikanzen lässt sich für keine Gruppe eine endgültige Aussage über eine erhöhte Migration in eine bestimmte Richtung treffen.

## Diskussion

Die verwendeten Fallen weisen einige technische Ungenauigkeiten auf. Die Falle lässt den Tieren trotz umfassender Abdichtung Möglichkeiten zu entweichen. So war die Verklebung zwischen Rampe und äußeren Gittern nicht ganz durchgängig verschlossen. Es war außerdem nicht möglich, mit absoluter Sicherheit alle Tiere aus der Falle zu entfernen. Ein Spalt in den Stützen ermöglicht kleineren Tieren des Makrozoobenthos das Aufsuchen dieses Zwischenraumes, diese Stellen waren kaum einsehbar und auch mit Pinzetten schwer zu erreichen. Ein weiteres Problem stellt die fehlende Stabilisierung der Betonplatten innerhalb der Falle dar. Bei geschlossener Klappe konnte sie beim Bewegen der Falle unkontrolliert auf kleinem Raum hin und her rutschen. Dadurch wurden bei den Durchführungen an der Probestelle unterhalb und direkt am Bauwerk jeweils eine Falle beschädigt. Bei Handhabung der Fallen rutschte die Betonplatte im Inneren gegen die rückseitige Klappe und brach die Ecken mit dem Verschluss teilweise ab. Vor Ort konnte die Klappe mit großen Steinen stabilisiert werden, der Druck war ausreichend um das Moosgummi abzudichten. Vor dem nächsten Einsatz wurden die Bruchstellen mit Sekundenkleber verklebt. Die Möglichkeit eine Platte mit gerin- gerem Gewicht zu verwenden sollte überdacht werden. Das Gesamtgewicht der Fallen liegt bei je etwa 17 kg, das erschwert die Platzierung im Fluss. Bei der vorhandenen Strömung an den Versuchstagen hätte vermutlich eine Platte der Maße 30x30x4 cm ausgereicht, diese wiegt bereits 6,3 kg weniger. Bei weiteren Konstruktionen sollte auch eine Lösung für das Eindringen von Fischen gefunden werden. Da die Fische in der Falle Zugriff auf das dortige Makrozoobenthos hatten ist nicht auszuschließen das einige Individuen gefressen wurden. Es lässt sich nicht verifizieren ob und in welchem Ausmaß dies passiert ist. Es fehlt also auch die Grundlage für Schätzungen bezüglich eines Einflusses auf die Ergebnisse.

Im Freiland war es nicht möglich den Versuchsaufbau optimal durchzuführen. In den Bereichen oberhalb und unterhalb des Absturzes ist weitläufig wenig natürliches Substrat zu finden. Im feinen Sand finden sich immer wieder große Steine die sich vermutlich im Laufe der Zeit aus der Uferbefestigung gelöst haben. Beim Positionieren der Falle im Wasser war es teilweise nötig diese zu bewegen und damit nicht auszuschließen, dass Tiere aus dem sandigen Substrat aufgewirbelt und über die Öffnung in die Falle gelangt sein können. Unterstützt wird diese Vermutung durch die geringe Körpergröße einiger Individuen, die Zweifel an der Möglichkeit zur Behauptung gegen die Strömung wecken. Die Platzierungen an der Probestelle direkt auf dem Bauwerk war aufgrund des niedrigen Wasserstandes, verursacht durch den sehr trockenen Sommer, nicht wie gewünscht möglich. In geplanter Position direkt an der Absturzkante wurden die Fallen nicht von Wasser überflossen, daher wurden sie weiter hinten auf dem Bauwerk positioniert. Es ist allerdings nicht auszuschließen, dass abwärts treibende Tiere aufgrund der steigenden Strömung hin zur Absturzkante, sich wieder aufwärtsbewegen um dieser zu entgehen. Von Tieren in den abwärts geöffneten Fallen lässt sich also nicht mit Sicherheit sagen, dass sie die Absturzkante des Bauwerkes passiert haben.

Die Ergebnisse zeigen bei fast allen Arten eine im Vergleich zur Abwärtsbewegung größere Anzahl in der Aufwärtsbewegung. Eine Ausnahme bilden allerdings die beiden Familien mit der deutlich höchsten Individuenzahl; Simuliidae und Baetidae. Möglicherweise haben einzelne Familien differenzierte Verhaltensweisen beim Wandern. Eine Bestimmung aller Individuen könnte dies klären.

Ein weiterer Faktor ist der Einfluss der Falle auf das Strömungsbild. Trotz der Möglichkeit des Wassers aufgrund der Gitter die Falle zu durchströmen, ist die Strömung um die Falle leicht erhöht. Es lassen sich Werte von + 0.1 m/s messen. Es ist möglich, dass die wandernde und driftende Zahl von Tieren hierdurch nicht einem natürlichen Flussausschnitt entspricht.

## **Zusammenfassung/Schlussfolgerungen**

Die Falle hat sich als funktional erwiesen, weist jedoch noch eine Vielzahl kleiner technischer Mängel auf. Zu Überdenken ist auf jeden Fall die Dimensionierung, die in ihrer aktuellen Form im Freiland nicht ausreichend praktikabel ist. Auch für das Problem eindringender Fische muss eine Lösung gefunden werden. Die Ergebnisse des ersten Einsatzes im Freiland erlauben noch keine Aussage über die Durchgängigkeit des Gewässers für Makrozoobenthos am Querbauwerk. Vor allem ist eine höhere Probenanzahl nötig um statistisch belastbare Ergebnisse zu erzielen.

## **Danksagung**

Danken möchte ich Prof. Elisabeth I. Meyer für die Betreuung und Ratschläge, Thilo Derdak für die Anfertigung der Fallen, Timo Reitz für zahlreiche technische Ratschläge und Sebastian Brock für die Unterstützung während der Freilandarbeit. Die Arbeit entstand als Bachelorarbeit an der WWU Münster am Institut für Evolution und Biodiversität in der Limnologie Gruppe.

## **Literatur**

- MUNLV (2005): Handbuch Querbauwerke, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- Koop (2018): Entwicklung und Erprobung einer Makrozoobenthosfalle zur Untersuchung der Migration an Querbauwerken in der Bever, unveröffentlicht

# Optimizing use parameters of a Gammarid biotoxicity system of Water Quality Monitoring based on literature data

Walid Kousa<sup>1</sup>, Ellen Tijssse-Klasen<sup>1</sup> & Daniela Lud<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Rhein-Waal University of Applied Sciences, Faculty Communication and Environment, Friedrich-Heinrich-Allee 25, 47475 Kamp-Lintfort, Germany, correspondence to: daniela.lud@hochschule-rhein-waal.de

**Keywords:** *Gammarus pulex*, copper, water quality monitoring, in-situ bioassay

## Introduction

### ***Relevance of water quality monitoring with biological systems***

Water quality is affected by human activities such as agriculture or industrial processes. Therefore, there is a need for water quality monitoring. One of the approaches is laboratory analysis that requires conduction of multiple tests, and is associated with challenges during sample collection, transportation, storage, sample preparation and analysis. A complementary approach to chemical laboratory analyses is the application of bioassays for in situ monitoring, which can have advantages over classical chemical analyses e.g. as screening methods (Gerhard and Quindt, 2000).

In situ bioassays with the use of model biological species for the detection of contaminants are becoming increasingly popular for the assessment of water quality. *Gammarus* is an ubiquitous well-studied amphipod that is sensitive to a number of stressors. Therefore, development of *Gammarus*-based system of water quality monitoring is a research problem of current interest, and a number of publications have been devoted to this problem (Gerhardt, 1996; Kunz et al., 2009). Meanwhile, there is significant variation in research methodologies applied by investigators studying the responses of Gammarids to stressors. Therefore, there is a need to analyze and structure the approaches in order to identify the most advantageous to develop an efficient system.

The aim of the study presented here was to analyze literature data regarding use parameters of Gammarid toxicity monitoring systems. Research questions are

- What are the significance and optimum values for the important use parameters of the Gammarid water quality test system?
- Which recommendations can be given for optimizing the use of the monitoring system to measure single samples in a reliable way?

## Materials and Methods

A literature review focusing on behavioral response was conducted through search of free access databases, including Google Scholar and NCBI PubMed and search through reference lists of articles selected for analysis. Titles of the articles were reviewed first, and the ones that fitted the research questions were collected. Then, each study was screened based on information present in abstract

with respect to previously developed inclusion and exclusion criteria (studies, with direct intervention methods, destructive testing, or without behavioral responses to toxicants were excluded from further analysis). If biochemical changes were assessed by the authors, and links to behavioral changes were made, the article was included in further analysis. Both in situ and laboratory studies conducted on *Gammarus* species were considered eligible, if at least one type of behavioral response was estimated. Studies, which met the inclusion criteria were selected for further assessment of full-text.

Literature research results were used to identify critical use parameters: exposure time, exposure history, body size, age, gender of the Gammarids, as well as temperature, and pH of the water sample.

Literature data were screened to derive recommendations for improvement of a taylor-made Gammarid toxicity monitoring system.

## Results

Literature data of 80 studies included in the research showed that heavy metals were the most frequently assessed contaminants with the use of Gammarids (Figure 1). Some of the studies reported results on several toxicants (e.g. heavy metals and pesticides or pharmaceuticals and pesticides).

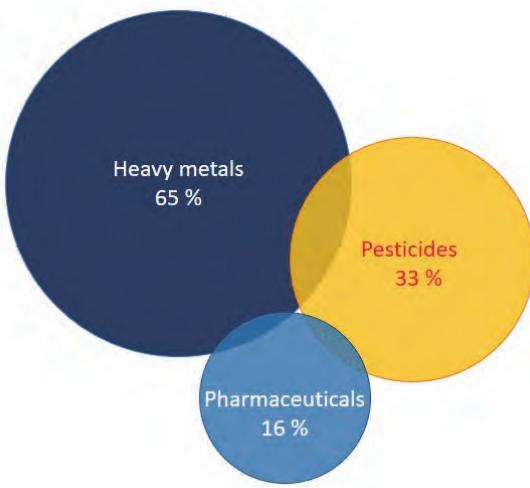
Among heavy metals, cadmium, arsenic, copper, lead, nickel, silver, zinc, silver nanoparticles, as well as their combinations, were studied and showed observable behavioral changes in Gammarids. For copper, behavioral changes can be summarized as follows: moderate behavioral change (increased ventilatory activity and reduced locomotion) was already reported for copper concentrations up to 50 µg/L, strong behavioral changes (decreased ventilatory activity, reduced locomotion, mortality) were reported for concentrations of about 50-100 µg/L.

Behavioral responses were dependent on concentration, and higher amounts of contaminants generally caused more severe changes.

One third of the papers evaluated reported behavioral results (reduced feeding activity, increased or reduced locomotion) for a range of pesticides including neonicotinoids like imidacloprid and the chlorotriazine terbutylazine.

A smaller number of the studies (16 %) evaluated focused on behavioral effects due to pharmaceuticals including over-the-counter drugs like ibuprofen and prescription drugs like carbamazepine. Effects at lower concentrations were increased locomotion and increased ventilatory rate and decreased locomotion, decreased ventilatory rate and mortality at higher concentrations (Kousa, 2019).

The most frequently used behavioural parameter in the Gammarid toxicity studies evaluated was feeding activity which was reported in almost half of the studies, locomotion was reported in a quarter of the studies. Ventilatory activity or respiration was also reported in a quarter of the studies (Kousa, 2019).



**Fig. 1: Percentage of research papers reviewed that addressed the effects of heavy metals, pesticides and or pharmaceuticals on Gammarids. Size of the circles corresponds to percentages, overlap not to scale (adapted from Kousa, 2019).**

Based on the results of the literature review, the following changes of the current system were suggested for operation of the Gammarids (Figure 2):

Initially, individuals of the species used should be originating from a reference stream with good water quality. The organisms should be allowed to undergo acclimation for a month before they are applied in experimental set up.

Optimum pH in the recreational aquarium should be around 7.3.

Visual checks for reproductive status should be performed once a month. In addition, weekly checks for parasites should be carried out for elimination of this factor, as it can seriously affect the assessment results.

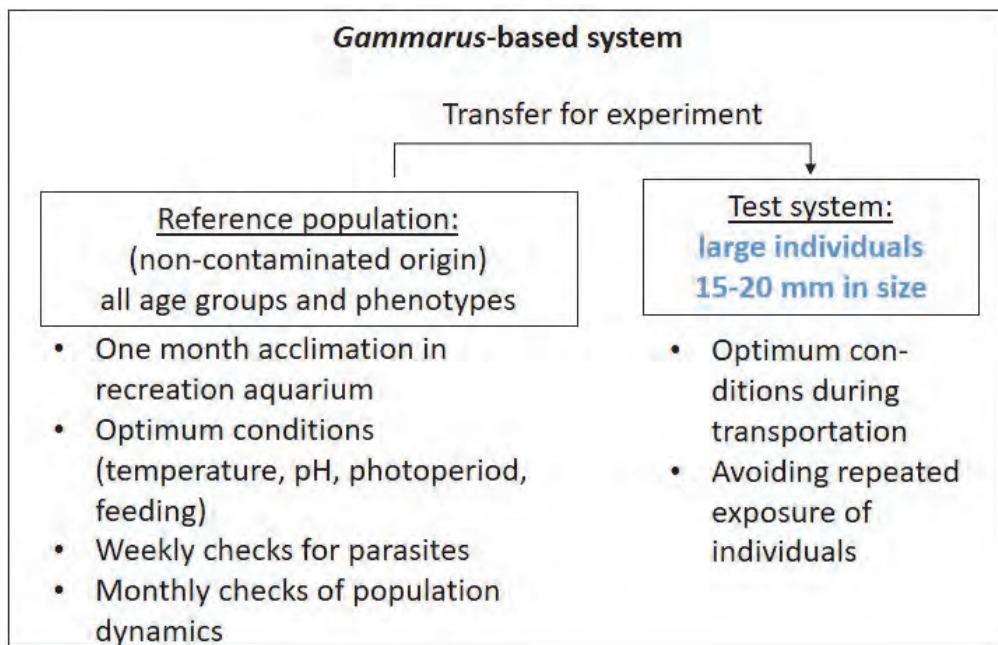
Also regarding the experimental application of the system recommendations can be made (Figure 3). Prior to the experiment, sufficient adjustment time of the recreation aquarium to the conditions of the water sample to be investigated should be allowed, especially with regard to temperature and pH.

A thorough assessment of behavioral responses, if possible using several parameters (locomotion, ventilatory activity) is recommended.

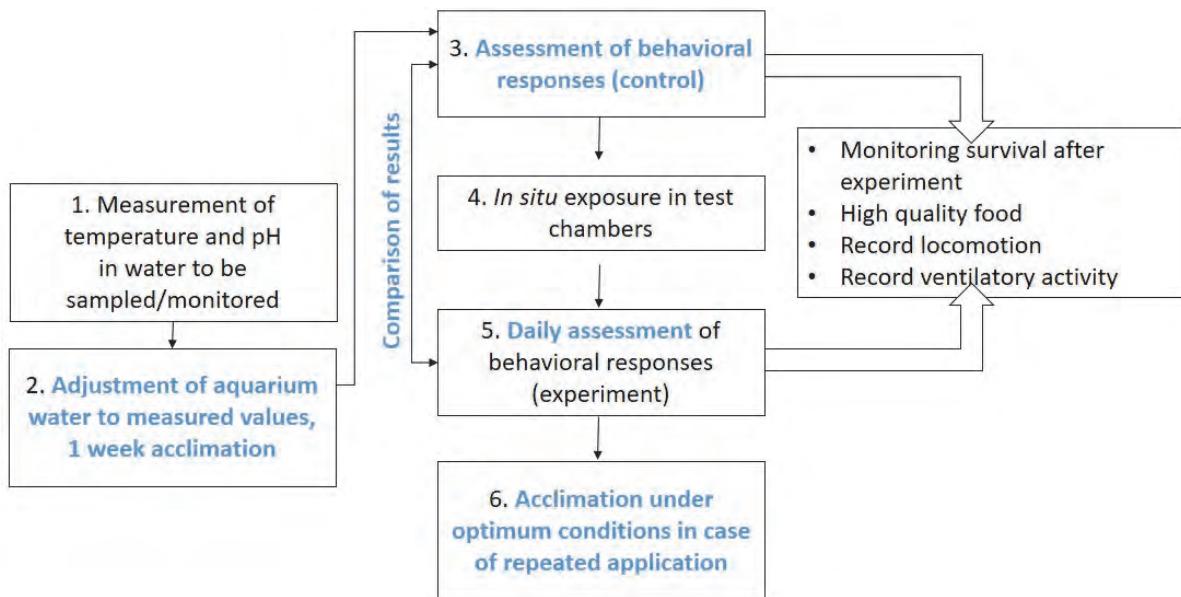
Also post-experimental survival should be monitored and sufficient measurement time during optimum conditions after exposure should be added in case of repeated application.

Experimental exposure should be kept short to avoid malnutrition stress, most studies showed that exposure time of hours rather than days is sufficient to obtain reliable results.

Effect concentrations measured with Gammarid systems were comparable to levels present in the environment e.g. near point sources. In case of copper, concentrations in tap water were found to be at levels which can be detected with Gammarid systems.



**Fig. 2: Recommended adapted operation of the Gammarids for the measurement system based on literature research conducted.**



**Fig. 3: Recommended adapted experimental application of the measurement system based on literature research conducted.**

## Discussion

### *Recommendations for improvement*

Based on the results, the abiotic parameters temperature and pH were found to be important, and the Gammarids should be allowed to acclimate to these conditions. It was identified that Gammarids may

respond to change in a factor and not exclusively to concentration change of a toxicant. Thus, an approach taking the suggested adaptations into account allows for minimizing the effects of temperature and pH differences during exposure of the organisms to the water sample to be studied. Also most studies revealed that behavior changes can be clearly seen as short term effect (within minutes or hours rather than days). Then, assessment of behavioral responses, locomotion, and ventilatory activity (and if required feeding behavior) should be performed. Data should always be generated for control/reference and sample for comparative measurements.

## Conclusions

It was revealed that a wide range of toxicants such as heavy metals, pesticides, and pharmaceuticals can be detected with the help of *Gammarus*-based systems. Feeding activity as well as locomotion and ventilatory activity are frequently reported parameters and therefore seem well suitable for the investigation of the response to toxicants in a taylor-made toxicity monitoring system.

Regarding operation and experimental application important parameter settings were identified, which influence behavioral parameters, notably exposure time and exposure history, body size, parasite load, and pH as well as temperature. Critical analysis of the available information showed that the Gammarids should be obtained from Gammarid populations gathered in a reference stream with good water quality and cultivated under optimum laboratory and clean water conditions. Large individuals should preferably be used for estimation of water quality. Locomotion, and ventilatory activity were identified as the most effective and convenient means for estimation of Gammarid behavior as feeding might disturb the measurements and might not be necessary in short term experiments. The data evaluated show that for many of the contaminants environmental concentrations present in the surrounding of point sources are at levels detectable with Gammarid systems. Concentrations of copper in clean water used for the experiments should be low enough not to disturb the measurements. The suggested recommendations for the adaptation of the *Gammarus*-based system operation allow for its effective use and detection of a wide range contaminants.

## Acknowledgement

The research has been performed during a student's BSc thesis project. The authors thank the German Association of Limnology for the opportunity to present their results.

## References

- Gerhardt, A. (1996) Monitoring behavioural responses to metals in *Gammarus pulex* (L.) (Crustacea) with impedance conversion. *Environmental Science and Pollution Research* 2: 15–23.
- Gerhardt, A., Quindt, K. (2000) Waste water toxicity and bio-monitoring with *Gammarus pulex* (L.) und *Gammarus tigrinus* (Sexton) (Crustacea: Amphipoda). *Wasser und Boden* 52:19-26.
- Kousa, W. (2019) Optimizing Parameters of Gammarus-Based System of Water Quality Monitoring for Detection of Most Heavy Metals and Common Pesticides. Bachelor thesis, Rhine-Waal University of Applied Sciences, Kamp-Lintfort, Germany.
- Kunz, P., Kienle, C. and Gerhardt, A. (2009): *Gammarus* spp. in aquatic ecotoxicology and water quality assessment: toward integrated multilevel tests. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 1-76.

## Fungiert der Oberlauf des Rotbachs (Eifel) als Strahlursprung?

*Anika Leyendecker<sup>1</sup>, Carola Winkelmann<sup>1</sup>, Udo Rose<sup>2</sup>*

1: Universität Koblenz-Landau, Institut für integrierte Naturwissenschaften, Universitätsstr. 1, 56070 Koblenz (anikleyendecker@uni-koblenz.de; cawinkelmann@uni-koblenz.de)

2: Erftverband, Am Erftverband 6, 50126 Bergheim (Udo.rose@erftverband.de)

**Keywords:** Strahlursprung, Strukturgütebewertung, Renaturierungsmaßnahmen, Renaturierung

### **Einleitung**

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) verpflichtet die EU-Mitgliedsstaaten, alle Oberflächengewässer bis spätestens 2027 in einen guten ökologischen Zustand zu bringen. Für die Umsetzung von Maßnahmen zur strukturellen Aufwertung der Gewässer wird in vielen Fällen das Konzept der Strahlwirkung favorisiert. Dieses beschreibt den meist positiven Einfluss eines naturnahen, intakten Gewässerabschnitts auf unterhalb liegende degradierte Abschnitte des Fließgewässers.

In meiner Arbeit wird untersucht, ob der Oberlauf des Rotbachs (Eifel) tatsächlich als Strahlursprung fungiert und daher Renaturierungsmaßnahmen unterhalb gelegener Abschnitte entsprechend geplant werden können. Wenn der Oberlauf des Rotbachs ein Strahlursprung ist, sollte es in den unterhalb gelegenen Abschnitten mit guter Struktur eine sehr ähnliche Benthosbesiedlung wie im Oberlauf geben, weil die Arten des Oberlaufes diese Abschnitte als sogenannte Trittsteinabschnitte nutzen. In den dazwischenliegenden Abschnitten mit schlechter Strukturgüte, den sogenannten Driftabschnitten, sollten empfindliche Arten des Oberlaufes jedoch nicht zu finden sein.

### **Material und Methoden**

Der Rotbach entspringt südlich von Voißel, nahe Mechernich in der nordrhein-westfälischen Eifel und mündet nach 39,1 km in Erftstadt in die Erft. Er ist im Oberlauf dem Typ 7 (Grobmaterialeiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche) und ab Schwerfen dem Typ 16 (Kiesgeprägte Tieflandbäche) zugeordnet.

Die acht km lange Untersuchungsstrecke am Rotbach erstreckt sich von Eicks bis Nemmenich und wurde aufgrund der Strukturgüte der Abschnitte (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1999) in einen Strahlursprungsabschnitt (S) und drei Trittsteinabschnitte (T 1-3) mit strukturell gutem Zustand (Gewässerstrukturgüte 1-4), sowie drei Driftabschnitte (D 1-3) mit strukturell schlechtem Zustand (Gewässerstrukturgüte 5-7, ELWAS, 2017) eingeteilt.

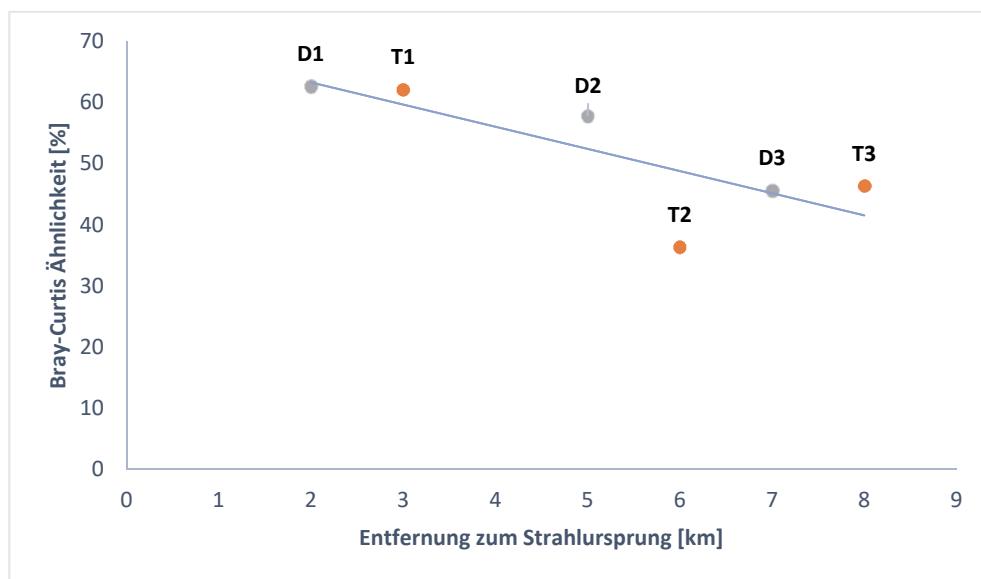
Die Beprobung der Makrozoobenthosbesiedlung der sieben Abschnitte wurde mittels AQEM-Methode (multi habitat sampling) durchgeführt. Nach einer taxonomischen Auswertung wurde zu jeder gefundenen Art wurde der German-Fauna-Index des jeweiligen Gewässertyps (Typ 16) notiert. Die Werte ließen sich in den Ergebnistabellen des Bewertungssystems Asterics (Version 4.04) finden. Mit den Werten konnte erörtert werden, in welchen Abschnitten die Arten mit positiven Werten (+1

und +2) zu finden sind, und ob diese eher Bereiche mit guter Struktur bevorzugen als jene mit einer schlechten Strukturklasse.

Um die Hypothese zu überprüfen, dass die Trittsteinhabitante Arten besitzen, die auch im Strahlursprungsabschnitt vorkommen, die Driftabschnitte jedoch nicht, wurde die Bray-Curtis Ähnlichkeit aller Proben zu denen des Strahlursprunges berechnet. Um die Hypothese zu unterstützen, sollten die Maxima der Bray-Curtis Ähnlichkeit bei den Trittsteinabschnitten liegen und kaum eine Entfernung-abhängigkeit aufweisen. Dies wurde mittels Regressionsanalyse überprüft.

## Ergebnisse

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass der Oberlauf des Rotbachs nicht als Strahlursprung dient. Es ist nicht zu beobachten, dass die Trittsteinhabitante, nicht aber die Driftabschnitte, Taxa besitzen, die auch im Strahlursprungsabschnitt vorkommen. Im Gegensatz dazu wird die Ähnlichkeit der Artzusammensetzungen geringer, je weiter man sich vom Strahlursprung entfernt. Die Artengemeinschaften der Trittsteinabschnitte haben keine größere Ähnlichkeit mit dem Strahlursprung als die Driftabschnitte (Abb. 1). Um die Hypothese unterstützen zu können, müssten die Maxima bei den Trittsteinabschnitten (T1-T3) liegen. Dies ist nicht der Fall. Auffällig ist, dass sich bei T2 ein Minimum befindet, und nicht wie erwartet ein Maximum.

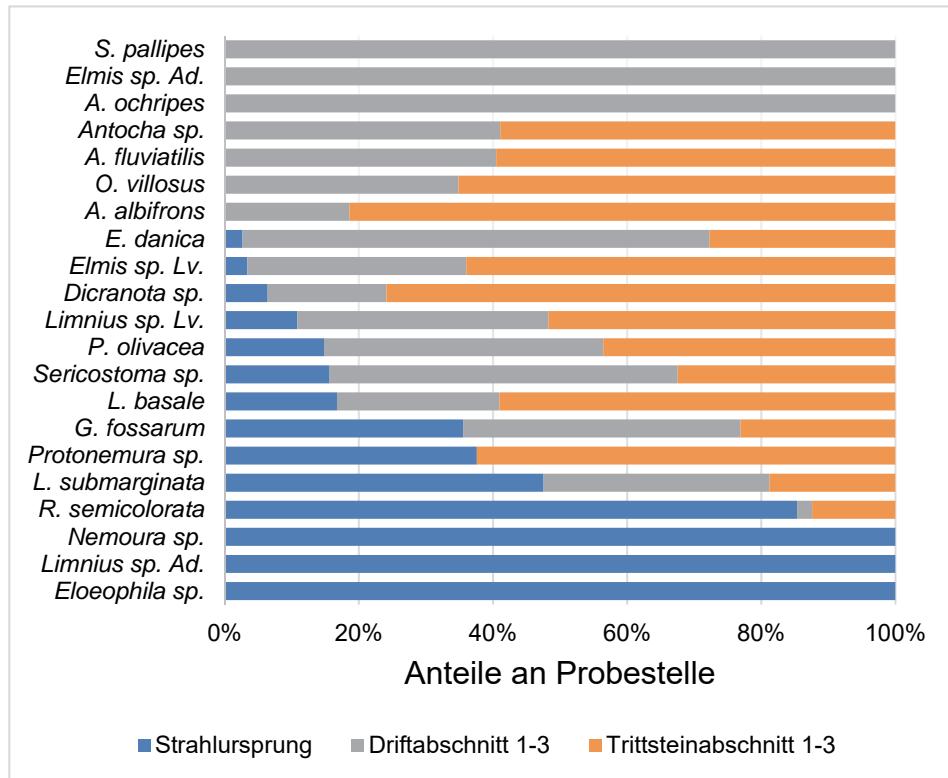


**Abbildung 1: Regressionsanalyse mit Bray Curtis Ähnlichkeit (Beta-Diversität) der Trittsteinabschnitte (T 1-3) und der Driftabschnitte (D 1-3) zum Strahlursprung in Abhängigkeit der Entfernung zum Strahlursprung Blaue Linie stellt Trendlinie dar.**

Stattdessen ist eher eine kontinuierliche Abnahme der Ähnlichkeit der Besiedlung zum potentiellen Strahlursprung zu beobachten, wobei dieser Zusammenhang nur auf dem 10% Niveau signifikant ist (Abb. 1,  $p=0,06$ ,  $R^2= 0,6221$ ). Dies deutet eher auf eine langsame Veränderung der Artengemeinschaft im Längsverlauf des Gewässers hin als auf eine Unterscheidung zwischen Drift- und Trittsteinabschnitten.

Anders als erwartet wurden Taxa mit einem positiven German Fauna Index nicht bevorzugt in Abschnitten mit einer guten Strukturgüteklaasse gefunden (Abb. 2). Ein positiver German Fauna Index

bedeutet, die Art ist gewässertypspezifisch (Lorenz et. al. 2004). Die Verteilung der Arten mit positivem German Fauna Index zwischen den beprobtten Stellen heben die Ähnlichkeit der morphologisch schlechten Abschnitte und der Abschnitte mit guter Strukturgüte hervor.



**Abbildung 2: Verteilung der Vorkommen der Taxa mit positivem German Fauna Index zwischen den verschiedenen Probenahmestellen (Driftabschnitte, Trittsteinabschnitte und Strahlursprung). Nur Taxa mit German Fauna Index von +1 und +2 für Gewässertyp 16.**

## Diskussion

Auf Grundlage des Strahlwirkungskonzepts kann davon ausgegangen werden, dass mit der Hilfe von Strahlursprüngen in einem Gewässer ein guter ökologischer Zustand erreicht werden kann, obwohl nicht der komplette Gewässerverlauf eine gute Gewässerstruktur aufweist. Die Nutzung der im Strahlwirkungskonzept beschriebenen Mechanismen ist also eine gute Möglichkeit die Ziele der EG-WRRL zu erreichen. Diese Arbeit geht der Frage nach, ob der Oberlauf des Rotbachs als Strahlursprung fungiert und damit zu einer Verbesserung des ökologischen Zustandes in unterliegenden Gewässerabschnitten dienen kann. Zur Beantwortung dieser Frage wurde getestet, ob die Trittsteinhabitaten, nicht aber die Driftabschnitte, in nennenswertem Maß empfindliche Taxa enthalten, die auch im Strahlursprungsabschnitt vorkommen. Die Hypothese, dass der Oberlauf des Rotbachs als Strahlursprung fungiert, wird mit dieser Arbeit falsifiziert. Der Unterschied zwischen Trittsteinhabitaten und Driftabschnitten ist gering und die Minima der Bray-Curtis-Ähnlichkeit liegen nicht bei Driftabschnitten, ebenso wenig wie die Maxima bei den Trittsteinhabitaten liegen. Zudem befinden sich Taxa mit positivem German Fauna Index zumindest auch in nennenswertem Anteil in den Driftabschnitten.

Bei einer vergleichbaren Untersuchungen an Flüssen in der mittelbadischen Oberrheinebene, die eine Strahlwirkung nachweisen konnten, liegt die Bray-Curtis Ähnlichkeit zwischen Abschnitten und

Strahlursprung immer auf einem stetigem Niveau von über 50% bis zum eindeutigen Abbrechen der Strahlwirkung (Aßmann 2015). Allerdings waren in diesem Fall die gewählten Abschnitte deutlich kürzer (...) sodass diese Ergebnisse nicht direkt vergleichbar sind. Allerdings lassen sich in den hier gefundenen Ergebnissen lässt weder eine gleichbleibende Bray-Curtis Ähnlichkeit, noch ein eindeutiger Unterschied zwischen den Abschnitten oder eine plötzliche Reduktion der Ähnlichkeit an einem bestimmten Punkt erkennen.

Diese Ergebnisse werfen die Frage auf, ob die strukturelle Qualität eines Gewässers so direkt wie hier angenommen die Makrozoobenthosbesiedlung bestimmt. Insbesondere das Vorkommen von Taxa mit positivem German Fauna Index in Abschnitten mit schlechter Strukturgüte lassen vermuten, dass zumindest im Falle des Rotbachs nicht von der Struktur eines Gewässers auf die Biozönose des Makrozoobenthos geschlossen werden kann. Um den Zusammenhang zwischen Gewässerstruktur und Besiedlung genauer zu untersuchen wurde vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) ein neuer Index, der Habitatindex, entwickelt. Dieser soll die Zusammenhänge zwischen hydromorphologischer und ökologischer Bewertung besser abbilden als die *standard-Kenngrößen* der Gewässerstruktur um das zukünftige WRRL-Monitoring zu optimieren. Er wird gebildet aus den drei Komponenten Sohle, Strömung und Ufer. Der Habitatindex stellt also einen Brückenschlag zwischen Gewässerstruktur und biologischer Bewertung dar (Foerster et al. 2017).

## **Zusammenfassung**

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der Rotbach nicht als Strahlursprung fungiert. Dies könnte damit zusammenhängen, dass der Strukturgütekasse die Benthos Biozönose weniger stark bestimmt als vermutet und die Unterschiede in der Struktur keine unterschiedliche Besiedlung verursachen.

## **Danksagung**

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Bachelorarbeit weshalb ich mich vor Allem bei meinen Betreuern Carola Winkelmann und Udo Rose bedanken möchte. Außerdem danke ich der gesamten AG Aquatische Ökologie für die vielen Hilfestellungen und Diskussionen sowie Karin Breitschwerdt für die Unterstützung bei den Laborarbeiten.

## **Literatur**

- Aßmann, S. (2015): Der Einfluss naturnaher und renaturierter Gewässerstrecken auf die Makrozoobenthos-Fauna strukturell defizitärer Fließgewässerabschnitte. Doktorarbeit an der Universität Freiburg.
- ELWAS Elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW (2017). <http://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf>. Aufgerufen 07.03.2017.
- Foerster, J., Halle, M., Müller, A. (2017): Entwicklung eines Habitatindex zur Beurteilung biozönotisch relevanter Gewässerstrukturen. Korrespondenz Wasserwirtschaft 2017 (10):466-471.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1999): Gewässerstrukturgüteklassifizierung in der Bundesrepublik Deutschland; Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer.
- Lorenz, A., Hering, D., Feld, C. K., Rolauffs, P. 2004: A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna in five German stream types. Hydrobiologia 516: 107-127.

## Abfolge von Massenentwicklung und Limitation des Phytoplanktons in der Weser

*Marcus Mannfeld, Carsten Viergutz, Volker Kirchesch, Helmut Fischer, Andreas Schöl*

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat Ökologische Wirkungszusammenhänge, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz,  
mannfeld@bafg.de

Die Eutrophierung der Weser wird insbesondere im Oberlauf an den hohen Phytoplanktonbiomassen und starken Sauerstoffübersättigungen deutlich. Dabei dominiert der Eintrag von Algen aus der Werra gegenüber dem aus der Fulda. Mit einer fließzeitkonformen Messaktion über 9 Tage im Mai 2017 wurde ein Wasserkörper der Weser auf seinen Weg vom Zusammenfluss von Fulda und Werra bei Hannoversch-Münden (Weser-km 0) bis zum Weserwehr in Bremen (Weser-km 362) beprobt. Mit den Ergebnissen können genaue Aussagen über die Algenentwicklung und die Stoffumsätze innerhalb der fließenden Welle getroffen werden.

Bei der untersuchten Frühjahrssituation mit mittleren Abflüssen von 53,2 m<sup>3</sup>/s (am Pegel Hannoversch-Münden) wurde eine starke Zunahme des Phytoplanktonbiomasse von 100 µg/l Chla auf 228 µg/l Chla in der flachen und gut durchlichteten Oberweser von km 0 bis km 124 (bei AKW Grohnde) innerhalb von 2 Tagen beobachtet. Im Laufe der anschließenden Fließstrecke von 4 Tagen von km 124 bis km 275 (bei Drakenburg) gingen die Chla-Konzentrationen drastisch auf nur noch 54,9 µg/l zurück. Das Maximum der Algenbiomasse trat also am Übergang der freifließenden oberen Weser hin zur staugeregelten Mittelweser auf und der Rückgang der Algenbiomassen in den tieferen und damit „dunkleren“ Stauhaltungen.

Das Phytoplankton in der Weser wurde von Diatomeen der Gruppe Centrales mit der Größenklasse 5-15 µm dominiert (87 % des Gesamt-Biovolumens). Zum Aufbau ihrer Schalen nimmt diese Algengruppe Silizium aus dem umgebenden Wasserkörper auf. Daher wurde auf der Wachstumstrecke ein starker Rückgang der Siliziumkonzentration von 2,06 mg/l auf 0,05 mg/l gemessen. In der anschließenden „Absterbestrecke“ verblieben die Si-Gehalte auf sehr niedrigem Niveau. Dies deutet auf eine starke Abhängigkeit des Phytoplanktons von der Siliziumverfügbarkeit und eine Si-Limitierung als mögliche Ursache für den Algenrückgang hin.

Zur erweiterten Analyse der Abhängigkeiten der Phytoplanktonentwicklung und Nährstoffvorkommen dient das Gewässergütemodell QSim in Kombination mit dem 1D-HN-Modell HYDRAX. Mit dem während der fließzeitkonformen Messaktion ermittelten Randdaten wurden Modellläufe für die Weser durchgeführt und dabei der Einfluss der Limitierungsfaktoren Silizium und Licht auf das Phytoplanktonwachstum quantifiziert.

## Zwischenartliche Nischenverteilungen in Respons zu sich ändernder Salzkonzentration – zeitliche Koexistenz und Dynamik von Neozoen und indigenen Arten der Gammariden (Crustacea: Amphipoda) im Rheinberger Altrhein

Melissa Moick<sup>1</sup>, Carmen Gallas<sup>2</sup>, Daniela Lud<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Carl von Ossietzky Universität Oldenburg;

<sup>2</sup> Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft;

<sup>3</sup> Hochschule Rhein-Waal

Invasive Arten bedrohen weltweit die Artenvielfalt von einheimischer Flora und Fauna. Ein berüchtigtes Neozoon in den Fließgewässern Europas ist der große Höckerflohkrebs, *Dikerogammarus villosus* (Sovinsky 1894), welcher vor allem durch sein räuberisches Verhalten gegenüber anderen benthischen Invertebraten negativ auffällt. Im Jahr 2013 wurden der Steinkohlebergbau und die damit verbundene Einleitung von stark salzhaltigem Grubenwasser am linken Niederrhein eingestellt. Zeitgleich wurden Massenentwicklungen von *D. villosus* durch die Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft (LINEG) erstmals im Rheinberger Altrhein entdeckt. Mittels Multi-Habitat-Sampling nach AQEM und Substratboxen wurde die benthische Gemeinschaft zwischen 2012 und 2017 an zwei Probenahmestellen regelmäßig beprobt und Abundanzen dokumentiert. Nach einem anfänglichen Zusammenbruch der Biozönose, wurde eine Zunahme der Artenvielfalt zwischen 2014 und 2016 für alle Taxa beobachtet. Auffällig hierbei war die zeitliche Nähe zwischen Artenrückgang, vor allem von *Gammarus tigrinus*, und dem Auftreten erster Massenpopulationen von *D. villosus*. Als invasiv kann das Neozoon im Rheinberger Altrhein jedoch nicht eingestuft werden, da die ausgewogenen Abundanzen auf eine friedliche Koexistenz hindeuten. In den aktuellen Proben aus 2017 wurden im Rheinberger Altrhein keine *D. villosus* Individuen mehr gefunden, während die Individuendichte von *G. tigrinus* wieder zunimmt und auch *G. fossarum* und *G. roesellii* regelmäßig in hoher Zahl vorhanden sind.

# Leitfaden zur ökologischen Bewertung von Grundwasserqualität und Ökosystemleistungen

Heike Morscheid

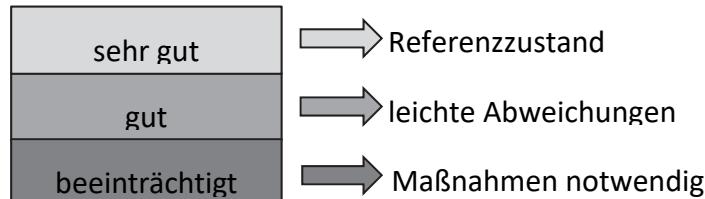
Bayer. Landesamt für Umwelt, Hans-Högn-Str. 12, 95030 Hof, heike.morscheid@lfu.bayern.de

Das Verbundprojekt GroundCare entwickelte innerhalb von drei Jahren eine ökologische Bewertung von Grundwasserqualität und Ökosystemleistungen. Die Schwerpunkte von GroundCare waren v.a.:

- Identifizierung von mikrobiologischen, molekularen und faunistischen Indikatoren für die Zustandsbewertung von Grundwasserökosystemen
- Standardisierung von Probenahme- und Analysemethoden
- Bewertung und Analyse der Funktionsfähigkeit von Grundwasserökosystemen
- Entwicklung eines grundwasserspezifischen ökotoxikologischen Online-Verfahrens
- Züchtung und Hälterung von Grundwasserfauna

Die Ergebnisse des Projektes bilden die Grundlage für diesen Leitfaden. Das neue ökologische Bewertungssystem für Grundwasser orientiert sich an der Wasserrahmenrichtlinie für Oberflächen Gewässer.

Die ökologische Beurteilung von Grundwasser ist mit Hilfe der Mikrobiologie, der Fauna und der Ökotoxikologie möglich. Die Probenahmen und auch die Auswertungen wurden standardisiert. Die Ergebnisse können in drei ökologische Zustandsklassen eingeteilt werden:



GroundCare war ein Projekt der BMBF-Fördermaßnahme „Regionales Wasser-Ressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland (ReWaM)“ im Förderschwerpunkt „Nachhaltiges Wassermanagement (NaWaM)“.

## Laborexperimente zum Grabeverhalten des Kalikokrebses *Faxonius immunis*

André Müller, Alexander Herrmann, Andreas Stephan, Karsten Grabow, Andreas Martens

Institut für Biologie und Schulgartenentwicklung, PH Karlsruhe, Bismarckstraße 10, 76133 Karlsruhe,  
[andre.muellerm@gmx.de](mailto:andre.muellerm@gmx.de)

Der Kalikokrebs ist eine invasive Flusskrebsart mit der starken Tendenz, Höhlen anzulegen. Diese gewähren ihm Schutz vor Fressfeinden, erlauben eine hohe Siedlungsdichte und schützen ihn bei Austrocknung des Gewässers. Für ein Management der Art ist eine bessere Kenntnis des Grabeverhaltens und der Architektur der Röhren wünschenswert. Deshalb wurden Laborversuche in mit Sediment gefüllten Eimern und unterschiedlichem Wasserregime durchgeführt. Am besten eignen sich lehmige Sedimente für die Anlage solcher Höhlen. Es konnte gezeigt werden, dass die Tiere dieses Verhalten bei simuliertem Trockenfallen des Gewässers zeigen. Die entstandenen Höhlen wurden vertikal in Richtung des Bodens gegraben und besaßen Abzweigungen. War dies der Fall, so saß der Krebs dort.

# **Lokale Flusswasserfahnenausbreitung mit einem räumlich hochauflösten 3-dim hydrodynamischen Modell**

*Liliana Páez Gil<sup>1</sup>, Ronja Ebner<sup>2</sup>, Thomas Wolf<sup>2</sup>, Thomas Pflugbeil<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> Universität Augsburg, Universitätsstraße 2, 86159 Augsburg, [liliana.paezgil@student.uni-augsburg.de](mailto:liliana.paezgil@student.uni-augsburg.de),

<sup>2</sup> Institut für Seenforschung, Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen,  
[Ronja.Ebner@lubw.bwl.de](mailto:Ronja.Ebner@lubw.bwl.de), [Thomas.Wolf@lubw.bwl.de](mailto:Thomas.Wolf@lubw.bwl.de),

<sup>3</sup> Technische Universität München, Ingenieurfakultät Bau Geo Umwelt, Arcisstraße 21, 80333 München,  
[Thomas.Pflugbeil@tum.de](mailto:Thomas.Pflugbeil@tum.de)

**Keywords:** Bodensee, Delft3D, Flusswasserfahnenausbreitung

## **Einleitung**

Seit der industriellen Revolution haben sich die Umweltbelastungen von Seen und Flusssystemen mit der Zunahme wirtschaftlicher Unternehmungen des Menschen erheblich intensiviert. Heutzutage sind beinahe alle Steh- und Fließgewässer in einem unangemessenen Umfang beeinträchtigt. Der natürliche Zustand von Sedimenten und Nährstoffen ist meist stark anthropogen beeinflusst und dadurch verlieren die Gewässersysteme ihre natürliche Dynamik (Habersack, Haspel, & Kondolf, 2014).

Die Schadstoffeinträge und anthropogenen Eingriffe unterschiedlicher Art in den Bodensee und in seinem Einzugsgebiet sind seit Mitte 19. Jahrhunderts verstärkt. Die Zuflüsse des Bodensees und damit auch der Bodensee, integrieren alle in ihrem Einzugsgebiet vorkommenden Veränderungen und sind dadurch gefährdet (Mürle, Ortlepp, & Rey, 2004). Dadurch sind die Zuflüsse geeignete Indikatoren für Landschaftsprozesse und den aktuellen Zustand sowohl des Einzugsgebiets als auch des Bodensees. Dabei steht die Schussen als der möglicherweise bedeutendste Bodenseezufluss im Fokus, wenn man ihre wechselhafte Nutzungs-, Entstehungs- und Belastungsgeschichte in Betracht zieht (LUBW, 2010). Zwar ist der Anteil der Schussen an der eingetragenen Wassermenge nur 2,9%, das von ihr eingetragene Wasser weist jedoch eine relativ hohe Belastung an Schadstoffen auf. Verursacht wird diese sehr unterschiedliche anthropogene Grundstoffzuleitung durch intensive Landnutzung, Industrie und dichte Besiedlung im Einzugsgebiet der Schussen. Neben Eintragungsmenge und Schadstoffbelastung des Eintrags spielen auch die hydrodynamischen Bedingungen eine große Rolle. So ist z.B. die Schussenmündung besonders an der Flachwasserzone sehr breit und somit steht hier das Wasser des Flusses über lange Zeit relativ unvermischt.

Eine Aufgabe des Projektes SeeZeichen der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg ist die Modellierung der Ausbreitung der Flusswasserfahne der Schussen. Um zu erfahren, wie sich die Schussenwasserfahne im Bodensee verteilt und welche Zonen des Sees hohe Stoffkonzentrationen und/oder lange Expositionzeiten aufweisen, werden lokale Ausbreitungsprozesse mit unterschiedlichen Abbauraten durch ein räumlich hochauflöstes 3D hydrodynamisches Modell simuliert. Das bereits vorhandene Basismodell, mit einer Gitterauflösung  $dx=500$  m, zeigt sich für detaillierte Be trachtungen der Flusswasserfahnenausbreitung als zu gering aufgelöst, um eine eindeutige Strömungsrichtung bei den Bodenseezuflüssen bzw. bei der Schussen bestimmen zu können. Aus diesem

Grund wird die Implementierung eines neuen 3D hydrodynamischen Modells mit einer lokalen Gitterverfeinerung nötig, deren Erfolg anschließend durch eine Bewertung beurteilt wird. Zur Prüfung, inwieweit das Modell die Ausbreitung des Schussenwassers im See richtig wiedergibt, werden bereits erhobene Daten herangezogen, mit denen der Ausbreitungsbereich quantitativ abgeschätzt werden konnte. Die hierzu bereits vorhandenen Messergebnisse einer Messkampagne werden mittels Matlab ausgewertet; unter anderem wird hieraus die Strömungsrichtung berechnet und graphisch dargestellt. Da solche Messungen auch die Grundlage für weitergehende Untersuchungen der Strömungsstrukturen mit numerischen Modellen bilden, stellen sich folgende Fragen: Wie genau stimmen die Modellergebnisse mit der Realität bzw. mit den Messdaten überein? Können die Modellergebnisse zur Voraussage der Schussenwasserfahne und zur Bestimmung von Ausbreitungsprozessen von Wasserinhaltsstoffen verwendet werden?

Es hat sich gezeigt, dass die in den Bodensee entwässernden Flüsse für den größten Teil des Stoffeintrags in den Bodensee verantwortlich sind. Der Stoffeintrag umfasst natürliche und anthropogene Stoffe und zieht sowohl positive als auch negative Auswirkungen auf das System Bodensee nach sich. Den größten mengenmäßigen Eintrag hat der Alpenrhein, der knapp zwei Drittel des dem Bodensee zufließenden Wassers liefert (Mürle, Ortlepp, & Rey, 2004). Zweitgrößter Wassereinträger ist die Bregenzer Ach. Bereits vorhandene Modellergebnisse dieser zwei Zuflüsse werden aufgrund ihrer besondere Bedeutung mit der Schussen zusätzlich verglichen, um möglichst realitätsnahe Aussagen über die räumliche Verteilung der Flusswasserfahnen im Hinblick auf die Verteilung mitgeführter Wasserinhaltsstoffe bzw. der numerischen Tracer und die aus diesen Transporten resultierenden Impaktzonen treffen zu können.

## **Material und Methoden**

Die Feststellung von vereinfachenden und geeigneten Methoden, die das Auftreten sowohl von Keimen und Spurenstoffen als auch von den Zonen, die Stoffkonzentrationen und lange Expositionzeiten im Wasserkreislauf ermitteln, ist die Voraussetzungen dafür, dass angemessene Maßnahmen getroffen werden, mit denen Gewässerschutzziele und entsprechend entscheidende Verbesserungen erreicht werden können (Triebeskorn, 2017). Im Folgenden werden deshalb die wesentlichen Eigenschaften der Schussen berücksichtigt. Für den Vergleich mit den maßgeblichen Bodenseezuflüssen Alpenrhein und Bregenzer Ach, werden diese zwei Zuflüsse mitberücksichtigt.

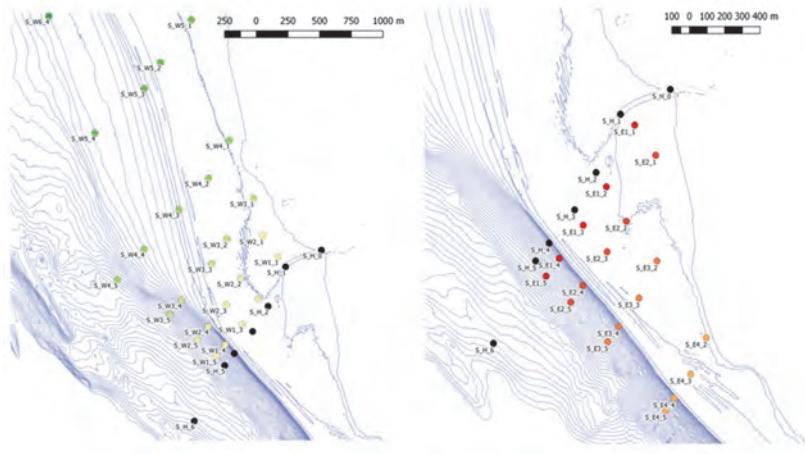
### ***Delft3D-FLOW***

Teil einer weitreichenden Software (DELFT3D-Suite) für einen multidisziplinären Ansatz und 3D-Berechnungen von Küsten-, Fluss- und Flussmündungsgebieten. Hiermit können Simulationen von Strömungen, Sedimenttransporten, Wellen, Wasserqualität, morphologischen Prozessen und Ökologie durchgeführt werden (Deltares, 2016).

### ***Messraster und Aufzeichnungen der Messkampagne***

Im Jahr 2017 wurden am ISF im Rahmen einer Untersuchung der Flusswasserfahne der Schussen über einer Messkampagne eine Vielzahl von Daten erhoben und zusammengestellt. Diese Daten eignen sich dazu, die Ausbreitung des Schussenwassers wiederzugeben. Bei der Auswahl der Probestelle wurde das Mündungsgebiet der Schussen in ein Messraster aufgeteilt, um sowohl die Messungen als auch die Auswertungen zu vereinfachen. Die Auswahl der zu untersuchenden Parameter

basiert auf den unterschiedlichen Eigenschaften des Fluss- und Seewassers. So weist das Flusswasser eine andere Temperatur, sowie eine unterschiedliche chemische und physikalische Zusammensetzung als das Seewasser auf. Die in Abbildung 8 gezeigten Transekte wurden anhand der Morphologie definiert. Unterstützend wurden Datenbanken zu Windstärke, Strömungs- und Windrichtung bei der Detektion der Ausbreitungsrichtung der Schussenwasserfahne herangezogen.



**Abbildung 8: Lage der Transekte**

An diesen Transekten wurden zu 10 Zeitpunkten im Zeitraum vom 31. Mai 2016 bis 31. Mai 2017 Vertikalprofile mit einer Multiparametersonde entnommen. Stichprobenweise wurde die Leitfähigkeit des Wassers mit einem Feldmessgerät untersucht.

#### ***Grundlagen für die Erstellung eines hochauflösten LGR-Gitters und Tiefenfelds***

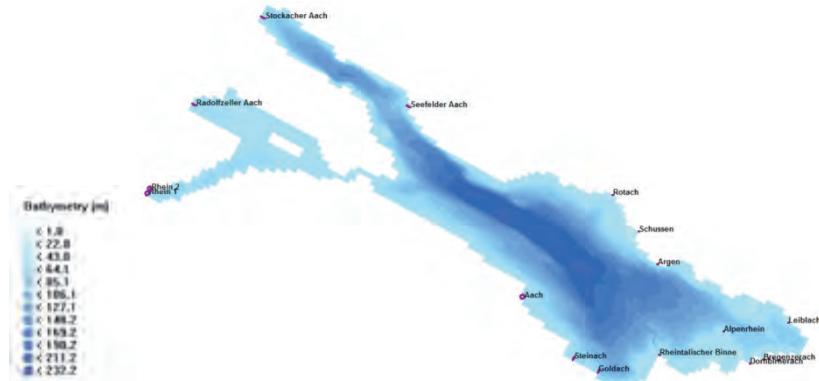
Zur Anwendung des 3-dimensionalen Modells in Bereichen der Simulation von Strömung in Fluss-, Seen-, Meeres- und Mündungsgebieten, des Sedimentmanagements und der Wassergüte ist die vertikale Auflösung von wesentlicher Bedeutung (Platzek, G., & Jankowski, 2014). Da der Bodensee ein stabil geschichteter monomiktischer See ist, ist der Einfluss der Schichtung auf Wasserbewegungen größer als der Einfluss der Bathymetrie. Deshalb wird für die Betrachtung der Schichtung des Bodensees das Z-Layer-Modell gegenüber dem  $\sigma$ -Layer-Modell als realistischer angesehen und somit als Modellsystem genutzt.

Bei allen bisherigen Modellierungen am ISF wurden quadratische Zellen von 500 x 500 m als horizontale Auflösung definiert. Ein Schlüssel zum besseren Verständnis und zur Simulation unterschiedlicher seeinterner Prozesse sind die sogenannten lokal verfeinerten numerischen Gitter, da diese viel anpassungsfähiger an unterschiedliche Raum- und Zeitskalen sind und die auf kleinen Raumskalen stattfindenden Transportprozesse der Flusswasserfahnen sehr viel detaillierter abbilden können. Eine Verbesserung der Gitter-Auflösung erfolgt durch die Implementierung von quadratischen Zellen von 250 x 250 m und 100 x 100 m im Bereich der Schussen bzw. des östlichen Teils des Obersees (siehe Abbildung 9).



**Abbildung 9: Gitternetz des Bodensees in 250 und 100 m Auflösung**

Um die Bathymetrie des Bodensees möglichst genau abbilden zu können, werden als Hintergrundwerte die Daten aus dem Tiefenschärfe-Projekt verwendet (siehe Abbildung 10). Den Daten liegt eine 3 m Auflösung zugrunde. Die Wasserbilanz des Bodensees wird weitgehend durch seine Zuflüsse beeinflusst. Neben dem einzigen Bodenseeabfluss Rhein werden 14 Zuflüsse berücksichtigt (13 im Obersee, 2 im Untersee), die im Folgenden abgebildet sind.



**Abbildung 10: Modellraster und Tiefenangaben des HDMBOD in 500, 250 und 100 m Auflösung, Lage der Zuflüsse des LGR-HDMBOD und des Abflusses Rhein**

Mit dem 3D hydrodynamischen Modell werden vier Simulationsläufe durchgeführt. Die Läufe starten zu verschiedenen Zeitpunkten und umfassen die folgenden Zeiträume:

- 01.06.2016-30.09.2016
- 01.10.2016-30.11.2016
- 01.12.2016-28.02.2017
- 01.03.2017-31.06.2017

Von der Datenbank des Online-Informationssystems BodenseeOnline stehen Temperaturdaten über nahezu alle Schichten für den gesamten See zur Verfügung. Daneben gibt es weitere Einflüsse auf die Flusswasserfahne der Schussen. Um die Schussen auch im seeweiten Kontext zu betrachten, werden diese in dem Simulationsmodell berücksichtigt. Eine wichtige Rolle kommt beispielsweise semi-physikalischen und physikalischen Parametern zu.

Im FLOW-Modul werden Tracer ohne Gewicht simuliert. Tracer sind nichtreaktive Stoffe, die als Markierung von Wässern eingesetzt werden. Damit können Wässer erkennbar gemacht werden. Es wird eine Einheitskonzentration gewählt, die im Modell mit kg/m<sup>3</sup> gelabelt ist und eine Abbaurate, die mit 1/d definiert ist. Es wird eine Tracerkaskade simuliert, indem die Zerfallsrate variiert wird.

Dadurch bekommt man mehr Information über die Zeitspannen der Ausbreitung unterschiedlicher Wasserkörpern. Folgende Tracer werden im Modell verwendet: konservativ, jährlich, monatlich, wöchentlich und täglich. Diese werden verwendet, um die Wässer der Schussen, des Alpenrheins und der Bregenzer Ach im Bodensee sichtbar zu machen.

## Ergebnisse

Um die Übereinstimmung von den Ergebnissen der Messkampagne und den rechnerisch modellhaft ermittelten Ergebnissen zu überprüfen, werden einige Tracer und Parameter getestet, welche die natürlichen Ausbreitungsverhältnisse der Schussenwasserfahne sichtbar machen. So sollen die vom Modell ermittelten Ergebnisse den derzeitigen Kenntnisstand aus der Messkampagne unterstützen.

### Messkampagne

Um die Datenauswertung zu vereinfachen und eine bessere Übersichtlichkeit der Daten zu bekommen, werden aus zehn Messtagen vier Termine ausgewählt. Dabei sollte jede Jahreszeit einmal berücksichtigt werden. Innerhalb der Jahreszeit werden jeweils der Messtag ausgewählt, dessen Auswertungen die Besonderheiten der Messergebnisse in dieser Jahreszeit besonders gut zeigt. Hierbei wird die Auswertung einer vorangegangenen Studie anhand der sommerlichen Einschichtungssituation (Gotterbarm, 2017) zugrunde gelegt.

*Messtag: 14.06.2016 – Sommerliche Einschichtungssituation*

Pegel Konstanz: 457.1 cm; Durchfluss Schussen: 47.6 m<sup>3</sup>/s

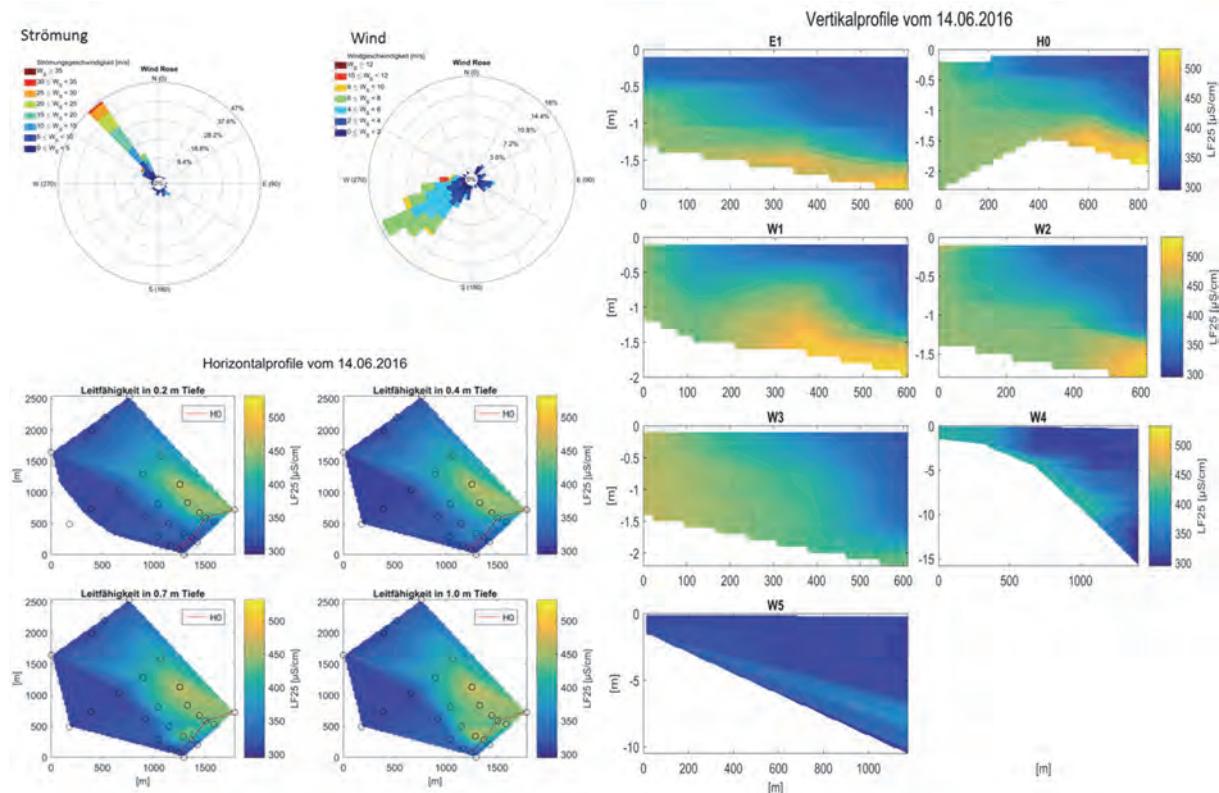


Abbildung 11: Meteorologie, Vertikal- und Horizontalprofile 14.06.2016

Mitte Juni 2016 liegt der Bodenseepegel bei Konstanz bei 457.1 cm und erreicht damit unter allen Messtagen, den maximalen Wasserstand. Das liegt daran, dass der Bodensee hauptsächlich durch nivo-pluviale Flüsse gespeist wird und sich die Verteilung des Wassers im See durch die Seeretention verzögert. Der Durchfluss der Schussen erreicht an diesem Messtag ebenfalls sein Maximum mit 47.6 m<sup>3</sup>/s. Der Wind strömt in südwestlicher Richtung. An der Oberfläche ist die Hauptausbreitungsrichtung der Schussenwasserfahne Nord-Westen. Schon wenige Zentimeter unter der Oberfläche fließt das Schussenwasser zusätzlich nach Südwesten, entlang des Haupttransekts H0. In den Vertikalprofilen sieht man, dass die Schussen bis in 10 m Tiefe als Underflow abfließt (H0, E1, W1-W3) und dann als Intrusion in den Bodensee strömt (W4).

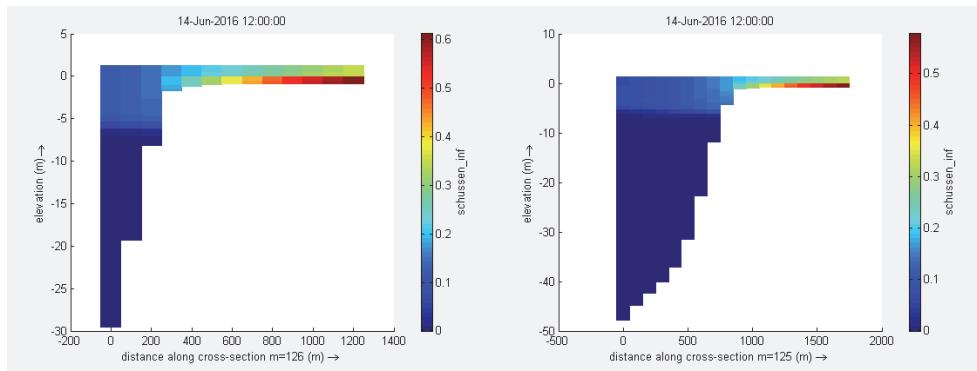
## **Modell**

Für die bereits angegebenen Verfahren ergeben sich Modellläufe, welche nach den meteorologischen Jahreszeiten gestaffelt sind. Es ist zu erwarten, dass sich das Verhalten der unterschiedlichen Tracer im Jahresverlauf verändert. Ursächlich hierfür ist die starke Saisonalität der temperaturabhängigen Durchmischung- und Schichtungsprozesse. Um die saisonalen Unterschiede näher untersuchen zu können, werden Modellläufe durchgeführt, in denen die verschiedenen Markierungsstoffe bzw. Tracer in jeder Jahreszeit eingebracht werden. Beobachtungszeitraum ist Sommer 2016 bis Frühling 2017. Anhand der Koordinaten der jeweiligen Messraster wurden mithilfe von Delft3D-QUICK-PLOT Plots generiert, die das Verhalten eines konservativen Tracers darstellen. Die Darstellung umfasst jeweils ein vollständiges Transekt.

Das LGR-HDMBOD kann die Leitfähigkeit nicht direkt berechnen. Um den Schussenwasserkörper und seine Ausbreitung im See sichtbar zu machen, wird ein konservativer Tracer eingesetzt. Die Schussenleitfähigkeit beträgt etwa 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , der Bodenseeleitfähigkeit 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Wegen diesem großen Unterschieds in der Leitfähigkeit kann mit Hilfe des konservativen Tracers der Schussenwasserkörper und seine Mischungsverhältnisse im Bodensee über einen zu bestimmenden Zeitraum verfolgt werden. Aufgrund der Modellkoordinaten ist die Darstellung des Modells spiegelverkehrt zur Darstellung der Messungen. Bei den Messungen fließt die Schussen links zu, bei der Darstellung der Modellergebnisse rechts zu.

### *Messtag 14.06.2016 – Sommerliche Einschichtungssituation*

Über die ersten 800 m, also über die ersten Messpunkte des Transekts E1 hinweg, zeigen sich ähnliche Effekte beim Wasserkörper wie bei den Messungen. Die Konzentration der Tracer am Grund des Sees liegt bei 0.4 - 0.6 kg/m<sup>3</sup> und erreicht damit den maximalen Wert. Mit dem Absinken der Tracerkonzentration auf 0.2 kg/m<sup>3</sup> sinkt er im See ab und schichtet sich ein als Intrusion. Die zu beobachtenden Tendenzen sind beim Haupttransekt (H0) stärker ausgeprägt. Im Modell sammelt sich der Tracer in den ersten Messpunkten am Seeboden und verhält sich damit wie ein Underflow. Dann ist eine Intrusion der Schussen in den Bodensee ab 5 m Tiefe sichtbar. In den Transekten W1 und W2 ist festzustellen, dass über die ersten 600 m höhere Tracerkonzentrationen am Boden stattfinden. Danach ist eine Intrusion in ca. 6 m Tiefe erkennbar ist.

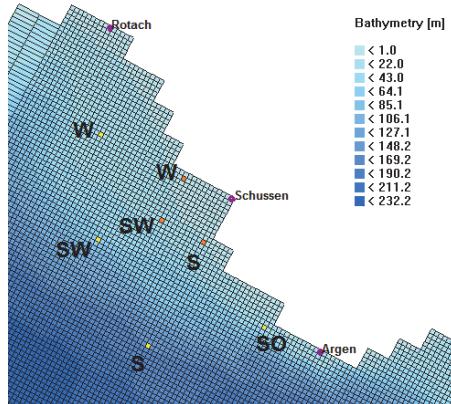


**Abbildung 12: Konservativer Tracer im Transekt E1 (links) und H0 (rechts)**

Die Ausbreitung der Schussenwasserfahne im Nah- und Fernfeld wird anhand von verschiedenen Tracern simuliert und anschließend miteinander verglichen, um einen Überblick über den Jahresverlauf zu erhalten. Hierzu werden Matlab und das 3D hydrodynamische Modell eingesetzt.

#### ***Tracerausbreitung im mündungsnahen Bereich der Schussen - Auswertung Nahfeld***

Die Konzentration von Tracern ohne Abbaurate, Tracern mit Abbaurate (täglich, wöchentlich und monatlich) und zwei Sedimenten werden mittels eines Matlab-Skripts aus den Simulationsdaten berechnet und dargestellt. Die ersten Punkte liegen etwa 1 km von der Mündung entfernt, die weiteren Punkte liegen etwa 3 km von der Mündung entfernt (siehe Abbildung 13).



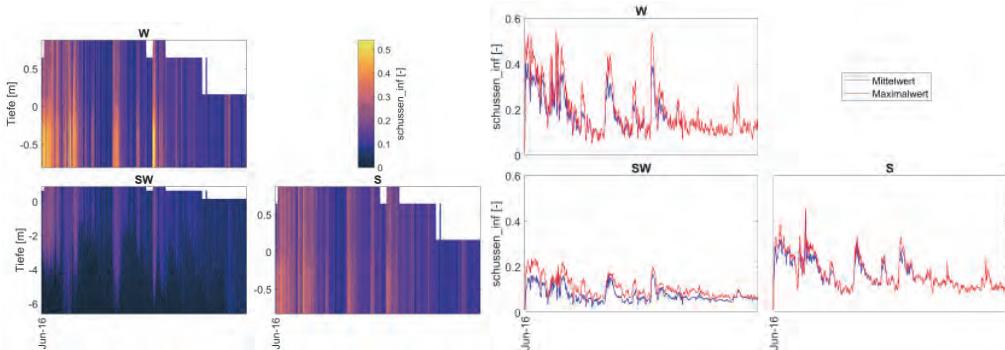
**Abbildung 13: Übersicht über die Messpunkte im Gebiet der Schussenmündung**

*Sommer 2016*

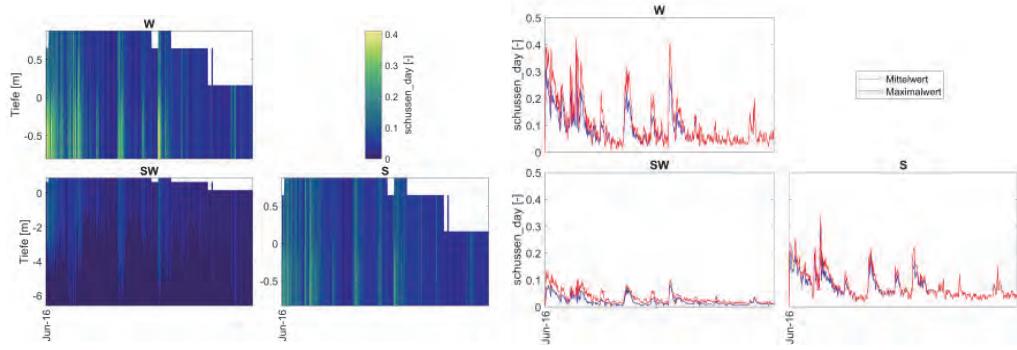
Bei der Auswertung von vier Tracern in den ersten 1000 m nach der Schussenmündung zeigt sich eine Ansammlung großer Schussenwassermengen, sichtbar aufgrund der höchsten Konzentrationen jedes Tracers, vor allem im Westen und Süden. Abbildung 14 zeigt z.B. dass die Konzentrationen eines konservativen Tracers zwischen Juni und Anfang August in allen Richtungen im Epilimnion, sowohl im Contourplot als auch im Zeitreihenplot, höher ist als im September. Auch sichtbar ist eine deutliche Einschichtung des Tracers in den See in südwestlicher Richtung. Die Tracerkonzentration in südwestlicher Richtung liegt bei maximal 0.1 kg/m<sup>3</sup> in den Sommermonaten, bis Ende September sinkt die Tracerkonzentration und demzufolge wird das Schussenwasser in der gesamten Wassersäule vermischt.

In Abbildung 15 sieht man, dass der Tracer mit täglicher Abbaurate Ende Juni und Anfang August seine höchste Konzentration in tiefen Lagen erreicht. Gemäß der Schussenabflüsse aus der Datenbank des Online-Informationssystems BodenseeOnline treten die Peaks in der Tracerkonzentration zur gleichen Zeit auf wie die Peaks im Schussenabfluss. Die Peaks der Tracerkonzentration hängen also mit den hohen Abflüssen wegen des Hochwasserereignisses vom Sommer 2016, das für die Bewegung von viel Masse verantwortlich ist, zusammen. Hoher Eintrag an Schussenwasser führt also zu mehr Schussenwasser in der Schussenmündung. Dennoch sind keine hohen Konzentrationen an Schussenwasser in den tieferen Schichten zu sehen, da hier mehr Vermischungsprozesse auftreten können. Im Zeitreihenplot des Sediments 1 (siehe Abbildung 16) sieht man, dass das Auftreten dieser Ereignisse Ende Juni zu einem Anstieg der Sedimentkonzentrationen in nahezu allen Bereichen führt. In den ersten Sommermonaten schichten sich die höchsten Sedimentkonzentrationen in ungefähr 1 m Tiefe in den Bodensee ein. Danach ist eine Reduktion der Sedimentkonzentration sichtbar. Es scheint sich das Sediment 1 homogen mit dem Bodenseewasser zu vermischen. Insgesamt lässt sich feststellen, dass Westen und Süden in den ersten 1000 m nach der Schussenmündung die Hauptausbreitungsrichtungen des Schussenwassers sind.

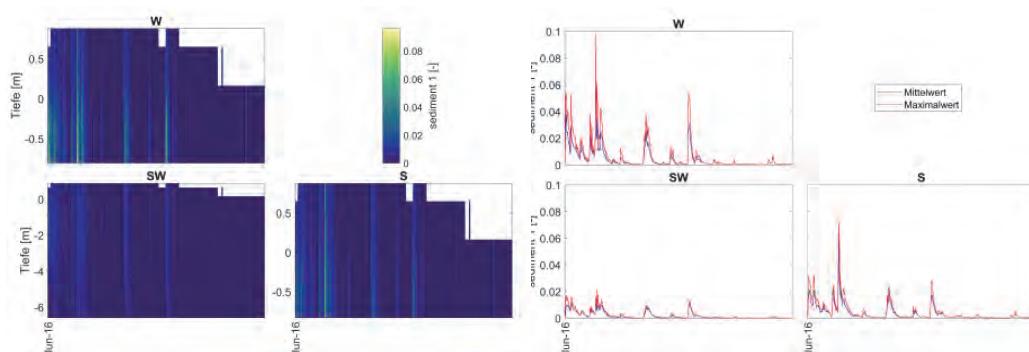
Die von der Mündung 3 km entfernt liegenden Untersuchungspunkte zeigen in Abbildung 17 eindeutig, dass der konservative Tracer im Laufe der Simulationszeiten Richtung Westen und Südosten besonders niedrigere Konzentrationen von  $0.12 \text{ kg/m}^3$  im Epilimnion aufweist. Ausgeprägte Tracerkonzentrationen sind vor allem Ende Juni und Anfang August, ebenso wie bei den Schussenmündung näher liegenden Untersuchungspunkten, zu sehen. Der Tracer zeigt seine Maxima bis in 2 m Tiefe. Ende September kommt es zu einem Absinken der Konzentrationen. Obwohl beim Tracer mit täglicher Abbaurate noch niedrigere Konzentrationen in den ersten Schichten erkennbar sind, ist im Zeitreihenplot Richtung Osten das markante Auftreten von Hochwasserereignissen Ende Juni auffällig (siehe Abbildung 18). Möglicherweise wurden große Wassermassen des Alpenrheins bis weit in Bereich der Schussenmündung hineingedrückt, da die üblicherweise in den Sommermonaten höchsten Zuflusswassermengen des Alpenrheins durch ein außergewöhnliches Hochwasserereignis im Sommer 2016 stark erhöht wurden. Die Peaks im Westen und teilweise Süden sind möglicherweise auch darauf zurückzuführen. Ein ähnliches und noch schärferes Verhalten ist es beim Sediment 1 zu erkennen (siehe Abbildung 19). Hier liegt das Maximum Ende Juni Richtung Südosten in 20 m Tiefe. Es ist wahrscheinlich, dass hier gemischtes Schussen- und Alpenrheinsediment zu sehen ist, da sich der Alpenrhein als Intrusion in den Bodensee einschichtet und deshalb sein Sediment in tieferen Schichten sichtbar ist. Vermutlich wurde durch den Alpenrhein aufgrund des Hochwasserereignisses ungewöhnlich viel Sediment eingebracht und mitgetragen. Das erklärt den im Zeitreihenplot sichtbaren Peak. In den weiteren Richtungen sind diese Peaks Ende Juni und Anfang August auch zu sehen, aber in oberen Schichten. Dies spricht für überwiegendes Schussensediment in diesen Bereich.



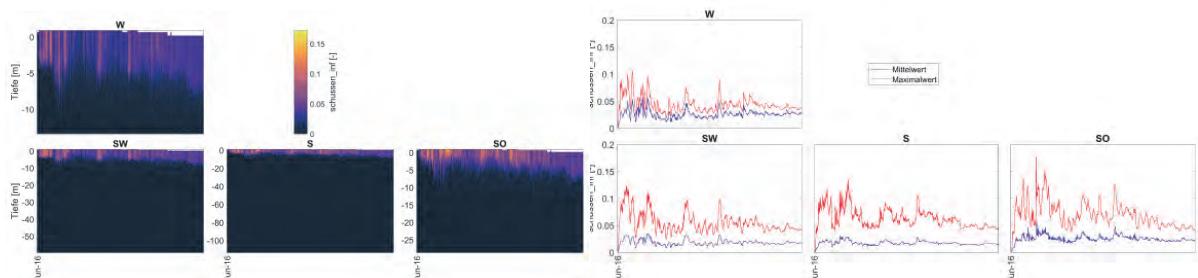
**Abbildung 14: Konzentrationen eines konservativen Tracers in 1 km Entfernung zur Schussenmündung im Zeitraum von Juni 2016 bis September 2016**



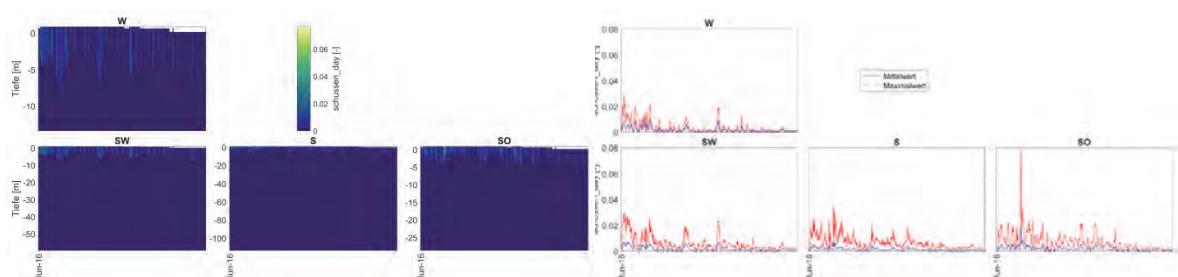
**Abbildung 15: Konzentrationen eines Tracers mit täglicher Abbaurate in 1 km Entfernung zur Schussenmündung im Zeitraum von Juni 2016 bis September 2016**



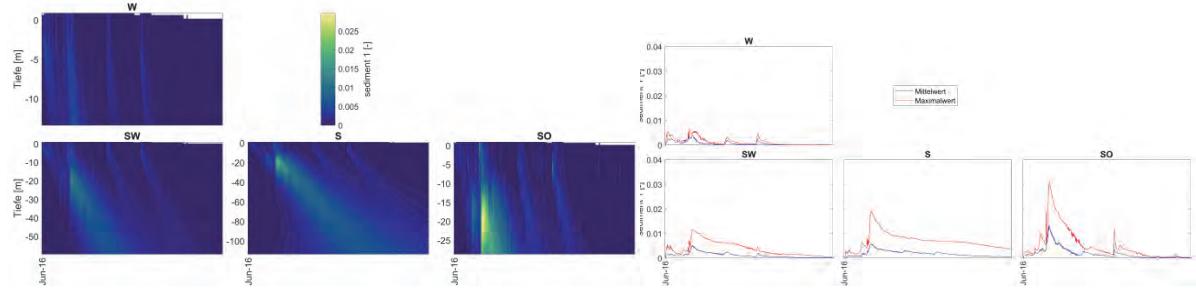
**Abbildung 16: Konzentrationen eines Sediments in 1 km Entfernung zur Schussenmündung im Zeitraum von Juni 2016 bis September 2016**



**Abbildung 17: Konzentrationen eines konservativen Tracers in 3 km Entfernung zur Schussenmündung im Zeitraum von Juni 2016 bis September 2016**



**Abbildung 18: Konzentrationen eines Tracers mit täglicher Abbaurate in 3 km Entfernung zur Schussenmündung im Zeitraum von Juni 2016 bis September 2016**



**Abbildung 19: Konzentrationen eines Sediments in 3 km Entfernung zur Schussenmündung im Zeitraum von Juni 2016 bis September 2016**

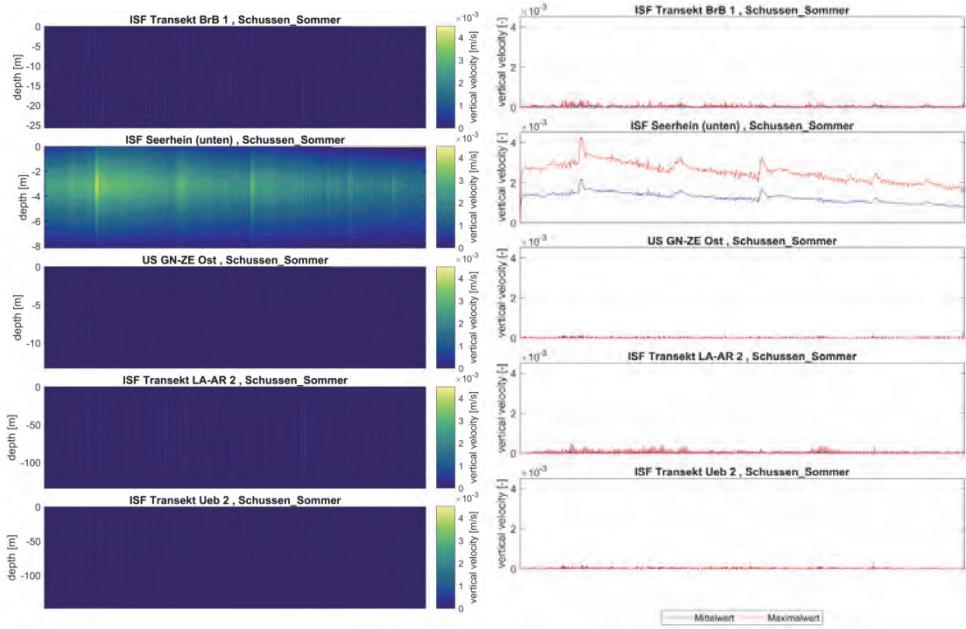
### ***Tracerausbreitung im seeweiten Kontext – Auswertung Fernfeld***

Das Modell soll Abschätzung von Auswirkungen der Schussenbelastung auf den gesamten Bodensee und die Darstellung des Zusammenspiels zwischen Transport von Stoffen und Vermischungsprozessen im Jahresverlauf des Gewässers im seeweiten Kontext ermöglichen. Es werden nachfolgend die Modellergebnisse jahreszeitlich abgegrenzt betrachtet. Hierzu werden einige IGKB-Stationen verwendet, die jeweils verschiedene Seebecken repräsentieren und an denen der saisonale Verlauf der Temperatur, der Vertikalgeschwindigkeit, verschiedener Tracer und zweier Sedimente angezeigt wird.

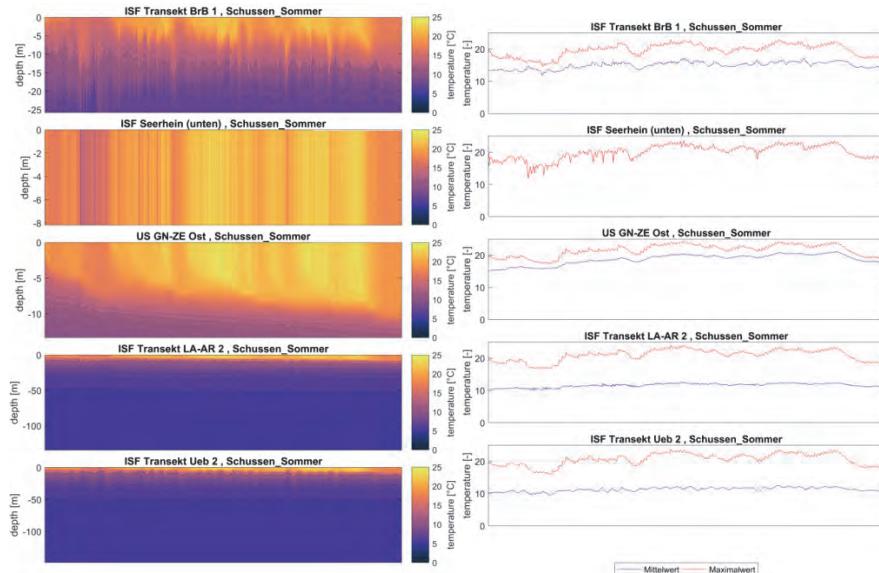
#### *Sommer 2016*

Die seeweiten Bewegungen und turbulenten Mischungsprozesse verteilen das Schussenwasser und die darin enthaltenen Wasserinhaltsstoffe vertikal und horizontal. Es bewegt sich innerhalb der Wassersäule, die sich in den Bereichen der Bregenzer Bucht und Mehrerau (BrB 1) befindet, zwischen Juni und September 2016 mit einer relativ kleinen Vertikalgeschwindigkeit. Vertikale Bewegungen sind in der Abbildung 20 nur an manchen Tagen zu sehen, besonders im Juni und Juli. Der Schussenwasserkörper wird durch vertikale Mischungsprozesse, Strömungsgeschwindigkeit und durch die vertikalen Diffusionen in der Wassersäule bis 24 m Tiefe vermischt. Das Schussenwasser erreicht den Übergangsbereich zwischen Untersee und Obersee (ISF Seerhein unten) und setzt sich mit dem Bodensee allmählich in den ersten 8 m Tiefe mit hohen Geschwindigkeiten ab, besonders gut sichtbar Juni. Zwei weitere Peaks der Vertikalgeschwindigkeit sind Anfang Juli und im August sowohl im Contourplot als auch im Zeitreihenplot zu sehen. Während der Sommermonaten sind die Vertikalgeschwindigkeiten im oberen Untersee (US GN-ZE Ost) und auch im Überlinger See (Ueb 2) sehr niedrig. In der Steinacher Bucht (LA-AR 2) zeigt die Vertikalgeschwindigkeit ein ähnliches Verhalten wie im Becken der Bregenzer Bucht.

Temperatur ist zwar kein guter Parameter zur Detektion der Schussenwasserfahne, da diese von der Temperatur des Bodensees abhängig ist. Aber für die Darstellung im seeweiten Kontext, also des sommerlich geschichteten Sees, kann die Temperatur herangezogen werden. In den Vertikalprofilen der Abbildung 21 ist in allen Seebecken eine deutliche Temperaturabnahme mit zunehmender Tiefe sichtbar.



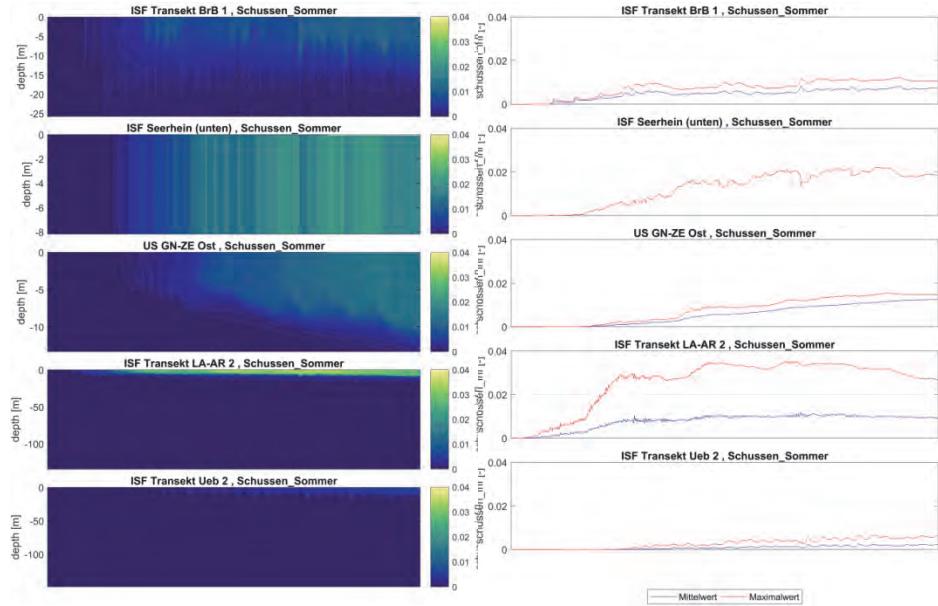
**Abbildung 20: Vertikalgeschwindigkeiten an einigen IGKB-Stationen im Zeitraum von Juni 2016 bis September 2016**



**Abbildung 21: Temperaturkonzentrationen an einigen IGKB-Stationen im Zeitraum von Juni 2016 bis September 2016**

Beim konservativen Tracer (siehe Abbildung 22) ist die Schussenwasserfahne erst Ende Juni im Epilimnion in allen Seebecken erkennbar. Die höchsten Tracerkonzentrationen sind zwischen Ende Juni und im August in der Steinacher Bucht zu finden und sind damit im oberen Epilimnion merklich stärker als im unteren. Im oberen Untersee zeigt die Simulation ein ähnliches Verhalten wie in der Steinacher Bucht, aber mit deutlich niedrigeren Werten in der Deckschicht. In der IGKB-Station ISF Seerhein unten sind die höchsten Konzentrationen bis 8 m Wassertiefe zu erkennen, vor allem ab Juli. Markante Konzentrationen des Tracers in der Wassersäule zwischen der Bregenzer Bucht und dem Bereich von Mehrerau zeigen sich vorwiegend Ende Juni, teilweise im August und im September. Aufgrund der Einschichtung des Tracers in die ersten 10 m des Oberflächenwassers kann auf einen

erhöhten vertikalen Austausch im oberen Bereich und einen geringeren im unteren Bereich geschlossen werden. Insgesamt sind die Abweichungen aber sehr gering. Die vertikalen Tracerkonzentrationsverteilungen folgen im Wesentlichen der thermischen Stratifikation des Bodensees und werden durch diese wesentlich bestimmt. Der nordwestliche Teil des Obersees, der Überlinger See ist dagegen kaum von der Schussen beeinflusst.



**Abbildung 22: Konzentrationen des konservativen Tracers an einigen IGKB-Stationen im Zeitraum von Juni 2016 bis September 2016**

## Diskussion

Das dreidimensionale hydrodynamische Modell wird mithilfe des Werkzeugs Delft-QUICKPLOT zur Berechnung und Darstellung der Ausbreitung eines konservativen Tracers entlang von Transekten an der Schussenmündung angewandt. Als Grundlagendaten stehen Messreihen und deren Auswertung zur Verfügung. Damit ist das Vergleichen der Szenarien über den Zeitraum von einem Jahr möglich. Ein Vergleich der gemessenen Leitfähigkeit mit den simulierten Tracerkonzentrationen an einem Sommertag, zeigte beispielsweise auf, dass die höchsten Konzentrationen im Sommer auftreten, welche am Boden der ersten Messpunkte einzelner Transekten zu finden sind. Sowohl im Modell als auch in den Messungen zeigt sich, dass je weiter das Wasser von der Schussenmündung entfernt ist, desto geringer die Leitfähigkeit wird. Das Schussenwasser hat eine etwa doppelt so hoch Leitfähigkeit als das Bodenseewasser. Wenn z.B. der konservative Tracer im Transek E1 den Höchstwert von  $0.6 \text{ kg/m}^3$  am Boden aufweist, ist davon auszugehen, dass an der Stelle 60% Leitfähigkeit Schussen und 40% Leitfähigkeit Bodensee vorliegt.

Die Transekten wurden auch zum Herbst mit einem konservativen Tracer numerisch markiert. Das Verhalten als Intrusion des Schussenwassers und die damit betroffenen Tiefen von bis 17 m lassen auf die zu diesem Zeitpunkt kommende winterliche vertikale Durchmischung schließen. Dies ist auch bei den Messungen zu erkennen. Obschon wenige Transekten während der Messkampagne gemessen wurden, sind zunehmende Leitfähigkeitskonzentrationen zu identifizieren. Dies ist auch im Modell der Fall.

In Bezug auf die winterlichen vertikalen Transportprozesse im See zeigen die Messdaten bei den Durchmischungsprozessen keine bedeutenden Unterschiede mit dem Modell. Allerdings ist festzustellen, dass das Schussenwasser kälter und seine Leitfähigkeit weiterhin höher als im Bodenseewasser ist. Die Dichte ist stark von der Temperatur abhängig. Das Schussenwasser ist deshalb dichter als das Bodenseewasser. Dies ist in den Vertikalplots zu sehen ist. Allgemein ist eine Abnahme der Leitfähigkeit und der Tracerkonzentration bei den Messungen als auch bei der Simulation zu sehen.

Im Frühling stimmen die Messdaten mit den Modellergebnissen hinsichtlich der Einschichtung des Schussenwassers überein. In beiden Fällen liegt die Einschichtung über dem Seewasser und nehmen die Konzentrationen leicht wieder zu. Sowohl in den Messungen als auch im Modell ergibt sich eine Sprungschicht, in der Schussenwasser bis 2 m Tiefe nachweisbar ist.

Auffällig hohe Tracerkonzentrationen treten im Sommer an bestimmten Stellen bzw. Transekten auf. Dies könnte z.B. auf den Schussenwasserrückstau aufgrund des im Sommer auftretenden üblicherweise hohen Wasserstands im Bodensee zurückzuführen sein. Es liegt nahe, einen Zusammenhang mit der im Sommer auftretenden Seeretention und der daraus resultierenden Verzögerung der Wassererteilung anzunehmen. Eine weitere Erklärung können die im Sommer häufig anzutreffenden relativ windarmen bzw. windstillen meteorologischen Situationen sein. Diese können über mehrere Tage anhalten und zu einer Anreicherung von weitgehend unvermischt Schussenwasser in der sich beidseitig an die Schussenmündung anschließenden sehr breiten Flachwasserzone führen.

Es hat sich herausgestellt, dass Horizontalprofile für die Bestimmung der Ausbreitungsrichtung der Flusswasserfahne gut geeignet sind. Hingegen sind für das Nachbilden und Nachvollziehen der Einschichtungsart von Flusswasserfahnen und die Bestimmung hoher Konzentrationen in tiefliegenden Schichten des Gewässers Vertikalprofile besser geeignet.

## Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit untersucht, unterstützt durch ein dreidimensionales hydrodynamisches Modell, die Flusswasserfahne der Schussen und die Transport- und Mischungsprozesse, die die Ausbreitung und Verteilung der Flusswasserfahne beeinflussen. Die Schussen ist stark anthropogen mit Schadstoffen belastet und es ist beabsichtigt, deren Impaktzonen zu identifizieren. Diese Arbeit bestätigt die Vermutung, dass die hohen Stoffkonzentrationen der Schussen insbesondere im Schussenflachwasserbereich entlang des Eriskircher Rieds dauerhaft verweilen können, wenn entsprechende meteorologische Bedingungen, windarme bzw. windstille Perioden gegeben sind. Die unterschiedliche anthropogene Stoffzusammensetzung und -belastung führt zu diversen negativen Auswirkungen, hauptsächlich im Sommer.

In dieser Arbeit wurde ein räumlich 3D hochauflöste hydrodynamisches Modell verwendet, dass mit der Modellsoftware DELFT3D aufgebaut wurde. Um die Transport- und Mischungsprozesse der Schussenwasserfahne im Bodensee detailliert abbilden zu können, wird ein lokal verfeinertes numerisches Gitter erstellt und auf diesem Gitter das 3D hydrodynamische Modell (LGR-HDMBOD – local grid refinement hydrodynamic model Bodensee) implementiert, mit dem die Simulationsstudien zur Flusswasserfahnenausbreitung der Schussen durchgeführt werden.

Mit insgesamt vier Simulationsläufen wurde mit dem 3D hydrodynamischen Modell untersucht, welche saisonalen Unterschiede im Ausbreitungs- und Einschichtungsverhalten der Schussen auftreten. Im Jahresverlauf breitet sich die Flusswasserfahne hauptsächlich Richtung Süden und Südwesten aus, wobei die höchsten Konzentrationen des Schussenwasserkörpers im Nahfeld, im Bereich der

Schussenmündung und der näheren Umgebung der Mündung, auftreten. Die vorgefundenen Tracerkonzentrationen der Schussen sind dabei stark von den meteorologischen und hydrologischen Bedingungen abhängig und werden unter anderem von dem aktuellen Windregime, dem Zirkulationssystem des Bodensees und dem Abflussverhalten der Schussen bestimmt. In den Simulationen kann man auch sehen, dass die Schussenwasserfahne neben dem mittleren Ausbreitungsverhalten trotzdem in der Ausbreitungsrichtung stark variieren kann und diese im Verlauf weniger Stunden ändern kann.

Die Untersuchung des Fernfeldes bzw. der Ausbreitung der Schussenwasserfahne im seeweiten Kontext zeigt, dass die Schussen auch in großen Abstand vom Mündungsgebiet, z.B. im Bereich der Steinacher Bucht, im Seerhein (im Übergangsbereich zwischen Obersee und Untersee) und auch in der Bregenzer Bucht, nachgewiesen werden kann. In der Bregenzer Bucht sind vor allem im Winter höhere Konzentrationen vorzufinden. Im Überlinger See hingegen sind nur relativ niedrige Konzentrationen von Schussenwasser zu finden. Die auftretenden Schussenwasserkonzentrationen sind im seeweiten Kontext und in diesen weit entfernten Gebieten durch entsprechende Transport- und Mischungsprozesse viel geringer als im Nahfeld.

Allgemein kann man sagen, dass unter normalen Abflussbedingungen das Strömungsregime des Bodensees nicht durch den Zufluss des Alpenrheins dominiert wird. Bei Hochwasser und windstillen bzw. windarmen Situationen kann es jedoch vorkommen, dass der Alpenrheinzustrom wesentlich die Stofftransporte im Bodensee bestimmt.

Das vertikale Einschichtungsverhalten der Schussen unterliegt saisonalen Veränderungen, die mit der thermischen Schichtungssituation des Sees, der Temperatur und dem Schwebstoffgehalt der Schussen zusammenhängen. Interessant ist, dass es auch im Tagesverlauf und den damit zusammenhängenden Temperaturänderungen zu einem unterschiedlichen Einschichtungsverhalten der Schussen in der Flachwasserzone kommen kann. Dabei kann sich die Schussen z.B. im Sommer als sehr dünne bodennahe Wasserschicht ausbreiten oder auch über den gesamten Wasserkörper verteilt sein. Bei der Analyse des vertikalen Einschichtungsverhaltens der Schussen ist bemerkenswert, dass der Alpenrhein auch im Bereich der Schussen nachgewiesen werden kann. Dabei schichtet sich der Alpenrhein meist unterhalb des Epilimnions ein und kann dort, besonders bei Hochwasser, die Zusammensetzung des Wasserkörpers dominieren. Obwohl kaum ein Einfluss von der Bregenzer Ach auf die Schussenwasserfahne nachweisbar ist, zeigt sich der relativ weit entfernte südöstliche Bereich des Obersees, im Gebiet der Bregenzer Bucht, sowohl von der Schussen als auch der Bregenzer Ach, betroffen. Aufgrund der langen Wasseraufenthaltszeit kann dieser Bereich daher ebenfalls empfindlich auf Stoffeinträge durch die Schussen und relativ langsam auf die Reduzierung potentieller stofflicher Belastungen reagieren.

In dieser Validationsstudie kann anhand des Vergleiches zwischen den Ergebnissen der Tracersimulation und den Messergebnissen einer Messkampagne zur Detektion der Schussenwasserfahne gezeigt werden, dass das lokal verfeinerte 3D hydrodynamische Modell in der Lage ist, die Ausbreitung und das Einschichtungsverhalten der Schussenwasserfahne zu simulieren. Es wird anhand eines Abgleichs der Messdaten mit den Modellergebnissen aufgezeigt, dass die Ergebnisse nur leicht abweichen. Zusammengefasst ergibt sich aus dem Abgleich, dass die Ergebnisse des Modells hinreichend genau sind. Allerdings ist besonders hervorzuheben, dass das Modell starke Vereinfachungen der realen Vorgänge beinhaltet. In den Untersuchungen standen beispielsweise die winterlichen vertikalen Transportprozesse im Fokus, welche stark durch den Wärmeaustausch bestimmt werden und auf realistische winterliche Austausch- und Temperaturverhältnisse im Bodensee und besonders an der Schussen schließen lassen. Der beobachtete Austausch des Tiefenwassers im Modell stimmt mit den Messdaten überein. So ist das hier verwendete dreidimensionale Modell ein Schlüssel, um die Ausbreitungsvorgänge der Flusswasserfahne zu bestimmen.

Der Einfluss anderer Zuflüsse auf die Schussenwasserfahne und die Zusammensetzung des Wasser- körpers kann ebenfalls miteinbezogen werden. Die Implementierung einer räumlichen Verfeinerung des Modellgitters ermöglicht es, Ausbreitungsprozesse von Zuflüssen und Durchmischungsvorgänge in Flachwasserzonen besser zu verstehen. Die saisonal verschiedene Ausbreitung und Einschichtung der Schussen kann mit diesem Modell detailliert abgebildet und gut dokumentiert werden. Das Modell errechnet realitätsnahe Ergebnisse, die als hinreichend tragfähige Entscheidungsgrundlage für die Erarbeitung von Maßnahmen und Sanierungsplänen verwendet werden können.

## **Danksagung**

Ich hab Klima- und Umweltwissenschaften (M.Sc.) an der Universität Augsburg studiert. Nach einem sechsmonatigen „Außeruniversitären Forschungsaufenthalt“ am Institut für Seenforschung (ISF) der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW), habe ich weiterhin am ISF an meiner Masterthesis gearbeitet. Diese Untersuchung entstand im Rahmen dieser Masterarbeit. Ich möchte all jenen danken, die durch ihre fachliche und persönliche Unterstützung zum Gelingen dieser Masterarbeit beigetragen haben. Mein Dank gilt Herrn Dr. Thomas Wolf für das Bereitstellen dieses Themas und die freundliche Hilfsbereitschaft, die er mir entgegenbrachte.

## **Literatur**

- Deltares. (14. Dezember 2016). Delft3D-FLOW - User Manual. Delft, Holland: Deltares.
- Ehrbar, D., Eder, M., & Lang, U. (27. Juni 2014). Simulation des Sedimenttransports in der Rheinvorstreckung und im Bodensee im Rahmen des Projekts Rhesi. Mitteilungen - Internationales Symposium, Wasser- und Flussbau im Alpenraum: Band 2: Naturgefahren, S. 693 - 703.
- Gotterbarm, S. (2017). Ausbreitung der Schussenwasserfahne im Bodensee . Langenargen: ISF.
- Hutchinson, J., & Wu, T. (1990). Advances in Applied Mechanics. London: Academic Press, INC.
- IGKB. (2004). Der Bodensee: Zustand - Fakten - Perspektiven. Bregenz.
- LUBW. (2010). Die Schussen. Bilanz der Belastung eines Bodenseezuflusses. Langenargen: Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg.
- Müller, G., & Förstner, U. (1968). Sedimenttransport im Mündungsgebiet des Alpenrheins. Geol. Rundschau.
- Platzek, F., G., S., & Jankowski, J. P. (20. Februar 2014). Accurate vertical profiles of turbulent flow in z- layer models. AGUPUBLICATIONS, S. 2191.
- Triebeskorn, R. (2017). Weitergehende Abwasserreinigung: Ein wirksames und bezahlbares Instrument zur Verminderung von Spurenstoffen und Keimen im Wasserkreislauf . Tübingen: Eberhard Karls Universität Tübingen.

# Water characteristics of the Yellow River in China – heavy metal concentrations and loads decreased substantially over the recent years

Xue Pang<sup>1,2</sup>, Wenbo Shi<sup>2</sup>, Jin Pang<sup>2</sup>, Daniela Lud<sup>1</sup> & Ute Hansen<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Rhein-Waal University of Applied Sciences, Faculty Communication and Environment, Friedrich-Heinrich-Allee 25, 47475 Kamp-Lintfort, Germany, correspondence to: ute.hansen@hsrw.eu;

<sup>2</sup> Yellow River Conservancy Commission, Shandong Hydrographic Bureau, HuaYuan Road 141, 250100 Jinan, Shandong, China, correspondence to: xue\_pang@outlook.com

**Keywords:** Yellow River, lead, cadmium, suspended particles, sediment

## Introduction

### *Characteristics of the Yellow River*

The Yellow River is the sixth longest river worldwide and known for the high freight of sediments and suspended particles. According to Fu et al. (2004) who summarized data collected 1956-1979 (HB-MWR 1987; Wang et al. 2000), the river discharged about 1.08 billion tons of sediments per year into its estuary located close to Lijing hydrological station (see Fig. 1) of the Yellow River Conservancy Commission (YRCC). The particulates in the Yellow River are originating from different sources among which the Loess Plateau upstream of the investigation area plays the most important role, contributing 90% of the total sediments in the river (Fu et al. 2004). The Yellow River has been regarded as the “Mother River of China” because human settlements exist along the river since prehistoric times (Wang et al. 2000).

The deposition of large amounts of sediment in the downstream of the Yellow River formed the known “Hanging River” section: The river bed is higher than the surrounding land. At the highest point the water level of the “Hanging River” is approximately 15 m above the ground in Kaifeng, Henan. In response to the flooding risk due to the “Hanging River”, adequate water management measures (Li 2004; Wang et al. 2017) have been applied such as “flushing” the river bed once a year at increased flow rates in order to reduce the risk due to sediment barriers in the river bed which could reduce the flow rate of the Yellow River.

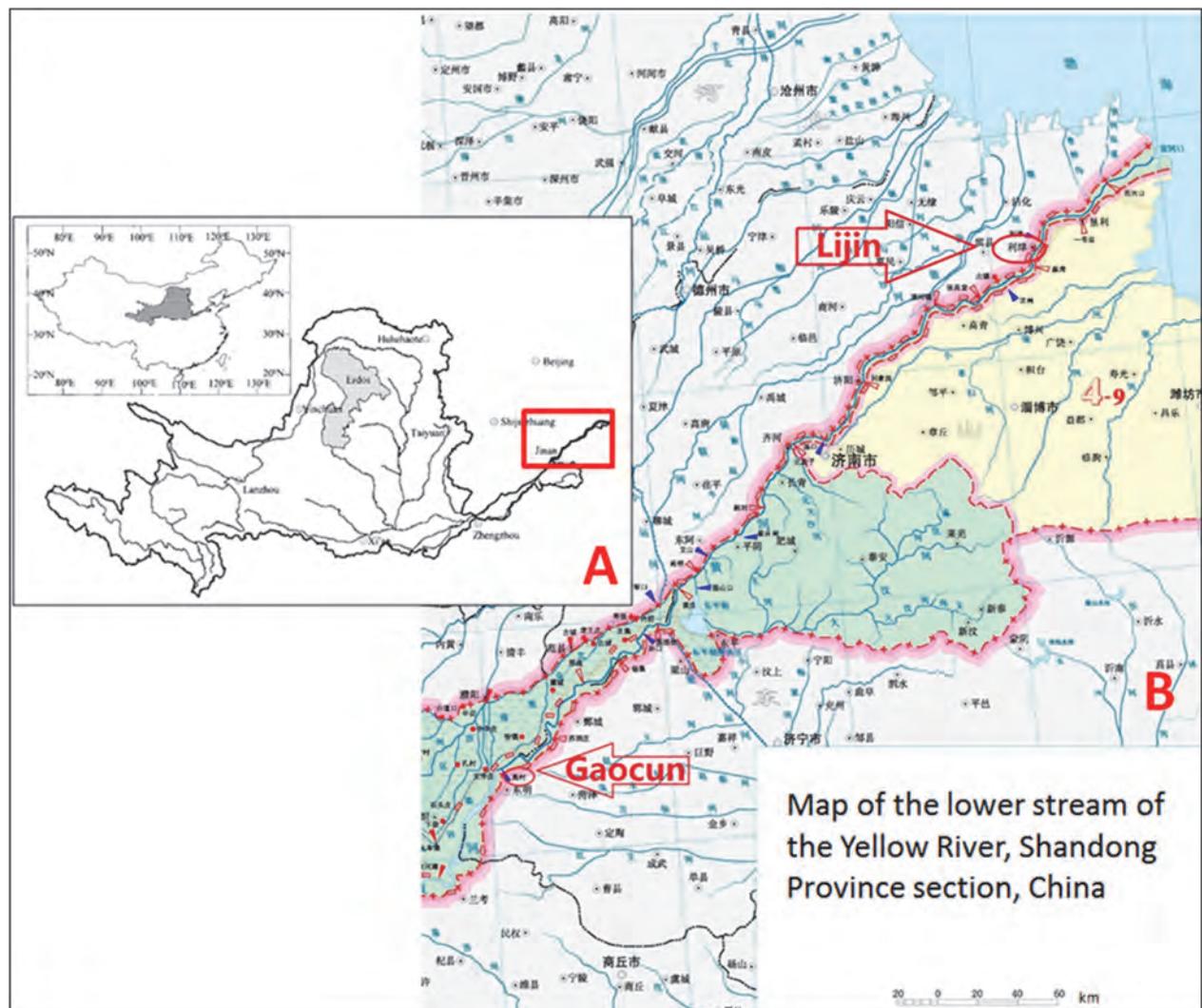
Since 1990, due to the very strong development of economy in China, large amounts of untreated industrial wastewater and surface water contaminated with mining waste have been discharged into the downstream of Yellow River. Based on the data collected by YRCC, the Yellow River water quality was classified as worse than Grade V according to the Quality Standard for Groundwater (GB/T 14848-93): concentrations of Pb and Cd in the Yellow River water were above 0.1mg/l and 0.01mg/l, respectively, during certain years preceding the investigation period of this study.

The aim of the study presented here was to analyze more recent data provided by authorities responsible for water quality monitoring in the downstream part of the Yellow River. The paper shows changes in Pb and Cd concentrations over the years 2012 to 2016, investigates the relationship between the metal content of the water and the concentration of suspended particles, compares the metal

concentrations in the Yellow River in China to those of the Elbe River in Germany and to standards set for drinking water quality by the World Health Organization (WHO). The Elbe River was chosen for comparison as both rivers drain an area affected by ore mining and thus exhibiting natural water bodies with increased Cd and Pb levels.

## Materials and Methods

Data provided by the Shandong Hydrographic Bureau, Yellow River Conservancy Commission, China, were evaluated. For comparison, data of the Elbe River in Germany were used which are published by the International Commission for the Protection of the Elbe River<sup>3</sup>.



**Fig. 1: A: Map of the Yellow River (Fu et al. 2004); B: The investigation section which is the lower stream of the Yellow River, Shandong Province section, China. The red rectangular in map A indicates the area of map B, the red arrows in map B mark the sampling stations.**

For both rivers annual averages of total water concentrations of Pb and Cd were evaluated, thus including the part of the metals adsorbed to suspended particulate matter. Yellow River water samples were left for sedimentation for 30 minutes. Lead and cadmium were analyzed in the supernatant.

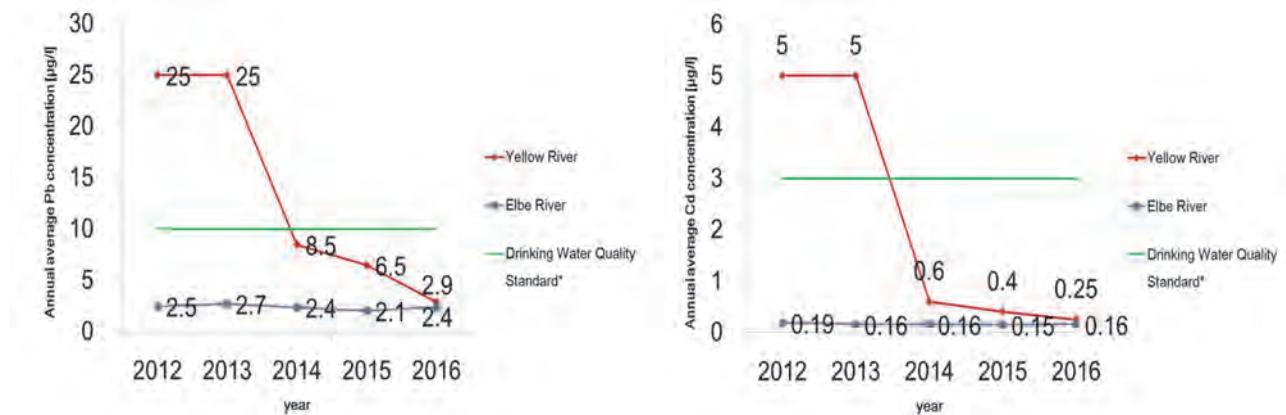
<sup>3</sup> The data can be accessed online via the Elbe data portal: [www.elbe-datenportal.de](http://www.elbe-datenportal.de)

Details on chemical analysis and standards followed are given in Pang (2018). There is no information available regarding any sedimentation pretreatment for samples taken from the Elbe River. The mass of suspended particles per liter was determined by filtration with a filter pore size of  $0.45\mu\text{m}$ . The total amount of the heavy metal transported by the Yellow River is calculated by multiplying the flow rate with the respective concentration.

## Results

Total water concentrations of heavy metals with an affinity to suspended particles were detected and evaluated regarding changes over the years 2012 to 2016. Fig. 2 shows annual average concentrations of lead and cadmium in the water of the Yellow River. They decreased by 82% and 95%, respectively. They were below WHO drinking water standards since 2014 and in 2016 they were close to the relatively low concentrations reported for water of the Elbe River (Fig. 2).

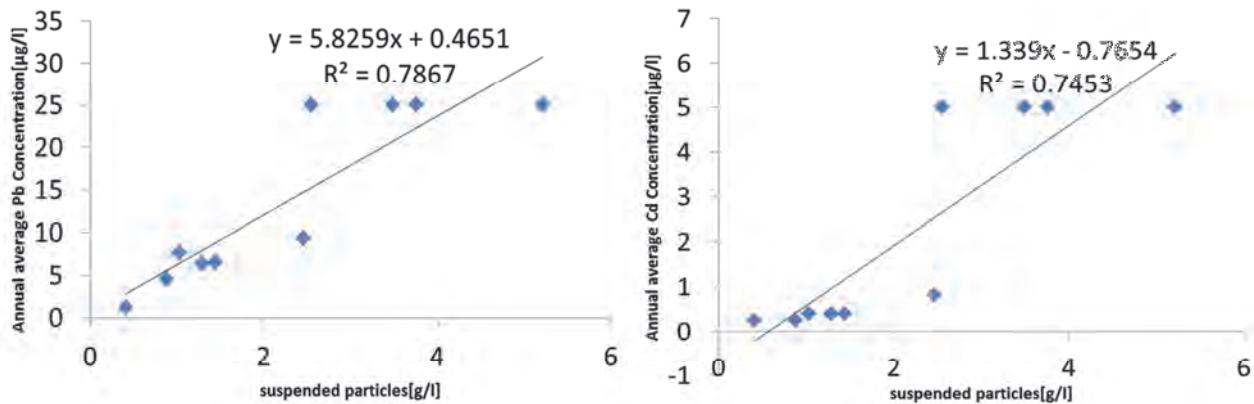
A high proportion of the water heavy metal content was associated with suspended particulate matter. Close linear relationships with  $r^2$  of  $>0.7$  for both metals were found between the annual average heavy metal concentration and the concentration of suspended particulate matter (Fig. 3).



**Fig. 2:** Time course of annual average Pb (left) and Cd (right) concentrations in total water samples of the Yellow River (see Fig. 1) and comparison to respective data available for the Elbe River and to thresholds of no concern given by WHO for drinking water. Values averaged over Gaocun and Lijin hydrological stations are given for the Yellow River, the data on the Elbe River water have been collected at station Schnackenburg.

The higher slope for lead, indicating that, at a given content of suspended matter, the Pb concentration was distinctly higher than the concentration of Cadmium (see also Yao et al. 2015), is in accordance with the higher affinity of this metal to suspended particulate matter (EPA 1999; Salim 1983).

The strong decrease in the suspended particles load over the years 2012 to 2016 shown in Table 1 was one of the reasons underlying the decrease in heavy metal concentrations with time shown in Fig. 2. The concentration of suspended particles decreased by 65% and 92% at stations Gaocun and Lijin, respectively. The flow rates of Yellow River dropped by 57% in Gaocun and 71% in Lijin (Tab. 1) over the years 2012 to 2016. Regarding the reasons underlying the strong decrease in the flow rate of Yellow River (Tab. 1), the data given in Tab. 2 indicate that the variation in annual precipitation alone would not explain the much stronger change in the flow rate.



**Fig. 3:** The linear relationship between the annual average of Pb concentration (left) and the annual mean of the concentration of suspended particles in the Yellow River. Respective data for Cd are shown in the right graph. Data collected in Gaocun and Lijing (see Fig.1) are combined.

Total amounts of Pb and Cd transported down the Yellow River in the years 2012 to 2016 are given in Table 3. Both, lower heavy metal concentrations (Fig. 2) and lower flow rates (Tab. 1) led to distinctly lower total freights in recent years. The transported amount decreased by more than 90% between 2012 and 2016 for both metals and both sampling stations.

**Tab. 1: Annual average concentration of suspended particles in water (above) and annual average of flow rates (below) of the Yellow River detected at stations Gaocun and Lijin.**

	2012	2013	2014	2015	2016	% decrease
susp. particles [g l <sup>-1</sup> ]	Gaocun	2.6	3.5	2.5	1.4	0.9
	Lijin	5.2	3.8	1.0	1.3	0.4
flow rate [m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ]	Gaocun	1150	994	654	711	489
	Lijin	893	751	362	424	259

**Tab. 2: Annual precipitation in the Shandong Province in the years 2010 to 2014.**

	2010	2011	2012	2013	2014	% decrease
Precipitation [mm a <sup>-1</sup> ]	696	748	651	682	519	25%

**Tab. 3: Total amount of Pb and Cd [t a<sup>-1</sup>] transported per year by the Yellow River water and passing Gaocun and Lijin hydrological stations.**

	2012	2013	2014	2015	2016	% decrease
Pb	Gaocun	906.7	783,7	193.9	148,0	70,9
	Lijin	704.0	592.1	86,8	85,6	10,2
Cd	Gaocun	181.3	156.7	16.5	9.0	3.8
	Lijin	140.8	118.4	4.7	5.3	2.0

## Discussion

### *Decrease in Pb and Cd concentration*

Lead and cadmium concentrations in Yellow River water samples showed a strong decrease over the years 2012 to 2016 (Fig. 2). One of the reasons for the lower concentrations in recent years was the marked decrease in the concentration of suspended particles shown in Table 1 (see also Wang et al. 2017), as a high proportion of the total heavy metal content of the water was adsorbed to suspended particulate matter (Fig. 3, see also Yao et al. 2015). A reduced strength of diffuse and/or point sources of heavy metal pollution might have contributed to the reduction of the found lead and cadmium concentrations in the Yellow River but was beyond the scope of the study presented here.<sup>4</sup>

### *Reduction of the amount of suspended particles due to measures of water management*

The strong reduction in the amount of particles carried by the Yellow River can be assigned to water management measures which led to a removal of sediment from the river bed (Li 2004; Wang et al. 2017). Since 2002, water stored in dams upstream of the area of investigation, i.e. the Xiaolangdi Dam and the Sanmenxia Dam, was used to flush the river channel once every year with a flow rate of  $2000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  to  $3000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Li 2004). After the third experiment in 2004, the floodwater capacity in the downstream of Yellow River was increased from  $1800 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  to  $3500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Li 2004). Anyway, the dam-oriented water-sediment regulation scheme not only led to a decrease in the amount of suspended sediment but, in addition, resulted in a shift of the grain size composition of the suspended particles towards a lower abundance of very small particles (Wang et al. 2017). As, on average, 78% to 82% of the total heavy metal load of the Yellow River is associated to suspended particles of the very small grain size class  $<16\mu\text{m}$  (Yao et al. 2015), the stronger removal of small particles mentioned above can be assumed to be one of the underlying reasons for the finding that the percentage decrease in Pb and Cd concentrations (Fig. 2) was higher than the relative decrease in the mass of suspended particles present per unit of water volume (Tab. 1).

The data show that the water concentration of heavy metals is highly dynamic depending on the particle load, transport characteristics, the size spectrum of suspended sediment and several other factors such as pH and redox-potential. Thus, water management has to take into account that compounds buried by sedimentation may be remobilized under changed flow conditions (Hansen et al. 2009).

### *Time course of the total amount of lead and cadmium transported by the Yellow River*

The total amount of Pb and Cd [ $\text{t a}^{-1}$ ] transported by the Yellow River per year decreased markedly as shown in Table 3. Several factors contributed to this strong reduction: The decrease in the heavy metal concentration mentioned above and the strong reduction in flow rate over the 5 years of investigation which made up 57% at Gaocun hydrological station and 71% at station Lijin (Tab. 1) situated close to the estuary. The strong decrease in the flow rate can be explained by enhanced upstream water storage in new reservoirs and/or enhanced water consumption for agricultural irrigation, industrial production and other uses. Irrigation plays an important role in several areas of China, e.g. in Inner Mongolia, Henan and Shandong, and the exploitation rate of the Yellow River natural runoff has been assessed to make up more than 50% (Pang 2005). Anyway, climate change effects such as increased evaporation rates due to higher temperatures might have contributed to the decrease in flow rate. Regarding the question whether the lowering of the river flow rate could be explained by a

<sup>4</sup> Data on the amount of lead and cadmium discharged with wastewater in 2011 are given by Hu et al. (2014) for several provinces and cities in China. Han et al. (2018) reported a decreasing trend for lead contamination of Yellow River sediment for the years 2007 to 2014 which the authors attributed to a reduction in Pb discharge with wastewater.

reduction in annual precipitation we found that the precipitation was more or less constant over the years (Tab. 2) and not closely related to the flow rate of Yellow River.

## Acknowledgement

The experiment has been performed during a student's BSc thesis project. The authors thank the German Association of Limnology for the opportunity to present their results.

## References

- EPA - United States Environmental Protection Agency (1999) Understanding Variation in Partition Coefficient,  $K_d$ , Values. EPA 402-R-99-004B.
- Fu, G., Chen, S., Liu, C., & Shepard, D. (2004) Hydro-climatic trends of the Yellow River basin for the last 50 years. *Climatic Change*, 65(1-2), pp.149-178.
- Han, L., Gao, B., Hao, H., Zhou, H., Lu, J., Sun, K. (2018) Lead contamination in sediments in the past 20 years: A challenge for China. *Science of the Total Environment* 640/641:746-756.
- HB-MWR - Hydrologic Bureau of the Ministry of Water Resources of China (1987) *Water Resources Assessment for China*, Hydro and Electricity Publishing House, Beijing, China (in Chinese).
- Hu, H., Jin, Q., Kavan, P. (2014) A Study of Heavy Metal Pollution in China: Current status, Pollution-Control Policies and Countermeasures. *Sustainability* 6:5820-5838.
- Li, G.Y. (2004) The third experiment of adjust water and sediment in the Yellow River. *Yellow river*. 26 (10), pp.1-7 (in Chinese).
- Pang, J.Z. (2005) The ideas of the management strategies for the downstream of the Yellow River. *Yellow River*, 26 (10), pp.1-7 (in Chinese).
- Pang, X. (2018) Water Characteristics of the Yellow River in China – heavy metal concentrations and loads deceased substantially over the recent years. Bachelor thesis, Rhine-Waal University of Applied Sciences, Kamp-Lintfort, Germany.
- Salim, R. (1983) Adsorption of lead on the suspended particles of river water. *Water Research*, 17 (4), pp.423-429.
- Hansen, U., Sarigiannis, D. eds. (2009) Pollution disaster monitoring and ecological impact prediction. Report.EUR 24123 EN, pp.141.
- WHO (2011) World Health Organization: Guidelines for drinking-water quality. 4th edition.
- Wang, R., Ren, H., Ouyang, Z. (2000) *China Water Vision*, Beijing, China: China Meteorological Press.
- Wang, H., Wu, X., Bi, N., Li, S., Yuan, P., Wang, A., Syvitzki, J.P.M., Saito, Y., Yang, Z., Liu, S., Nittrouer, J. (2017) Impacts of the dam-oriented water-sediment regulation scheme on the lower reaches and delta of the Yellow River (Huanghe): A review. *Global and Planetary Change* 157:93-113.
- Yao Q., Wang, X., Jian, H., Chen, H., Yu, Z. (2015) Characterization of the Particle Size Fraction associated with Heavy Metals in Suspended Sediments of the Yellow River. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 12:6725-6744.

## Weiterentwicklung des „fresh water alga growth inhibition test“ nach OECD 201 (OECD, 2006) zur Analyse von Wasserproben

Karl Platzer, Manfred Schleyer

Institut für Strömungswissenschaften, Stutzhofweg 11-13, 79737 Herrischried, k.platzer@stroemungsinstitut.de

Für die Bestimmung der Ökotoxizität von Stoffen nach dem Wachstumsinhibierungstest lt. OECD 201 wird die Verringerung der Wachstumsrate von Grünalgen oder Cyanobakterien gemessen. Im vorliegenden Projekt soll die Methode so erweitert und abgewandelt werden, dass die Empfindlichkeit erhöht und zusätzliche Aussagen zu toxikologischen Wirkungen ermöglicht werden. Verwendet wird hier die Grünalge *Pediastrum duplex*, die durch die Struktur ihrer Zönobien eine morphologische Kategorisierung erlaubt. Mit deren Hilfe sollen Einflüsse von als unkritisch eingeordneten Stoffen sowie Toxinen unterhalb des bezüglich der Wachstumsrate ermittelten NOEL beobachtet werden. Zudem sollen Auswirkungen von Gewässerproben ermittelt werden, die ebenfalls bei bloßer Betrachtung der Wachstumsinhibierung keine toxische Wirkung zeigen. Von Interesse ist dabei vor allem die Zusammenwirkung der vielen unterschiedlichen Verunreinigungen, die als Einzelsubstanzen in der jeweiligen Konzentration unbedenklich sind.

Hierfür wird zusätzlich zur Wachstumsrate, gemessen mittels OD<sub>446</sub>, der Zellzyklus und die Morphologie der Algen untersucht. Entsprechend der Vorgaben der Norm mit Messungen bei 24 und 72 Stunden nach Versuchsbeginn werden zusätzlich Zönobien mikroskopiert und in morphologische Klassen eingeteilt. Die Ergebnisse werden jeweils mit denen gleichzeitig laufender Kontrollansätze verglichen. *P. duplex* bildet bei störungsfreiem Wachstum unter Laborbedingungen gleichmäßige, scheibenförmige Zönobien mit überwiegend 8 oder 16 Zellen. Als Merkmale für Störungen im Wachstum dienen u.a. die Zellzahl pro Zönobium, die Zellgröße, sowie starke Störungen in der Zönobienstruktur (Abb. 1). Darüber hinaus durchläuft *P. duplex* mehrere klar unterscheidbare Wachstumsphasen. Da bei dem von uns festgelegten Zeitpunkt des Mikroskopierens überwiegend die adulte Form zu beobachten ist, lässt das vermehrte Auftreten anderer Phasen den Rückschluss auf eine Beeinflussung oder sogar Störung zu.

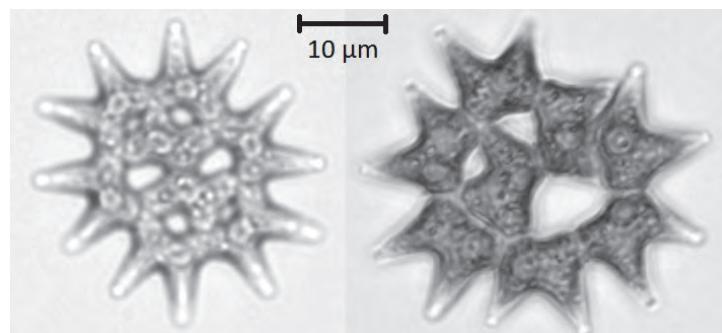


Abb. 23: links: 8-zelliges Zonobium von *P. duplex* in adulter Normalform; rechts: Zonobium mit gequollenen Zellen und ungleichmäßiger Struktur

In unseren Versuchen zeigten sich bei mehreren Gewässerproben, die keine Einzelsubstanzen in bedenklicher Konzentration enthielten, deutliche Verschiebungen in der Häufigkeit der morphologischen Klassen, auch als keine Inhibierung des Wachstums gemessen wurde. Ebenfalls zeigten sich Effekte bei ausgewählten Metallen unterhalb deren NOEL.

## **Räumliche und zeitliche Variabilität der CO<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub> Produktion im Sediment des kleinen und flachen Windsborn-Kratersees, Vulkaneifel**

*Leandra Praetzel<sup>1</sup>, Marcel Schmiedeskamp<sup>2</sup>, Klaus-Holger Knorr<sup>3</sup>*

1 WWU Münster, Institut für Landschaftsökologie, Heisenbergstraße 2, 48149 Münster,  
[leandra.praetzel@uni-muenster.de](mailto:leandra.praetzel@uni-muenster.de)

2 WWU Münster, Institut für Landschaftsökologie, Heisenbergstraße 2, 48149 Münster,  
[marcel.schmiedeskamp@uni-muenster.de](mailto:marcel.schmiedeskamp@uni-muenster.de)

3 WWU Münster, Institut für Landschaftsökologie, Heisenbergstraße 2, 48149 Münster,  
[kh.knorr@uni-muenster.de](mailto:kh.knorr@uni-muenster.de)

Kleine Binnengewässer (< 1 km<sup>2</sup>) geraten zunehmend in den Fokus, da sie signifikante Quellen und Senken im globalen Kohlenstoffkreislauf darstellen. Sie bedecken eine weitaus größere Fläche als bisher angenommen, und weisen außerdem eine höhere metabolische Aktivität als große Seen auf. Des Weiteren wird vermutet, dass sie sehr sensibel auf Klimaveränderungen reagieren.

Um die Höhe der von diesen Systemen emittierten Treibhausgase, insbesondere Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>) und Methan (CH<sub>4</sub>), zu ermitteln, muss vor allem die räumliche Variabilität innerhalb eines Sees sowie die zeitliche Variabilität im Laufe eines Jahres ermittelt werden. Da für die Höhe der Emissionen die Produktionsprozesse im anoxischen Sediment von Bedeutung sind, ist eine Untersuchung ebendieses vonnöten, um die Variabilität der CO<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Emissionen erklären zu können.

Das Untersuchungsgebiet, der Windsborn-Kratersee in der Vulkaneifel, stellt ein geeignetes Modellsystem dar, da es sich hierbei um einen kleinen (1,4 ha) und flachen (max. 1,5 m) polymiktischen See ohne Grundwasseranschluss handelt. In den Jahren 2017 und 2018 untersuchten wir im 4-wöchigen Rhythmus an vier Standorten im See mit Hilfe von Dialysekammern die Konzentrationen von gelösten Gasen und Ionen im Porenwasser des Sediments bis zu einer Tiefe von 60 cm: CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und Wasserstoff (H<sub>2</sub>), Nitrat, Sulfat, Eisen, Chlorid und Phosphat sowie Acetat und  $\delta^{13}\text{C}$ -Signaturen in CO<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub>. Des Weiteren wurden pH-Werte und Sedimenttemperaturen in verschiedenen Tiefen gemessen.

Erste Ergebnisse zeigen eine hohe zeitliche und räumliche Variabilität der Konzentrationen von gelösten Gasen und Ionen im Porenwasser des Sediments, welche sich auch in der Höhe der gemessenen Emissionen wiederspiegeln. Der Bildungsweg für CH<sub>4</sub>, welcher sich aus den  $\delta^{13}\text{C}$ -Signaturen abschätzen lässt, ist vornehmlich hydrogenotrophe Methanogenese.

Unsere Resultate legen dar, dass Seesedimente - auch von kleinen Seen - im Hinblick auf ihr Potential für CO<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub>-Produktion keinesfalls als homogen betrachtet werden sollten.

Methodik ist aber auch auf andere Eintragspfade - wie zum Beispiel die Detektion von Flusswasserfahnen - übertragbar.

## **Simulationsstudie mit einem 3-dimensionalen hydrodynamischen Modell zur raum-zeitlichen Variabilität der Transport- und Mischungsprozesse des Alpenrheins im Bodensee**

*Carolin Pursche<sup>1</sup>, Thomas Wolf<sup>2</sup>, Ronja Ebner<sup>2</sup>, Thomas Pflugbeil<sup>3</sup>, Vera Winde<sup>2</sup>, Franziska Pöschke<sup>2</sup>*

1 TU Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie, Bergstraße 66, 01069 Dresden,  
[carolin.pursche@tu-dresden.de](mailto:carolin.pursche@tu-dresden.de)

2 Institut für Seenforschung, Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg,  
Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, [thomas.wolf@lubw.bwl.de](mailto:thomas.wolf@lubw.bwl.de), [ronja.ebner@lubw.bwl.de](mailto:ronja.ebner@lubw.bwl.de),  
[franziska.poescake@lubw.bwl.de](mailto:franziska.poescake@lubw.bwl.de), [vera.winde@lubw.bwl.de](mailto:vera.winde@lubw.bwl.de)

3 Technische Universität München, Ingenieurfakultät Bau Geo Umwelt,  
Arcisstraße 21, 80333 München, [Thomas.Pflugbeil@tum.de](mailto:Thomas.Pflugbeil@tum.de)

Die Nutzungen des Bodensees zur Trinkwassergewinnung sowie zu Freizeitzwecken und weitere in Anspruch genommene Ökosystemleistungen erfordern die Sicherstellung einer guten Wasserqualität. Das ReWaM-Verbundprojekt SeeZeichen (Förderkennzeichen 02WRM1365A) untersucht den Einfluss von wesentlichen hydrologischen Eintragspfaden auf die Wasserqualität des Bodensees im Hinblick auf einen vorsorgenden Gewässerschutz und eine langfristige Sicherung der Wasserqualität. Ein Schwerpunkt liegt, neben dem Zutritt von Grundwasser, auf der Ausbreitung von flussbürtigen Stofffrachten wie beispielsweise anthropogenen Spurenstoffen.

Der Alpenrhein, welcher mit einem Anteil von etwa zwei Dritteln am Gesamzufluss den größten Zufluss des Bodensees darstellt, ist dabei von besonderer Bedeutung. Daher wird ein hochauflösendes 3-dimensionales hydrodynamisches Modell (DELFT3D-FLOW) verwendet um die Ausbreitung der Flusswasserfahne des Alpenrheins zu untersuchen. Mit diesem hydrodynamischen Modell wird mittels numerischen Tracern die zeitliche Dynamik der Ausbreitung der Flusswasserfahne für unterschiedliche Schichtungssituationen simuliert und die Mischungsvorgänge mit dem Seewasser beschrieben. Als numerische Tracer werden dabei abstrakte Tracer mit einer Einheitskonzentration simuliert. Die Tracer unterscheiden sich jedoch in ihrer Zerfallsrate und geben somit Aufschluss über zeitvariable Transport- und Mischungsprozesse. Als natürlicher Tracer wird insbesondere Chlorid auf seine Eignung auch im Vergleich zu den abstrakten, im Modell implementierten, Tracern getestet.

Die Simulationsergebnisse des auf realen Messwerten beruhenden Chlorid-Tracers können erfolgreich mit seeweiten Messwerten verglichen werden. Dies ermöglicht es gleichzeitig Vermischungsprozesse direkt zu betrachten. So ist es möglich den Einfluss des Flusswassers auf das Bodenseewasser im Nahbereich der Flussmündung und im seeweiten Kontext zu untersuchen. Dazu werden neben dem Alpenrhein auch andere wichtige Zuflüsse wie die Bregenzer Ach mit Tracern bestückt, um deren Einfluss und etwaige Vermischungsprozesse zu analysieren.

## **Analyse von nichtlinearen Dynamiken in Ein-Art-Systemen**

*Tobias Romankiewicz, Johannes Werner, Hartmut Arndt*

Universität zu Köln, Institut für Zoologie, Allgemeine Ökologie, Zülpicher Str. 47b, 50674 Köln,  
t.romankiewicz@uni-koeln.de

Populationen stehen fortwährend in Wechselwirkungen mit ihrer abiotischen und biotischen Umwelt. So haben beispielsweise Schwankungen von Temperatur und Ressourcen eine Schwankung der Populationsdynamik zur Folge. Dies ist auch der Fall, wenn verschiedene Populationen mit einander wechselwirken, wie es im Falle einer klassischen Räuber-Beute Interaktion oder bei einer Konkurrenz um Ressourcen gegeben ist. Solche Populationsdynamiken können deutliche Muster aufweisen. Sie können aber auch ein chaotisches Muster aufweisen. Bei solchen chaotischen Dynamiken scheint es sich zunächst um einen zufälligen Populationsverlauf zu handeln, was allerdings bei genauer Analyse nicht unbedingt zutrifft. Deterministisches Chaos zeichnet sich dadurch aus, dass bereits kleine Abweichungen, wie beispielsweise Messfehler, einen starken Effekt auf den langfristigen Verlauf der Dynamik haben können. Dies erschwert eine Vorhersage und lässt den Verlauf zufällig erscheinen. Dennoch kann der Verlauf berechnet werden, falls die Startbedingungen und die mathematische Funktion exakt bekannt sind. Chaotische Populationsdynamiken konnten bereits in theoretischen Modellen und sogar in experimentellen Systemen gezeigt werden. Sie entstehen in solchen Systemen durch nichtlineare Interaktionen zwischen der Population und abiotischen bzw. biotischen Faktoren. Hierbei stellt sich die Frage, ob chaotische Dynamiken auch dann möglich sind, wenn biotische und abiotische Faktoren konstant gehalten werden. Sollten chaotische Populationsdynamiken in einem Ein-Arten-System unter konstanten Bedingungen auftreten, so könnte dies durch nichtlineare Prozesse innerhalb der Populationsstruktur, wie individuelle Unterschiede zwischen Individuen, erklärt werden. Dies wollen wir im experimentellen Durchflusssystem mit *Ochromonas danica* untersuchen. Eine Besonderheit bei unseren Untersuchungen ist die häufige Messung der Abundanz im Intervall von wenigen Stunden, um den Populationsverlauf möglichst genau zu verfolgen.

# Wachstum und Primärproduktion von *Autumnella lusatica* sp. nov. bei verschiedenen Kohlenstoffquellen im Lichtgradienten

Jacqueline Rücker, Mihovil Turčinov, Brigitte Nixdorf

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße 45, D-15526 Bad Saarow,  
j.ruecker@b-tu.de, nixdorf@b-tu.de

**Keywords:** saure Tagebauseen, Grünalge, Kohlenstofflimitation, Mixotrophie, Phyto-PAM, Autofluoreszenz

## Einleitung

Saure Tagebauseen mit pH-Werten um 3 stellen Extremhabitare für Organismen dar. Das Wachstum des Phytoplanktons ist dort vor allem durch die begrenzte Verfügbarkeit von Kohlenstoff (C) und Phosphor limitiert (Leßmann & Nixdorf 2013). Da nur wenige Arten an diese ungünstigen chemisch-physikalischen Bedingungen angepasst sind, zeichnen sich saure Tagebauseen im Vergleich zu neutralen Seen meist durch geringe Biomassen und eine geringe Artendiversität des Phytoplanktons aus, wobei mixotrophe Chlamydomonaden und Chrysophyceen häufig einen hohen Anteil der Phytoplanktonbiomasse bilden (Beulker & Nixdorf 2004, Leßmann & Nixdorf 2013). Auch die Grünalge *Autumnella lusatica* Ulrich & Röske sp. nov. (Chlorophyta, Trebouxiophyceae) gehört zu den wenigen Phytoplankttern, die unter den dort herrschenden Bedingungen konkurrenzfähig sind. Diese Art wird seit etwa 10 Jahren in Tagebauseen der Lausitz beobachtet und wurde von Ulrich & Röske (2018) als Gattung und Art erstmalig beschrieben. Im Halbendorfer See (pH 3,0 – 3,5) bringt *A. lusatica* seit 2011 regelmäßig sogar Massenentwicklungen mit Chlorophyll a-(Chl a) Konzentrationen über 50 µg L<sup>-1</sup> im Epilimnion hervor und dominiert im Spätsommer und Herbst das Phytoplankton mit einem Biomasseanteil von rund 90 % (Ulrich & Röske 2018, Dienemann et al. 2018).

Ulm et al. (2018) untersuchten an nicht-axenischen Kulturen die Frage, ob *A. lusatica* zur mixotrophen Lebensweise befähigt ist, d.h. ihren C-Bedarf nicht nur autotroph durch anorganische C-Quellen decken, sondern auch organische C-Verbindungen verwerten kann. Sie führten Experimente mit *A. lusatica* im Dunkeln sowie im Schwachlicht bei Zugabe von verschiedenen organischen C-Verbindungen (0,6 g C L<sup>-1</sup> als Aminosäuren, Acetat, Glucose) durch. Bei Zugabe von Glucose konnten sie Wachstum im Dunkeln nachweisen. Da sich die Art sowohl photoautotroph als auch bei Glucose-Zugabe heterotroph ernähren kann, wurde sie von Ulm et al. (2018) als fakultativ mixotroph eingestuft. Bei geringerer Lichtintensität produzierte *A. lusatica* vermehrt Chlorophyll a, was die Affinität der Art zur Photoautotrophie unterstrich. Die Autoren postulierten, dass eine niedrige Lichtintensität *A. lusatica* den Anreiz zur mixotrophen Lebensweise gibt und sich daraus erklärt, warum sie vor allem in den Herbst- und Wintermonaten wächst. In Versuchen von Nixdorf & Rücker (2018) wurde ebenfalls eine positive Wirkung der Gabe von gelösten organischen C-Verbindungen (Leachate von Schilfblättern) auf das Wachstum von *A. lusatica* in einer Probe aus dem Halbendorfer See nachgewiesen.

## Zielstellung

Mit dem hier vorgestellten Versuch sollten das lichtabhängige Wachstum und das mixotrophe Potenzial von *Autumnella lusatica* unter naturnahen Lichtbedingungen und naturnahen Konzentrationen von gelöstem organischen (Glucose) und anorganischen ( $\text{NaHCO}_3$ ) Kohlenstoff untersucht werden. Die Messung der Autofluoreszenz mit einer Fluoreszenzsonde war die zentrale Methode der Freilanduntersuchungen sowie des Laborversuches und wurde als Surrogatparameter zur Bestimmung der Biomasse von *A. lusatica* eingesetzt. Parallel wurden die in der Limnologie üblichen Biomasseparameter Biovolumen und die durch Extraktion bestimmte Chlorophyll a-Konzentration bestimmt. Die Ergebnisse der unterschiedlichen Methoden werden verglichen und die Unterschiede diskutiert.

## Material und Methoden

### *Freilanduntersuchungen am Halbendorfer See*

Der Halbendorfer See liegt im Lausitzer Bergbaurevier in der Nähe der Stadt Weißwasser in Sachsen und entstand nach Beendigung des Braunkohleabbaus 1969. Weitere Angaben zur Entstehung, Morphometrie und Limnologie des Sees finden sich bei Ulrich & Röske (2018) sowie Dienemann et al. (2018). Der pH-Wert des Epilimnions liegt zwischen 3,0 und 3,5, die TIC-Konzentrationen unter  $1 \text{ mg L}^{-1}$  und die Phosphatkonzentrationen unter  $10 \text{ µg L}^{-1}$  TP, also im oligotrophen Bereich (Ulrich & Röske 2018). Seit August 2017 wurde der See etwa monatlich (außer im Winter) vom Lehrstuhl Gewässerschutz in enger Kooperation mit dem BfUL Sachsen untersucht. Vertikalprofile von Temperatur und pH wurden 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) gemessen. Kriterium für die Abgrenzung des Epilimnions war ein Temperaturgradient  $< 1 \text{ °C m}^{-1}$ . Die flächenbezogene Chlorophyllkonzentration wurde auf Basis der Fluoreszenzprofile und der vom BfUL zur Verfügung gestellten Volumenkurve des Sees berechnet.

### *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 wurde grafisch aus dem Anstieg von  $\ln(I)$  ermittelt. Das Licht in einer bestimmten Tiefe wurde nach dem Absorptionsgesetz berechnet, wobei die Umrechnung der Globalstrahlung in photosynthetisch aktive Strahlung Behrendt & Nixdorf (1993) folgt. Es wurden Globalstrahlungswerte des Deutschen Wetterdienstes von der nächstgelegenen Wetterstation in Görlitz verwendet (DWD 2019).

### *Experiment mit Kulturen von Autumnella lusatica*

Für den Versuch wurde eine Reinkultur von *A. lusatica* (SAG 2525) verwendet, die ursprünglich aus dem Halbendorfer See isoliert worden ist. Die Algen wurden in einem an die Zusammensetzung des Sees angepassten Medium bei einem pH von 3,0 angezogen (Ulm, 2017). Die Vorkultur wuchs bei einer Lichtstärke von  $50 \text{ µmol Photonen m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  in einem 12:12 h Licht-Dunkel-Rhythmus und  $20 \text{ °C}$ . Zu Beginn des Batch-Versuches wurde je ein Drittel der Vorkultur mit frischem Medium auf eine Startkonzentration von rund  $15 \text{ µg L}^{-1}$  Chl a (extrahiert) verdünnt und mit Glucose (+DOC) bzw.  $\text{NaHCO}_3$  (+TIC) versetzt (Endkonzentration der Zugabe:  $1 \text{ mg C L}^{-1}$ ). Anschließend wurden jeweils 150 mL der beiden C-Varianten sowie die Kontrolle ohne C-Zusatz bei 0, 25, 50, 100 und  $200 \text{ µmol Photonen m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  (12:12 h L:D) über 7 Tage bei  $20 \text{ °C}$  in einem Klimaschrank (KBW 400, Binder, Tuttlingen, Germany) inkubiert (je 3 Replikate).

Zur Verfolgung der Biomasseentwicklung wurden täglich die optische Dichte (OD) in einer 5-cm-Küvette am Photometer (Specord 200 Plus, Analytic Jena) u.a bei einer Wellenlänge von 665 nm und die Autofluoreszenz der Kulturen im Küvettenmodus der Fluoroprobe-Sonde gemessen. Am 4. und 6. Tag wurden Photosynthese-Lichtkurven mit einem PhytoPAM (Heinz Walz GmbH, Effeltrich) aufgenommen. Am Anfang und Ende des Versuches wurden die Zelldimensionen der lugolfixierten Proben am Umkehrmikroskop (Axioskop, Carl Zeiss, Jena) vermessen und das Biovolumen nach Utermöhl (1958) bestimmt. Die Nettoänderungsrate (Freiland) bzw. Wachstumsrate (Kulturen) für den Zeitraum  $t_0$  bis  $t_1$  wurde aus dem jeweiligen Biomasseparameter (BM) wie folgt berechnet:  $\mu = \ln(BM_{t1}) - \ln(BM_{t0}) / (t_1 - t_0)$ . Beim Experiment wurde die Wachstumsrate stets in Bezug auf den Startwert berechnet, Tag 1 jedoch aus der Mittelwertbildung ausgeschlossen.

### ***Chlorophyllextraktion***

Zur Extraktion von Chlorophyll wurden die Proben auf Glasfaserfilter (MN 85/90 BF, Ø 25 mm) filtriert. Anschließend wurden je 50 mL einer 0,1 molaren Ammoniumacetatlösung 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 Chl a wurde photometrisch nach Extraktion in 90 %igem Aceton nach Zellaufschluss im Beat Beater unter Verwendung des spektralen Absorptionskoeffizienten von  $89,31 \text{ L g}^{-1} \text{ cm}^{-1}$  bestimmt (Rücker & Liepelt 2003).

### ***Primärproduktion und Respiration***

#### ***Optodenmessungen***

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. Die Inkubation während der Optodenmessung erfolgte bei den jeweiligen Anzuchtbedingungen. Gestartet wurde mit der Dunkelmessung über ca. 20 Stunden. Dann wurde das Licht eingeschaltet und die Zunahme der O<sub>2</sub>-Konzentration über weitere 4 Stunden verfolgt. Die Respirations- bzw. O<sub>2</sub>-Produktionsraten wurden aus den Anstiegen der Sauerstoffkonzentrationsmessung über die Zeit bestimmt. Für die Umrechnung von O<sub>2</sub>- in C-Nettoprimärproduktion wurde der Faktor 0,32 verwendet.

#### ***Radiokarbonmethode***

Bei der Radiokarbonmethode (<sup>14</sup>C; nach Vollenweider et al. 1974) wurden Proben unter Schwachlicht mit NaH<sup>14</sup>CO<sub>3</sub> (1 µCi) beimpft, in zwei bis vier 25 mL-Glasfläschchen für 3 – 4 Stunden bei *in situ*-Licht und -Temperatur inkubiert. Danach erfolgte die Filtration über Nuclepore Filter mit einer Porenweite von 0,2 µm (Whatman) und die Messung des in die Biomasse inkorporierten <sup>14</sup>C mit einem Liquid Scintillation Analyzer (TRI-CARB 2100TR, Firma Packard). Die TIC-Konzentrationen wurden vom IGB, Berlin gemessen und lagen in fast allen Fällen unter der Nachweisgrenze von 0,5 mg C L<sup>-1</sup>.

#### ***Messungen mit dem PHYTO-PAM***

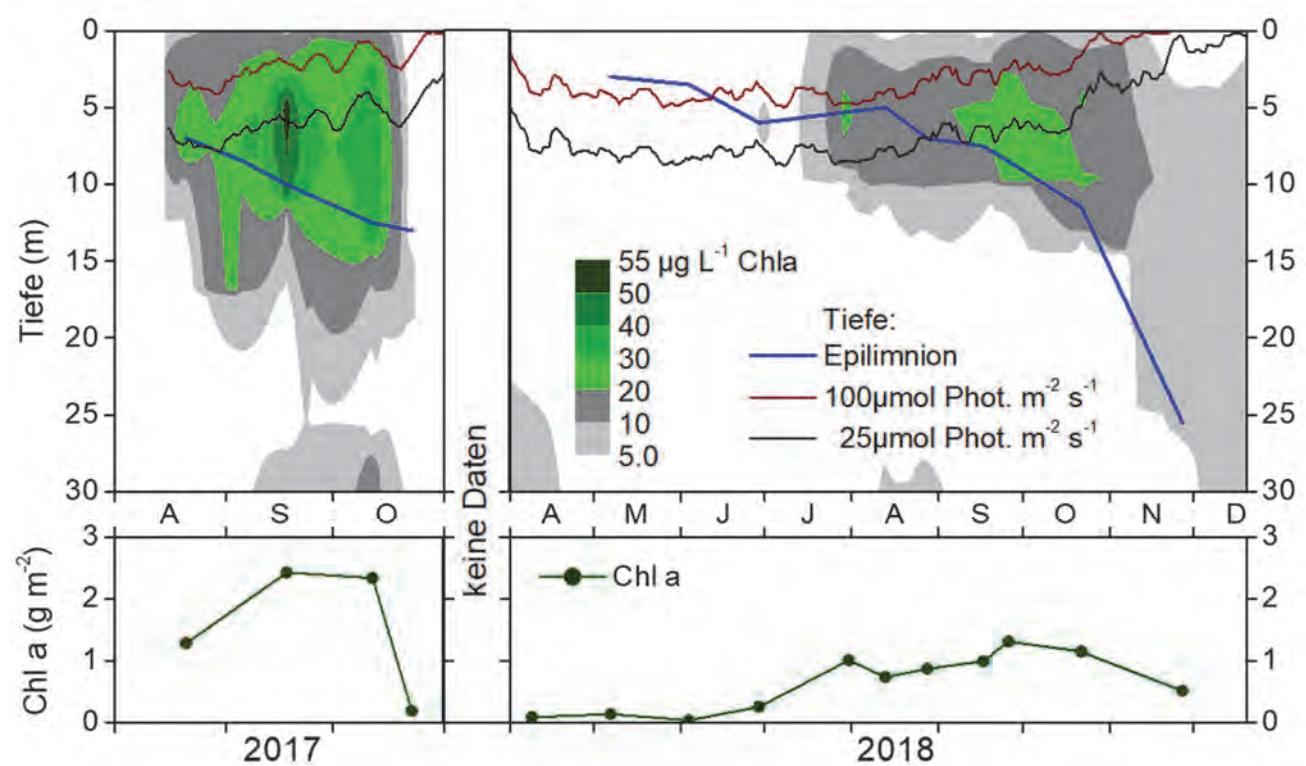
Photosynthese-Licht-(P/I-) Kurven wurden mit einem PHYTO-PAM Phytoplankton Analyzer (Heinz Walz GmbH, Effeltrich) aufgenommen. Die P/I-Kurven wurde über 12 Lichtstufen (von 0 – ca. 1000 µmol Photonen m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>) in zwei Messzyklen (aufsteigende, dann absteigende Lichtintensität)

aufgezeichnet, wobei die Zeit zwischen den Lichtstufen zwischen 90 s bei niedrigen und 20 s bei hohen Lichtintensitäten variierte. Vor der Messung wurden die Proben 5 min dunkeladaptiert und die Fluoreszenz des Filtrats (0,45 µm) von der Rohprobe abgezogen. Die Auswertung erfolgte mit der Software des Herstellers PhytoWin v3.t75.

## Ergebnisse

### Unterwasserlicht und Chlorophyll a-Verteilung im Halbendorfer See 2017 – 2018

Abbildung 1 zeigt die räumliche und zeitliche Verteilung der Chlorophyll a-Fluoreszenz im Halbendorfer See ab Sommer 2017. Dargestellt sind die Ergebnisse für die Grünalgen, die von der Sondensoftware als Anteil der Grünalgen am Gesamtchlorophyll berechnet werden. Mikroskopischen Kontrollen zufolge wurden die Grünalgen im Wesentlichen von *A. lusatica* repräsentiert. Von Ende April/Anfang Mai bis Ende November war der Wasserkörper thermisch geschichtet. Das Fluoreszenzmaximum lag meist im mittleren bis unteren Bereich des Epilimnions, wo Lichtintensitäten um 25 µmol Photonen  $m^{-2} s^{-1}$  vorherrschten. Im obersten Meter der Vertikalprofile war in der Regel eine deutliche Oberflächenhemmung mit sehr geringen Fluoreszenzwerten erkennbar. Im oberen Bereich der *Autumnella*-Entwicklung (ab ca. 2 m) betragen die Lichtintensitäten 100 µmol Photonen  $m^{-2} s^{-1}$  und mehr, im Bereich des Chlorophyllmaximums etwa 25 µmol Photonen  $m^{-2} s^{-1}$ .



**Abb. 1:** Isoplethen der Grünalgen-Fluoreszenz (oben). Die blauen Linien geben die untere Grenze des Epilimnions sowie die Tiefen mit den u.a. im Experiment verwendeten Lichtintensitäten von 100 bzw. 25 µmol Photonen  $m^{-2} s^{-1}$  im Halbendorfer See 2017 und 2018 wider. Aus den Fluoreszenzprofilen berechnete flächenbezogene Chlorophyll a-Konzentration (Chl a) der Grünalgen (unten).

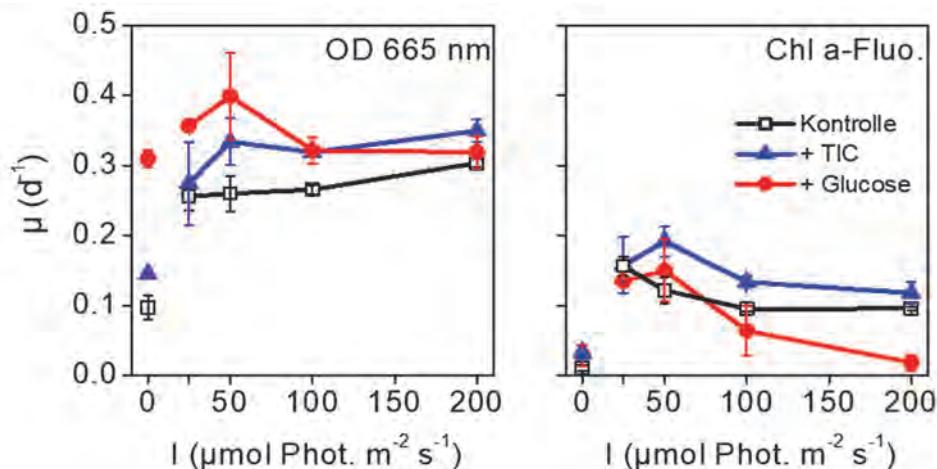
Der stärkste Biomassezuwachs (bezogen auf Chl a pro Fläche; Abb. 1, unterer Teil) wurde von Anfang Juni 2018, dem Zeitpunkt der geringsten Grünalgen-Fluoreszenz, bis Ende Juni 2018 festgestellt.

Die Nettoänderungsrate betrug  $0,084 \text{ d}^{-1}$  bei rund  $20^\circ\text{C}$  Wassertemperatur im Epilimnion. In beiden Jahren erreichte *A. lusatica* den Höhepunkt ihrer Biomasseentwicklung Mitte bis Ende September. Danach nahm die Fluoreszenz in dem Maße ab wie sich das Epilimnion eintiefe, jedoch blieb die flächenbezogene Chlorophyllkonzentration bis Mitte Oktober zunächst nahezu unverändert hoch (Abb. 1). 2017 erreichte *A. lusatica* mit einem epilimnischen Mittelwert (2 – 6 m Tiefe) von  $41 \mu\text{g L}^{-1}$  (Chlorophyllfluoreszenz des Grünalgen-Kanals) eine nahezu doppelt so große Biomasse wie 2018 ( $26 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Ein weiterer Unterschied zwischen den beiden Untersuchungsjahren bestand darin, dass 2017 die Biomasse von *A. lusatica* von Mitte bis Ende Oktober quasi vollständig zusammenbrach, während sie 2018 von Oktober bis Dezember allmählich abnahm. Somit unterschied sich die Populationsentwicklung v.a. 2017 deutlich von den Jahren 2011 – 2015, in denen *A. lusatica* im Spätherbst bis in den Winter hinein hohe Biomassen bildete (Dienemann et al. 2018), was letztlich für die Namensgebung (*Autumnella* - Herbstalge) ausschlaggebend war (Ulrich & Röske 2018).

### Ergebnisse und Diskussion des Bioassays

#### Wachstumsrate von *Autumnella lusatica* basierend auf verschiedenen Biomasseparametern

Prinzipiell nahmen sowohl die optische Dichte als auch die Autofluoreszenz der Kulturen im Verlauf des Experimentes in allen drei Kohlenstoffvarianten im Licht deutlich zu (nicht dargestellt), die Höhen und der Trend der aus diesen beiden Parametern berechneten Wachstumsraten unterschieden sich jedoch deutlich und führen zu einer unterschiedlichen Interpretation der Ergebnisse. Basierend auf der OD-Messung bei 665 nm erreichte *A. lusatica* im Dunkeln sowie bei Lichtintensitäten von 25 und  $50 \mu\text{mol Photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  mit Werten zwischen  $0,3$  und  $0,4 \text{ d}^{-1}$  nach Zugabe von Glucose deutlich höhere Wachstumsraten im Vergleich zur Kontrolle und der Variante mit anorganischen Kohlenstoff (Abb. 2, links). Jedoch war auch in diesen beiden Kulturen im Dunkeln mit  $0,1$  und  $0,14 \text{ d}^{-1}$  positives Wachstum über die 7 Tage feststellbar. Ein ähnliches Bild ergab sich auch für die OD-Messung bei 750 nm (nicht dargestellt). Die Wachstumsraten der +TIC-Variante waren erst bei Lichtintensitäten ab  $50 \mu\text{mol Photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  etwas höher als in der Kontrolle. Bei Lichtintensitäten von  $100$  und  $200 \mu\text{mol Photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  waren nach 7 Tagen keine eindeutigen Unterschiede zwischen den 3 Varianten feststellbar.



**Abb. 2: Wachstumsrate von *Autumnella lusatica* berechnet aus täglichen Messungen der optischen Dichte bei 665 nm (links) bzw. der Autofluoreszenz (Grünalgen; Chl a-Fluo.; rechts). Mittelwert über 7 Tage und Standardabweichung der 3 Parallelens (20 °C; 12:12 h L:D).**

Wurden die Wachstumsraten hingegen auf Grundlage der täglichen Fluoreszenzmessungen berechnet (Abb. 2, rechts), wurden nur maximal  $0,2 \text{ d}^{-1}$  erreicht. Im Dunkeln und bei  $25 \mu\text{mol Photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$

lagen alle 3 Varianten eng beieinander. Ab 50  $\mu\text{mol}$  Photonen  $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$  erreichte die +TIC-Variante etwas höhere Wachstumsraten im Vergleich zu den beiden anderen. Bei den hohen Lichtintensitäten von 100 und 200  $\mu\text{mol}$  Photonen  $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$  waren die Wachstumsraten nach Glucose-Zugabe geringer als in den beiden autotroph wachsenden Kulturen. Die Wachstumsraten berechnet aus dem Biovolumen und dem extrahierten Chlorophyll (Tab. 1) lagen in einer ähnlichen Größenordnung wie die aus der Fluoreszenz berechneten, also niedriger als die aus der OD berechneten.

Bei Wachstum im Licht vollzogen sich deutliche morphologische Veränderungen. *A. lusatica* bildete Ketten aus meist 2 aber auch 3 – 4 Zellen. In den im Dunkeln angezogenen Kulturen überwogen die Einzelzellen, d.h. das Erscheinungsbild war ähnlich wie in der Startkultur.

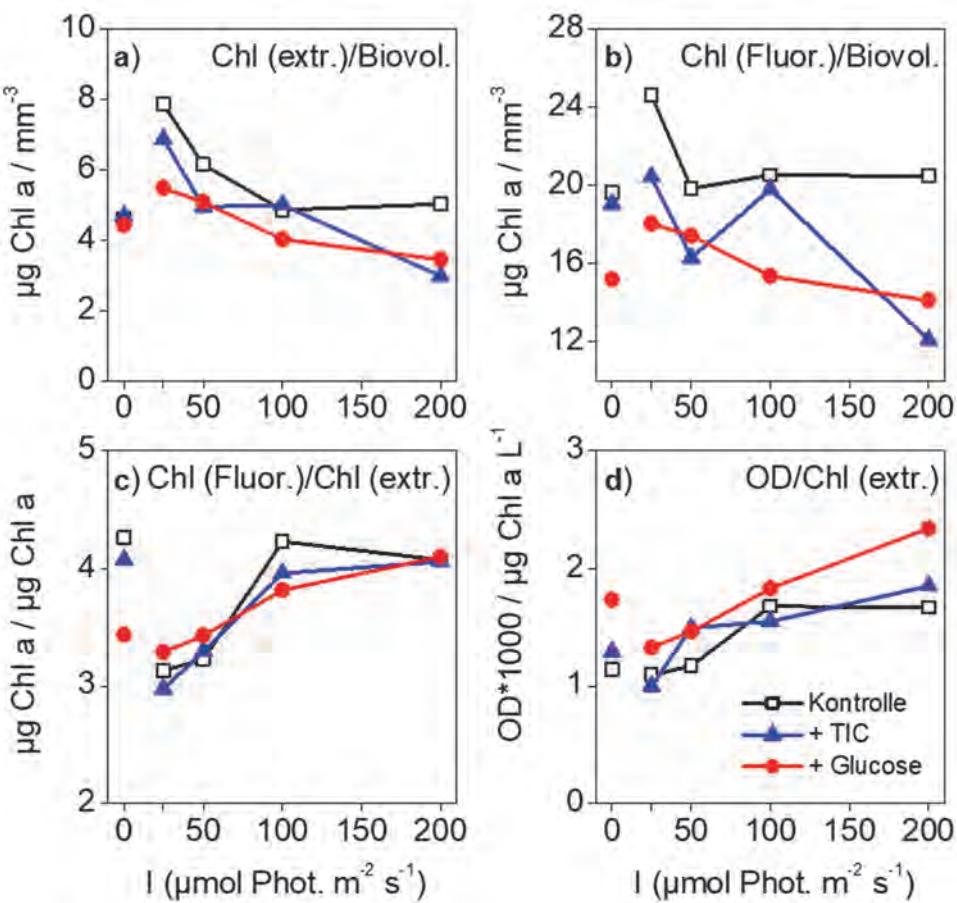
**Tabelle 3. Wachstumsraten vom Start zum Ende des Versuchs (Tag 0 – Tag 7) für verschiedene Biomasseparameter in  $\text{d}^{-1}$ .**

Variante	Licht ( $\mu\text{mol Phot. m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )	Biovolumen	Chl extr.	Chl_Fluo.	OD 665nm	OD 750nm
<b>Kontrolle</b>	0	-0.02	-0.05	0.00	0.05	0.06
	25	0.12	0.16	0.16	0.25	0.26
	50	0.16	0.17	0.18	0.27	0.29
	100	0.17	0.15	0.19	0.30	0.31
	200	0.17	0.15	0.19	0.30	0.31
<b>+TIC</b>	0	0.08	-0.03	0.01	0.10	0.09
	25	0.24	0.17	0.17	0.28	0.29
	50	0.30	0.19	0.21	0.35	0.37
	100	0.27	0.16	0.20	0.33	0.35
	200	0.33	0.15	0.19	0.34	0.40
<b>+DOC</b>	0	0.08	0.05	0.01	0.16	0.14
	25	0.18	0.18	0.13	0.24	0.22
	50	0.23	0.22	0.17	0.30	0.28
	100	0.20	0.16	0.13	0.27	0.26
	200	0.18	0.12	0.10	0.27	0.25

#### Verhältnisse verschiedener Biomasseparameter zueinander

Die am Ende des Experiments bestimmten Chlorophyllkonzentrationen bezogen auf das Biovolumen (Abb. 3a) zeigten den zu erwartenden Trend, dass bei geringerer Lichtintensität der Pigmentgehalt pro Zellen steigt. Ähnlich verhielt sich auch das Verhältnis der Autofluoreszenz zum Biovolumen (Abb. 3b), jedoch mit größeren Schwankungen. Auch das Verhältnis der OD bei 665 nm zur Chlorophyllkonzentration war nicht konstant. Es stieg von rund 1 auf etwa 2 mit zunehmender Lichtintensität (Abb. 3d).

Die Autofluoreszenz war zwischen 3fach (bei 25  $\mu\text{mol}$  Photonen  $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) und 4fach höher (bei hohen Lichtintensitäten und im Dunkeln) als die durch Extraktion bestimmte Chlorophyllkonzentration (Abb. 3c). Im Freiland lag dieses Verhältnis zwischen 1,0 und 1,6 und war demzufolge nur leicht erhöht. Zur Fluoreszenzmessung muss angemerkt werden, dass die angegebenen Chlorophyllkonzentrationen a) von der Kalibrierung der Sonde abhängen und b) die Autofluoreszenz vom physiologischen Zustand der Algen beeinflusst wird. Je stärker die Zellen limitiert oder gestresst sind, desto weniger Energie wird für das Wachstum oder andere Stoffwechselprozesse benötigt. Folglich wird ein größerer Anteil des absorbierten Lichtes als Fluoreszenzlicht wieder abgegeben.



**Abb. 3: Verhältnisse verschiedener Parameter der Biomasse von *Autumnella lusatica* am Ende des Experiments: Konzentration von Chlorophyll a durch Extraktion bestimmt (Chl (extr.)) bzw. mittels Fluoreszenzsonde gemessen (Chl (Fluor.)), Biovolumen (Biovol.), optische Dichte bei 665 nm (OD).**

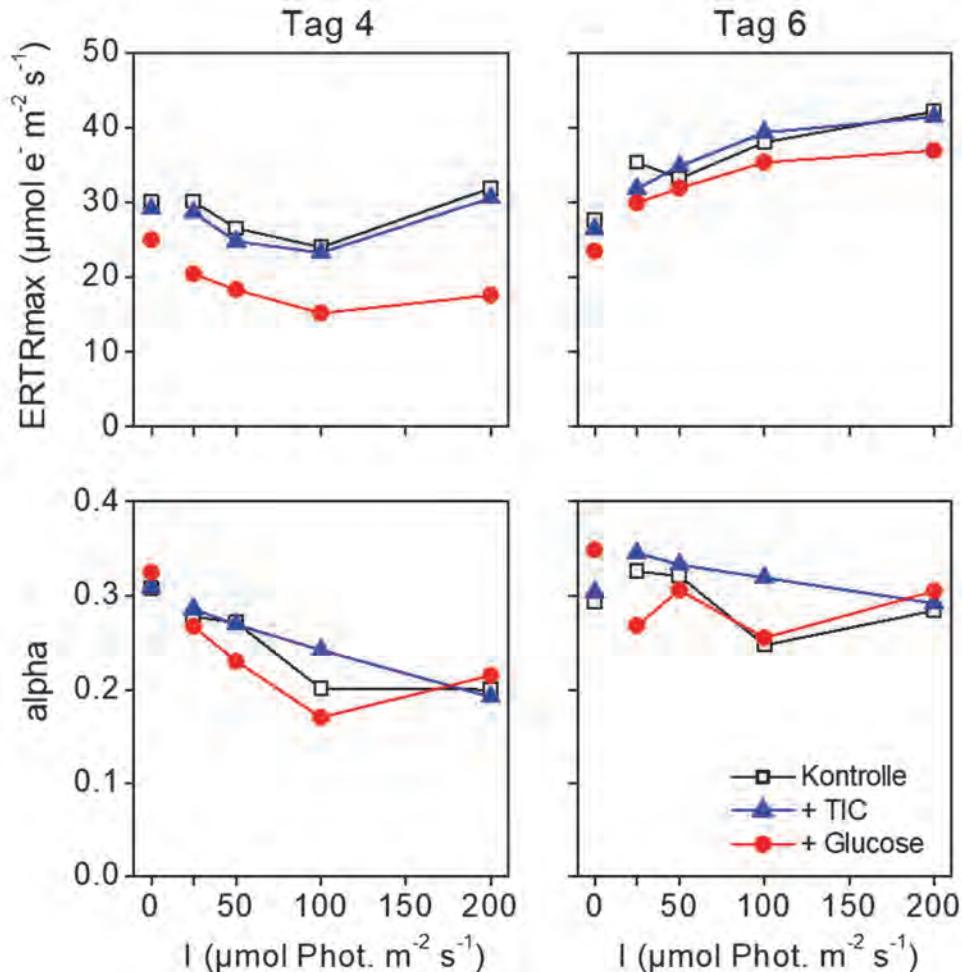
#### Primärproduktion und Respiration

Am Tag 4 war die maximale Elektronentransportrate (PAM) der +DOC-Varianten bei allen Lichtintensitäten deutlich niedriger als in +TIC und der Kontrolle (Abb. 4), was dafür spricht, dass der heterotrophe Stoffwechselweg zunächst an Bedeutung für *A. lusatica* zugenommen hat. Diese Unterschiede verringerten sich jedoch am Tag 6, sodass vermutet wird, dass die zugegebene Glucose verbraucht war und der autotrophe Stoffwechsel wieder dominierte. Der Anfangsanstieg der Photosynthese-Licht-Kurven zeigte für alle Ansätze mit zunehmender Lichtintensität einen abnehmenden Trend, was eine typische Anpassung an das geringere Lichtdargebot darstellt (Schwachlichtadaptation).

#### Diskussion

Auf Grundlage dieses Versuches lässt sich heterotropes Wachstum von *Autumnella lusatica* nicht eindeutig nachweisen. Nach der Gabe von Glucose im Dunkeln war die Wachstumsrate nur dann deutlich höher als die der Kontrolle oder der Variante mit anorganischem Kohlenstoff, wenn sie auf Basis von Messungen der optischen Dichte berechnet wurde. Wurden andere Biomasseparameter wie das Biovolumen, die Chlorophyllkonzentration oder die Chlorophyllfluoreszenz zugrunde gelegt, waren die Unterschiede zwischen den Varianten nur geringfügig. Die optische Dichte einer Wasserprobe

wird nicht nur von der Lichtabsorption des Wassers und der darin enthaltenen Organismen, sondern auch durch die Streuung der Partikel bestimmt. Somit könnte eine Erklärung für die Zunahme der optischen Dichte nach Zugabe von Glucose im Dunkeln und bei niedrigen Lichtintensitäten eine Erhöhung der Trübung (Streuung) durch verstärktes Wachstum von Bakterien und Algen um die zugegebenen Substrate konkurrierten.

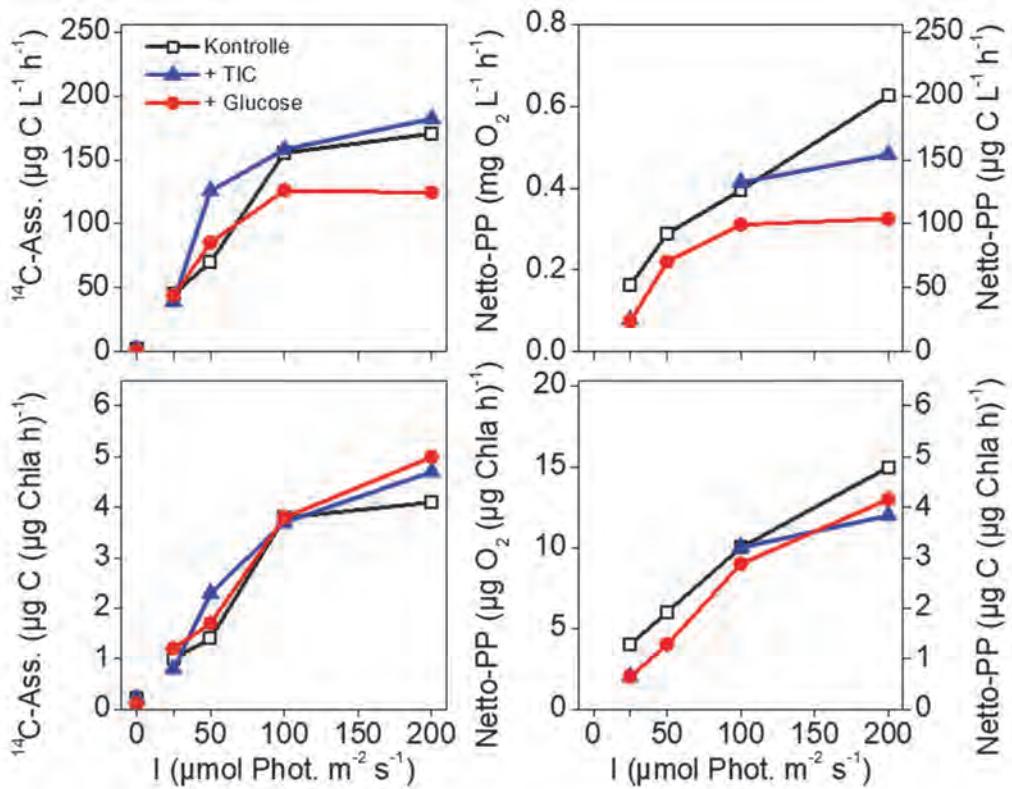


**Abb. 4: Parameter der Photosynthese-Licht-Kurven ermittelt mit dem PHYTO-PAM am 4. und 6. Tag des Experimentes. Oben: maximale Elektronentransportrate ETRmax. Unten: Anfangsanstieg der P/I-Kurve alpha.**

Die Zellen von *A. lusatica* machten nach 7 Tagen im Dunkeln unabhängig von der Kohlenstoffzugabe jedoch einen intakten Eindruck, was durch das nahezu unveränderte Biovolumen oder Chlorophyllmessungen bestätigt wurde. Das deckt sich mit Beobachtungen aus anderen Experimenten, wonach *A. lusatica* im Dunkeln und bei niedrigen Temperaturen (z.B. im Kühlschrank) Wochen und Monate überdauern kann, was möglicherweise auch die Ursache für das Phänomen der Herbst- und Winterdominanzen im Freiland ist (Ulrich & Röske 2018, Dienemann et al. 2018).

Als Hinweis auf die Fähigkeit zur Verwertung von Glucose und somit die Befähigung zur mixotrophen Lebensweise kann die deutlich niedrigere Elektronentransportrate nach Zugabe von Glucose am 4. Tag des Experimentes und der etwas niedrigere Chlorophyllgehalt pro Biovolumen gewertet werden. Die 7tägige Versuchsdauer war im Verhältnis zur Höhe der einmaligen Kohlenstoffgabe wahrscheinlich zu groß. Nach der Zugabe von Hydrogenkarbonat (+TIC) wurden außerdem Ausfällungen, wahrscheinlich von Eisenverbindungen, beobachtet, sodass trotz der im Vergleich zu Ulm et al.

(2018) deutlich verringerten Konzentration der  $\text{NaHCO}_3$ -Zugabe eine weitere Anpassung des Versuchsdesigns an das saure Milieu des Halbendorfer Sees notwendig ist.



**Abb. 5:** Primärproduktion gemessen nach 7 Tagen, links als  $^{14}\text{C}$ -Assimilation, rechts mit Sauerstoff-optoden. Inkubation bei Anzuchtbedingungen. Oben: absolute Werte. Unten: bezogen auf Chlorophyll a (extrahiert in Aceton).

### Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Wachstumsraten der Varianten nach Gabe von organisch gelöstem Kohlenstoff (Glucose) und anorganisch gelöstem Kohlenstoff ( $\text{NaHCO}_3$ ) bzw. ohne Kohlenstoffzugabe waren nur gering und je nach verwendetem Biomasseparameter sogar verschieden. Somit konnte nicht eindeutig bewiesen werden, dass *Autumnella lusatica* zur heterotrophen Lebensweise im Dunkeln befähigt ist. Die Messungen der  $^{14}\text{C}$ -Assimilation zeigten eine sehr hohe Affinität zur Aufnahme des angebotenen  $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ , was als Anpassung an die geringe C-Verfügbarkeit im sauren Milieu gewertet werden kann. Da die Kulturen jedoch nicht-axenisch waren, kann mit den hier angewandten Untersuchungsmethoden nicht abschließend geklärt werden, ob *A. lusatica* gelösten organischen Kohlenstoff direkt aufnehmen kann oder dieser indirekt mit Hilfe der Bakterien über kurzgeschlossene Kreisläufe bzw. symbiotische Beziehungen den Algen zugutekommt.

Die Lichtabhängigkeit des (autotrophen) Wachstums und der Photosynthese von *A. lusatica* konnte hingegen eindeutig belegt werden. Für die Aufklärung der offensichtlich hohen Anpassungsfähigkeit von *A. lusatica* an die geringe Kohlenstoffverfügbarkeit in sauren Tagebauseen und des Phänomens der hohen Biomassebildung sind weitere Untersuchungen, vor allem Kurzzeituntersuchungen mit anderem Methodenbesteck (z.B. Isotopenuntersuchungen, Aufnahmekinetiken) erforderlich, wobei

auch der Rolle der Bakterien und kurzgeschlossener Kreisläufe besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden sollte.

## Danksagung

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind Teil der Masterarbeit von Mihovil Turčinov und sind eingebettet in das Cluster „Signaturen stark gestörter Landschaften – am Fallbeispiel von Bergbau-landschaften“ der BTU Graduate Research School Cottbus–Senftenberg. 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 Krocke, Jörg Gelbrecht und Tobias Goldhamer 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. (eds.) 2004. 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 des sauren Braunkohlen-Tagebausees Halbendorf (Lausitz). Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2017 in Cottbus. Eigenverlag der DGL, Hardegsen: 86-91.
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2019): [ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/observations\\_germany/climate/daily/kl/](ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/observations_germany/climate/daily/kl/) (aufgerufen am 10.01.2019)
- Leßmann, D., Nixdorf, B. (2013): Phytoplankton. In: W. Geller, M. Schultze (Hrsg.), Acidic pit lakes. Springer-Verlag: 107-116.
- Nixdorf, B. & Rücker, J. (2018): Die Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. im Tagebausee Halbendorfer Badesee – erste Ergebnisse aus Produktionsuntersuchungen im Herbst 2017. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2017 in Cottbus. Eigenverlag der DGL, Hardegsen: 322-329.
- 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.
- Ulm, M. (2017): Wachstumsexperimente zum Mixotrophie-Potential der Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. in sauren Tagebauseen. Bachelorarbeit Lehrstuhl Gewässerschutz, BTU Cottbus-Senftenberg.
- 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. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2017 in Cottbus. Eigenverlag der DGL, Hardegsen: 482-488.
- Ulrich, S. & Röske, K. (2018): *Autumnella lusatica* gen. nov. and sp. nov. (Chlorophyta, Trebouxiophyceae), a new phytoplankton species in acidic lignite pit lakes. *Phycologia* 57: 251–261.
- 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.

## Taxonomic composition of ciliates in urban water bodies of Cologne

Anja Scherwajß, Stephan, Rickenberger, Julia Polke, Hartmut Arndt

Biozentrum, Institut für Zoologie, Allgemeine Ökologie, Universität zu Köln, Zülpicher Str. 47 B, 50674 Köln

Ciliates are a main component of the microbial web in aquatic habitats, as they consume prey in pico- and nanosize (e.g. bacteria, auto- and heterotrophic nanoflagellates) and serve themselves as food source for metazooplankton and other metazoa.

Several studies in the last decades have emphasized the role of these protozoa in standing waters of different morphology in Germany (e.g. Müller et al. 1989, Weisse et al. 1990, Arndt 1994). These investigations highlighted their ecological role and their biodiversity in standing waters, but were mostly done in natural lakes and ponds (e.g. Berninger et al. 1989, Carrias et al. 1998, Sonntag et al., 2006).

In the present study, the biodiversity of ciliates in artificial water bodies and ponds (e.g. gravel pit lakes and ponds in parks of the inner city of Cologne) with different hydromorphology and different anthropogenic influence has been analysed.

Individuals of five ciliate classes could be determined by the use of live observation, protargol staining and molecular methods, with 27 taxa in total. The correlation to biotic and abiotic factors showed a clear influence of chlorophyll (as indicator for phytoplankton occurrence) and oxygen availability.

In contrast to our hypothesis, the highest biodiversity was found in artificial ponds and lakes, whereas the highest abundances occurred in near-natural water bodies. Possible reasons for this will be discussed on the poster.

## Morphology, Systematics and Autecology of Choanoflagellates from the Atacama Desert

Sabine Schiwitz, Hartmut Arndt, Frank Nitsche

Institute for Zoology, Biocenter Cologne, University of Cologne, Zuelpicher Straße 47b, 50674 Cologne, Germany,  
[sschiwit@mail.uni-koeln.de](mailto:sschiwit@mail.uni-koeln.de)

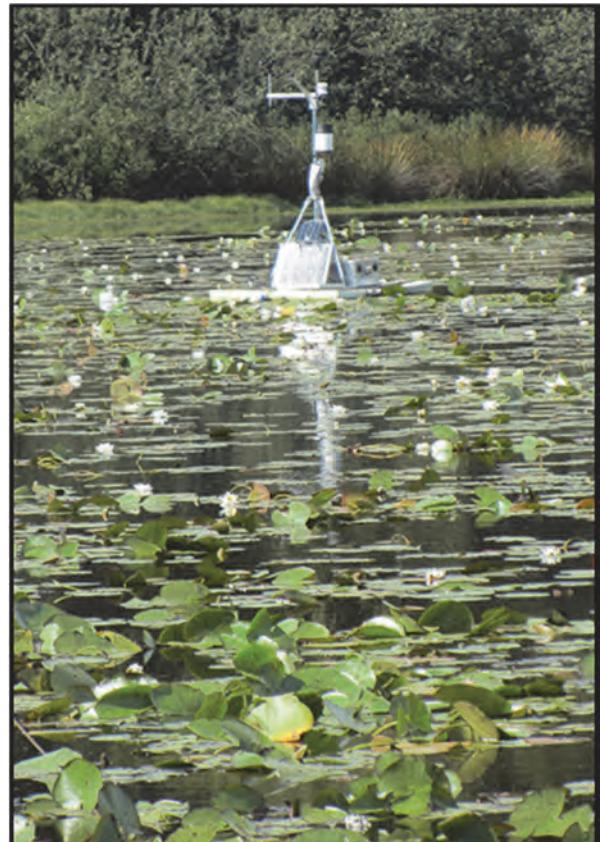
Heterotrophic protists are a diverse group of potentially fast evolving unicellular organisms and the most abundant eukaryotes on Earth. They play an essential role within the microbial food web in aquatic and terrestrial habitats. The small size and the possibility to form cysts enable them to survive also extreme environmental conditions. Regarding evolution, choanoflagellates have an outstanding position as they are the closest living unicellular relatives to metazoan in the eukaryotic supergroup Opisthokonta. Approximately 250 species of choanoflagellates are known from fresh to marine waters. Traditional taxonomy based on morphological characteristics of the external cell covering was misleading regarding monophyletic classifications. Due to recent higher level taxonomic revision choanoflagellates are divided into two major orders: the Craspedida and Acanthoecida. The latter is represented by a distinct morphological trait, the formation of a lorica, a siliceous basket-like covering. Recent studies suggest that the combination of phenotype, genotype and additional ecotype will refine modern taxonomy. By adding additional data, especially autecological information, the accuracy and stability of species definition is further amended, allowing the use of molecular data originating from metagenomic analysis regarding an ecological context. This study focused on the investigation of different choanoflagellate species from extreme saline conditions. Hypersaline endorheic basins, so-called salt flats, of the hyperarid Atacama Desert in Northern Chile provide a unique and intense environment for all organisms. Our study focused on isolated choanoflagellate species of different salt flats, investigating their morphological characters by light and electron microscopy, molecular marker genes and autecology. Especially the salinity tolerance plays a key role regarding evolutionary adaptations of choanoflagellates to strongly variable saline conditions. We revealed the existence of one new euryoecious nudiform acanthoecid species, which can survive both fresh waters and hypersaline conditions. In addition, we described four new craspedid species, highly adapted to the hypersaline environment. This work extends our knowledge on choanoflagellate phylogeny and also ecology.

## Makrophyten als Steuerungsfaktor des Kohlenstoffhaushaltes in flachen kleinen Seen?

Marcel Schmiedeskamp, Jasmin Gesing, Rebecca Pabst, 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

Aufgrund ihrer großen Anzahl sind kleine Binnengewässer ( $<1 \text{ km}^2$ ) eine wichtige Quelle für die Treibhausgase Kohlenstoffdioxid ( $\text{CO}_2$ ) und Methan ( $\text{CH}_4$ ) für die Atmosphäre. Ihre geringe Wassertiefe ermöglicht das großflächige Bewachsen dieser Seen durch emerse oder submerse Vegetation. Emerse Pflanzen wie *Nymphaea alba* besitzen ein Aerenchyma, welches zum einem Sauerstoff in das Sediment transportieren kann, auf der anderen Seite aber auch  $\text{CO}_2$  und  $\text{CH}_4$  an die Atmosphäre leiten kann. Methan wird hauptsächlich in den Sedimenten unter anaeroben Bedingungen gebildet, allerdings kann ein Teil des gelösten  $\text{CH}_4$  im Wasser oxidiert werden, bevor es in die Atmosphäre emittiert werden kann. Durch die Leitung durch Aerenchyma „entkommt“ das Methan der Oxidation, genauso wie bei der Methanblasenbildung. Auf der anderen Seite kann eine Einleitung von Sauerstoff die Methanproduktion reduzieren. Rosettenpflanzen verringern zudem den Sauerstoffgehalt im oberflächennahen Wasser durch der Verminderung des Austausch von Wasser und Luft sowie zusätzlich durch Lichtabschirmung, welche die Photosynthese unter den Rosettenpflanzen vermindert. In dieser Studie soll der Fokus darauf liegen, den Einfluss der emersen Makrophyten, insbesondere *Nymphaea alba*, zu quantifizieren und deren Anteil an der täglichen und saisonalen Variabilität von  $\text{CO}_2$  und  $\text{CH}_4$  in einem beispielhaften temperaten Flachsee im Nordwesten von Deutschland abzuschätzen. Zur Untersuchung maßen automatische Kammern mit NDIR  $\text{CO}_2$  Sensoren im Stundentakt kontinuierlich  $\text{CO}_2$ -Flüsse entlang eines Gradienten von Ufer zur Seemitte, welche mit Wetter und chemischen Parametern in Beziehung gesetzt wurden. Zusätzlich wurden manuelle Kammermessungen mit einem Los Gatos Research UGGA, USA durchgeführt. Signifikante räumliche und zeitliche Unterschiede der  $\text{CO}_2$ - und  $\text{CH}_4$ -Flüsse konnten bestimmt werden. Durch diese Studie war es möglich, den Einfluss der Vegetation abzuschätzen und somit deren Anteil am Kohlenstoffhaushalt zu bestimmen.



## **Bewertung des physiologischen und hygienischen Status von Bakterienbesiedlungen in anthropogen beeinflussten Grundwasserstandorten in den Halterner Sanden**

*Melanie Schneider<sup>1</sup>, Martin Böddeker<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Zum Kellerbach 46, 58239 Schwerte,  
melanie.schneider@wwu-labor.de

<sup>2</sup> Gelsenwasser AG, Willy-Brandt-Allee 26, 45891 Gelsenkirchen, martin.boeddeker@gelsenwasser.de

Eine ökosystemare Betrachtungsweise ist eine wesentliche Voraussetzung für die Beurteilung des guten Zustandes von Grundwässern sowie für die Entwicklung von Grundwasserschutzmaßnahmen. Die derzeitig praktizierten Klassifizierungsansätze und Beurteilungsgrundlagen beziehen sich sehr stark auf die hydrogeologische und chemische Beschaffenheit des Grundwassers, während ökologische Aspekte weitgehend fehlen (Preuß, 2004). Im Gegensatz zu dieser derzeitigen in Deutschland und anderen EU-Staaten praktizierten Reduzierung auf den „mengenmäßigen und chemischen guten Zustand“ des Grundwassers finden sich beispielsweise in der Schweiz bereits weitergehende Anforderungen. So definiert die Schweizerische Gewässerschutzverordnung von 1998 (GSchV) für das Grundwasser neben chemischen und mikrobiologischen auch ökologische Ziele an die Wasserqualität. Die Biozönose der unterirdischen Gewässer soll „naturnah und standortgerecht“ sein, sowie „typisch für nicht oder nur schwach belastete Gewässer“ (GSchV, 1998). Indikatoren für den hygienischen Zustand, wie sie aus der Trinkwasseruntersuchung übertragbar sind und wie sie bisher auch für Grundwasseruntersuchungen genutzt wurden, können zwar Hinweise auf fäkale Einträge geben, reichen jedoch für die Bewertung des ökologischen Zustandes nicht aus (VDG, 2005).

Ziel des von der GELSENWASSER AG und der WWU durchgeführten Projektteils im Verbundvorhaben GroundCare war daher die Charakterisierung und Bewertung des physiologischen und hygienischen Zustands von Bakterienbesiedlungen in anthropogen beeinflussten Grundwasserstandorten. Im Rahmen der Untersuchungen wurden außerdem die hierfür erforderlichen mikrobiologischen und molekularbiologischen Parameter und Methoden verifiziert und evaluiert. Als anthropogen beeinflusste Grundwassersituationen wurde am Verbundstandort Haltern ein Altstandort (ehemalige Sprengstofffabrik) ausgewählt, der erhebliche Bodenkontaminationen mit sprengstofftypischen Verbindungen aufweist und in dessen Grundwasserabstrom eine weiträumige Schadstofffahne aus sprengstofftypischen Verbindungen entstanden ist, die sich auf die Talsperre Haltern zubewegt. Die zweite Grundwassersituation ist ein Beispiel für eine intensive Bewirtschaftung des Grundwassers durch künstliche Grundwasseranreicherung. In der Wassergewinnung des Wasserwerks Haltern wird im Rahmen der Trinkwasserversorgung Oberflächenwasser der Talsperre Haltern über Versickerungsbecken in den Untergrund infiltriert.

### **Literatur**

- Preuß, G. (2004) Unvollständige Bewertungsrahmen für Grundwassersysteme. KA Abwasser Abfall 51, 826-827
- VDG (Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V., Hrsg.) (2005): Lebensraum Grundwasser. Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz Bd. 68, ISBN 3-937579-26-5, 2005

## **Untersuchung der Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktionen in kleinen Seen am Beispiel des Heideweihers und Erdfallsees im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“**

*Pia Scholten<sup>1</sup>, Dr. Klaus-Holger Knorr<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> WWU Münster, Landschaftsökologie, Heisenbergstraße 2, 48149 Münster, pia.scholten@uni-muenster.de

<sup>2</sup> WWU Münster, Landschaftsökologie, Heisenbergstraße 2, 48149 Münster, kh.knorr@uni-muenster.de

Grundwasserzuflüsse spielen eine entscheidende Rolle in der Wasser- und Stoffbilanz von Seen, oft werden diese jedoch vernachlässigt. Die Bestimmung von Grundwasserzuflüssen in Seen mit Radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) ist relativ neu. In dieser Studie wurde somit ein Methodenvergleich zwischen den Tracern  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{18}\text{O}$  und  $^2\text{H}$  durchgeführt. Zudem sollten Einflüsse des Grundwassers auf die Wasserchemie zweier Seen erfasst werden. Im Zuge von Messkampagnen im Juli und Oktober wurden an dem <1 m tiefen Heideweicher (1 ha) und <11 m tiefen Erdfallsee (5 ha) im NSG Heiliges Meer sedimentnah Wasserproben mit einem Wasserschöpfer entnommen und diese auf die oben genannten Tracer, Hauptionen und Nährstoffe untersucht. Auf Grund der Schichtungsverhältnisse, Konzentrationsänderungen der Tracer mit der Wassertiefe und der sedimentnahen Konzentrationen wurden mit Hilfe einer steady-state Radonmassenbilanz und einer non-steady-state Isotopenmassenbilanz die Grundwasserzuflussmengen in die Seen bestimmt. Das Ergebnis beider Methoden waren Grundwasserzuflüsse südwestlich des Heideweihers und im Erdfallsee hohe Grundwasserzuflüsse im Hypolimnion des Sees. Die Grundwasserzuflüsse korrelierten zudem mit Chlorid, Kohlenstoffdioxid und Sulfat, sodass eine signifikante Auswirkung des Grundwasserzuflusses auf die Stoffbilanz der beiden Seen wahrscheinlich ist. Beide Methoden liefern ähnliche Ergebnisse, wobei die Handhabung mit Radon eine wesentlich praktikablere Methode darstellte. Zudem ist die Grundwasserzuflussbestimmung mit  $^{18}\text{O}$  und  $^2\text{H}$  durch eine Vielzahl von zu treffenden Annahmen sehr fehleranfällig, sodass eine monatliche Probenahme nötig wäre. Letztlich scheint jedoch eine gemeinsame Betrachtung der Tracer gewinnbringend, da hierdurch eine Betrachtung sowohl kurzfristiger als auch langfristiger Grundwasserhältnisse sichtbar wird.

### **Literatur**

- Shaw, G.D., White, E.S., Gammons, C.H.: Characterizing groundwater-lake interactions and its impact on lake water quality. In: *Journal of Hydrology* 492, 69- 78 (2013)
- Rosenberry, D. O., Lewandowski, J., Meinikmann, K. & Nützmann, G.: Groundwater - the disregarded component in lake water and nutrient budgets. Part 1: effects of groundwater on hydrology. *Hydrol. Process.* 29, 2895–2921 (2015).
- Kluge, T. et al.: Localising and quantifying groundwater inflow into lakes using high-precision  $^{222}\text{Rn}$  profiles. *Journal of Hydrology* 450–451, 70–81 (2012).

## Antibiotika-Resistenzgene im Grundwasser

*Claudia Stange, Charlotte Schäfer, Anna-Lena Schneider, Andreas Tiehm*

DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), Abteilung Mikrobiologie und Molekularbiologie, Karlsruher Str. 84, 76139 Karlsruhe, claudia.stange@tzw.de

Die langjährige und umfangreiche Verwendung von Antibiotika hat die Bildung und Verbreitung von Antibiotika-resistenten Bakterien und Antibiotika-Resistenzgenen nicht nur im klinischen Bereich sondern auch in der aquatischen Umwelt begünstigt. Verschiedene Studien zeigen, dass Antibiotika-resistente Bakterien in klinischen und häuslichen Abwässern zu finden sind. Mit dem gereinigten Abwasser gelangen die resistenten Bakterien in die Oberflächenwasser und Grundwässer. Aus diesem Grund werden Antibiotika-Resistenzgene als neue Parameter zur Beurteilung der hygienischen Wasserqualität zunehmend in Monitoring-Programme aufgenommen.

Im Rahmen des BMBF-geförderten Projektes GroundCare wurden Grundwässer verschiedener Standorte molekularbiologisch auf das Vorkommen von neun Antibiotika-Resistenzgenen untersucht. Für die Nachweishäufigkeit der Antibiotika-Resistenzgene ergab sich folgende Reihenfolge: *tet(C)* (Tetracyclin-Resistenzgen) > *bla<sub>TEM</sub>* ( $\beta$ -Laktamase) / *aadA* (Aminoglykosid-Resistenzgen) > *sul1* (Sulfonamid-Resistenzgen) > *ermB* (Makrolid-Resistenzgen) > *sul2* (Sulfonamid-Resistenzgen) > *bla<sub>SHV</sub>* ( $\beta$ -Laktamase).

Das Trimethoprim-Resistenzgen *dfrA1* und das Tetracyclin-Resistenzgen *tet(K)* wurden in keiner der untersuchten Grundwasserproben nachgewiesen.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass Antibiotika-Resistenzgene nicht nur in Abwässern und Oberflächenwässern, sondern auch in Grundwässern weit verbreitet sind. Der molekularbiologische Nachweis von Antibiotika-Resistenzgenen ist ein wichtiges Werkzeug um die Datenbasis bezüglich Ihrer Relevanz in Grundwässer zu erweitern.

Diese Studie wurde im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes GroundCare (Förderkennzeichen 033W037B) im Rahmen von NaWaM - Nachhaltiges Wassermanagement und ReWaM - Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland - gefördert.

## **Erfassung des ökologischen Zustands von Grundwässern unter Flächen mit verschiedener Landnutzung**

*Anne Madeleine Trimbach<sup>1</sup>, Lucas Fillinger<sup>2</sup>, Christian Griebler<sup>2</sup>, Bernd Bendinger<sup>1</sup>*

<sup>1</sup>DVGW-Forschungsstelle TUHH, Technische Universität Hamburg, Am Schwarzenberg-Campus 3, 21073 Hamburg

<sup>2</sup>Helmholtz Zentrum München, Institut für Grundwasserökologie, Ingolstädter Landstraße 1, 85764 Neuherberg

Das Grundwasser, welches die wichtigste Trinkwasserressource in Deutschland darstellt, ist durch Schadstoffeinträge aus verschiedensten Quellen in seiner Qualität gefährdet. Ein wichtiger Aspekt hierbei ist die Art der Landnutzung. Neben der Bewertung des chemischen Zustands fehlten bislang standardisierte Indikatoren und Verfahren zur Bewertung und Überwachung des ökologischen Zustands von Grundwässern. Im Rahmen des BMBF-Verbundprojekts GroundCare wird zurzeit geprüft, welche mikrobiologischen Parameter eine Aussage über den ökologischen Zustand ermöglichen. Weiterhin soll untersucht werden, ob und in welcher Weise sich eine unterschiedliche Landnutzung auf die Mikrobiologie und den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) im Grundwasser auswirkt. Hierzu wurden 5 Brunnen (Forst) und jeweils 5 Grundwassermessstellen (Acker bzw. Grünland) im Fuhrberger Feld, Hannover beprobt. Neben chemisch-physikalischen Parametern wurden als biologische Parameter die Gesamtzahl an prokaryotischen Zellen (TCC), der Anteil intakter Zellen (ICC), sowie der Anteil großer Zellen mit viel DNA zu kleinen Zellen mit wenig DNA (HNA/LNA) mittels Durchflusszytometrie ermittelt. Die mikrobielle Aktivität im Grundwasser wurde als intrazellulärer ATP-Gehalt gemessen. Die Konzentration des assimilierbaren, organischen Kohlenstoffs (AOC) wurde als Maß für die biologisch verfügbare Energie bestimmt. Der DOC wurde mittels thermisch-katalytischer Oxidation quantifiziert und mit Gelpermeationschromatographie (LC-OCD) in seine Hauptfraktionen unterteilt.

Mit Hilfe einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) konnte gezeigt werden, dass sich die verschiedenen Landnutzungsformen am besten auf Basis der chemischen Zusammensetzung des Grundwassers unterscheiden lassen, wobei Ammonium, Eisen, DOC, AOC, Nitrat, Mangan und gelöster Sauerstoff den größten Einfluss hatten. Biologische Parameter (TCC, ATP, HNA/LNA, ICC) sowie die Anteile einzelner Kohlenstofffraktionen spielten für die Unterscheidung der Landnutzungsformen nur eine untergeordnete Rolle.

Obwohl die mikrobiologischen Parameter keinen großen Einfluss auf die Unterscheidung der Landnutzungsformen im Allgemeinen hatten, konnte mit Hilfe des B-A-E Index, der sich aus den Parametern Biomasse, Aktivität und Energie errechnet, für bestimmte Ackerland- (2 von 5) sowie Grünland-Proben (3 von 5) eine deutliche Beeinflussung, d.h. eine Abweichung von einem Referenzzustand festgestellt werden. Die Grundwässer unter dem Forst zeigten keine Anzeichen für eine Beeinflussung und stimmten mit dem naturnahen Referenzzustand überein.

Fazit: Anhand des B-A-E Index konnte für individuelle Grundwasserproben aus dem Bereich Acker und Grünland eine landnutzungsbedingte Abweichung des ökologischen Zustands von einem naturnahen Referenzzustand angezeigt werden. Aktuell laufen Arbeiten, um diese Ergebnisse anhand eines umfangreicheren Datensatzes zu verifizieren.

## **Urban Algae: Ecological Status and the Perception of Ecosystem Services of Urban Ponds**

*Sonia Herrero<sup>1</sup>, Cleo Stratmann<sup>2</sup>, Susanne Stephan<sup>3</sup>, Mandy Velthuis<sup>4</sup>*

<sup>1</sup> Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), Department of Experimental Limnology, 16775 Stechlin, Germany. [herrero@igb-berlin.de](mailto:herrero@igb-berlin.de)

<sup>2</sup> Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW), Department of Aquatic Ecology, P. O. box 50, 6700 AB Wageningen, The Netherlands. [C.Stratmann@nioo.knaw.nl](mailto:C.Stratmann@nioo.knaw.nl)

<sup>3</sup> Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), Department of Experimental Limnology, 16775 Stechlin, Germany. [s.stephan@igb-berlin.de](mailto:s.stephan@igb-berlin.de)

<sup>4</sup> Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Department of Ecosystem research, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, Germany; Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW), Department of Aquatic Ecology, P. O. Box 50, 6700 AB Wageningen, The Netherlands. [velthuis@igb-berlin.de](mailto:velthuis@igb-berlin.de)

The 2nd Collaborative European Freshwater Science Project for Young Researchers ("FreshProject"), a joint initiative by the European Federation of Freshwater Sciences (EFFS) board, the European Fresh and Young Researchers (EFYR) and representatives of the Fresh Blood for Fresh Water (FBFW) meetings, awarded the project *Urban Algae* in March 2018. This project addresses the ecological status of urban ponds and the societal perception of their ecosystem services, while simultaneously increasing the interactions and collaborations among young freshwater researchers across Europe.

The concept of ecosystem services is a widely used tool, which shows how important ecosystems like urban ponds are to society. However, the citizens' perspective of urban ponds varies for different ecosystem services. Ecosystem services are often dependent on and affected by the ecosystem functioning of the ponds. Primary producers are key players in aquatic ecosystem functioning (nutrient recycling, carbon sequestration). In urban environments, primary producers are however influenced by multiple stressors, and as a consequence the community structure and diversity of these producers varies drastically. In turn, the community of primary producers can have repercussions for both the ecosystem functioning and ecosystem services. Thus, citizen perception of urban ponds may be used as a quality indicator.

We hypothesize that a good ecological status of urban ponds' water will be reflected in the perception of the public by a high valuation of ecosystem services. This project will merge citizens' perception and urban ecology along an urbanization and latitudinal gradient across Europe. For this purpose ca. 30 teams from multiple locations across Europe will sample urban ponds to determine the ecological status and perform citizen surveys based on images of the studied ponds. The outcomes can then be used to disentangle the relationships between ecological status and perception of the public of urban ponds. In the light of increasing urbanization, the development of tools for stakeholders for the effective and efficient management of urban ponds is important. With the *Urban Algae* project, we contribute knowledge to this field and simultaneously foster the interdisciplinary collaboration between young scientists in Europe.

## Mikroplastik in Talsperren und Stauhaltungen – Verteilung und Einflüsse auf Transport und Sinkverhalten

Rico Leiser, Katrin Wendt-Pothoff<sup>1</sup>

TU UFZ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Seenforschung, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg,  
rico.leiser@ufz.de, katrin.wendt-pothoff@ufz.de

Die Konzentrationen von Mikroplastik in Flüssen zeigen, dass es entlang der Flussläufe neben Quellen auch Senken geben muss. Wichtige und bisher wenig untersuchte Kompartimente des Gewässersystems sind Talsperren und Stauhaltungen, in welchen aufgrund der reduzierten Fließgeschwindigkeit verstärkt Mikroplastikpartikel sedimentieren können. Auf dem Plastik wachsende Biofilme und Mineralausfällungen infolge geochemischer Prozesse könnten physikalische Parameter wie etwa die Dichte der Partikel beeinflussen. Diese Veränderungen haben Auswirkungen auf die Schwimmfähigkeit der Partikel und damit auch auf den Transport und die Sedimentationsraten der Polymere. Weiterhin ist noch unbekannt, welche Auswirkungen diese mit Biofilm bewachsenen Plastikpartikel auf höhere trophische Ebenen haben.

Im Verbundprojekt MikroPlaTaS, gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), sollen drei Brauchwasser-Talsperren in Sachsen (Bautzen, Quitzdorf und Malter), Stauhaltungen an der Lippe und Ems sowie die ehemaligen Rieselfelder von Münster als potentielle Senken von Mikroplastik untersucht werden. Neben der Konzentration und Zusammensetzung von Polymeren in Wasser bzw. im Sediment werden auch der Einfluss der Polymerbeschaffenheit auf die Bildung von Biofilmen sowie deren Auswirkungen auf benthische Organismen untersucht.

Im Mai und Juni 2018 werden zunächst Transektproben aus Sedimenten und Wassersäule entnommen. Ziel ist unter anderem, die jeweilige Belastung mit Plastik sowie dessen Sedimentationsrate und räumliche Verteilung zu dokumentieren. Dabei sollen die jeweils typische physikalische Beschaffenheit und mikrobielle Biomasse ermittelt werden.

In einem weiteren Arbeitspaket wird untersucht, welchen Einfluss mikrobielle Biofilme und die Ausfällung von Eisen- und Manganoxiden auf das Sinkverhalten der Polymerpartikel haben. Dazu werden spezifisch leichte (Polyethylen, Polypropylen) und schwere (z. B. Polyethylenterephthalat) Polymere unter kontrollierten Bedingungen wie dem Wechseln von Licht und Dunkelheit aber auch oxischen/anoxischen Konditionen ausgesetzt. Anschließend wird ihr Sinkverhalten bestimmt. Dies soll Aufschluss darüber geben, welche Mechanismen den Transport von Polymerpartikeln in Staudämmen bestimmen. Ein besonderes Augenmerk wird dabei auf den Einfluss anaerober eisenreduzierender Mikroorganismen und die extrazelluläre polymere organische Substanz gelegt.

## Versuche zur direkten Abundanzbestimmung von Protisten im Durchfluss

Johannes Werner, Tobias Romankiewicz, Hartmut Arndt

Universität zu Köln, Institut für Zoologie, Allgemeine Ökologie, Zülpicher Straße 47b, 50674 Köln,  
jwerner8@mail.uni-koeln.de

Die Notwendigkeit, die Abundanz von Protisten zu bestimmen, ist in vielen experimentellen Untersuchungen offensichtlich. Aber bis jetzt gibt es nur wenige effiziente und zugleich kostengünstige Methoden, um die 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, zuverlässig Protisten detektiert und eine kontinuierliche Abundanzzählung ermöglicht. Die Vorteile moderner Techniken der Durchflusszytometrie zu den klassischen Methoden der manuellen Zählung von Organismen sind 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. Die Bild- und Videoonalyse wird immer einfacher und gewinnt an Bedeutung, vor allem infolge von Fortschritten und der preiswerten Produktion von Mikroskopkameras. In unserer Studie wurden Chemostaten mit *Ochromonas danica* über eine automatische Registrierung analysiert. Das zu untersuchende Videomaterial 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.

# Wie findet man Wasser in Wasser? – Ein Methodenkanon zur Detektion von Eintragspfaden und immissionsbürtigen Wasserinhaltsstoffen in Seen mit Schwerpunkt der Grundwasserdetektion

Thomas Wolf<sup>1</sup>, Ronja Ebner<sup>1</sup>, Ben Gilfedder<sup>3</sup>, Catharina Keim<sup>3</sup>, Franziska Pöschke<sup>1</sup>, Thomas Pflugbeil,<sup>2</sup> Vera Winde<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Institut für Seenforschung, Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, thomas.wolf@lubw.bwl.de, ronja.ebner@lubw.bwl.de, franziska.poescake@lubw.bwl.de, vera.winde@lubw.bwl.de

<sup>2</sup> Technische Universität München, Ingenieurfakultät Bau Geo Umwelt, Arcisstraße 21, 80333 München, thomas.pflugbeil@tum.de

<sup>3</sup> Limnologische Forschungsstation Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth, benjamin-silas.gilfedder@uni-bayreuth.de, catharina.keim@uni-bayreuth.de

Das **ReWaM-Verbundprojekt SeeZeichen** (Förderkennzeichen 02WRM1365) beschäftigt sich mit verschiedenen **Eintragspfaden** (Grundwasser, Flusswasserfahnen, oberflächliche Einträge) und deren Einfluss auf die Gewässerqualität in Seen – speziell im **Bodensee, Ammersee und Steißlinger See**. Ein Schwerpunkt des Projektes ist die Identifizierung, Lokalisierung und Quantifizierung von **Grundwasserzutritten** in diesen drei Seen. Diese Suche nach Grundwasser wird in Seen durch verschiedene Faktoren erschwert – so z.B. durch meist diffuse, über große Areale verteilte Grundwasserzuflüsse geringer Quantität und deren schnelle Vermischung mit dem Seewasserkörper aufgrund der zeitlich und räumlich hochvariablen Strömungs- und Turbulenzfelder in Seen.

Um Grundwasser – aber auch andere über verschiedene Eintragspfade in den See eingebrachte Wasserkörper – zu detektieren, werden daher unterschiedliche Messtechniken, Auswertekonzepte und die synergistische Betrachtungen von Messdaten und räumlich hochauflösten 3-dim hydrodynamischen numerischen Modellen miteinander kombiniert.

Exemplarisch wird das **Grundwasserexfiltrationsgebiet Mehrerau** in der Bregenzer Bucht des Bodensees betrachtet. In diesem Bereich tritt Grundwasser aus der quartären Rinne des Alpenrheins in den Bodensee ein. Im Zutrittsgebiet mischen sich dabei Wässer von vier unterschiedlichen endmembers – dem Bodensee selber, den zwei Flüssen Bregenzer Ach und Alpenrhein sowie das Grundwasser selber. Unter diesen komplexen Mischungsverhältnissen gestaltet sich die Grundwasserdetektion und – quantifizierung schwierig. Um qualitative wie quantitative Aussagen ableiten zu können, werden mit Multiparametersonden aufgenommen **Vertikalprofile auf Anomalien untersucht**. Gleichzeitig werden die physikalischen, chemischen und isotopenanalytischen Befunde aus der Analyse der Wasserproben mit Hilfe von Mischungsdiagrammen und **multivariaten statistischen Methoden semi-quantitativ** ausgewertet. Eine **quantitative Analyse** der wirklichen Mischungsverhältnisse wird dann mit einer **inversen Simulation mit PHREEQC** vorgenommen. Mit Hilfe der Methodentoolbox Grundwasser und dem vorgestellten Methodenkanon können selbst unter **sehr komplexen Mischungsverhältnissen** Grundwasserzutritte detektiert und Mischungsverhältnisse quantifiziert werden. Die Methodik ist aber auch auf andere Eintragspfade – wie zum Beispiel die Detektion von Flusswasserfahnen – übertragbar.

## Umsetzung der EG-WRRL im Gewässer Bever

Philipp Wysocki, Elisabeth I. Meyer

WWU Münster, Abteilung für Limnologie, Hüfferstraße 1, 48149 Münster, p\_wyso01@uni-muenster.de

Die Bever, ein sand- und lehmgeprägter Tieflandfluss (LAWA-Typ 15) des östlichen Münsterlandes, ist der HMWB-Fallgruppe “Tieflandfluss mit Landentwässerung und Hochwasserschutz“ zugeordnet. Der zugehörige Umsetzungsfahrplan für den Bewirtschaftungszyklus 2016-2021 sieht eine Entnahme mehrerer Querbauwerke vor, um das ökologische Potential zu verbessern. Im Rahmen von Abschluss- und Projektarbeiten haben wir in Zusammenarbeit mit den zuständigen Behörden und dem planenden Ingenieurbüro den Zustand der Bever an Hand unterschiedlicher Qualitätskomponenten bestimmt. Es wurden Gewässerstrukturgüte, Abiotik, Makrozoobenthos und die Fischfauna bewertet, des Weiteren wurden hydraulische Berechnungen und Simulationen an einigen Querbauwerken durchgeführt. An mehreren Querbauwerken unterschiedlichen Typs wurde so die Grundlage für ein Monitoring der Erfolge dieser Maßnahmen geschaffen. Die Ergebnisse zeigen einen Handlungsbedarf vor allem im Hinblick auf strukturelle Verbesserungen, was die Entnahme der Querbauwerke als wichtige Maßnahme bestätigt. Ein bereits renaturierter Abschnitt, der als Strahlursprung dienen soll, zeigt allerdings bisher ebenfalls kein gutes ökologisches Potential. Weitere geplante Untersuchungen ab Sommer 2018 werden aufzeigen, ob die geplanten Umbauten die gewünschten Verbesserungen im Hinblick auf biologische Qualitätskomponenten erbringen.



## Abundance of *Legionella* in wastewater treated with different wastewater treatment technologies

Yingyun Zhang<sup>1</sup>, Ellen Tijssse-Klasen<sup>1</sup>, Conny Rosengarten<sup>2</sup>, & Ute Hansen<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Hochschule Rhein-Waal, Fakultät Kommunikation und Umwelt, Friedrich-Heinrich-Allee 25, 47475 Kamp-Lintfort, Germany, correspondence to: ute.hansen@hsrw.eu

<sup>2</sup> LINEG Zentrallabor, Grafschafter Straße 251, 47443 Moers

**Keywords:** *Legionella*, wastewater, ISO 11731, AWAREGIO

### Introduction

Several legionellosis outbreaks were associated with spreads of aerosolized wastewater contaminated with *legionella* bacteria, especially with *Legionella pneumophila* (reviewed by van Heijnsbergen et al. 2015). Two types of legionellosis are known, Legionnaires' disease and Pontiac fever. Pontiac fever is a flu-like non-fatal disease whereas Legionnaires' disease is an atypical pneumonia which can lead to death. Infections with Legionnaires' disease due to inhalation of aerosols contaminated with *Legionella* are a severe health risk for elderly and patients with impaired immune system (Steinert et. al. 2002).

The Regulation on Minimum Requirements for Water Reuse proposed by the European Commission (European Commission 2018) therefore foresees that irrigation of crops with reclaimed wastewater in greenhouses should be permitted only under the precondition that the *Legionella spp.* concentration is below 1000 cfu/l (European Commission 2018a). This threshold has to be met only if the irrigation method chosen can be assumed to lead to aerosol formation. Further details on the EU-Regulation are given in Belló & Hansen (2019, this issue).

Reclaimed wastewater to be used for agricultural irrigation is urban wastewater treated in a conventional wastewater treatment plant, and, in addition, in a reclamation plant. Water suitable for reuse has to meet the bacteriological and chemical quality requirements set in the Regulation when it leaves the reclamation plant. Several disinfection techniques for treated wastewater are available and applicable. According to experts, ultra-filtration is an efficient way to exclude bacteria and other pathogenic organisms from treated wastewater, other applicable disinfection techniques are based on UV radiation and ozone treatment (Umweltbundesamt 2016).

The aim of the study reported here was to determine the concentration of *Legionella spp.* bacteria in wastewater before and after treatment in a conventional wastewater treatment plant and in wastewater treated with several treatment techniques, such as soil filtration, UV radiation, ultra-filtration and reverse osmosis. The water qualities were provided by the AWAREGIO project ([www.awaregio.net](http://www.awaregio.net) – BMBF Project „Abwasserreinigungsverfahren im regionalen Strukturwandel“) and have been investigated regarding their *Legionella* load. The examination procedures followed the reference method for the enumeration of *Legionella spp.* in drinking water, wastewater and surface water described in ISO 11731 (ISO 2017).

## Material and Methods

Wastewater samples contain extremely high concentrations of interfering microorganisms. Therefore, according to ISO 11731 (ISO 2017), acid pretreatment at pH 2.2 was applied to the water samples in order to reduce the effect of interfering bacteria on the results and to allow a more accurate enumeration of the *Legionella spp.* concentration.

### Procedure

Resuspension of particulates in the sample was the first step of the lab work necessary because of the sedimentation during transport. For the acid treatment, 1 ml of water sample was added to 9 ml of HCl/KCl buffer in a centrifuge tube, mixed well and left for 5 minutes.



**Fig. 1:** Principle of *Legionella spp.* identification: *Legionella* bacteria grow on media supplemented with cysteine (right) but not on control medium without cysteine (left).

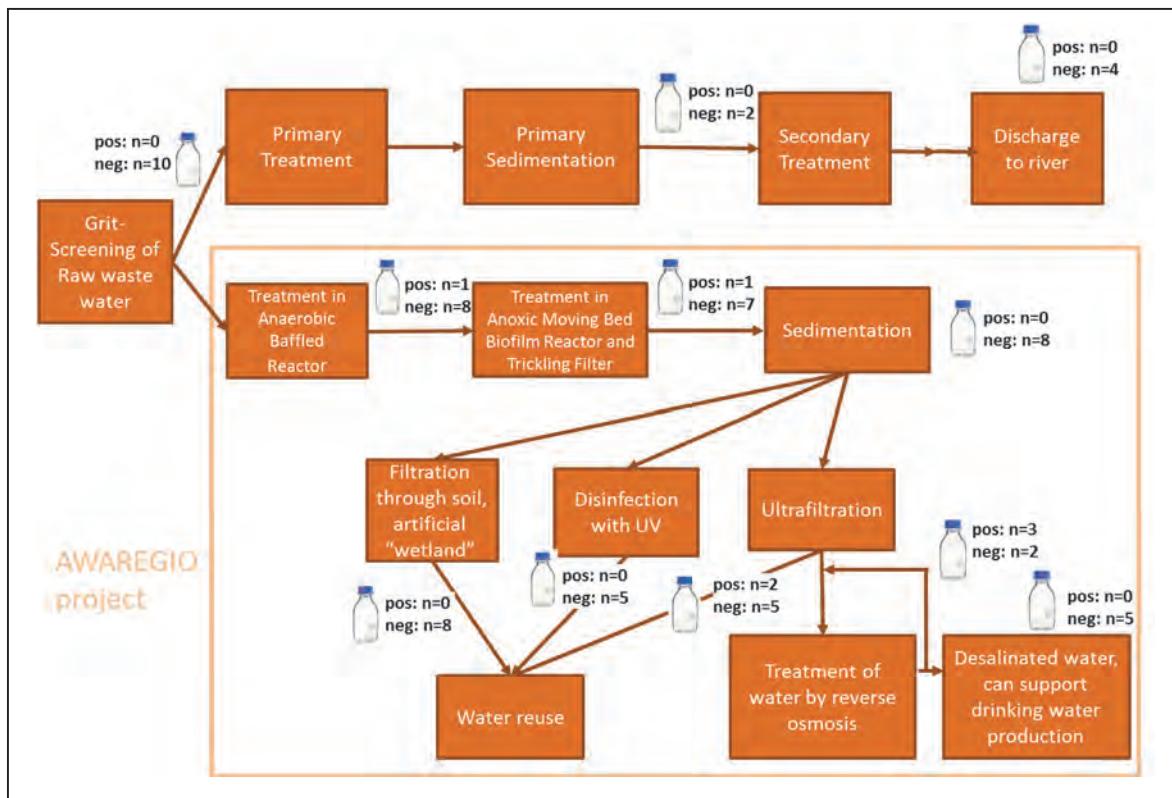
Subsequently, 0,1 ml or 0,5 ml of the mixture in the centrifuge tube were transferred to buffered charcoal yeast extract agar supplemented with glycine, vancomycin, polymyxin and other compounds (GVPC agar plates), a medium containing cysteine. The inoculum was spread evenly with a spatula and then the culture agar plates were incubated at 36°C for 7 days in a humidified atmosphere (ISO, 2017).

### Sub-culturing and Evaluation

Throughout the incubation period, plates were evaluated for growth on the third, fifth and seventh day in order to identify colonies that could be *Legionella*. If there are colonies which seem to be *Legionella*, the suspected colonies had to be cultivated on GVPC agar and Columbia blood agar, an agar that is a cysteine-free culture medium. The sub-cultured agar plates were incubated at 36°C for 48 hours. The reason why *Legionella* bacteria are evaluated on two different types of agar plates is that only the colonies growing on GVPC agar but not on cysteine-free medium are confirmed to be *Legionella* (see Fig.1). The specificity of the test was checked with a purchased positive control. For negative controls sterile tap water was used.

### Sampling

The samples of raw and treated wastewater were taken from the conventional wastewater treatment plant Moers-Gerdt, Germany, and the installations of the AWAREGIO project using the same raw wastewater as input. Samples were taken in sterile bottles on 10 days between the 19th of April and the 26th of June 2018 from sampling sites differing in pre-treatment as indicated in Fig. 2. They were transported to the lab in a cooled container and plated out as described above on the same day.



**Fig. 2:** Numbers of water samples tested negative (neg.) or positive (pos.) for *Legionella spp.* using the cultivation method. The boxes give the respective wastewater treatment processes, where the upper sequence reflects treatment of urban wastewater in the conventional wastewater treatment plant. The anaerobe reactor and the subsequent treatment and disinfection devices were part of the AWAREGIO-project.

## Results

None of the ten samples taken from raw wastewater was tested positive for a contamination with *Legionella spp.* (Fig. 2). The same was found for both, the effluent of the conventional wastewater treatment plant and wastewater leaving primary sedimentation. Wastewater treated in the anaerobic reactor of the AWAREGIO installations showed one positive result, whereas in other eight samples no indication for *Legionella spp.* was found. Water leaving the Moving Bed Biofilm Reactor and trickling filter revealed one positive out of eight samples.

Treated wastewater leaving the sedimentation tank of the AWAREGIO installations and subsequently disinfected using ultrafiltration showed in two out of seven cases contamination with *Legionella spp.* A part of the water leaving the ultrafiltration device was diverted to reverse osmosis (RO). All samples of the RO-filtrate were negative for *Legionella spp.*, whereas three of the five samples taken from the open container storing the retentate of reverse osmosis were found to be contaminated with this bacterium. Disinfection with ultraviolet radiation revealed a water quality negative for *Legionella spp.* but with indications for the presence of *Pseudomonas aeruginosa*. For the effluent of the soil filter simulating water treatment by natural wetlands no indication for contamination with *Legionella spp.* was found.

## Discussion

The study aimed at improving the knowledge status regarding the presence of *Legionella spp.* bacteria in raw and treated urban wastewater in the context of actual attempts to re-use treated wastewater for agricultural irrigation.

### ***Presence of Legionella spp. and conventional wastewater treatment***

According to the data shown in Fig. 2, neither in raw wastewater nor in the wastewater treatment plant effluent *Legionella spp.* could be isolated using the standard cultivation method described above. It seems as if *Legionella spp.* was not a common, highly abundant component of microbial communities in the investigated wastewater during the sampling period. This could have been due to the fact that the conditions required for substantial growth of *Legionella* (high load of proteins combined with high temperature) were not met in the wastewater of the respective wastewater treatment plant. Chemical or biological factors inhibiting growth, such as disinfectants or other species with higher competitive strength might explain this result as well. But, there are other explanations for these results, e.g. that the standard cultivation method for *Legionella spp.* might not have been suitable to detect viable *Legionella* cells present in the wastewater sample. The methodological challenge of the investigating *Legionella* bacteria in wastewater and assessing the risk to human health has been pointed out by several authors (for example Caicedo et al. 2016, LANUV 2016, van Heijnsbergen et al. 2015) and is beyond the scope of the study presented here.

### ***Re-contamination of disinfected wastewater***

The fact that *Legionella spp.* was found in wastewater disinfected using the efficient ultrafiltration technique and subsequently stored in a container suggests that microbiologically safe treated “re-claimed” wastewater can easily be re-contaminated with pathogenic bacteria. Bacteria of the genus *Legionella* are ubiquitous, living in biofilms in soil, surface water, puddles and other small fresh water reservoirs (van Heijnsbergen et al. 2015). Thus, bacterial re-contamination of wastewater treated in reclamation plants and stored before it is used for agricultural irrigation seems to be unavoidable. A fast re-contamination of wastewater treated in a blackwater reuse treatment plant where the bacteria load was efficiently minimized by filtration has been reported by Whitton et al. (2018).

Reclaimed wastewater would have to meet the set quality requirements (European Commission 2018a) when leaving the reclamation plant, whereas the quality of stored irrigation water is not covered by the proposed EU-legislation. Reclaimed water may still contain considerable amounts of organic substance such as peptides supporting, together with high temperatures, the growth of *Legionella* bacteria, if water is stored for days before it is used for irrigation. Anyway, the low number of samples analyzed in the study presented here does not allow drawing clear conclusions regarding the legionellosis risk to human health related to water reuse.

Future investigations should elucidate how to deal with the bacteriological risk due to water reuse and reveal specific guidance on the risk assessment procedure authorities are obliged to perform before a reclamation plant gets the permission to distribute reused water for irrigation. Future research might also tackle the impact of other microorganisms on the growth of *Legionella*. All samples taken from the soil filter effluent were tested negative for *Legionella spp.* as well as all other samples with strong growth of other bacteria. It might be an interesting question whether disinfection techniques disturbing the rich bacteria communities in the wastewater may promote the growth of potentially pathogenic *Legionella spp.* bacteria.

## Acknowledgement

The experiment has been performed during a student's BSc thesis project. The support provided by the LINEG (Linksniederrheinische Entwässerungsgenossenschaft), especially by J. Kieseler and Dr. U. Wingen, and the AWAREGIO-Project consortium is gratefully acknowledged by the authors.

## Reference

- Belló, N., Hansen, U. (2019) Introduction to the proposed EU Regulation on Minimum Requirements for Water Reuse. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2018 (Kamp-Lintfort), Weißensee Verlag: in diesem Band.
- Caicedo, C., Beutel, S., Schaper, T., Rosenwinkel, K.H., Nogueira, R. (2016) Occurrence of *Legionella* in wastewater treatment plants linked to wastewater characteristics. Environmental Science and Pollution Research 23:16873-16881.
- European Commission (2018): Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on minimum requirements for water reuse, 28 May 2018, COM(2018) 337 final.
- European Commission (2018a): Annexes to the Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on minimum requirements for water reuse, 28 May 2018, COM(2018) 337 final.
- ISO 11731 (2017): Water quality – Enumeration of *Legionella*: International Organization for Standardization.
- LANUV (2016) Vorkommen und Bewertung von Legionellen in Abwasser-, Oberflächenwasser- und Kühlwasser-Proben aus Nordrhein-Westfalen. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein Westfalen.
- Steinert, M., Hentschel, U., & Hacker, J. (2002): *Legionella pneumophila*: an aquatic microbe goes astray. FEMS microbiology reviews, 26(2), 149-162.
- Umweltbundesamt (2016): Rahmenbedingungen für die umweltgerechte Nutzung von behandeltem Abwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung. Dessau-Roßlau, Germany: Umweltbundesamt.
- van Heijnsbergen, E., Schalk, J.A., Euser, S.M., Brandsema, P.S., den Boer, J.W., de Roda Husman, A.M. (2015) Confirmed and Potential Sources of *Legionella* Reviewed. Environmental Science and Technology 49(8):4797-815.
- Whitton, R., Fane, S., Jarvis, P., Tupper, M., Raffin, M. (2018) Flow cytometry-based evaluation of the bacterial removal efficiency of a blackwater reuse treatment plant and the microbiological changes in the associated non-potable distribution network. Science of the Total Environment 645:1620-1629.





