Gewinner und Verlierer in der bayerischen Flora und Fauna in den letzten 50 Jahren: Aquatische Organismen

Jürgen Geist

Zusammenfassung

Die Struktur und Qualität bayerischer Gewässerökosysteme unterlag in den letzten Jahrzehnten starken Veränderungen. Viele ursprünglich nährstoffarme (oligotrophe) Seen sind nach einer Phase der starken Eutrophierung inzwischen wieder nahe dem natürlichen Zustand. Fließgewässer, die durch menschliche Eingriffe besonders starken strukturellen Veränderungen unterliegen, werden zunehmend renaturiert. Dennoch setzt sich der Trend des Rückgangs vieler aquatischer Arten, insbesondere der strömungsliebenden Spezialisten in Fließgewässern, ungebrochen fort. In diesem Beitrag werden anhand konkreter Beispiele die Faktoren erörtert, die zum Rückgang bzw. zur Ausbreitung aquatischer Arten beitragen. Oftmals führt das Zusammenspiel deterministischer Faktoren und stochastischer Prozesse zu einem Aussterbestrudel, von dem sich Populationen und Arten bei zu geringen Dichten nicht mehr selbst erholen können (Allee-Effekte). In Gewässerökosystemen sind besonders die Faktoren Übernutzung, Verschmutzung, Habitatveränderung und -fragmentierung sowie Veränderungen im Abflussregime, die Ausbreitung von invasiven Arten und der Klimawandel für den Rückgang der Biodiversität verantwortlich.

Global unterliegen aquatische Ökosysteme einem starken Wandel ihrer Biozönosen und vielerorts entstehen neuartige Lebensgemeinschaften mit einem hohen Anteil von Generalisten, in denen ursprünglich heimische Arten durch gebietsfremde »Aliens« ersetzt werden. Effektive Schutzstrategien beruhen oftmals auf dem Versuch der statischen Wiederherstellung von Referenzzuständen, die der reellen Situation nur teilweise gerecht werden.

Summary

Winners and losers in the Bavarian flora and fauna over the last 50 years: aquatic organisms

Aquatic ecosystems in Bavaria have been subject to pronounced changes over the last decades. After a phase of eutrophication, many of the originally oligotrophic lakes have returned to their original status. Stream and river ecosystems which have been most strongly affected by anthropogenic structural modifications are being restored. Still, the decline of many aquatic species, particularly of rheophilic specialists, continues. This contribution will introduce and illustrate the factors which govern the decline or increase in populations of aquatic species, using concrete examples. Often, it is the interaction between deterministic and stochastic factors which results in an extinction vortex from which populations and species cannot recover by themselves once very low population densities are reached (Allee-effects). Globally, the factors overexploitation, pollution, habitat change and fragmentation, as well as changes in natural flow regimes, invasions by non-native species, and climate change are considered the main factors for biodiversity decline.

Worldwide, aquatic ecosystems face intense changes in their biological communities, with formation of novel community structures comprising a high proportion of non-native generalist species which increasingly replace native taxa. Restoration measures often still focus on restoring static reference conditions instead of addressing process conservation.

✉ Geist, Jürgen, Prof. Dr., Technische Universität München, Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Mühlenweg 22, 85354 Freising; geist@wzw.tum.de

Rundgespräche der Kommission für Ökologie, Bd. 44 »Wie viel Wissenschaft braucht der Naturschutz?«, S. 53–66.
© 2016 by Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München – ISSN 2366-2875 – ISBN 978-3-89937-200-7

Einführung

Aquatische Ökosysteme zählen zu den vielfältigsten Ökosystemtypen mit einer besonderen Bedeutung für die Biodiversität. Trotz umfangreicher Bemühungen für den Gewässerschutz schreitet der Rückgang aquatischer Arten besonders stark voran (Dudgeon 2010, Geist 2011). Betrachtet man beispielsweise für den Zeitraum von 2007 bis 2012 den Status von Arten in unterschiedlichen Ökosystemtypen, wie sie nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) eingeteilt werden, und addiert man die Werte der beiden »ungünstigen« Kategorien (unzureichend und schlecht), so zeigt sich, dass Flüsse und Seen besonders betroffen sind (Abb. 1, EEA 2015). Dies ist ein Hinweis darauf, dass gerade Süßgewässer vom Rückgang der Biodiversität besonders stark bedroht sind. Legt man zusätzlich die Kriterien der IUCN zugrunde (IUCN 2012), so führen auch hier die Süßwassermuscheln, die Süßwasserkrebse, die Steinfliegen (die ein bestimmtes Entwicklungsstadium in Fließgewässern durchlaufen), die Süßwasserfische und die Amphibien die Liste derjenigen taxonomischen Gruppen mit einem besonders hohen Anteil (> 35 %) in den Gefährdungskategorien an. Arten, die in der öffentlichen Wahrnehmung weit populärer sind und deren Schutz weit stärkere Beachtung findet, wie Säugetiere und Vögel, liegen mit 16 bzw. 14 % in diesen Gefährdungskategorien und sind in der Summe weniger gefährdet als viele aquatische Gruppen. Besonders Süßgewässerökosysteme, vor allem Fließgewässer, sind vom Rückgang der Arten betroffen. Neben der Ebene der Arten müssen auch die Diversität der Ökosysteme und Habitate, der Lebensgemeinschaften sowie die innerartliche, genetische und funktionelle Diversität beachtet werden. In der Natur- und Artenschutzpraxis bildet jedoch die Ebene der Arten derzeit den wesentlichen operationellen Ansatzpunkt.

Status der Süßwassertiergruppen in Bayern

Fische

Von den 79 ursprünglich in bayerischen Gewässern vorkommenden Fischarten sind 64 (81 %) auch heute noch vorzufinden (Schubert et al. 2013), allerdings ist mit 77 % der Großteil der heimischen Fischarten in der Roten Liste gefährdeter Tierarten Bayerns aufgeführt (LfU 2003). Praktisch alle Langdistanz-Wanderfische sind in Bayern ausgestorben, mit einer Ausnahme, dem Europäischen Aal (*Anguilla anguilla*), der natürlicherweise im Main- und im Elbe-Einzugsgebiet vorkommt und dort über Besatz mit Juvenilstadien deutlich gefördert wird. Viele weitere Arten sind vom Aussterben bedroht, wie Sterlet (*Acipenser ruthenus*),

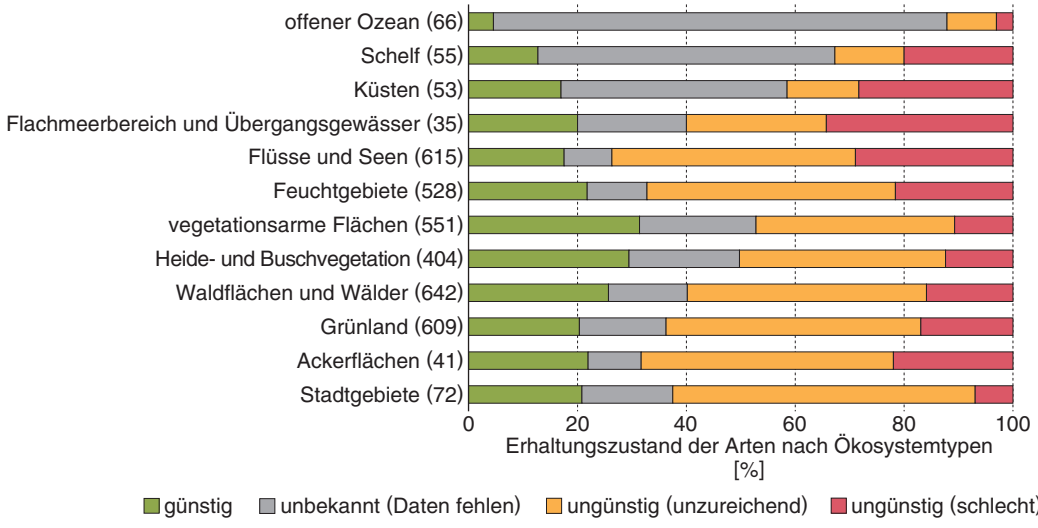


Abb. 1. Erhaltungszustand der Arten nach Ökosystemtypen (Anzahl der Bewertungen in Klammern) aus dem Bericht nach Art. 17 der Habitat-Richtlinie für die Jahre 2007–2012. – EEA (2015), ergänzt.



Abb. 2. Beispiele für Gewinner (links) und Verlierer (rechts) der bayerischen Fischfauna in den letzten Jahrzehnten; links: die beiden invasiven Grundelarten Kesslergrundel (*Ponticola kessleri*, **a**) und Schwarzmaulgrundel (*Neogobius melanostomus*, **b**) sowie der Europäische Wels (*Siluris glanis*, **c**); rechts: Sterlet (*Acipenser ruthenus*, **d**), Äsche (*Thymallus thymallus*, **e**) und Nase (*Chondrostoma nasus*, **f**). – Fotos: LS Aquatische Systembiologie, TUM, und LfL, Institut für Fischerei, Starnberg.

Strömer (*Telestes souffia*) und Steingressling (*Romanogobio uranoscopus*), oder in den letzten Jahrzehnten extrem stark zurückgegangen, wie Äsche (*Thymallus thymallus*) und Nase (*Chondrostoma nasus*) (Abb. 2 rechts). Demgegenüber breiten sich Generalisten, darunter häufig auch gebietsfremde Arten, deutlich aus (Abb. 2 links). Häufig profitieren diese Arten von anthropogen überformten Habitatstrukturen in den Gewässern. Ein Beispiel bilden gebietsfremde Grundelarten aus dem Raum des Schwarzen und Kaspischen Meeres, die sich derzeit in der oberen Donau sowie vielen anderen Flüssen massiv ausbreiten (Brandner et al. 2013a,b,c) und von Blocksteinstrukturen profitieren (Brandner et al. 2015). Auch der bei uns heimische Europäische Wels (*Silurus glanis*) stellt eine Art dar, die einerseits von Anglern sehr geschätzt und über Besatz in viele Gewässer eingeführt wird, andererseits sehr geringe Habitatansprüche hat und von wärmeren Wassertemperaturen profitiert.

Die existierenden Artenschutzprogramme

bei Fischen konzentrieren sich sehr stark auf die populären Arten, die von fischereilicher Bedeutung sind. Dem gegenüber gibt es nur vergleichsweise wenige Artenhilfsprogramme für gefährdete Kleinfische. Der Großteil der Mittel für den Fischartenschutz fließt oftmals in den Schutz und in Besatzmaßnahmen von Arten wie der Bachforelle (*Salmo trutta fario*) – eine der in Bayern sehr häufig nachgewiesenen Arten.

Amphibien

Mehr als zwei Drittel der Amphibien in Bayern weisen einen Rote-Liste-Status auf (Beutler & Rudolph 2003, LfU 2003). Bei den Amphibien weisen über 60 % der Arten abnehmende Bestandszahlen auf. Die Hauptgefährdungsfaktoren sind zum einen die Zerstörung von geeigneten Lebensräumen durch Intensivierung der Landwirtschaft und zum anderen die Unterbrechung von Wanderkorridoren. Diese sind vor allem bei den wandernden Arten und zwischen verschiedenen Lebensstadien von großer Bedeutung und durch Habitatfragmentierungen, wie den Bau von Straßen, beeinträchtigt. Besonders starke Rückgänge sind in Südbayern und speziell im Tertiärhügelland zu verzeichnen.

Krebstiere (ohne Kleinkrebse)

Bei den Krebsen werden über 60 % der Arten in den Gefährdungskategorien von gefährdet bis ausgestorben geführt (Burmeister 2003, Tab. 1). Neben der Gefährdung durch Lebensraumveränderungen (Verfüllung temporärer Gewässer, Verlegung von Quellaustritten usw.) kommt hier als zweiter wichtiger Faktor die Krebspest hinzu. Die Krankheit wird über gebietsfremde Krebsarten wie den aus Nordamerika stammenden Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) übertragen, die i. d. R. gegen den Erreger, einen Oomyceten, resistent sind, während Populationen heimischer Arten wie des Edelkrebses (*Astacus astacus*) nach Infektion mit dem Pilz meist innerhalb kürzester Zeit vollständig in einem Gewässer aussterben.

Binnenmollusken

Auch bei den Mollusken stehen 60 % der Arten in Bayern auf der Roten Liste (Falkner et al. 2003, Tab. 1). Leichte Bestandserholungen sind bei den weit verbreiteten Arten zu beobachten, die auf eine gute Wasserqualität angewiesen sind und daher von den Verbesserungen der Wasserqualität in den letzten Jahren profitiert haben. Eklatant ist die Situation jedoch nach wie vor bei den Großmuscheln, bei denen einige Arten besonders stark von den Substratbedingungen in Gewässern abhängig sind.

Von der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*, Abb. 3) gibt es in Deutschland noch etwa 70 Populationen, fast alle davon in Bayern. Deutschlandweit hat in den letzten 50 Jahren nur noch in ein oder zwei Populationen eine natürliche Reproduktion stattgefunden. Diese Muschelart verdankt es nur ihrem hohen Alter – die Tiere können weit über 100 Jahre alt werden –, dass bis heute noch Bestände existieren. Sie heißt Perlmuschel, weil sie schöne Perlen produziert, die in früheren Zeiten auch genutzt worden sind. Das ist auch ein Grund, warum wir es hier mit einer sog. Flaggschiff-Art zu tun haben,

Tabelle 1. Gefährdungskategorien limnischer Krebse und Mollusken in Bayern, gemäß den Roten Listen Bayerns. – Nach Burmeister (2003), Falkner et al. (2003).

Gefährdungskategorien	Limnische Krebse	Mollusken
Anzahl der Taxa Gesamt (*n*)	41	337
Ausgestorben oder verschollen (0)	9	15
Vom Aussterben bedroht (1)	8	53
Stark gefährdet (2)	3	46
Gefährdet (3)	1	59
Gefährdung anzunehmen, Status unbekannt (G)	4	5
Extrem seltene Arten (R)	1	25
Vorwarnliste (V)	0	34
Daten defizitär (D)	0	4
Rote Liste in % (0–R)	63 %	60 %

einer populären Art, die als Sympathieträger im Natur- und Artenschutz dient. Gleichzeitig ist die Flussperlmuschel eine Indikatorart für saubere Gewässer und aufgrund ihrer enormen Filtrationsleistung eine Schlüsselart mit großer Bedeutung für die Funktionalität des Ökosystems, von der andere Arten profitieren. Sie erfüllt trotz ihrer wenig mobilen Lebensweise zudem die Kriterien einer Schirmart, da sie von Prozessen des gesamten Einzugsgebiets abhängig ist (Geist 2010).

Am Beispiel der Flussperlmuschel lässt sich gut verdeutlichen, warum gerade die Großmuscheln stark gefährdet sind. Alle diese Arten besitzen einen komplexen Entwicklungszyklus (Geist 2010). Die ins Wasser abgegebenen Larven (Glochidien) müssen sich an die Kiemen eines Wirtsfisches anheften, im Falle der Perlmuschel sind dies ausschließlich die Bachforelle (*Salmo trutta fario*) oder der Atlantische Lachs (*Salmo salar*). Nach einer parasitären Phase fallen die entwickelten Jungmuscheln ab und vergraben sich für etwa 5 Jahre im Sedimentlückensystem des Gewässergrundes. Genau dieses Stadium bildet den Engpass im Entwicklungszyklus: Die Trächtigkeit der Altmuscheln ist fast überall in Europa gegeben, auch der Status der Wirtsfischpopulationen ist meist (noch) intakt (Geist et al. 2006), aber das Hauptproblem liegt im Juvenilhabitat des Gewässerbetts, das durch erhöhte Feinsedimenteinträge degradiert (Geist & Auerswald 2007). Arten, die wie die Perlmuschel einen sehr hohen Spezialisierungsgrad aufweisen, hängen von ganz bestimmten, lang andauernd günstigen Bedingungen im Gewässersubstrat ab. In aller Regel sind dies in Bayern v. a. Fließgewässerarten in den Oberläufen, die zu den besonders gefährdeten Arten zählen. Darüber hinaus sind genetische Faktoren und Umweltveränderungen ebenfalls von Bedeutung.

Hauptgefährdungen aquatischer Ökosysteme

Insgesamt sind die wichtigsten Gefährdungsfaktoren für aquatische Organismen die Übernutzung, die Verschmutzung, die Habitatdegradierung, Invasionen gebietsfremder Arten und Veränderungen im Abflussregime (Dudgeon et al. 2006, Geist 2011). Als sechster Faktor, der mit allen anderen interagiert, kommen die Folgen des Klimawandels hinzu. Oftmals führt die Interaktion deterministischer Faktoren und stochastischer Prozesse zu einem sog. Aussterbestrudel (Frankham et al. 2002), von dem sich Populationen und Arten bei zu geringen Dichten nicht mehr selbst erholen können (Allee-Effekte). Deterministische Faktoren wie die Übernutzung wirken dabei direkt auf Populationen jeglicher Größe, während stochastische Faktoren (zufällige Faktoren) vor allem auf sehr kleine Populationen wirken. So erhöht sich bei kleinen Populationen z. B. die Wahrscheinlichkeit, dass nur noch Individuen eines Geschlechts vorhanden sind, die sich dadurch nicht mehr fortpflanzen können, während dieses Risiko bei größeren Populationen sehr unwahrscheinlich ist. Die geringe Erholungsfähigkeit von kleinen Populationen kann bei Fischen beispielsweise dadurch erklärt werden, dass ein vor Fraßfeinden schützendes oder für die Reproduktion notwendiges Schwarmverhalten erst ab bestimmten Populationsgrößen möglich wird.

Übernutzung

Übernutzung betrifft in erster Linie die wandernden Fischarten, weil diese leicht an bestimmten Punkten ihrer Wanderung (z. B. an Flussmündungen) sehr effektiv weggefangen werden können. Gleichzeitig betrifft die Übernutzung besonders Arten, die ein sehr langes Generationsintervall haben, sog. K-Strategen, die erst mit hohem Alter und bei entsprechender Größe geschlechtsreif werden. Bei ihnen ist die Wahrscheinlichkeit erhöht, bis zum Erreichen dieses Stadiums gefangen zu werden. Ein wichtiger weiterer Faktor ist der ökonomische Wert. So lohnt es sich bei den Störartigen (Acipenseriformes), mit großem Aufwand auch noch die letzten ihrer Art zu fangen, weil ein einziges Individuum einen Wert von mehreren Tausend Euro haben kann. Im marinen Bereich ist das analoge Beispiel der Rote Thun (*Thunnus thynnus*), bei dem ein einzelnes Individuum auf Auktionen bis zu 50 000 US $ erzielen kann.

Verschmutzung

In Bayern und ganz Mitteleuropa wurden bezüglich der Wasserqualität der Oberflächengewässer große Fortschritte erzielt. Allein in den Jahren von 1975 bis 2000 hat sich die Gewässergüte in den Fließgewässern Deutschlands fast flächendeckend von den Güteklassen »erhöhte, hohe oder sehr hohe Belastung« zu den Güteklassen »unbelastet, sehr geringe oder mäßige

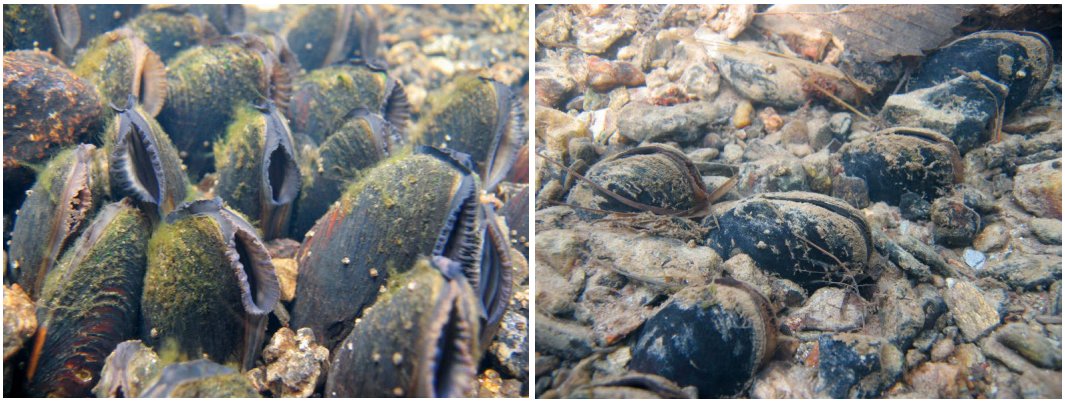


Abb. 3. Die Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) erfüllt gleichzeitig die Kriterien einer Flaggschiff-, Indikator-, Schirm-, und Schlüsselart. Nur in wenigen mitteleuropäischen Populationen reproduziert sie sich noch natürlich. Links: Intakte Perlmuschelbank in Schweden, rechts: durch Feinsediment beeinträchtigte Perlmuschelbank in Bayern. – Fotos: Geist, LS Aquatische Systembiologie, TUM.

Belastung« gewandelt (Abb. 4, LAWA 1976, 2000). Im vergleichbaren Maße ist auch der Phosphatgehalt in den voralpinen Seen deutlich zurückgegangen, sodass z. B. im Bodensee nach einer Phase der Eutrophierung in den 1970er Jahren inzwischen wieder Nährstoffverhältnisse wie in den Vorkriegszeiten herrschen. Teilweise werden von Seiten der Fischerei sogar Rufe laut, die Gewässer wieder stärker zu düngen bzw. entsprechende Ringkanalisationen oder Kläranlagen abzuschalten, um die Produktivität dieser Systeme zu erhöhen. Neben dem Aspekt der Nährstoffe sind allerdings die Wirkungen sog. Mikroverunreinigungen wie Arzneimittel und hormonell aktive Substanzen noch nicht vollständig abschätzbar.

Habitatdegradierung

Der Rückgang aquatischer Arten hat sich interessanterweise trotz der Verbesserung der Wasserqualität weiter fortgesetzt. Dies liegt wahrscheinlich in erster Linie an weiteren, strukturellen Defiziten in der Habitatqualität. Der Anteil der klassifizierten Wasserkörper, die die Ziele eines guten ökologischen Zustands oder eines guten ökologischen Potenzials gemäß der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verfehlen, liegt in Deutschland teilweise bei über 90 % und in Mitteleuropa im Schnitt bei über 70 % (EEA 2015, Abb. 5). Ein wesentliches Defizit stellt die Fragmentierung und strukturelle Überprägung der Fließgewässer dar, welches zu Laufverkürzungen und dem Verlust wichtiger aquatischer Habitate wie z. B. Juvenil- und Reproduktionshabitaten geführt hat (Geist 2014, Pander & Geist 2013). In Bezug auf den chemischen Zustand stellt sich zwar, wie bereits beschrieben, in Deutschland eine vergleichsweise gute Situation dar, aber in Bezug auf den ökologischen Zustand und auf die strukturellen Probleme besteht ein enormer Nachholbedarf (BayStMUG 2012).

Ein wichtiger Einflussfaktor auf die Habitatqualität von Fließgewässern, der in der Vergangenheit häufig ausgeblendet wurde, ist die Eigenschaft des Gewässersubstrats. Die Rolle eines funktionierenden Sedimentlückensystems in den Gewässern ist erst vor wenigen Jahren richtig erkannt worden. Gerade kiesabhängige Fließgewässerarten, wie die bereits beschriebene Perlmuschel, kieslaichende Fischarten oder Insekten, die den Kies als Habitat in ihrer Larvenphase nutzen, gehören zu den besonders gefährdeten Arten. In einem Projekt mit Finanzierung durch das Bayerische Umweltministerium und das Bayerische Landesamt für Umwelt verglichen wir Effekte und Nachhaltigkeit gängiger Substratrestaurierungsmaßnahmen, wie sie in Bayern und in Europa angewendet werden. Das erschreckende Ergebnis: Die Kieseinbringungen und die Substratlockerungen, wie sie in der Praxis häufig forciert werden und für die viel Geld ausgegeben wird, führen zwar am Anfang zu messbaren Effekten bezogen auf kiesabhängige Fischarten, diese sind aber oftmals nur kurzfristig. In manchen Fällen treten sogar negative Auswirkungen in unterhalb liegenden

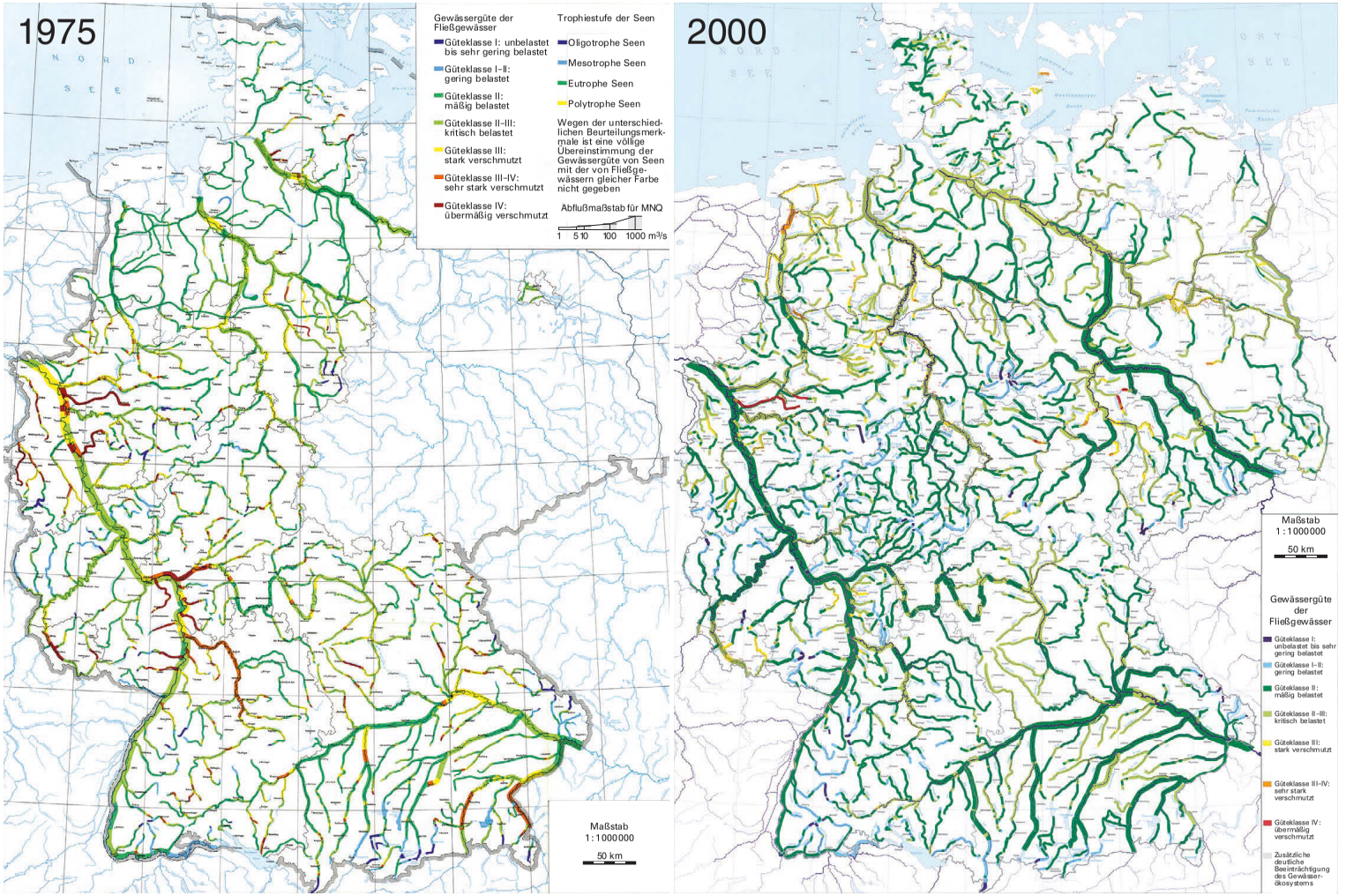


Abb. 4. Links: Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland, Ausgabe 1976, Maßstab 1 : 1 000 000; rechts: Biologische Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland, Ausgabe 2000, Maßstab 1 : 1 000 000. – LAWA (1976, 2000), Kartenlegenden neu gestaltet.

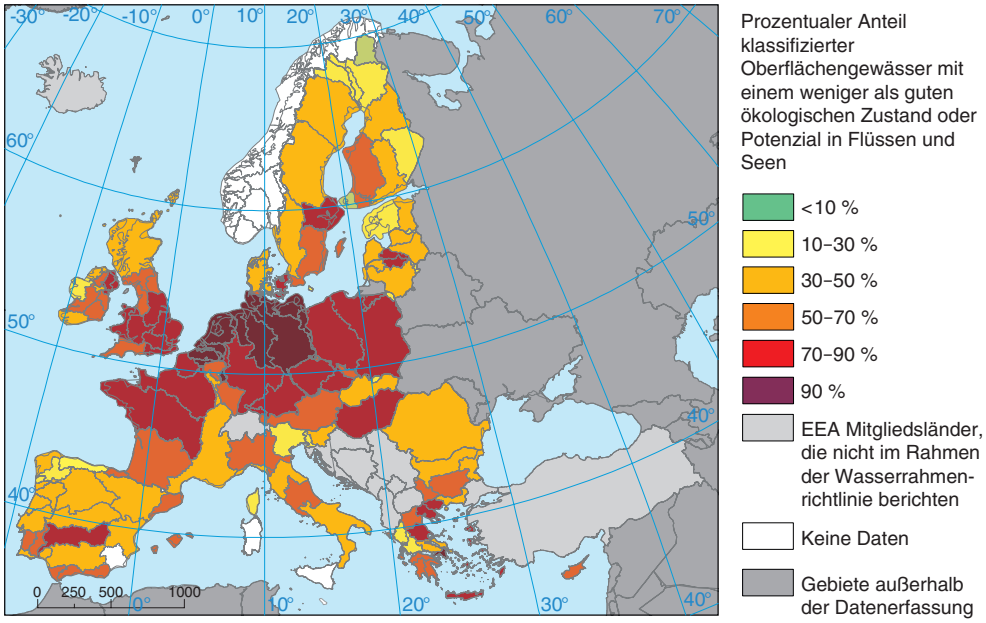


Abb. 5. Prozentuale Anteile der Oberflächenwasserkörper in Europa mit Zielverfehlung bzgl. des guten ökologischen Zustands oder Potenzials. – EEA (2015).

Bereichen auf, die zu einer insgesamt negativen Gesamtbilanz der Maßnahme führen können (Mueller et al. 2014, Pander et al. 2015). Dies verdeutlicht, dass eine wissenschaftliche Überprüfung konkreter Restaurierungsmaßnahmen einschließlich der Bewertung der Langzeiteffekte und ihrer Nachhaltigkeit durchaus sinnvoll ist.

Veränderungen im Abflussregime

Weltweit unterscheiden sich die Jahresganglinien von Fließgewässern stark, je nach der geografischen Lage, der Niederschlagsverteilung und der Größe ihres Einzugsgebiets (Postel & Richter 2003). Das Abflussregime stellt für Fließgewässer mit ihren besonders gefährdeten Arten einen entscheidenden Faktor dar, an den sich deren Lebensgemeinschaften angepasst haben. Wie das Abflussregime in Fließgewässern verändert sein kann, zeigt der Pegel des Lechs bei Lechbruck (LfU 2015): Im Jahresverlauf gibt es innerhalb kurzer Zeiträume starke Schwankungen und bei höherer Auflösung zeigt sich, dass speziell in den Morgen- und in den Abendstunden, also zu Zeiten, in denen ein erhöhter Strombedarf besteht, besondere Abflussspitzen auftreten. Neben der Habitatfragmentierung durch Querbauwerke sind damit auch die aus ihnen resultierenden Veränderungen im Abflussregime zu berücksichtigen. Im Freistaat Bayern gibt es derzeit etwa 30 000 kartierte Querbauwerke in den Gewässern, ein strukturell wesentlicher Faktor (BayStMUV 2015, Abb. 6).

In einer vergleichenden Untersuchung des Lehrstuhls für Aquatische Systembiologie der TU München wurde überprüft, wie sich Querbauwerke in verschiedenen Gewässersystemen (Günz, Moosach, Leitzach, Wiesent, Sächsische Saale) auf aquatische Lebensgemeinschaften auswirken (Mueller et al. 2011). Die gemessenen Effekte der Querbauwerke auf die aquatische Biodiversität waren oftmals größer als die ökologischen Auswirkungen unterschiedlicher geografischer Regionen und Flusseinzugsgebiete mit unterschiedlicher Geologie. Dabei waren die oberhalb und unterhalb eines Querbauwerks liegenden Bereiche innerhalb eines Gewässers in Bezug auf die biologische Lebensgemeinschaft in fast allen Fällen einander unähnlicher als Lebensgemeinschaften aus dem Urgesteinsgebiet (Sächsische Saale, Wiesent) und weit entfernte Gewässer alpiner Abflüsse (Moosach, Leitzach). Dieses Beispiel zeigt, wie stark der Einfluss solcher struktureller Veränderungen auf aquatische Lebensgemeinschaften sein kann.

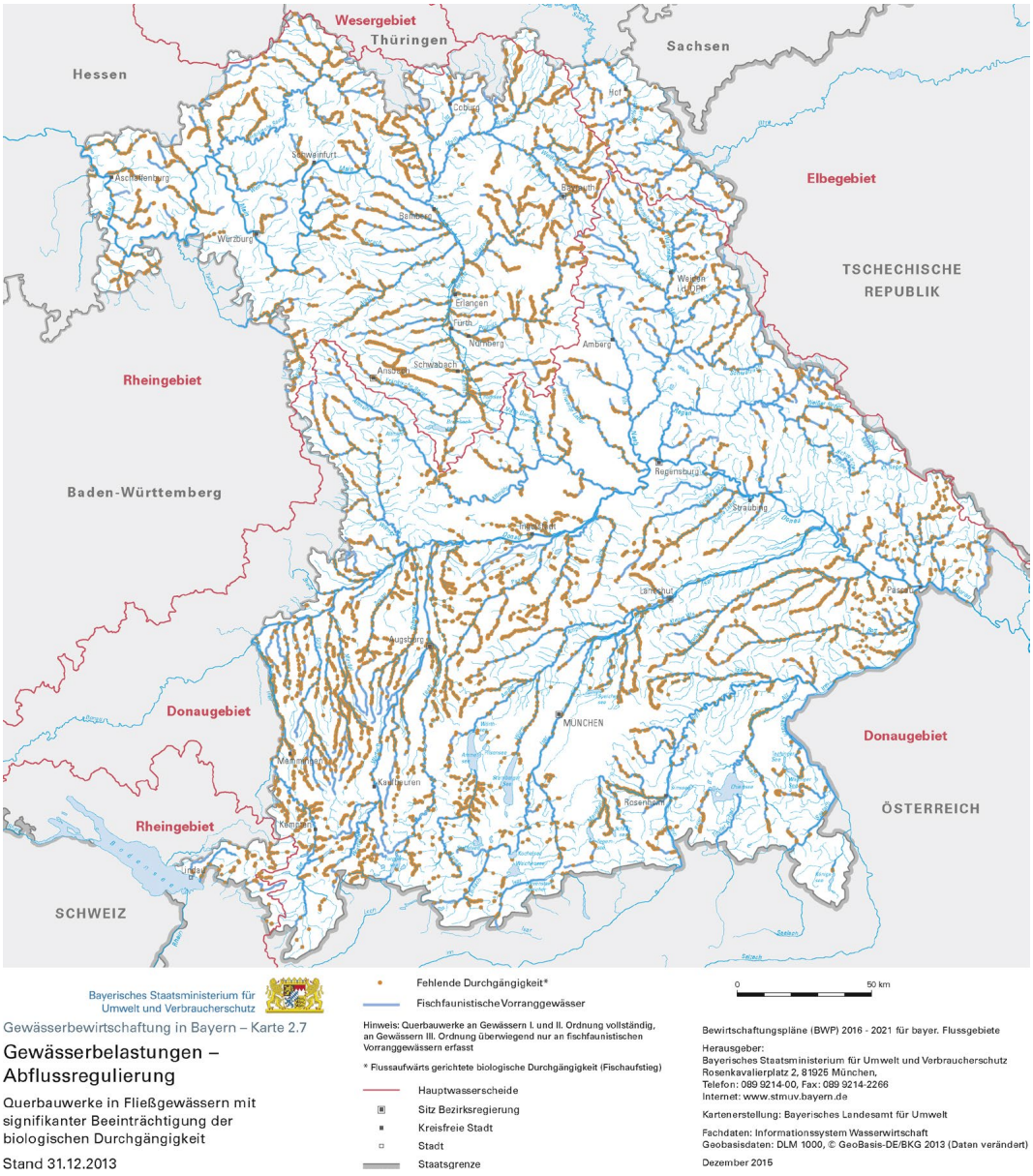


Abb. 6. Querbauwerke in Bayern. Querbauwerke können neben der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums das natürliche Abfluss- und Temperaturregime von Gewässern nachhaltig verändern. – BayStMUV (2015).

Invasionen gebietsfremder Arten

Gebietsfremde Arten stammen aus nahezu allen taxonomischen Gruppen. Die Einfuhrwege sind unterschiedlich, die Einfuhr erfolgt teils absichtlich (wirtschaftlich bedeutende Arten wie die nordamerikanische Regenbogenforelle *Oncorhynchus mykiss*), teils unabsichtlich (z. B. über das Ballastwasser von Schiffen, wie die Schwarzmeergrundeln) oder über den Aquarienhandel (z. B. Sonnenbarsche). Zu den gebietsfremden Arten in Bayern zählt beispielsweise



Abb. 7. Invasive Arten können Populationen heimischer Arten über Konkurrenz (z. B. Höckerflohkrebs, *Dikerogammarus villosus* (**a**) als Konkurrent zu heimischen Gammariden), über Prädation (z. B. Fraßdruck der Kesslergrundel (**b**) auf die Brut heimischer Fischarten) oder durch die Einschleppung von Krankheiten wie der durch gebietsfremde Krebse übertragenen Krebspest (hier Signalkrebs, *Pacifastacus leniusculus*, **c**) beeinträchtigen. – Fotos: A. Heddergott, TUM.

der »Killer-Shrimp« (Großer Höckerflohkrebs, *Dikerogammarus villosus*, Abb. 7a), der seit einigen Jahren im Starnberger See vorkommt, oder nordamerikanische Krebsarten wie der Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*, Abb. 7c), der durch Übertragung der Krebspest vielerorts zum Rückgang heimischer Krebsarten beiträgt (vgl. S. 56). Auch Arten, die große wirtschaftliche Schäden anrichten können, wie die Zebramuschel (*Dreissena polymorpha*), und Fische wie die Schwarzmaul- und die Kesslergrundel (Abb. 7b) zählen zu den Neuankömmlingen in Bayern, die Gewässersysteme und deren Nahrungsnetze nachhaltig verändern können. Europa ist inzwischen von einem dichten Kanalnetz durchzogen, das ehemals voneinander getrennte Einzugsgebiete miteinander verbindet, wie z. B. das Rhein- und das Donaueinzugsgebiet (z. B. Tittizer 2001). Damit wurden Korridore für derartige Invasionen neu geschaffen, womit sich die Ausbreitung gebietsfremder Arten und die damit einhergehende Homogenisierung der Flora und Fauna stark beschleunigt haben. Für Mitteleuropa sind die Invasionen v.a. über die Pfade aus dem Schwarzen und dem Kaspischen Meer von besonderer Bedeutung (Keller et al. 2011, Bij de Vaate et al. 2002).

Ein Beispiel, das im Rahmen eines DFG-Forschungsprojektes des Lehrstuhls für Aquatische Systembiologie der TU München in Kooperation mit der Zoologischen Staatssammlung München untersucht wurde, ist die Invasion gebietsfremder aquatischer Organismen im Donausystem. Die beiden Grundelarten Schwarzmaulgrundel (*Neogobius melanostomus*) und Kesslergrundel (*Ponticola kessleri*) (Abb. 2a, b) haben sich innerhalb weniger Jahre von einem kompletten Fehlen in der bayerischen Donau bis zur Dominanz in den



Abb. 8. Invasive Grundeln mit ihren zu Saugnäpfen verwachsenen Bauchflossen widerstehen an Blocksteinschüttungen auch Wellenschlag durch Schifffahrt. – Fotos: LS Aquatische Systembiologie, TUM.

Uferbereichen dieser Systeme ausgebreitet. In den Uferhabitaten zwischen Kelheim und Passau stellen sie derzeit z. T. über 50 % der Biomasse (Brandner et al. 2013a,b,c, Lindner et al. 2013, Cerwenka et al. 2014). Beide Arten profitieren von den zur Ufersicherung eingebrachten Blocksteinschüttungen, die für Generalisten günstige Bedingungen schaffen (Abb. 8).

Fazit

Zu den »Verlierern« unter den aquatischen Tierarten Bayerns zählen vor allem spezialisierte Arten, die an Fließgewässerbedingungen und kiesige Gewässersubstrate angepasst sind, sowie wandernde Arten. Zu den »Gewinnern« zählen häufig die Generalisten, die geringe Ansprüche an ihr Habitat haben und mit einer Vielzahl unterschiedlicher Bedingungen zurechtkommen.

Der Artenschutz hat sich bei den aquatischen Organismen oft nach den populären, den Flaggschiff-Arten ausgerichtet und hier vor allem auf die Überbrückung kritischer Lebensstadien konzentriert. In Bezug auf Restaurierungsmaßnahmen erfolgt Vieles, das in der Praxis vollzogen wird, ohne wissenschaftliche Basis und Evaluierung. Generell würde der Arten- und Naturschutz von einem schrittweisen Vorgehen profitieren, das eine klare Zieldefinition und Prioritätensetzung sowie konkrete Evaluierungen und ein adaptives Management einschließt. Die entsprechenden Leitlinien hierzu sind in einem Editorial der Zeitschrift »Aquatic Ecology and Conservation« zusammengestellt, auf das in diesem Zusammenhang verwiesen wird (Geist 2015).

Die Kernfrage des heutigen Tages »Wie viel Wissenschaft braucht der Naturschutz?« muss, so denke ich, in beide Richtungen gehen: von der Praxis zur Wissenschaft und umgekehrt. Ein sehr erfolgreiches Beispiel der Zusammenarbeit zwischen dem Bayerischen Umweltministerium, dem Bayerischen Landesamt für Umwelt, der Wissenschaft und interessierten Bürgern stellt

die Koordinationsstelle für Muschelschutz am Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie der TU München dar, die vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz und dem Bayerischen Landesamt für Umwelt finanziert wird. Diese Stelle wurde als Brücke zwischen Wissenschaft und Praxis eingerichtet. Sie greift Fragen und Probleme im Schutz der Großmuscheln aus der Praxis auf, initiiert und begleitet wissenschaftliche Untersuchungen dazu und gibt diese Informationen öffentlichkeitswirksam z. B. in Form einer jährlich stattfindenden Tagung an die Praktiker und alle Interessierten zurück. Somit ist sie ein Beispiel, wie eine derartige Vernetzung zwischen Gesellschaft, Wissenschaft und Verwaltung erfolgen kann.

Literatur

BayStMUG (Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit, Hrsg.). 2012. Intakte Gewässer für Mensch und Natur. Flussbericht Bayern 2012 – Kurzfassung. – München, 36 S.

BayStMUV (Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, Hrsg.). 2015. Gewässerbelastungen – Abflussregulierungen. – Gewässerbewirtschaftung in Bayern, Karte 2.7, Stand 31.12.2013, München.

Beutler, A. & B.-U. Rudolph. 2003. Rote Liste gefährdeter Lurche (Amphibia) Bayerns. – In: LfU (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. Schriftenreihe, 166: 48–51.

Bij de Vaate, A., K. Jazdzewski, H. A. M. Ketelaars, S. Gollasch & G. Van der Velde. 2002. Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59 (7): 1159–1174.

Brandner, J., K. Auerswald, A. F. Cerwenka, U. Schliewen & J. Geist. 2013a. Comparative feeding ecology of invasive Ponto-Caspian gobies. – Hydrobiologia, 703: 113–131.

Brandner, J., A. F. Cerwenka, U. K. Schliewen & J. Geist. 2013b. Bigger is better: Characteristics of round gobies forming an invasion front in the Danube River. – PLoS ONE, 8 (9): e73036.

Brandner, J., J. Pander, M. Mueller, A. Cerwenka & J. Geist. 2013c. Effects of sampling techniques on population assessment of invasive round goby. – Journal of Fish Biology, 82 (6): 2063–2079.

Brandner, J., K. Auerswald, R. Schäufele, A. F. Cerwenka & J. Geist. 2015. Isotope evidence for preferential dispersal of fast-spreading invasive gobies along man-made river bank structures. – Isotopes in Environmental and Health Studies, 51 (1): 80–92.

Burmeister, E.-G. 2003. Rote Liste gefährdeter wasserbewohnender Krebse, exkl. Kleinstkrebse (limn. Crustacea) Bayerns. – In: LfU (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. Schriftenreihe, 166: 328–330.

Cerwenka, A. F., P. Alibert, J. Brandner, G. Geist & U. K. Schliewen. 2014. Phenotypic differentiation of Ponto-Caspian gobies during a contemporary invasion of the upper Danube River. – Hydrobiologia, 721: 269–284.

Dudgeon, D. 2010. Prospects for sustaining freshwater biodiversity in the 21st century: linking ecosystem structure and function. – Current Opinion in Environmental Sustainability, 2: 422–430.

Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z.-I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A.-H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny & C. A. Sullivan. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. – Biological Reviews, 81 (2): 163–182.

EEA (European Environment Agency). 2015. The European environment – state and outlook 2015: synthesis report. – Kopenhagen, DOI: 10.2800/944899, 205 S.; Deutsche Übersetzung: Die Umwelt in Europa – Zustand und Ausblick 2015: Synthesebericht. – Europäische Umweltagentur, Kopenhagen, DOI: 10.2800/4776, 201 S.

Falkner, G., M. Colling, K. Kittel & C. Strätz. 2003. Rote Liste gefährdeter Schnecken und Muscheln (Mollusca) Bayerns. – In: LfU (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. Schriftenreihe, 166: 337–347.

Frankham, R., J. D. Ballou & D. A. Briscoe. 2002. Introduction to conservation genetics; Cambridge University Press, Cambridge, UK, 619 S.

Geist, J. 2010. Strategies for the conservation of endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.): a synthesis of Conservation Genetics and Ecology. – Hydrobiologia, 644 (1): 69–88.

– 2011. Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. – Ecological Indicators, 11 (6): 1507–1516.

– 2014. Trends and directions in water quality and habitat management in the context of the European Water Framework Directive. – Fisheries, 39 (5): 219–220.

– 2015. Seven steps towards improving freshwater conservation. – Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 25 (4): 447–453.

Geist, J. & K. Auerswald. 2007. Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). – Freshwater Biology, 52 (12): 2299–2316.

Geist, J., M. Porkka & R. Kuehn. 2006. The status of host fish populations and fish species richness in European freshwater pearl mussel (*Margaritifera*

margaritifera) streams. – Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 16 (3): 251–266.

IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources). 2012. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. – Gland, Switzerland, 32 S.

Keller, R. P., J. Geist, J. M. Jeschke & I. Kuehn. 2011. Invasive species in Europe: ecology, status and policy. – Environmental Sciences Europe, 23: 23.

LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser). 1976, 2000. Biologische Gewässergütekarten. – LAWA-Geschäftsstelle, Kiel.

LfU (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Hrsg.). 2003. Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. – 3. Fassung; Schriftenreihe, Heft 166, 391 S.

LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt). 2015. Hochwassernachrichtendienst. – Augsburg, www.hnd.bayern.de [03.08.15].

Lindner, K., A. F. Cerwenka, J. Brandner, S. Gertzen, J. Borcherding, J. Geist & U. K. Schliewen. 2013. First evidence for interspecific hybridization between invasive goby species *Neogobius fluviatilis* and *Neogobius melanostomus* (Teleostei: Gobiidae: Benthophilinae). – Journal of Fish Biology, 82 (6): 2128–2134.

Mueller, M., J. Pander & J. Geist. 2011. The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. – Journal of Applied Ecology, 48 (6): 1450–1461.

Mueller, M., J. Pander & J. Geist. 2014. The ecological value of stream restoration measures: an evaluation on ecosystem and target species scale. – Ecological Engineering, 62: 129–139.

Pander, J. & J. Geist. 2013. Ecological indicators for stream restoration success. – Ecological Indicators, 30: 106–118.

Pander, J., M. Mueller & J. Geist. 2015. A comparison of four stream substratum restoration techniques concerning interstitial conditions and downstream effects. – River Research and Applications, 31 (2): 239–255.

Postel, S. & B. Richter. 2003. Rivers for live. Managing water for people and nature. – Iceland Press, Washington, Covelo, London, 220 S.

Schubert, M., M. Klein, E. Leuner, G. Kraus, P. Wendt, O. Born, J. Hoch, T. Ring, W. Silkenat, T. Speierl, T. Vordermeier & U. Wunner. 2013. Fischzustandsbericht 2013. – Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising, 45 S.

Tittizer, T. 2001. Neozoen in mitteleuropäischen Gewässern. – In: Bayerische Akademie der Wissenschaften (Hrsg.): Gebietsfremde Arten, die Ökologie und der Naturschutz. Pfeil, München: 59–74.

Diskussion

S. Renner: Sie hatten ein Bild gezeigt von einer Kiesaufschüttung als Renaturierungsmaßnahme, die Sie negativ bewertet haben. Darunter war ein Bild, auf dem mit größeren weißen Steinen Flussbereiche in Ufernähe abgetrennt waren. Könnten Sie dazu Näheres sagen? War das eine erfolgreiche Maßnahme?

J. Geist: Nein, auch diese Maßnahme war leider nicht erfolgreich. Wir haben in diesem Projekt verschiedene in der Praxis angewandte Verfahren zur Substratrestaurierung miteinander verglichen. Dazu zählen strukturelle Maßnahmen wie das Einbringen solcher Sichelbuhnen, um den Strömungsverlauf zu steuern, oder das direkte Einbringen von Kies. Es zeigt sich, dass solche Eingriffe in einer intensiv geprägten Kulturlandschaft dort nicht sinnvoll sein können, wo man im Mittel pro Quadratmeter und Monat in den Gewässern einen Eintrag von mehr als zehn Kilogramm Feinsediment feststellt. In der Praxis werden solche Maßnahmen dennoch häufig und unkritisch propagiert. Ich will keinesfalls ausschließen, dass es Fälle geben mag, wo dies eine sinnvolle Restaurierungsmaßnahme sein kann, aber im Falle der von uns untersuchten Gewässer gab es klare Hinweise darauf, dass diese Maßnahme allein nicht funktioniert.

J. Kollmann: Kann man die Energiegewinnung und den Gewässerschutz nicht kombinieren, etwa durch Schachtbauwerke, wie sie unser Kollege Rutschmann vom Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU München vorschlägt?

J. Geist: Es gibt einige so genannte innovative Wasserkrafttechnologien, von manchen auch als »ökologische Wasserkraft« bezeichnet, die aber momentan noch viel zu wenig untersucht sind. Wir haben dazu konkret ein Forschungsprojekt, bei dem wir an verschiedenen Standorten die Vorher- mit der Nachher-Situation in Bezug auf die entstehenden Fischschäden und auf die Habitatveränderung vergleichen. Die Wasserkraft ist natürlich politisch ein hochbrisantes Thema und ich hoffe, wir können durch unsere Untersuchungsergebnisse zu einer Versachlichung dieser Diskussion beitragen. Das Projekt hat aber erst begonnen, die Versuche laufen gerade, und wir hoffen, in den nächsten Jahren einen Beitrag zur Objektivierung liefern zu können. Wir sehen oft bei derartigen Projekten, dass auch Experteneinschätzungen nicht immer richtig liegen. Das heißt, wir brauchen belastbare Daten für ein adaptives Management, wie es heute am Vormittag schon genannt worden ist: Man muss Dinge, die zur Diskussion stehen, ausprobieren und sie sauber wissenschaftlich evaluieren, und man braucht dann im nächsten Schritt einen öffentlichen Diskurs und eine Diskussion mit den verschiedenen Interessensvertretern und Stakeholdern, um schließlich zu tragfähigen politischen Entscheidungen zu kommen.