

**Ermittlung
der ökologisch effizientesten Maßnahmen
zur Sanierung
strukturell und hydromorphologisch beeinträchtigter
Gewässer
für die Erreichung
des guten ökologischen Zustands bzw. Potentials**

—

FORECASTER

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

Bundesministerium für
Bildung und Forschung
Förderkennzeichen
02WM1031

Zuwendungsempfänger:



Leibniz-Institut für Gewässer-
ökologie und Binnenfischerei

Forschungsprojekt:



IWRM.NET Projekt
FORECASTER

Endbericht 2010 gemäß Nr. 3.1 BNBest-BMBF 98

Zuwendungsempfänger:

Forschungsverbund Berlin e.V.
Rudower Chaussee 17
12489 Berlin

Förderkennzeichen:

02WM1031

Vorhabensbezeichnung:

Ermittlung der ökologisch effizientesten Maßnahmen zur Sanierung strukturell und hydromorphologisch beeinträchtigter Gewässer für die Erreichung des guten ökologischen Zustands bzw. Potentials – FORECASTER

Ausführende Stelle:

Dr. Jochem Kail
Dipl.-Biol. Arnd Weber
Dr. Christian Wolter
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im FV
Berlin
Müggelseedamm 310
12587 Berlin

Laufzeit:

01.10.2008-30.09.2010

Berlin, im Dezember 2010

Gliederung

1	Gesamtziel und wissenschaftliche Arbeitsziele	1
2	Wissenschaftlich-technische Ergebnisse	3
2.1	Methodik zur Bewertung der ökologischen Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen	3
2.2	Identifikation wesentlicher hydromorphologischer Belastungen	6
2.3	Bildung von HMWB-Gruppen zur Herleitung des guten ökologischen Potenzials	11
2.4	Metaanalyse zur Wirkung von Belastungen und Renaturierungsmaßnahmen	28
2.5	Freilanduntersuchungen zur Ufer-Renaturierung in Wasserstraßen	32
3	Vergleich des Stands des Vorhabens mit der ursprünglichen Arbeits-, Zeit- und Ausgabenplanungen	38
4	Relevante Ergebnisse Dritter	38
5	Änderungen in der Zielsetzung	38
6	Fortschreibung des Verwertungsplans	38

Abbildungen

- Abb. 1: Ward-Cluster der Revitalisierungsmaßnahmen nach der zu erwartenden ökologischen Effektivität (Effektmatrix von links: Phytoplankton, Makrophyten, Makroinvertebraten, Fische sowie Nummer der Maßnahme; nach Wolter et al. 2009). 3
- Abb. 2: Anteil der Planungseinheiten (linke Säulen) bzw. Wasserkörper (rechte Säulen), in denen entsprechende Maßnahmen aus den vier Maßnahmen-gruppen vorgesehen sind; getrennt nach Planungseinheiten und Wasserkörpern, in denen die entsprechenden Belastungen vorkommen (schwarz) bzw. nicht vorkommen (weiß). 7
- Abb. 3: Anteil der Wasserkörper, in denen Maßnahmen aus den acht Maßnahmengruppen bzw. die häufigsten Einzelmaßnahmen vorgesehen sind. 8
- Abb. 4: Herleitung des guten ökologischen Potenzials nach dem HMWB Leitfaden und ECOSTAT (Prager Ansatz). 11
- Abb. 5: Lage der Probestellen. Weiß: nur Gewässertypen-Untersuchung. Grau: auch Untersuchung zu räumlichen Skalen 14
- Abb. 6: NMDS-Plot der Makrozoobenthos Probestellen der LAWA Tiefland-Gewässertypen 16
- Abb. 7: RDA Biplots der fiBS Metrics sowie der hydromorpholog. Belastungen und Landnutzungen. 20
- Abb. 8: Absoluter Erklärungsanteil (EA) aller und relativer EA der einzelnen räumlichen Skalen an den ausgewählten Fisch-Metrics bzw. dem MZB-Metric. 22
- Abb. 9: Streudiagramm und lokale 85% Quantil-Regression für die limitierende Wirkung der urbanen Landnutzung auf den ökolog. Zustand des MZB. 23
- Abb. 10: Grenzwerte für die negative (z-) und positive (z+) Reaktion der MZB-Besiedlung auf den Anteil urbaner Landnutzung (x) im Einzugsgebiet 24
- Abb. 11: Cluster-Analyse (Ward Methode, euklidische Distanzen) der HMWB und degradierten NWB in Mittelgebirgs-Bächen nach den - auf das Makrozoobenthos wirkenden - Belastungen. 26
- Abb. 12: Mittelwert und Standard-abweichung der Belastungen in den Belastungsgruppen (Mittelgebirgsbäche, Makrozoobenthos). 26
- Abb. 13: Unterschiede des ökologischen Zustands des Makrozoobenthos der Belastungsgruppen in den Mittelgebirgs-Bächen. 27
- Abb. 14: Klassifikations-Baum für die Zuordnung von Wasserkörpern zu den Zustandsgruppen (Makrozoobenthos, Mittelgebirgs-Bäche). 28

Abb. 15: Boxplots für die mittlere Artenzahl, Shannon's H', CDI, Anteile limnophiler und phytophiler Arten und die Anzahl gefangener Individuen * 100 m⁻¹ in den verschiedenen Makrohabitaten, die von links nach rechts mit zunehmender Komplexität geordnet sind (SW = Spundwand ohne Vegetation; WBS = Wasserbausteine ohne Vegetation; ÜV = Überhängende Vegetation; AV = Aquatische Vegetation; NU = Naturufer / verfallenes Deckwerk; SS = Sonderstruktur / N = Anzahl der Probenahmen). Die Boxen repräsentieren 50 % der Beobachtungen, die Linien die Standardabweichung und der waagerechte Balken den Median. Zusätzlich sind Ausreißer (°) und Extremwerte (*) gekennzeichnet. Signifikante Unterschiede werden durch Buchstaben angezeigt (ANOVA, post hoc Tukey oder Dunnett T3, p < 0,05).

33

Tabellen

Tab. 1: Ökolog. Effekt von Maßnahmen-kombinationen für die einzelnen BQE (oben, Reihenfolge BQE wie in Abb. 1) und kumulativer Effekt (unten); aus Wolter et al. (2009).	5
Tab. 2: Anteil der Wasserkörper, in denen entsprechende Maßnahmen aus den Maßnahmengruppen vorgesehen sind; differenziert nach Gewässertypen.	9
Tab. 3: Anteil der Wasserkörper, in denen die entsprechenden Einzelmaßnahmen nach LAWA-Katalog vorgesehen sind; differenziert nach Gewässertypen. Es sind nur die am häufigsten ausgewählten Einzelmaßnahmen aufgelistet.	10
Tab. 4: Gruppierung der LAWA Gewässer-typen nach fehlenden typspezifischen Unter-schieden der degra-dierten Probestellen.	15
Tab. 5: Ausdehnung der räumlichen Skalen in Abhängigkeit von der Gewässerbreite.	17
Tab. 6: Abkürzungen und Beschreibung der berücksichtigten fiBS Metrics.	18
Tab. 7: Abkürzungen und Beschreibung der hydromorpholog. Belastungen und Landnutzungen.	19
Tab. 8: Unterschiede zwischen dem renaturierten (Struktur) und Kontroll-Abschnitt bezüglich der Makrophyten, mit bzw. ohne (in Klammern) die gepflanzten Arten.	36

Bildnachweis

Alle Fotos und Abbildungen wurden vom Zuwendungsempfänger erstellt.

1 Gesamtziel und wissenschaftliche Arbeitsziele

Das **Gesamtziel** des Vorhabens bestand darin, die ökologisch effizientesten Maßnahmen zu identifizieren, welche zur Sanierung struktureller und hydrodynamischer Beeinträchtigungen von Gewässern besonders geeignet sind. Basierend auf der Auswertung vorliegender Bewirtschaftungspläne und Monitoring-Daten, der Metaanalyse wissenschaftlicher Forschungsergebnisse, sowie ausgewählter Fallstudien wurden strukturelle Defizite anthropogen beeinträchtigter Gewässer und ihre Einflüsse insbesondere auf die Fischfauna, aber auch auf aquatische Wirbellose und Wasserpflanzen analysiert, um effiziente und praktikable Renaturierungsmaßnahmen abzuleiten, von denen i) mehrere Indikatorgruppen gleichzeitig profitieren, oder die ii) für eine Gruppe extrem wirkungsvoll bzw. essentiell sind. Daneben wurde an zwei ausgewählten Fallstudien in Berliner Gewässern die ökologische Wirksamkeit struktureller Aufwertungen der Uferentwicklung in Wasserstraßen wissenschaftlich bewertet, um auch die unmittelbare praktische Umsetzbarkeit von Maßnahmen vor dem Hintergrund bestehender Nutzungen und prognostizierter Abflussdefizite zu berücksichtigen. Die Ergebnisse wurden sowohl in internationalen Fachzeitschriften veröffentlicht als auch in Gremien der Wasserwirtschaft vorgestellt (z. B. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW) und werden bei der Bewirtschaftungsplanung und der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) Eingang finden.

Die **wissenschaftlichen Arbeitsziele** des Vorhabens bestanden insbesondere in (i) der Entwicklung einer Methodik zur Bewertung der ökologischen Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen, (ii) der Identifikation der wesentlichen hydromorphologischen Belastungen in den unterschiedlichen Gewässertypen (Analyse der Bewirtschaftungspläne), (iii) der Untersuchung der Wirkung hydromorphologischer Belastungen auf den ökologischen Zustand und spezifische Indikatortaxa (Analyse vorliegender biologischer Monitoring-Daten) und Bildung von Belastungsgruppen (Wasserkörper- bzw. HMWB-Gruppen), (iv) einer Metaanalyse zur Reaktion verschiedener aquatischer Lebensgemeinschaften auf strukturelle und hydrodynamische Belastungen und Renaturierungsmaßnahmen (Literaturstudie), (v) der Untersuchung zur Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen, die auch in erheblich veränderten Wasserkörpern mit starkem Nutzungsdruck durchführbar sind (Freilanduntersuchungen von Maßnahmen im Uferbereich von Wasserstraßen).

Das mechanistische Verständnis der Auswirkung der wesentlichen Belastungen ist Grundvoraussetzung für die Auswahl effizienter Sanierungsmaßnahmen. Die Herausarbeitung gewässertypspezifischer, ökologisch besonders effizienter Sanierungsmaßnahmen bildet darüber

hinaus eine wissenschaftlich fundierte Basis für i) die ökonomische Analyse und Bewertung der erforderlichen Schritte zur Zielerreichung gemäß WRRL und ii) die Herleitung guten ökologischen Potentials für AWB und HMWB nach dem „Prager Verfahren“, wonach sich das gute ökologische Potential aus den bei vorhandenen Nutzungsansprüchen effizient umsetzbaren Sanierungsmöglichkeiten ergibt.

Das Vorhaben war Teil des europäischen IWRM Verbundprojektes FORECASTER, in dem der Zuwendungsempfänger an der Entwicklung der Internet-Plattform (<http://forecaster.deltares.nl/index.php?title=Forecaster>) sowie der Erarbeitung der dort verfügbaren Maßnahmensteckbriefe und Projektbeschreibungen (Case-Studies) beteiligt war.

2 Wissenschaftlich-technische Ergebnisse

2.1 Methodik zur Bewertung der ökologischen Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen

Ausgehend sowohl von den ökologischen Anforderungen der Arten, als auch von potentiellen ökologischen Wirkungen bekannter Revitalisierungsmaßnahmen wurde im Rahmen des Projektes ein Verfahren zur Ableitung möglichst effizienter Revitalisierungsmaßnahmen entwickelt (Wolter et al. 2009). Dabei wurden insgesamt 42 Maßnahmen zusammengestellt und bezüglich ihrer Effizienz zur Förderung der biologischen Qualitätselemente (BQE) der WRRL bewertet. Diese Bewertung erfolgte auf Grundlage einer Experteneinschätzung nach derzeitigem Stand des Wissens. Neue wissenschaftliche Erkenntnisse lassen sich aufgrund des systematischen und nachvollziehbaren Aufbaus der Bewertung und Methodik jederzeit berücksichtigen. In dieser Grundgesamtheit der Maßnahmen konnten 26 identifiziert werden, die überdurchschnittliche positive ökologische Wirksamkeit auf mehr als ein BQE erwarten lassen.

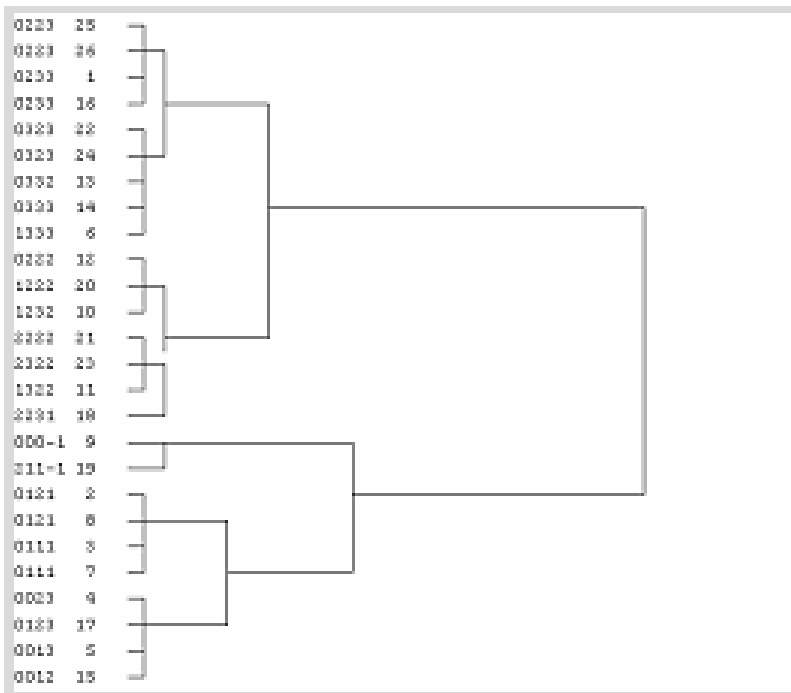


Abb. 1: Ward-Cluster der Revitalisierungsmaßnahmen nach der zu erwartenden ökologischen Effektivität (Effektmatrix von links: Phytoplankton, Makrophyten, Makroinvertebraten, Fische sowie Nummer der Maßnahme; nach Wolter et al. 2009).

Die möglichen Effekte auf die einzelnen BQE Phytoplankton, Makrophyten, Makroinvertebraten und Fische wurden kodiert nach -1 (negative Wirkung), 0 (neutral), 1-3 schwache bis hohe positive Wirkung und einer Clusteranalyse unterzogen (Abb. 1).

Die Clusteranalyse ergab insgesamt zwei Hauptcluster, von denen einer (der untere in Abb. 1) nur Maßnahmen mit in der Summe geringer Wirkung auf die BQE inklusive negativer Effekte auf die Fischfauna (-1) beinhaltet.

Als Ergebnis der Clusteranalyse konnten Maßnahmen und Maßnahmengruppen mit hohen Erfolgsaussichten zur Förderung der BQE identifiziert werden, die im Anschluss auch nach der möglichen Zeitspanne von der Umsetzung bis zum Eintreten ökologischer Effekte bewertet werden. Danach konnten nachfolgende Maßnahmengruppen abgeleitet werden, die noch innerhalb des ersten Managementplans signifikante Effekte erwarten lassen bzw. erst später wirksam werden können (aus Wolter et al. 2009).

1. "Best practice" approaches – immediately realizable, significant effects until 2015
 - 16 Ecologically sound water maintenance
 - 17 Ecologically sound inland navigation
 - 18 Water-considerate agriculture and land use
2. Restoration of instream habitat structures – short-term, significant effects until 2015
 - 1 Removal of revetments and admitting morphological changes
 - 6 Nature-like modification of channel profile
 - 10 Allowing longitudinal bars of river typical substrates
 - 11 Improving typical aquatic vegetation
 - 13 Constructing and modifying parallel off-bank revetments
 - 14 Preserving and developing flow protected shallow littoral areas
 - 22 Preserving and developing connected oxbows, backwaters
3. Restoration of off-stream habitats – long-term ecological effects after 2015
 - 20 Establishing riparian buffer zone
 - 21 Preserving and developing floodplain forest
 - 23 Reconnection of backwaters and relict channels
 - 24 Construction of parallel channels
 - 25 Reactivating primary floodplains
 - 26 Establishing secondary floodplain

Diese Maßnahmen wurden darüber hinaus noch auf ihre Kombinierbarkeit hin untersucht, wobei Modifizierungen des Stromschlauch in Kombination mit der Schaffung flacher Litoralbereiche oder in Kombination mit einem Wiederanschluss von Alt- und Nebengewässern in der Summe die höchsten ökologischen Wirkungen erzielten (Tab. 1). Maßnahmen im Stromschlauch, d. h. ohne zusätzlichen Raumbedarf, bei denen Flachwasserbereiche geschaffen wurden, hatten für alle BQE außer Phytoplankton eine sehr hohe Wirkung. Das BQE Phytoplankton lässt sich durch hydromorphologische Maßnahmen kaum substantiell aufwerten. Hier zeigten Veränderungen der Landnutzung in Verbindung mit der Anlage von Auwäldern oder dem Wiederanschluss von Alt- und Nebengewässern noch die höchsten Wirkungen.

1	Remove revetments	1,5,6,6	1,4,6,5	1,5,5,5	0,5,6,5	0,4,6,6	0,3,5,6	2,4,6,4	1,4,5,5	2,4,5,5	0,5,5,6	2,5,5,5	0,5,5,6	0,4,5,6	0,4,5,6	Secondary floodplain (26)
6	Modify channel	18	2,5,6,5	2,6,5,5	1,6,6,5	1,6,6,6	1,5,6,6	1,4,5,6	3,5,6,4	2,5,5,5	3,5,5,5	1,6,5,6	3,6,5,5	1,6,5,6	1,5,5,6	Primary floodplain (25)
10	Allow bars	16	18	2,5,5,4	0,5,6,4	1,5,6,5	1,4,6,5	1,3,5,5	3,4,6,3	2,4,5,4	3,4,5,4	1,5,5,5	3,5,5,4	1,5,5,5	1,4,5,5	Parallel channels (24)
11	Improve vegetation	16	18	1,6,5,4	1,6,5,5	1,5,5,5	1,4,4,5	3,5,5,3	2,5,4,4	3,5,4,4	1,6,4,5	3,6,4,4	1,6,4,5	1,6,4,5	1,5,4,5	Reconnect backwaters (23)
13	Off-bank revetments	16	18	16	16	0,6,6,5	0,5,6,5	0,4,5,5	2,5,6,3	1,5,5,4	2,5,5,4	0,6,5,5	2,6,5,4	0,6,5,5	0,5,5,5	Preserve backwaters (22)
14	Shallow littoral maintenance	15	19	17	17	0,5,6,6	0,4,5,6	2,5,6,4	1,5,5,5	2,5,5,5	0,6,5,6	2,6,5,5	0,6,5,6	0,5,5,6	0,5,5,6	Floodplain forest (21)
16	Water maintenance	14	18	16	16	17	17	0,3,5,6	2,4,6,4	1,4,5,5	2,4,5,5	0,5,5,6	2,5,5,5	0,5,5,6	0,4,5,6	Riparian buffer (20)
17	Inland navigation	14	16	14	14	15	14	2,3,5,4	1,3,4,5	2,3,4,5	0,4,4,6	2,4,4,5	0,4,4,6	0,3,4,6	0,3,4,6	Land use (18)
18	Land use	16	18	16	16	17	16	14	3,4,5,3	4,4,5,3	2,5,5,4	4,5,5,3	2,5,5,4	2,4,5,4	2,4,5,4	Inland navigation (17)
20	Riparian buffer	15	17	15	15	16	15	13	15	3,4,4,4	1,5,4,5	3,5,4,4	1,5,4,5	1,4,4,5	1,4,4,5	Water maintenance (16)
21	Floodplain forest	16	18	16	16	17	16	14	16	15	2,5,4,5	4,5,4,4	2,5,4,5	2,4,4,5	2,4,4,5	Shallow littoral (14)
22	Preserve backwaters	16	18	16	16	17	16	14	16	15	16	2,6,4,5	0,6,4,6	0,5,4,6	0,5,4,6	Off-bank revetments (13)
23	Reconnect backwaters	17	19	17	17	18	17	15	17	16	17	17	2,6,4,5	2,5,4,5	2,5,4,5	Improve vegetation (11)
24	Parallel channels	16	18	16	16	17	16	14	16	15	16	16	17	16	15	Allow bars (10)
25	Primary floodplain	15	17	15	15	16	15	13	15	14	15	15	16	15	0,4,4,6	Modify channel (6)
26	Secondary floodplain	15	17	15	15	16	15	13	15	14	15	15	16	15	14	Remove revetments (1)

Fischwanderhilfen spielten bei den betrachteten Maßnahmen nur eine untergeordnete Rolle, was darauf zurückzuführen ist, dass in erster Linie Fische von ihnen profitieren und die Wirkung auf andere BQE kaum ausgeprägt ist. Als alleinige Maßnahme ist die Anlage von Fischwanderhilfen eher eine Voraussetzung, um Fische in die Lage zu versetzen, geeignete Habitate zu erreichen und zu nutzen. Fehlen letztere wird keine Wirkung zu beobachten sein und muss die Schaffung der Durchgängigkeit mit weiteren strukturverbessernden Maßnahmen kombiniert werden.

Tab. 1: Ökolog. Effekt von Maßnahmenkombinationen für die einzelnen BQE (oben, Reihenfolge BQE wie in Abb. 1) und kumulativer Effekt (unten); aus Wolter et al. (2009).

2.2 Identifikation wesentlicher hydromorphologischer Belastungen

Um die wesentlichen hydromorphologischen Belastungen zu identifizieren, wurden die vorläufigen Entwürfe der ersten Gewässerbewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme gemäß WRRL in Deutschland analysiert (ausführliche Darstellung der Ergebnisse in Kail & Wolter 2011a, 2011b). Von der Bund / Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) wurde ein standardisierter Katalog mit 107 Einzelmaßnahmen erarbeitet, von denen 78 für Fließgewässer relevant sind. Die Maßnahmenplanung wurde für die Berichterstattung an die EU-Kommission auf Bundesebene zu so genannten Planungseinheiten von 50-6300 km² Fläche zusammengefasst. Diese Datenbank enthielt zum Zeitpunkt der Untersuchung für 133 der 223 Planungseinheiten Informationen zu den Belastungen und den vorgesehenen Maßnahmen (Flächendeckung 69%). Daneben wurde bei den Bundesländern die Maßnahmenplanung auf der genaueren Ebene der Wasserkörper abgefragt. Die acht bereitgestellten Datenbanken umfassen 5.948 der 9.011 Wasserkörper in Deutschland und decken ca. 62% des Berichts-Gewässernetzes ab. Um zu untersuchen, inwiefern sich die Wasserkörper in unterschiedlichen Regionen hinsichtlich der Belastungssituation und der Maßnahmenplanung unterscheiden, wurde die Wasserkörper entsprechend der 25 LAWA-Fließgewässertypen gruppiert (nach Ökoregion und Gewässergröße in 11 Gruppen zusammengefasst).

Vergleich von Maßnahmen und Belastungen auf Ebene der Planungseinheiten und Wasserkörper: Die Maßnahmenprogramme haben vermeintlich unterschiedliche Schwerpunkte, je nachdem, ob man diese auf Ebene der Planungseinheiten oder Wasserkörper auswertet. In den meisten Planungseinheiten wurden sowohl Maßnahmen zur Minderung der stofflichen Belastungen (Punktquellen, diffuse Quellen) als auch hydromorphologische Maßnahmen ausgewählt (Abb. 2). Auf Ebene der Wasserkörper spielen die Maßnahmen zur Minderung der stofflichen Belastung eine deutlich geringere Rolle und der Schwerpunkt der Maßnahmenprogramme liegt auf hydromorphologischen Maßnahmen. Diese Unterschiede zwischen Planungseinheiten und Wasserkörpern lassen sich dadurch erklären, dass die Gewässer in vielen Regionen fast flächendeckend einen schlechten hydromorphologischen Zustand aufweisen, wohingegen die noch bestehenden, punktuellen stofflichen Belastungen durch lokale Maßnahmen in wenigen Wasserkörpern adressiert werden können. Aufgrund dieser deutlichen Unterschiede wurden die weiteren Auswertungen auf der detaillierteren Ebene der Wasserkörper durchgeführt.

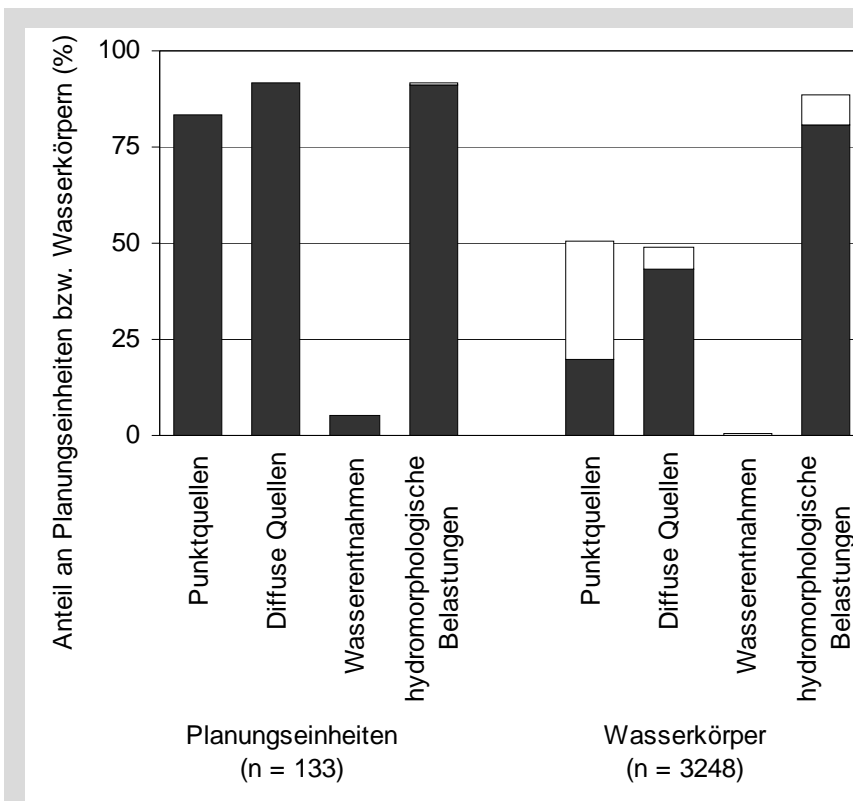
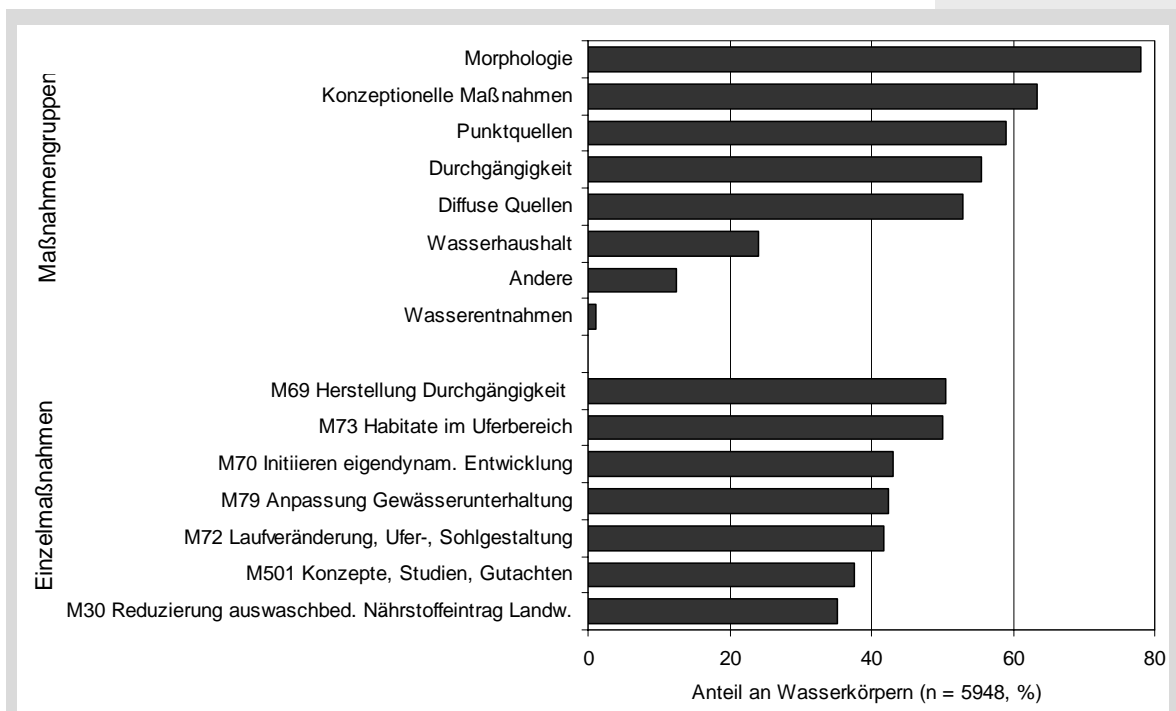


Abb. 2: Anteil der Planungseinheiten (linke Säulen) bzw. Wasserkörper (rechte Säulen), in denen entsprechende Maßnahmen aus den vier Maßnahmen-Gruppen vorgesehen sind; getrennt nach Planungseinheiten und Wasserkörpern, in denen die entsprechenden Belastungen vorkommen (schwarz) bzw. nicht vorkommen (weiß).

Der Vergleich der Maßnahmen und Belastungen zeigt, dass in einem großen Teil der Wasserkörper, in denen Maßnahmen zur Reduzierung der punktuellen stofflichen Belastung vorgesehen sind, gemäß der WasserBLiCK-Datenbank keine signifikante stoffliche Belastung aus Punktquellen vorliegt (61%). Bei diesen Maßnahmen handelt es sich höchstwahrscheinlich um so genannte „grundlegende Maßnahmen“, die nicht aufgrund einer bestehenden signifikanten Belastung und dem daraus resultierenden schlechten ökologischen Zustand ausgewählt wurden sondern aufgrund anderer gesetzlicher Vorschriften umzusetzen sind (z. B. EG-Abwasserrichtlinie). Die Berücksichtigung dieser grundlegenden Maßnahmen ist konform mit der EG-WRRL. Aufgrund der hohen Zahl von Wasserkörpern ohne eine signifikante stoffliche Belastung ist jedoch anzunehmen, dass diese Maßnahmen nur zu einer geringen ökologischen Verbesserung führen werden.

Schwerpunkte der Maßnahmenprogramme und die wichtigsten Einzelmaßnahmen: Der Schwerpunkt der Maßnahmenprogramme liegt auf der Verbesserung der Gewässermorphologie (78%) und auch Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit sind in mehr als der Hälfte der Wasserkörper vorgesehen (56%) (Abb. 3).



Ein weiterer Schwerpunkt der Maßnahmenprogramme liegt auf der Durchführung konzeptioneller Maßnahmen (63%), insbesondere auf den Einzelmaßnahmen *M501 Erstellung von Konzepten, Studien und Gutachten* (38%) sowie *M508 Vertiefende Untersuchungen und Kontrollen* (25%). Grund hierfür ist vermutlich das bestehende Wissensdefizit über die (Wechsel-)Wirkung von anthropogenen Belastungen und Renaturierungsmaßnahmen auf den ökologischen Zustand der Gewässer und die zum Teil fehlenden Daten zu den Belastungen.

Neben den morphologischen und konzeptionellen Schwerpunkten sind häufig auch Maßnahmen zur Verminderung der punktuellen und diffusen stofflichen Belastungen vorgesehen (59% bzw. 53%). Die diffusen Quellen wurden in der Bestandsaufnahme zwar vor allem als signifikante Belastung für Seen, Küsten- und Übergangsgewässer identifiziert, die Angaben zu den Belastungen in der WasserBLICK-Datenbank zeigen jedoch, dass auch nahezu die Hälfte der Fließgewässer-Wasserkörper durch diffuse Quellen signifikant belastet sind. Dagegen steht der hohe Anteil an Maßnahmen zur Verminderung punktueller stofflicher Belastungen im Widerspruch zu den in der Bestandsaufnahme genannten signifikanten Belastungen. Wie bereits erwähnt, handelt es sich vermutlich in vielen Fällen um grundlegende Maßnahmen, die aufgrund der oft nicht vorhandenen, signifikanten stofflichen Belastung wahrscheinlich nur eine geringe ökologische Wirksamkeit haben werden.

Die am häufigsten vorgesehenen Einzelmaßnahmen sind Maßnahmen zur Verbesserung der Morphologie und der Durchgängigkeit (Abb. 3). Einige dieser morphologischen Maßnahmen können auch kleinräumig durchgeführt werden (z. B. *M79 Anpassung / Optimierung der Gewässerunterhaltung*), andere wiederum sind – wenn sie aus gewässermorphologischer, fachlicher

Abb. 3: Anteil der Wasserkörper, in denen Maßnahmen aus den acht Maßnahmengruppen bzw. die häufigsten Einzelmaßnahmen vorgesehen sind.

Sicht korrekt durchgeführt werden – mit einem größeren Flächenbedarf und Umgestaltungen im Bereich des Gewässerrandstreifens und der Aue verbunden (z. B. *M72 Habitatverbesserung im Gewässer durch Laufveränderung, Ufer- und Sohlgestaltung, M70 Initiieren / Zulassen einer eigendynamischen Gewässerentwicklung*).

Regionale Unterschiede in den Maßnahmenprogrammen: Die regionalen Unterschiede in den Maßnahmenprogrammen spiegeln die unterschiedliche Belastungssituation in den entsprechenden Gewässertypen wider. So ist in den Alpen aufgrund der guten Wasserqualität und der extensiven Nutzung der Anteil an Wasserkörpern, in denen Maßnahmen zur Verminderung der punktuellen und diffusen stofflichen Belastungen vorgesehen sind vergleichsweise gering (21% bzw. 1%, Tab. 2). In den Flüssen des Alpenvorlandes und der Mittelgebirge wurden Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit am häufigsten ausgewählt, da diese potenziellen Laichgebiete vieler Wanderfischarten aufgrund der besonders großen Anzahl an Querbauwerken stark fragmentiert sind. In Tieflandströmen und -flüssen ist darüber hinaus der Anteil von konzeptionellen Maßnahmen besonders hoch (79% bzw. 88%, Tab. 2). Diese regionalen Unterschiede bezüglich der konzeptionellen Maßnahmen zeigen sich besonders deutlich bei der Einzelmaßnahme M501 *Erstellung von Konzepten, Studien und Gutachten*, die für den größten Teil der Wasserkörper im Tiefland (53-80%), häufig im Mittelgebirge (35-42%) und selten im Alpenvorland und den Alpen (0-8%) ausgewählt wurde (Tab. 3).

Ökoregion	Gewässergröße	Punktquellen	Diffuse Quellen	Wasserentnahme	Wasserhaushalt	Durchgängigkeit	Morphologie	Konzept. Maßnahmen
alle Gewässertypen		59,0	52,8	1,1	24,1	55,6	78,0	63,4
Alpen	Bäche u. Flüsse	21,0	1,2	3,0	54,1	63,8	66,3	27,8
Alpenvorland	Bäche	32,7	61,2	1,0	34,1	64,3	82,6	76,0
	Flüsse	38,7	40,9	4,1	60,6	87,1	94,7	65,2
Mittelgebirge	Bäche	73,4	63,8	1,8	28,9	65,5	75,3	61,4
	Flüsse	70,5	59,5	1,5	34,7	80,4	74,6	60,7
	Ströme	59,8	52,4	0,0	33,7	63,0	81,8	70,6
Tiefland	Bäche	64,6	59,2	0,4	7,5	39,7	70,8	65,4
	Flüsse	51,2	51,8	0,0	30,8	64,0	85,9	88,2
	Ströme	36,7	38,5	0,0	40,6	10,6	32,6	79,4
Marschengewässer	Bäche u. Flüsse	74,0	1,8	0,0	11,1	14,6	99,5	0,0
Ökoreg. unabh. Typen	Bäche u. Flüsse	58,0	48,7	0,1	7,8	46,5	85,8	66,9

Neben der Belastungssituation bestimmt die Gewässernutzung bzw. der Nutzungsdruck maßgeblich die Maßnahmenauswahl. Morphologische Maßnahmen ohne bzw. mit geringem zusätzlichem Flächenbedarf wurden am häufigsten im Tiefland ausgewählt (z. B. *M79 Anpassung / Optimierung der Gewässerunterhaltung*), Maßnahmen mit mittlerem Flächenbedarf kommen in den Maßnahmenprogrammen aller Gewässertypen gleichermaßen häufig vor (z. B. *M72 Habitatverbesserung im Gewässer durch Laufveränderung, Ufer- und Sohlgestaltung*), wohingegen

Tab. 2: Anteil der Wasserkörper, in denen entsprechende Maßnahmen aus den Maßnahmengruppen vorgesehen sind; differenziert nach Gewässertypen.

Maßnahmen mit höherem Flächenbedarf vor allem in den Fließgewässern der Mittelgebirge und Voralpen vorgesehen sind (z. B. M70 *Initiieren / Zulassen einer eigendynamischen Gewässerentwicklung*). Darüber hinaus wurden in den stark überprägten Tiefland Strömen mit hohem Nutzungsdruck nur in vergleichsweise wenigen Wasserkörpern Maßnahmen zur Verbesserung des morphologischen Zustands vorgesehen (33%, Tab. 3).

Ökoregion	Gewässergröße	M30	M69	M70	M72	M73	M79	M501
alle Gewässertypen		35,2	50,4	43,1	41,7	50,1	42,3	37,6
Alpen	Bäche u. Flüsse	1,2	52,9	38,7	38,2	26,0	3,0	8,1
Alpenvorland	Bäche	61,2	55,5	53,4	74,0	69,3	0,0	0,3
	Flüsse	40,9	68,2	71,1	70,7	56,1	0,0	2,5
Mittelgebirge	Bäche	30,7	59,0	56,8	47,5	57,7	28,8	34,5
	Flüsse	33,6	71,0	48,2	50,6	58,2	24,2	35,8
	Ströme	45,1	46,7	57,8	33,1	37,6	27,8	42,4
Tiefland	Bäche	49,5	39,7	29,3	23,1	38,7	63,4	53,2
	Flüsse	41,7	64,0	42,9	43,5	66,5	72,4	72,7
	Ströme	28,2	10,6	22,0	21,9	27,3	19,9	79,4
Marschengewässer	Bäche u. Flüsse	0,0	14,6	0,3	3,4	24,4	91,0	0,0
Ökoreg. unabh. Typen	Bäche u. Flüsse	36,8	45,1	33,2	43,6	51,4	72,9	42,8

Die Ergebnisse sind ein deutlicher Hinweis darauf, dass die Maßnahmenplanung vor allem im Tiefland schwierig war bzw. noch nicht abgeschlossen ist. Grund hierfür ist vermutlich zum einen das immer noch bestehende Wissensdefizit bezüglich der Ökologie der Tieflandgewässer und der Wechselwirkung von Belastungen und Renaturierungsmaßnahmen, daneben aber auch die hohe Zahl von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern, für die das gute ökologische Potenzial als Umweltqualitätsziel noch hergeleitet werden muss.

Die Literaturstudie zu der Wirkung anthropogener Belastungen und Renaturierungsmaßnahmen (vgl. Kapitel 2.4) hat gezeigt, dass bezüglich der in den Maßnahmenprogrammen vorgesehenen Maßnahmen folgende wesentlichen Wissensdefizite bestehen: (1) die Prognose der morphodynamischen Entwicklung von renaturierten Gewässerabschnitten in anthropogen überprägten Einzugsgebieten, (2) die gemeinsame Wirkung von lokalen Maßnahmen zum Rückhalt von Nährstoffen und Feinsubstrat durch Gewässerrandstreifen mit geringer Breite (< 10 m) und Maßnahmen in der Fläche, (3) die Auswirkung der Kolmatierung auf die Organismengruppen der Fische und des Makrozoobenthos und Möglichkeiten der Renaturierung sowie Daten zu Art und Umfang der Kolmatierung in den Gewässern, (4) die Auswirkung multipler Belastungen und Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen in Tieflandgewässern und (5), in allen Fließgewässertypen, auf bisher weniger gut untersuchte Organismengruppen wie das Phytoplankton.

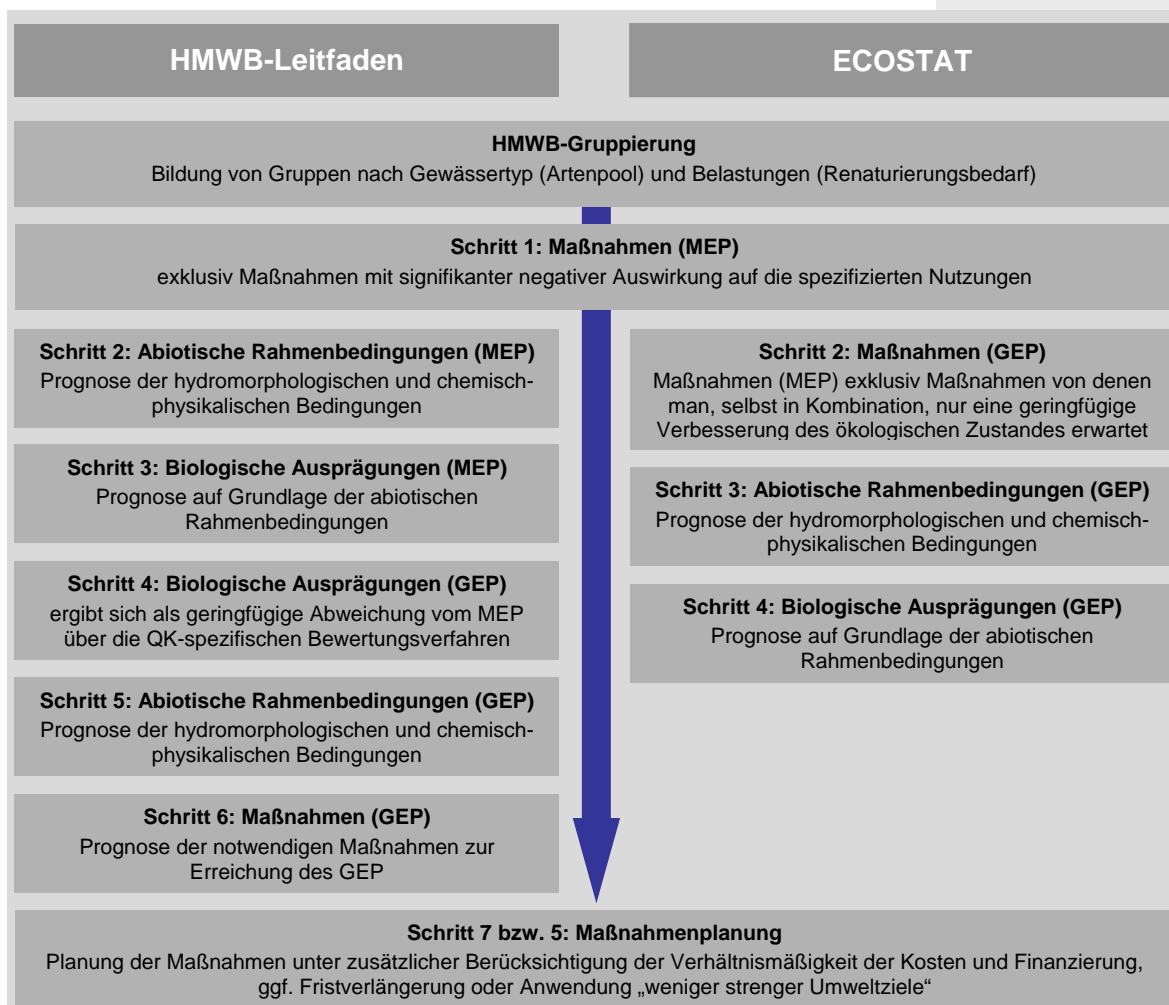
Tab. 3: Anteil der Wasserkörper, in denen die entsprechenden Einzelmaßnahmen nach LAWA-Katalog vorgesehen sind; differenziert nach Gewässertypen. Es sind nur die am häufigsten ausgewählten Einzelmaßnahmen aufgelistet.

2.3 Bildung von HMWB-Gruppen zur Herleitung des guten ökologischen Potenzials

Untersuchungsansatz

Neben den natürlichen Oberflächengewässern definiert die EG-WRRL die Sonderkategorien „erheblich veränderte“ (HMWB) und „künstliche“ (AWB) Wasserkörper. Ein künstlicher Wasserkörper ist gemäß Artikel 2 Nr. 8 der EG-WRRL ein von Menschenhand geschaffener Oberflächenwasserkörper, der z. B. auf ehemals trockenem Land angelegt worden ist. Als erheblich verändert werden gemäß Artikel 2 Nr. 9 Oberflächenwasserkörper bezeichnet, die durch den Menschen „in ihrem Wesen“ verändert wurden, um bestimmte Nutzungen (z. B. Schifffahrt, Wasserkraftnutzung, Hochwasserschutz) zu ermöglichen und in denen die Beseitigung der hydrologischen und morphologischen Defizite zur Erreichung des guten ökologischen Zustands die beeinträchtigenden Nutzungen signifikant und nachhaltig gefährden würde.

Abb. 4: Herleitung des guten ökologischen Potenzials nach dem HMWB Leitfaden und ECOSTAT (Prager Ansatz).



Für die HMWB und AWB ist das höchste ökologische Potenzial (MEP) als Referenzbedingung und das gute ökologische Potenzial (GEP) als Umwelt- bzw. Bewirtschaftungsziel festzulegen (EG-WRRL, Anhang II). Zur Herleitung des guten ökologischen Potenzials können grundsätzlich zwei unterschiedliche Verfahren zur Anwendung kommen (Verfahren gemäß des HMWB-Leitfadens (CIS-Guidance) und der ECOSTAT-Ansatz („Prager Ansatz“)), wobei in Deutschland in einigen Bundesländern der Prager Ansatz favorisiert wird. Die einzelnen Schritte der beiden Verfahren sind in Abb. 4 dargestellt.

Beim Prager Verfahren werden zunächst alle Maßnahmen ausgewählt, die keine signifikanten Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen oder die Umwelt im weiteren Sinne besitzen (Schritt 1). Dies entspricht dem Maßnahmenpaket zu Erreichung des MEP gemäß HMWB-Leitfaden. In einem zweiten Schritt entfallen beim Prager Verfahren alle Maßnahmen, von denen in Kombination nicht mehr als eine geringfügige Verbesserung des ökologischen Zustandes zu erwarten ist. Im Gegensatz zum Verfahren gemäß HMWB-Leitfaden erfolgt die Abstufung vom GEP zum MEP also nicht auf Ebene der Biologie (HMWB-Leitfaden Schritt 4), sondern auf der Maßnahmenebene durch die Reduktion der Maßnahmenliste. Dies bedeutet nicht, dass pauschal alle Einzelmaßnahmen mit geringer ökologischer Wirksamkeit entfallen. Sofern diese in Summe eine erhebliche ökologische Verbesserung der ökologischen Verhältnisse bewirken, sind auch einzelne der weniger wirksamen Maßnahmen für die Herleitung des GEP mit zu berücksichtigen (Schritt 2). In einem dritten Schritt wird die Wirkung der verbleibenden, für das GEP relevanten Maßnahmen auf die abiotischen Rahmenbedingungen (hydromorphologische und chemisch-physikalische) abgeschätzt. Auf Grundlage der abiotischen Rahmenbedingungen des GEP werden dann die biologischen Verhältnisse im GEP prognostiziert (Schritt 4).

Gleichgültig welches Verfahren verwendet wird, ist der Aufwand zur Herleitung des guten ökologischen Zustands groß. Dies ist von besonderer Bedeutung für die Umsetzung der WRRL in Deutschland, da hier 37% der Wasserkörper als HMWB und 15% als AWB ausgewiesen wurden (Quelle: Umweltbundesamt) und damit für 52% das gute ökologische Potenzial als Umweltqualitätsziel herzuleiten ist. In der hier durchgeführten Studie wurde untersucht, ob HMWB zu Gruppen zusammengefasst werden können, die ein gleiches oder ähnliches gutes ökologische Potenzial besitzen. Eine solche Gruppierung der HMWB war bereits bei der Ausweisung der HMWB vorgesehen (HMWB Leitfaden Kapitel 6.3) und es ist in ähnlicher Weise fachlich begründet, eine solche Gruppierung für die Herleitung des guten ökologischen Potenzials vorzunehmen – analog zur Gruppierung und Herleitung des guten ökologischen Zustands für Wasserkörper des gleichen Gewässertyps. Die grundlegende Überlegung ist, dass an HMWB mit vergleichbaren Rahmenbedingungen (Gewässertyp, Belastungen, Nutzungen) ähnliche Maßnahmen durchführbar sind (Art und Umfang) und sich daraus ein vergleichbares ökologisches Potenzial ergibt. Die Nutzungen im Wasserkörper schränken Umfang und Art der durchführbaren Maßnahmen ein. Die Bewertung, welche Maßnahmen eine signifikante

negative Auswirkung auf die spezifizierten Nutzungen hat lässt sich rein (natur-) wissenschaftlich nicht vornehmen, ist Teil des Schritt 1 in Abb. 4 und wurde in der vorliegenden Studie nicht untersucht.

Die Gruppierung der HMWB erfolgte vielmehr nach dem Gewässertyp, der den für die Besiedlung zur Verfügung stehenden Artenpool festlegt, und den Belastungen, aus denen sich der Renaturierungsbedarf ergibt. Für die Gruppierung nach Gewässertyp und Belastungen mussten zwei grundlegende Fragen beantwortet werden:

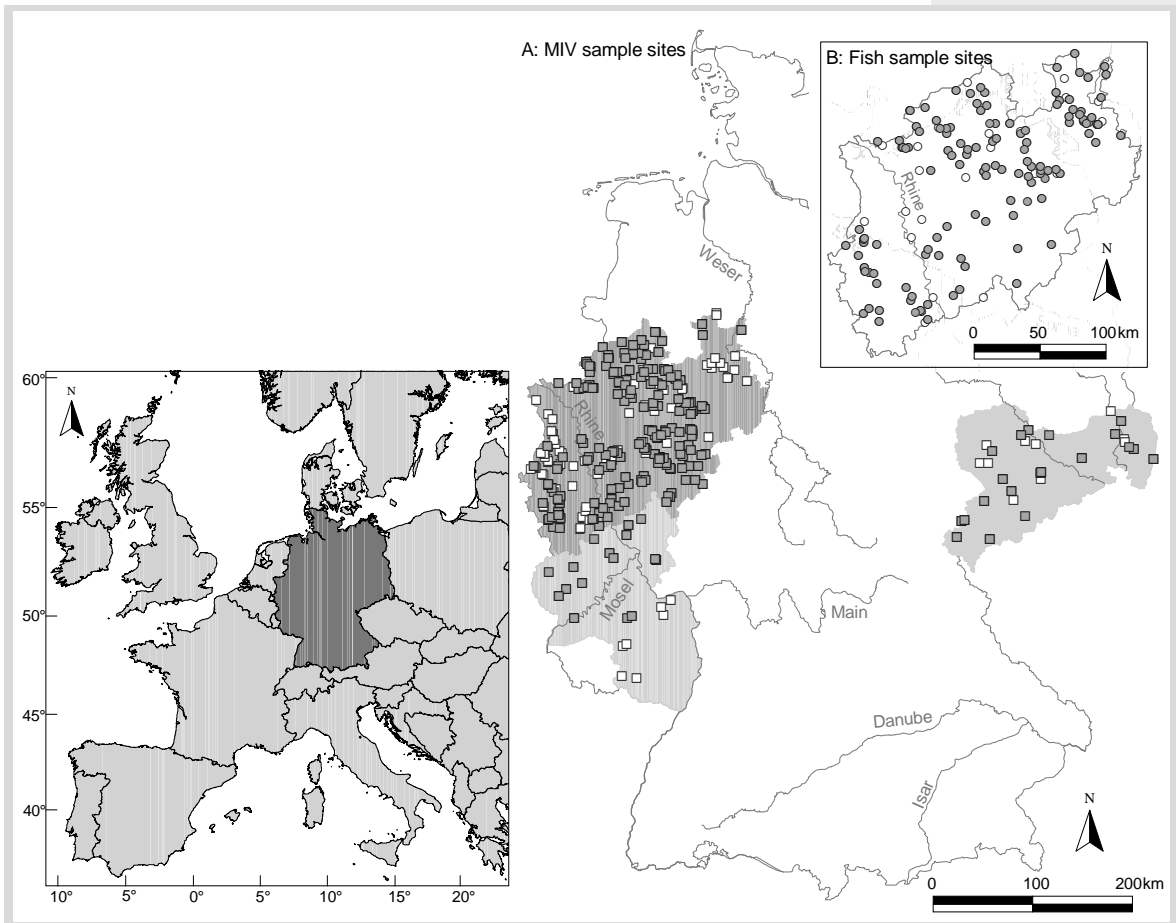
- 1.) Weisen HMWB unterschiedlicher Gewässertypen eine signifikant unterschiedliche Besiedlung bzw. Artenpool auf? Bei einer signifikant unterschiedlichen Besiedlung können die HMWB dieser Gewässertypen nicht in Gruppen zusammengefasst werden. In Verbindung mit den unterschiedlichen Belastungssituationen ergibt sich potenziell ein große Zahl unterschiedlicher HMWB-Gruppen. Da es aufgrund der Belastungen in degradierten Gewässern i.d.R. zu einer Vereinheitlichung der Besiedlung kommt, können die gewässertyp-spezifischen Unterschiede soweit verringert sein, dass sich mehrere Gewässertypen zusammen fassen lassen. Dies würde die Anzahl der HMWB-Gruppen deutlich verringern.
- 2.) Wird die Besiedlung in den HMWB maßgeblich von den hydromorphologischen Belastungen im Wasserkörper selbst bestimmt, oder hängt diese auch wesentlich von Belastungen auf größeren räumlichen Skalen (Ober- / Unterlauf, Einzugsgebiet) ab? Wenn Belastungen auf größeren räumlichen Skalen die Besiedlung in den HMWB maßgeblich mit bestimmen, müssen diese bei der Gruppierung und Bewirtschaftung der HMWB berücksichtigt werden.¹

Im Rahmen der Untersuchung wurden biologische Monitoring-Daten aus Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Sachsen ausgewertet, da (i) in diesen drei Bundesländern detaillierte und vergleichbare Gewässerstrukturdaten nach dem LAWA Vor-Ort-Verfahren zu Beschreibung des hydromorphologischen Zustands zur Verfügung standen und (ii) eine größere Zahl von Wasserkörpern als HMWB ausgewiesen waren. Neben den HMWB wurden auch degradierte natürliche Wasserkörper (NWB) im Datensatz berücksichtigt (mittlere Gesamtbewertung der Gewässerstruktur im Wasserkörper >3), (i) da es für die Untersuchung der biologischen Zusammenhänge nicht ausschlaggebend ist, ob der Wasserkörper als HMWB ausgewiesen wurde oder es sich um einen in ähnlicher Weise degradierten NWB handelt und (ii) um den gesamten hydromorphologischen Gradienten von stark degradierten HMWB bis hin zu HMWB nach Durchführung von Maßnahmen abzudecken. Die NWB wurden also als Ersatz für HMWB nach Durchführung von Maßnahmen in den Datensatz

¹ Analog hierzu werden natürliche Steuergrößen auf größeren räumlichen Skalen auch bei den natürlichen Gewässertypen berücksichtigt, z. B. der Einfluss von Seen auf das Abflussregime der seenausflussgeprägten Gewässertypen oder die Verschleppung von grobem Sohlmaterial aus kiesgeprägten Gewässern nach unterstrom in Tiefland-Gewässertypen.

aufgenommen, da Daten zu solchen HMWB bisher noch nicht vorliegen (degradierte NWB \cong HMWB nach Durchführung von Maßnahmen). Insgesamt standen Daten zu 317 Makrozoobenthos (MZB) und 142 Fisch-Probestellen zur Verfügung, wobei letztere ausschließlich in Nordrhein-Westfalen lagen (Abb. 5).

Abb. 5: Lage der Probestellen. Weiß: nur Gewässertypen-Untersuchung. Grau: auch Untersuchung zu räumlichen Skalen



Gewässertypspezifische Unterschiede der Besiedlung von HMWB

Die gewässertypspezifischen Unterschiede in der Besiedlung der Wasserkörper bzw. Probestellen wurden mit Hilfe zweier statistischer Verfahren untersucht: Bei dem Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) werden die Probestellen in einem zweidimensionalen Koordinatensystem entsprechend der Ähnlichkeit der Besiedlung angeordnet, d. h. Probestellen mit ähnlicher Besiedlung liegen nahe zusammen. Ob Gruppen von Probestellen unterschiedlicher Gewässertypen signifikante Unterschiede in der Besiedlung aufweisen wurde mit Hilfe der Analysis of Similarities (ANOSIM) geprüft.

Sowohl beim Makrozoobenthos, als auch bei den Fischen zeigen sich auch an den hier untersuchten, degradierten Probestellen signifikante Unterschiede in der Besiedlung der zwei Großregionen Mittelgebirge und Tiefland (ANOSIM, $R > 0,35$, $p < 0,01$) und innerhalb der Großregionen zwischen den Bach- und Flusstypen (ANOSIM, $R > 0,13$, $p < 0,01$). Mehrere Bach- bzw. Flusstypen innerhalb der Großregionen zeigen jedoch keine

signifikanten, typspezifischen Unterschiede und können daher für die Gruppierung der HMWB zusammen gefasst werden (ANOSIM, $R < 0,03$, $p > 0,30$, Fische LAWA Typ 15/12: $R < 0,19$, $p > 0,17$) (Tab. 4). So weisen beispielsweise die Probestellen der Tiefland-Flüsse in Abhängigkeit vom natürlichen Sohlsubstrat signifikante Unterschiede in der Besiedlung durch das Makrozoobenthos auf, die Tiefland-Bäche zeigen jedoch keine solche gewässertypspezifische Besiedlung (Tab. 4, Abb. 6).

Für einige der Gewässertypen, die auch im degradierten Zustand eine eigenständige Besiedlung aufweisen, standen nicht ausreichend viele Daten zur Verfügung. So weisen z. B. die karbonatischen LAWA Typen Typ 6 und Typ 7 eine ähnliche, jedoch von Typ 5 signifikant unterschiedliche Besiedlung auf, konnten jedoch aufgrund der geringen Anzahl an Probestellen im Datensatz bei den weiteren Untersuchungen nicht berücksichtigt werden. Die Bezeichnung „Mittelgebirgs-Bäche“ bezieht sich daher im Folgenden auf die 43 Probestellen des Typ 5.

Gruppierung		Makrozoobenthos	Fische	Anzahl Probestellen (Einfluss räuml. Skalen)	
				Makrozoobenthos	Fische
Mittelgebirge	Bäche	Typ 5 Typ 6, 7*	Typ 5, 6, 7	43	23
	Flüsse	Typ 9, 9.2 Typ 9.1*	Typ 9, 9.2, 9.1	76	23
Tiefland	Bäche	Typ 11, 14, 16, 18, 19	Typ 11, 14, 16, 18, 19	76	53
	Flüsse	Typ 15 Typ 12*	Typ 15, 12	33	23
		Typ 17*	Typ 17*		

*Untersuchung zum Einfluss räumliche Skalen (nächstes Unterkapitel) aufgrund geringer Anzahl Probestellen nicht möglich

Tab. 4: Gruppierung der LAWA Gewässertypen nach fehlenden typspezifischen Unterschieden der degradierten Probestellen.

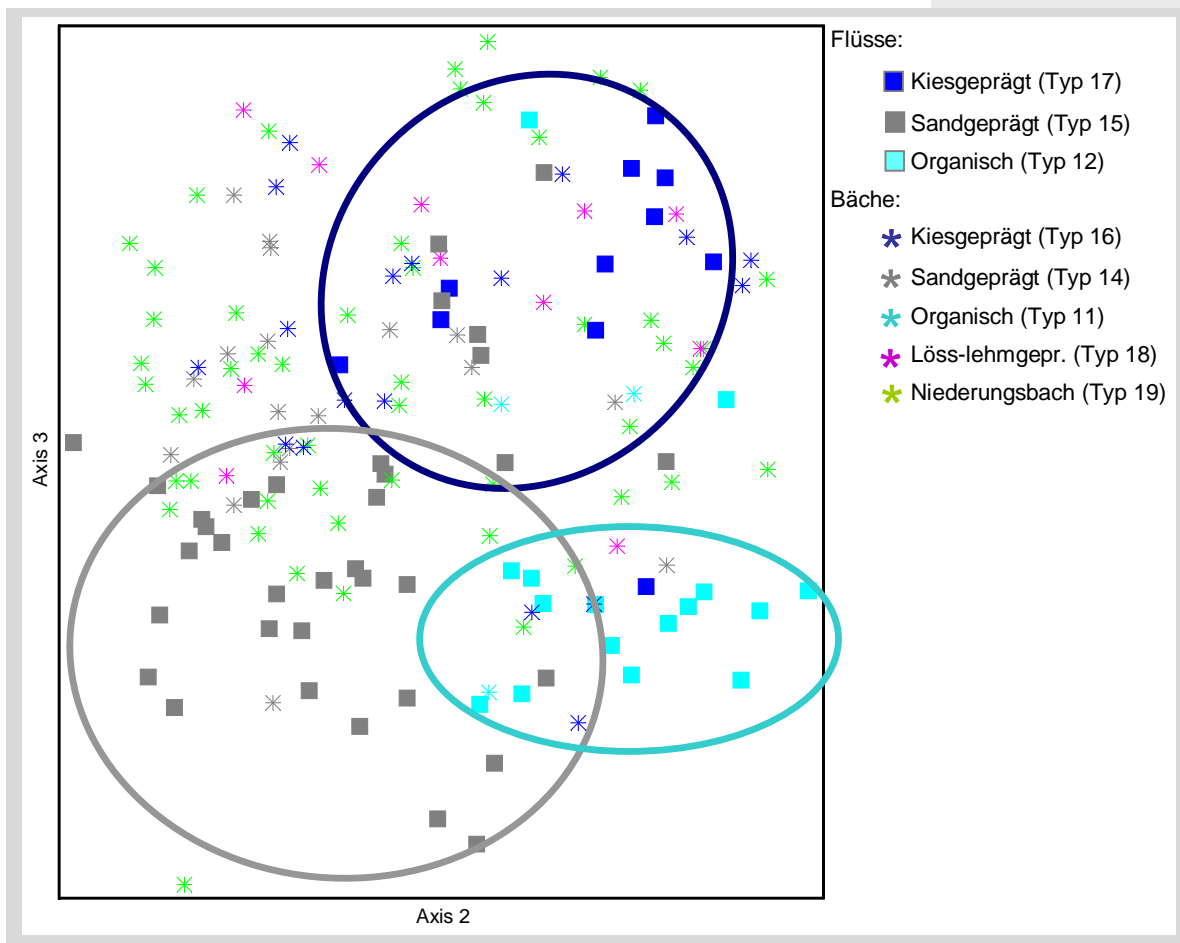


Abb. 6: NMDS-Plot der Makrozoobenthos Probestellen der LAWA Tiefland-Gewässertypen

Wirkung von Belastungen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen auf den ökologischen Zustand von HMWB

Untersuchungsziel: Es ist seit langem bekannt, dass die Besiedlung in Fließgewässern von natürlichen Steuergrößen und anthropogenen Belastungen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen beeinflusst wird (Hynes 1975; Minshall 1988). In vielen grundlegenden konzeptionellen Modellen der Geomorphologie und Ökologie sind diese räumlichen Skalen hierarchisch geordnet, wobei die Habitat-Bedingungen und Besiedlung auf kleineren räumlichen Skalen von Steuergrößen auf größeren räumlichen Skalen bestimmt werden (Schumm & Lichty 1965, Knighton 1984, Frissell et al. 1986, Poff 1997). Aufgrund der geringen Länge vieler Wasserkörper wird deren hydromorphologischer Zustand und die Besiedlung potenziell maßgeblich von Steuergrößen und Belastungen auf größeren räumlichen Skalen bestimmt. Etwa ein Drittel der Wasserkörper in Deutschland ist kürzer als 5 km und mehr als zwei Drittel kürzer als 10 km (Datengrundlage: WasserBLick WFD Reporting; 12.12.2008, keine Daten aus Bayern).

Daher stellt sich die Frage, ob die Besiedlung der HMWB maßgeblich vom hydromorphologischen im Wasserkörper selbst bestimmt wird oder ob bei der Gruppierung und generell bei der Bewirtschaftung Belastungen auf

größeren räumlichen Skalen ebenfalls berücksichtigt werden müssen. Darüber hinaus ist diese Frage von generellem Interesse für die Renaturierung von Gewässern, da die Maßnahmen oft lokal, an kurzen Gewässerabschnitten durchgeführt werden und diese unwirksam sind, wenn limitierende Faktoren auf größeren räumlichen Skalen nicht identifiziert und entsprechend adressiert werden.

Ziel der Untersuchung war es daher (i) die wesentlichen Belastungen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen zu identifizieren, welche den ökologischen Zustand der HMWB bestimmen, (ii) die relative Bedeutung der räumlichen Skalen zu quantifizieren, um zu klären, ob die HMWB maßgeblich von den hydromorphologischen Verhältnissen im Wasserkörper selbst bestimmt werden. Eine ausführliche Beschreibung der Untersuchung findet sich in Kail & Wolter (2011c) und Kail et al. (in prep.).

Untersuchungsansatz: Es wurde der Einfluss von anthropogenen Belastungen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen auf den ökologischen Zustand an den Monitoring-Probstellen untersucht, um auf dieser Grundlage Schlussfolgerungen für die Gruppierung und Bewirtschaftung von Wasserkörpern (HMWB) zu ziehen. Zur Beschreibung des hydromorphologischen Zustands auf den folgenden vier unterschiedlichen räumlichen Skalen wurden die Gewässerstrukturdaten nach dem LAWA Vor-Ort-Verfahren herangezogen: (i) die Probstelle, (ii) ein längerer Gewässerabschnitt im Bereich der Probstelle, (iii) der direkte Oberlauf (einschließlich Nebengewässer) bis zum nächsten Querbauwerk bzw. über dieses hinaus und (iv) für die Fisch-Probstellen der direkte Unterlauf, ebenfalls bis zum nächsten Querbauwerk und über dieses hinaus. Die Landnutzung im Teileinzugsgebiet (CORINE Landnutzungs-Daten) oberhalb der Probstelle wurde als Proxy für die anthropogenen Belastungen auf Einzugsgebiets-Ebene verwendet. Die betrachtete Gewässerslänge auf den räumlichen Skalen „Probstelle“, „Gewässerabschnitt“ und „Ober- Unterlauf“ war abhängig von der Gewässergröße (Tab. 5).

Gewässerbreite (m)	Probstelle (km)	Gewässerabschnitt (km)	Ober-Unterlauf (km)
< 5	0,1	0,5	2,5
5-10	0,1	0,7	2,5
10-20	0,2	1,5	5,0
20-40	0,5	3,0	7,5

Tab. 5: Ausdehnung der räumlichen Skalen in Abhängigkeit von der Gewässerbreite.

Der ökologische Zustand des Makrozoobenthos wurde über das PERLODES Modul „allgemeine Degradation“ bewertet, das die Auswirkungen verschiedener Stressoren (Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe), vor allem aber die Beeinträchtigung der Gewässermorphologie widerspiegelt. Der ökologische Zustand der Fische wurde mit Hilfe des Bewertungsverfahrens fiBS beschrieben. In einer

Voruntersuchung wurden fiBS-Metrics identifiziert, welche möglichst gut die hier betrachteten hydromorphologischen Belastungen und die Nutzung im Einzugsgebiet widerspiegeln (siehe nächstes Unterkapitel). Da die Ausweisung eines Wasserkörpers als HMWB nicht aufgrund einer rein stofflichen Belastung erfolgen darf und der gute chemische Zustand in jedem Fall zu erreichen ist, wurden nur die nicht saprobiell belasteten Probestellen berücksichtigt (Bewertung nach PERLODS Modul Saprobie „gut“ oder „sehr gut“). Andere stoffliche Belastungen konnten jedoch nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Metric	Description
<i>Inventory of species and guilds</i>	
CoreN	Number of core species missing
CoreP	Share of core species missing on total number of core species in reference
TypeN	Number of stream type specific species missing
TypeP	Share of stream type specific species missing on total number of core species in reference
GuildPA	Mean fiBS assessment result for presence/absence of all guilds (ranging from 1-5)
<i>Relative abundance of species and guilds (R = deviation from reference conditions)</i>	
CoreAB(R)	Core species
Rheo(R)	Rheophilic species
Litho(R)	Lithophilic species
Psammo(R)	Psammophilic species
Phyto(R)	Phytophilic species
Invert(R)	Invertivore species
Omni(R)	Omnivore species
GuildAB	Mean fiBS assessment result for abundance of all guilds (ranging from 1-5)
<i>Fish region</i>	
FRI	Fish Region Index (mean indicator value of the sampled species for fish region, presence of potamal fish results in high values for FRI)
<i>Dominant species</i>	
CSI	Core Species Index (number of core species with relative abundance >5% in sample divided by total number of core species in reference)
CDI	Community Dominance Index (sum of relative abundance of the two most abundant fish species)

Tab. 6: Abkürzungen und Beschreibung der berücksichtigten fiBS Metrics.

Auswahl geeigneter fiBS-Metrics: Im Bewertungsverfahren fiBS gibt es keinen Metric, der explizit für die Bewertung hydromorphologischer Belastungen oder der Auswirkung der Landnutzung entwickelt wurde. Für jeden der vier Datensätze wurden daher in einer Voruntersuchung mit Hilfe eines kanonischen Ordinationsverfahrens (Redundancy Analysis RDA) fiBS Metrics ausgewählt, die möglichst gut mit den hier betrachteten anthropogenen Belastungen korrelieren. fiBS Metrics zur Bewertung der Migration oder Alterstruktur wurden nicht berücksichtigt, da die Hindernisse für Langdistanzwanderfische nicht alle berücksichtigt werden konnten und die natürliche Reproduktion i.d.R. als binäre Variable erfasst wird (ja/nein).

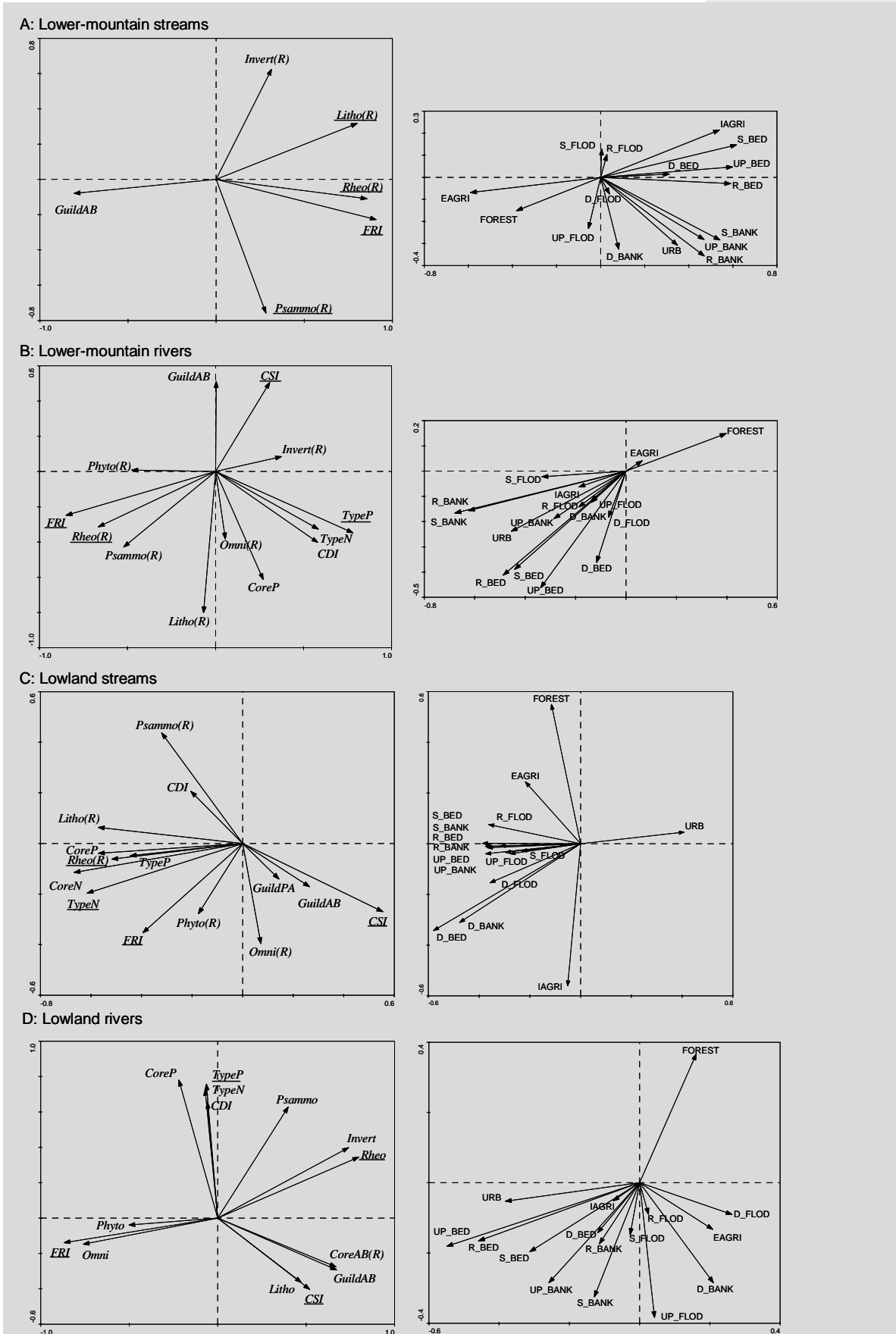
Bei der Auswahl der Metrics wurde versucht möglichst alle der vier übrigen Qualitätsmerkmale zu berücksichtigen (Arten- und Gildeninventar, Artenabundanz und Gildenverteilung, Fischregion, Dominante Arten). Es wurden nur intervallskalierte Metrics berücksichtigt, die im Datensatz einen ausreichend langen Gradienten aufweisen (Tab. 6).

Abbrev.	Description
<i>Spatial scales</i>	
S	Site
R	Reach
UP	Upstream
UPD	Upstream up to next dam
D	Downstream
DD	Downstream to next dam
<i>Hydromorphological assessment</i>	
ALL	Overall score
BED	Bed score
BANK	Bank score
FLOOD	Floodplain score
IPAT	Channel pattern index
I PROF	Longitudinal profile index
IBED	Channel bed features index
ICROSS	Cross-section index
IBANK	Channel bank features index
IPLAN	Planform index
IMP	% impounded reaches
<i>Upstream catchment land use</i>	
URBAN	% urban land use
IAGRI	% intensive agriculture
EAGRI	% extensive agriculture
FOREST	% forest

Tab. 7: Abkürzungen und Beschreibung der hydromorpholog. Belastungen und Landnutzungen.

In allen vier Datensätzen war der Fischregions-Index (FRI) ein guter Indikator für den hydromorphologischen Zustand der Gewässer, ebenso wie der relative Anteil der rheophilen Fischarten im Vergleich zu den Referenzbedingungen (Rheo(R)) (Qualitätsmerkmal Artenabundanz und Gildenverteilung) (Abb. 7, Beschreibung der Variablen siehe Tab. 6 und 7). Die Zunahme des FRI und Abnahme des Rheo(R) mit zunehmender anthropogener Belastung zeigt, dass diese zu einer deutlichen Potamalisierung führen. Die Metrics der Qualitätsmerkmale Arten- und Gildeninventar sowie Dominante Arten waren weniger gut mit den untersuchten anthropogenen Belastungen assoziiert. Vor allem der Leitartenindex (CSI) zeigte eine mehr oder weniger deutliche Korrelation mit den Belastungen. Da die Artenzahl in den Mittelgebirgs-Bächen für die Beschreibung des Arten- und Gildeninventars und der dominanten Arten zu gering ist, wurden hier zwei weitere Metrics des Qualitätsmerkmals Artenabundanz und Gildenverteilung ausgewählt (Litho(R) und Psammo(R)) (Abb. 7 A). Die für die weitere Untersuchung ausgewählten fiBS-Metrics sind in Abb. 7 unterstrichen.

Abb. 7: RDA Biplots der fiBS Metrics sowie der hydromorpholog. Belastungen und Landnutzungen.



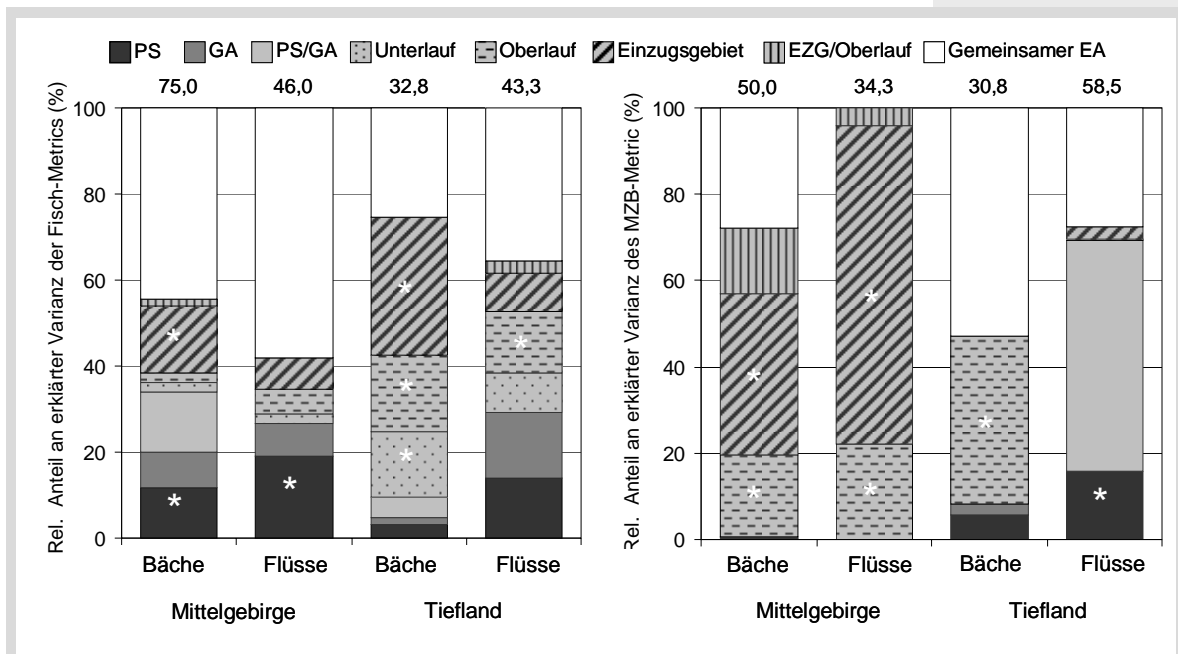
Wesentliche Belastungen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen: Um auf den einzelnen räumlichen Skalen jeweils die wichtigsten Belastungen zu identifizieren, wurden mit Hilfe Multipler Linearer Regressionen (Makrozoobenthos) bzw. Redundancy Analysis (Fische) alle Variablen identifiziert, die im statistischen Modell einen signifikanten zusätzlichen Erklärungsanteil am PERLODES Wert des Moduls allgemeine Degradation bzw. an den ausgewählten fiBS Metrics hatten (siehe auch Kail & Wolter 2011c).

Auf der räumlichen Skala der Probestelle und des Gewässerabschnitts hängt die Besiedlung der Fische am stärksten vom hydromorphologischen Zustand der Ufer ab. Der beste Indikator für den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos auf diesen räumlichen Skalen ist die Laufkrümmung, d. h. die Naturnähe der Laufform.

Der Ober- und Unterlauf erklärt die Besiedlung der Fische am besten, wenn nur der hydromorphologische Zustand bis zum nächsten Querbauwerk in die Auswertung eingeht. Vermutlich nutzen die Fische den Ober- bzw. Unterlauf aufgrund ihrer hohen Mobilität tatsächlich als Habitat und daher führt die Berücksichtigung des hydromorphologischen Zustands außerhalb dieses Bereichs nicht zu einer besseren Korrelation mit der Fisch-Besiedlung. Im Gegensatz dazu ist der ökologische Zustand des Makrozoobenthos besser zu erklären, wenn auch der hydromorphologische Zustand von Gewässerabschnitten oberhalb der Querbauwerke berücksichtigt wird. Da das Makrozoobenthos diese Abschnitte i. d. R. nicht erreicht und damit nicht als Habitat nutzen kann, beruht der Einfluss des Oberlaufs vermutlich auf einer indirekten Wirkung über die Veränderung physiko-chemischer Parameter (Wassertemperatur, Nährstoffbelastung) oder des Transports von Feststoffen mit der fließenden Welle (z. B. Feinsubstrat, organisches Material wie Falllaub und Totholz) bzw. der Drift von Organismen und damit der Ausbreitung und (Wieder-)Besiedlung der unterstrom liegenden Probestellen. Der Rückstau oberhalb der Querbauwerke ist vermutlich nicht die alleinige oder wichtigste Ursache für die Wirkung des Oberlaufs, da die Länge der Rückstaubereiche im Oberlauf nur in einem der vier Datensätze (Mittelgebirgs-Flüsse) einen signifikanten Einfluss auf den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos besitzt.

Auf der räumlichen Skala des Einzugsgebiets erklärt von den untersuchten Landnutzungs-Kategorien der Anteil urbaner Nutzung die Besiedlung der Fische am besten. Dies trifft auch auf die Besiedlung des Makrozoobenthos in Mittelgebirgs-Bächen und Flüssen zu, wobei hier die intensive agrarwirtschaftliche Nutzung einen zusätzlichen, signifikanten Erklärungsanteil am ökologischen Zustand des MZB besitzt. Im Tiefland ist der Einfluss der Landnutzung nicht statistisch nachweisbar, sehr wahrscheinlich aufgrund der geringen Variabilität im Datensatz (alle Probestellen weisen ein stark urban und landwirtschaftlich geprägtes Einzugsgebiet auf).

Quantifizierung der relativen Bedeutung der räumlichen Skalen: In einem ersten Schritt wurde berechnet, welcher Anteil der Varianz bei den Fisch-Metrics bzw. dem PERLODES Modul allgemeine Degradation durch die oben identifizierten Variablen aller räumlichen Skalen gemeinsam erklärt werden kann (Erklärungsanteil 30,8-75,0%, Abb. 8). Um die relative Bedeutung der Belastungen zu quantifizieren wurde bestimmt, welcher Anteil der erklärten Varianz allein durch die Variablen der einzelnen räumlichen Skalen erklärt wird bzw. welchen gemeinsamen Erklärungsanteil die lokalen räumlichen Skalen (Probestelle und Gewässerabschnitt = PS/GA) und die oberhalb der Probestelle liegenden Skalen (Einzugsgebiet und Oberlauf = EZG/Oberlauf) besitzen. Der verbleibende gemeinsame Erklärungsanteil ergibt sich durch die verbleibenden Co-Korrelationen (Abb. 8).



Der hydromorphologische Zustand auf den lokalen räumlichen Skalen (Probestelle und Gewässerabschnitt, schwarz und grau gefüllte Teile des Balkendiagramms Abb. 8) ist für die Fische von größerer Bedeutung im Vergleich zum Makrozoobenthos. Auf diesen räumlichen Skalen werden viele der klassischen Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt, wie z. B. die Remäandrierung von Gewässern oder der Einbau von Habitat-Strukturen. Möglicher Grund für die Unterschiede könnte die höhere Mobilität der Fische sein, die geeignete Habitate auf der räumlichen Skala des Gewässerabschnitts aktiv aufsuchen und nutzen können. Die Unterschiede könnten aber auch methodisch begründet sein, da einige Fischarten bei der Elektrofischung bevorzugt im Bereich von Unterständen wie Kolke und Totholz gefangen werden, in die sie sich geflüchtet haben. Darüber hinaus erfasst und bewertet das LAWA Vor-Ort-Verfahren vor allem die für die Fische relevanten mesoskaligen Gewässerstrukturen (z. B. Kolke, Bänke) und die für das Makrozoobenthos relevanten Mikrohabitate nur unzureichend (z. B. kleinräumige Substrat und Strömungsbedingungen).

Abb. 8: Absoluter Erklärungsanteil (EA) aller und relativer EA der einzelnen räumlichen Skalen an den ausgewählten Fisch-Metrics bzw. dem MZB-Metric. PA = Probestelle, GA = Gewässerabschnitt, Asterisk = signifikanter zusätzlicher EA.

Die Belastungen auf größeren räumlichen Skalen (Oberlauf-, Unterlauf, Einzugsgebiet, schraffierte Teile im Balkendiagramm Abb. 8) sind für die Fische von ähnlicher Bedeutung wie die lokalen Habitatbedingungen. Für den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos sind die Belastungen auf diesen größeren räumlichen Skalen, insbesondere die Nutzung im Einzugsgebiet, sehr viel bedeutender als die lokalen Habitatbedingungen². Dies heißt nicht, dass die lokalen Habitatbedingungen für das Makrozoobenthos nicht von Bedeutung sind und Renaturierungsmaßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur nicht sinnvoll wären. Vielmehr zeigen die Ergebnisse, dass in diesen Gewässern Belastungen auf größeren räumlichen Skalen die Besiedlung des Makrozoobenthos mit beeinflussen.

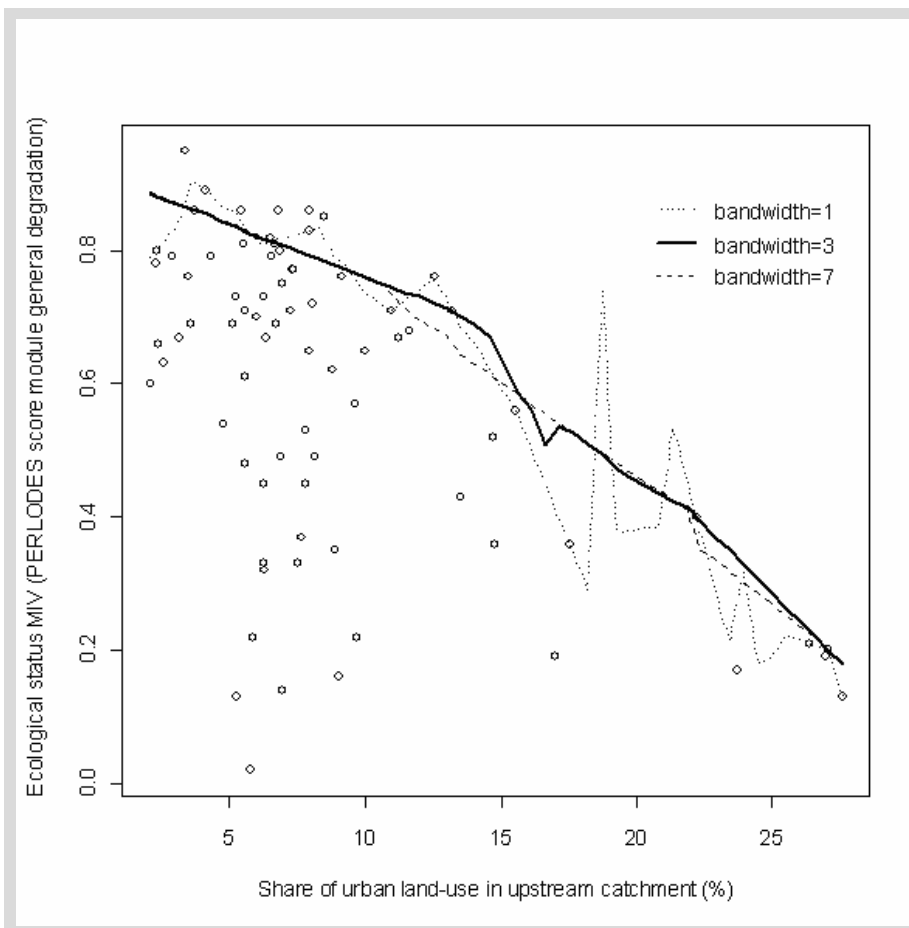


Abb. 9: Streudiagramm und lokale 85% Quantil-Regression für die limitierende Wirkung der urbanen Landnutzung auf den ökolog. Zustand des MZB.

² Der hohe Erklärungsanteil der lokalen räumlichen Skalen (Probestelle und Gewässerabschnitt) an dem ökologischen Zustand des Makrozoobenthos in den Tiefland-Flüssen ist sehr wahrscheinlich ein Artefakt. Mit zunehmender Gewässergröße wurde auch die räumlichen Skalen „Gewässerabschnitt“ bzw. „Ober- und Unterlauf“ ausgedehnt. So wurde beispielsweise bei Bächen mit einer Breite <5m ein 0,5 km langer Gewässerabschnitt, bei Flüssen mit einer Breite von >20m ein 3km langer Gewässerabschnitt betrachtet. Sehr wahrscheinlich spiegelt damit die räumliche Skala des Gewässerabschnitts bei den Flüssen auch den Einfluss des Oberlaufs wider.

In den hier untersuchten Mittelgebirgs-Flüssen wird der ökologische Zustand des Makrozoobenthos durch die urbane Landnutzung sogar limitiert. Das Streudiagramm zeigt die typische keilförmige Verteilung der Datenpunkte entlang des Stressor-Gradienten und die Probestellen erreichen ab einem Grenzwert von ca. 16% urbaner Landnutzung im Einzugsgebiet unabhängig von der lokalen Gewässerstruktur den guten ökologischen Zustand (PERLODES score > 0,6) nicht mehr (Abb. 9). Darüber hinaus verschlechtert sich ab diesem Grenzwert der ökologische Zustand mit zunehmendem Anteil urbaner Landnutzung deutlich schneller (Grenzwert der Quantile Regression Tree Analysis GUIDE = 16,3%). Aus Sicht des Artenschutzes ist dieser Grenzwert für die limitierende Wirkung der urbanen Landnutzung noch bei deutlich geringeren Versiegelungsgraden anzusetzen. Bei etwa 4% zeigen sich die größten Unterschiede zwischen der Besiedlung von Probestellen mit geringerem bzw. höherem Anteil urbaner Landnutzung und ab diesem Grenzwert kommt es zu der stärksten Verringerung sensibler Arten (Threshold Indicator Taxa Analysis TITAN, Abb. 10).

Eine ausführlicher Analyse der limitierenden Wirkung der urbanen Landnutzung findet sich in Kail et al. (in prep.) und eine ausführlichere Darstellung und Diskussion der Ergebnisse zur Wirkung von Belastungen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen auf den ökologischen Zustand von HMWB in Kail & Wolter (2011c).

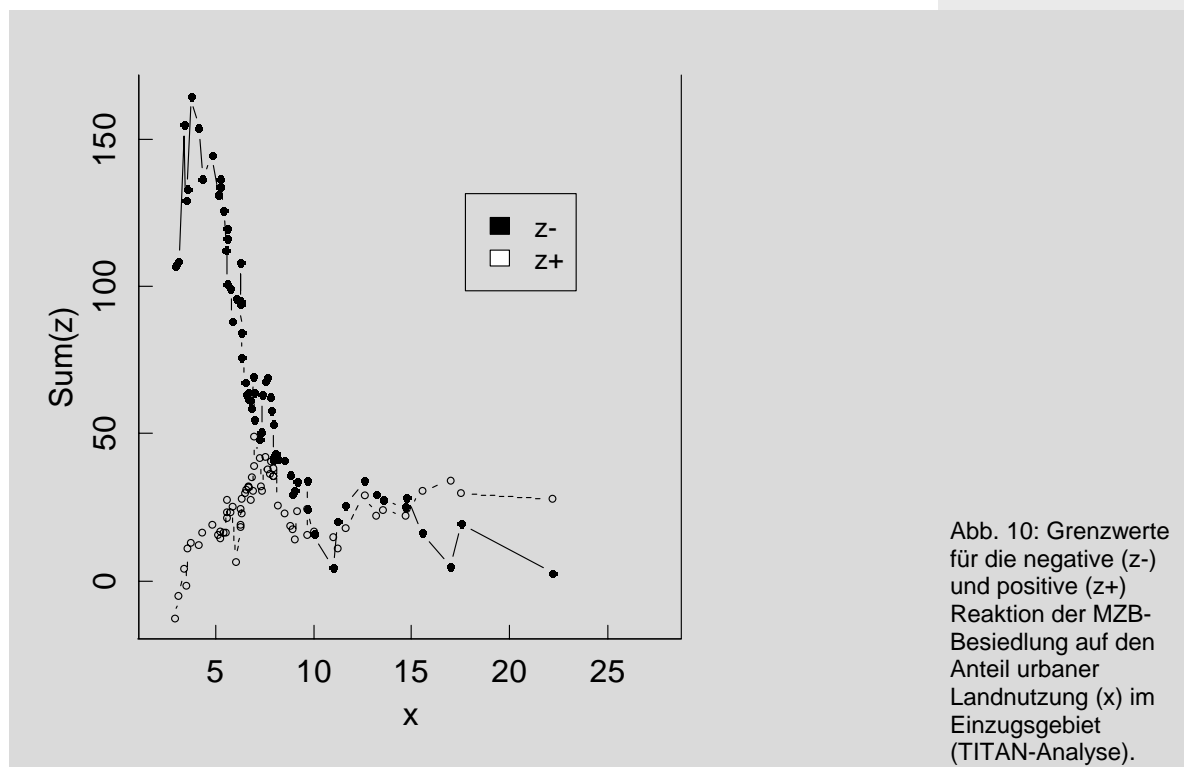


Abb. 10: Grenzwerte für die negative (z-) und positive (z+) Reaktion der MZB-Besiedlung auf den Anteil urbaner Landnutzung (x) im Einzugsgebiet (TITAN-Analyse).

Zusammenfassend lässt sich aus den zwei Untersuchungen ableiten: (i) dass die gewässertypspezifischen Unterschiede in degradiertes NWB bzw. stark degradiertes Wasserkörper wie HMWB soweit verringert sind, dass für

die Gruppierung der HMWB einige der Gewässertypen zusammen gefasst werden können (insbesondere die Tiefland-Bäche), (ii) die Besiedlung nur zum Teil von den lokalen hydromorphologischen Verhältnissen an der Probestelle selbst abhängt, der ökologische Zustand darüber hinaus maßgeblich von Belastungen auf größeren räumlichen Skalen bestimmt und sogar limitiert wird und diese bei der HMWB-Gruppierung, Herleitung des guten ökologischen Potenzials und Bewirtschaftung berücksichtigt werden sollten. Kurze Wasserkörper besitzen demnach keine eigenständige Besiedlung und werden wesentlich von den hydromorphologischen Verhältnissen im Ober- und Unterlauf beeinflusst (fünf der acht untersuchten Datensätze in Abb. 8). Die Wasserkörper sollten daher entweder eine entsprechende Mindestlänge aufweisen und/oder im Zusammenhang mit dem Ober- und Unterlauf bewirtschaftet werden. Weitere Untersuchungen sind notwendig, um die Mindestlänge für eine eigenständige Besiedlung bzw. die Reichweite der Wirkung des Ober- und Unterlaufs genauer zu quantifizieren. Darüber hinaus sind die Verhältnisse im Einzugsgebiet insbesondere für das Makrozoobenthos von großer Bedeutung.

HMWB-Gruppierung auf Basis der Gewässertypen und Belastungen

Bei der Gruppierung der Wasserkörper wurden die oben identifizierten, relevanten Belastungen auf den unterschiedlichen räumlichen Skalen berücksichtigt. Analog zur Untersuchung der Wirkung von Belastungen auf den ökologischen Zustand wurden auch hier sowohl HMWB als auch degradierte NWB berücksichtigt. Für die Gruppierung und Bewertung der Ergebnisse wurden folgende Arbeitsschritte durchgeführt:

- 1.) Gruppierung der Wasserkörper nach Gewässertyp und Belastungen
- 2.) Charakterisierung der Belastungsgruppen
- 3.) Beschreibung der Unterschiede des ökologischen Zustands der Belastungsgruppen (ökologische Zustandsgruppen)
- 4.) Zuordnung von Wasserkörpern zu Zustandsgruppen

Gruppierung der Wasserkörper nach Gewässertyp und Belastungen (Belastungsgruppen): Die Wasserkörper der vier Gewässertyp-Gruppe (Mittelgebirg und Tiefland-Bäche bzw. Flüsse) wurden jeweils mit Hilfe einer Cluster-Analyse (Ward Methode, euklidische Distanzen) gruppiert. Für die Gruppierung wurden alle Parameter verwendet, die auf den unterschiedlichen räumlichen Skalen in den statistischen Modellen einen signifikanten zusätzlichen Erklärungsanteil besaßen. Die Werte wurden standardisiert (Mittelwert = 0, Standardabweichung = 1), da die Parameter unterschiedliche Maßeinheiten besitzen (mittlere Gewässerstrukturgütwerte, Prozentwerte für Flächennutzung). Darüber hinaus wurden die Variablen entsprechend ihrer Erklärungsanteile in den statistischen Modellen gewichtet und so die biozönotisch relevanten Unterschiede der Belastungssituation in den Wasserkörpern quantifiziert. In dem hier aufgeführten Beispiel für den ökologischen Zustand des

Makrozoobenthos in Mittelgebirgs-Bächen (Abb. 11) wurden folgenden Parameter bei der Cluster-Analyse berücksichtigt: S_IPLAN (Laufkrümmung Probestelle), R_ICROSS (Querprofil Gewässerabschnitt), UP_IPROF und UP_ICROSS (Längsprofil und Querprofil im Oberlauf), URBAN, IAGRI und FORST (Nutzung im Einzugsgebiet).

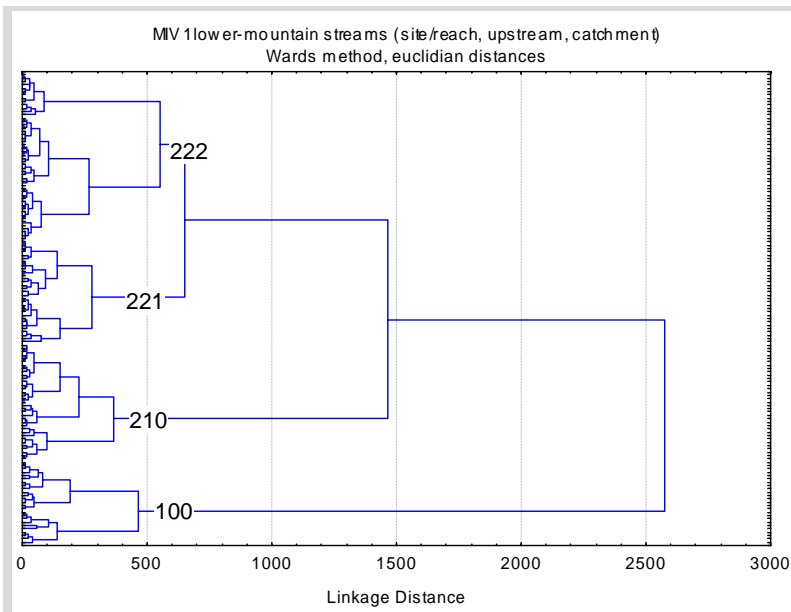


Abb. 11: Cluster-Analyse (Ward Methode, euklidische Distanzen) der HMWB und degradierten NWB in Mittelgebirgs-Bächen nach den - auf das Makrozoobenthos wirkenden - Belastungen.

Charakterisierung der Belastungsgruppen: Die vier Cluster mit der geringsten Ähnlichkeit (maximale linkage distance) wurden ausgewählt, der Mittelwert für die Belastungen in der Wasserkörper-Gruppe berechnet und die Belastungsgruppen mit Hilfe einer ANOVA auf signifikante Unterschiede hin untersucht und charakterisiert. In den Mittelgebirgs-Bächen sind die vier Belastungsgruppen für das Makrozoobenthos charakterisiert durch: einen sehr hohen Nutzungsdruck (Gruppe 100, Abb. 11, 12), geringeren Nutzungsdruck aber schlechte Gewässerstruktur des Oberlaufs (Gruppe 210), geringen Nutzungsdruck und beste Gewässerstruktur (Gruppe 221)

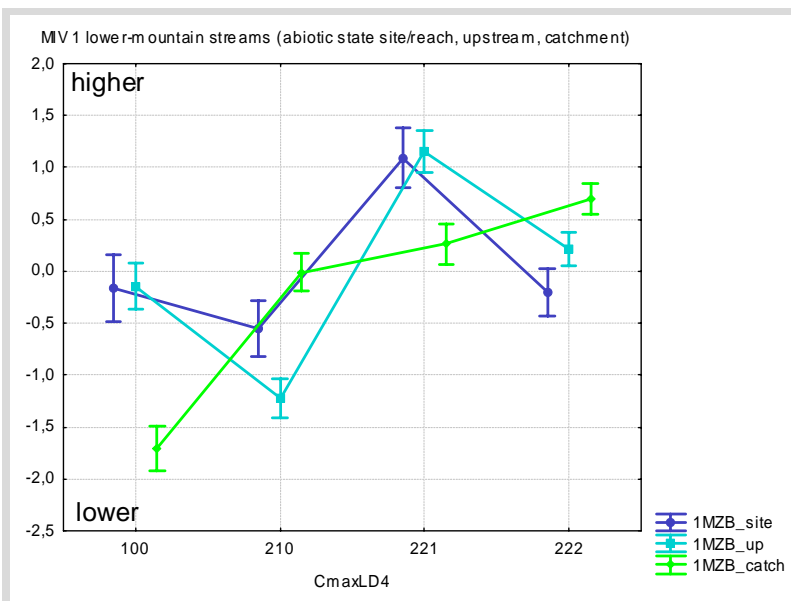
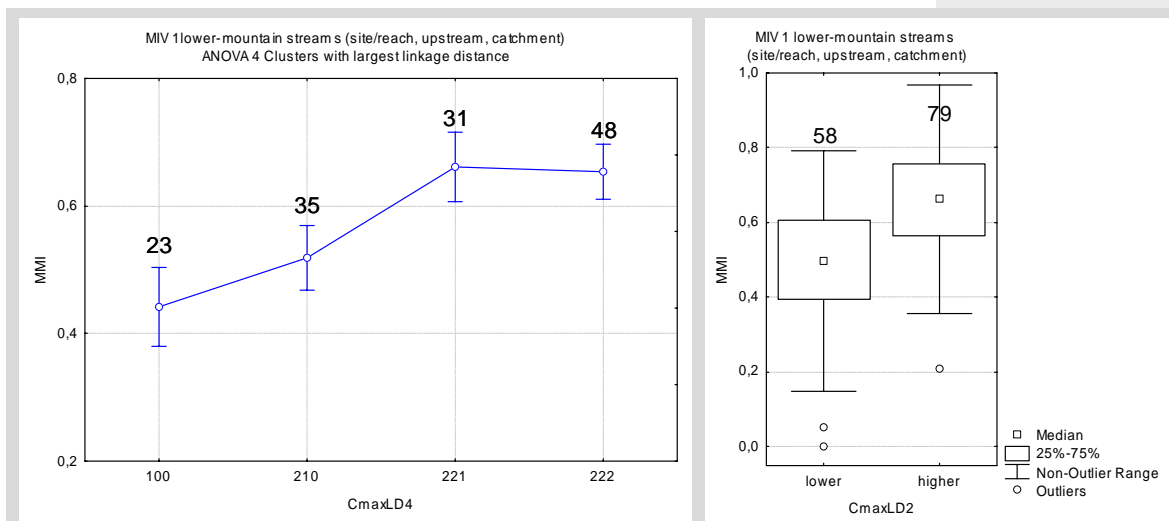


Abb. 12: Mittelwert und Standard-abweichung der Belastungen in den Belastungsgruppen (Mittelgebirgsbäche, Makrozoobenthos).

und geringsten Nutzungsdruck und mäßige Gewässerstruktur (Gruppe 222).

Ökologischer Zustands der Belastungsgruppen (ökolog. Zustandsgruppen): Die vier Belastungsgruppen weisen wenigstens in Hinblick auf einer der räumlichen Skalen signifikante Unterschiede zu mindestens einer anderen Gruppen auf. Sie unterscheiden sich jedoch nicht alle hinsichtlich des ökologischen Zustands signifikant voneinander. Daher wurden die Belastungsgruppen ohne signifikante Unterschiede zu so genannten Zustandsgruppen zusammengefasst. In dem hier aufgeführten Beispiel für den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos in Mittelgebirgs-Bächen ergaben sich zwei Zustandsgruppen mit signifikant unterschiedlichem ökologischen Zustand (Abb. 13). Die unterschiedlichen Belastungen (hoher Nutzungsdruck in Gruppe 100, schlechte Gewässerstruktur des Oberlaufs in Gruppe 210) führen also nicht zu deutlichen Unterschieden im ökologischen Zustand. Für die Bewirtschaftung der Wasserkörper wäre es aber durchaus von Interesse, die Auswirkung der Belastungen auf spezifische Indikatorarten oder funktionelle Gruppen genauer zu untersuchen. Daraus könnte abgeleitet werden, über welche genauen Prozesse die Belastungen auf den ökologischen Zustand wirken und entsprechende, wirksame Maßnahmen identifiziert werden. So ist beispielsweise noch unklar, welche genauen Belastungen für die negative Wirkung der urbanen Landnutzung verantwortlich sind (mögliche Gründe sind z. B. stoffliche, hydraulische Belastung oder Feinsubstrateintrag).



Zuordnung von Wasserkörpern zu Zustandsgruppen: Die Quantifizierung der hier untersuchten Belastungen auf den unterschiedlichen räumlichen Skalen ist im GIS möglich, jedoch mit einem gewissen Aufwand verbunden und die hierfür benötigten Daten (z. B. Gewässerstrukturdaten nach dem Vor-Ort-Verfahren) sind nicht für alle Gewässer und in allen Bundesländern verfügbar. Daher wurde in einem letzten Schritt geprüft, welche Daten für die Zuordnung von Wasserkörpern zu den Zustandsgruppen notwendig sind. Mit Hilfe von Klassifikations-Bäumen (classification trees) wurden diejenigen Variablen identifiziert, die eine möglichst zuverlässige Zuordnung zulassen. In vielen Fällen reicht bereits die Information zu einem der

Abb. 13: Unterschiede des ökologischen Zustands des Makrozoobenthos der Belastungsgruppen in den Mittelgebirgs-Bächen.

Gewässerstruktur oder Landnutzungs-Variablen für eine vergleichsweise sichere Zuordnung aus. Im hier aufgeführten Beispiel der Mittelgebirgs-Bäche lässt sich ein Wasserkörper mit einer Wahrscheinlichkeit von 87% allein auf Grund der Angabe zum Zustand des Längsprofils im Oberlauf (UP_HP2) der entsprechenden Zustandsgruppe korrekt zuordnen.

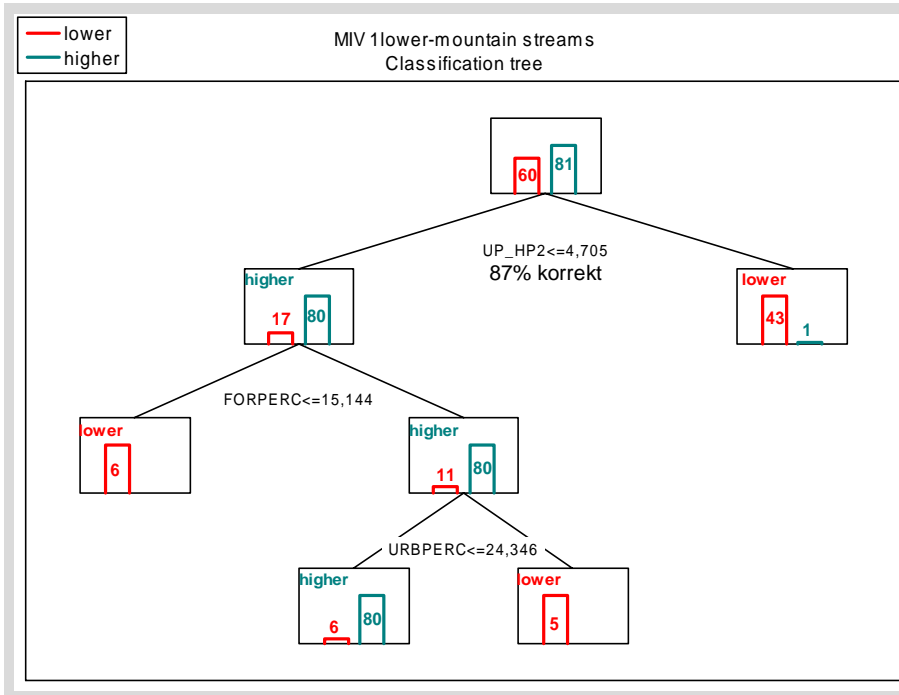


Abb. 14:
Klassifikations-Baum
für die Zuordnung von
Wasserkörpern zu den
Zustandsgruppen
(Makrozoobenthos,
Mittelgebirgs-Bäche).

2.4 Metaanalyse zur Wirkung von Belastungen und Renaturierungsmaßnahmen

Literaturstudie

Über eine Meta-Analyse (Literaturstudie) zur Reaktion verschiedener aquatischer Lebensgemeinschaften auf strukturelle und hydrodynamische Belastungen und Renaturierungsmaßnahmen wurde der derzeitige Stand des Wissen für ausgewählte Belastungen bzw. Maßnahmen zusammen gefasst sowie weiterer Forschungsbedarf identifiziert. Hierfür wurden mehr als 350 Veröffentlichungen aus peer-reviewed Fachzeitschriften gesammelt und die für folgende Renaturierungsmaßnahmen relevanten Artikel ausgewertet:

- Remeander water courses
- Widen water courses
- Shallow (i.e. opposite to deepen) water courses
- Allow/increase lateral channel migration or river mobility
- Narrow water courses

- Create low flow channels in over-sized channels
- Remove sediments (e.g. eutrophic, polluted, fine)
- Modify aquatic vegetation ('weed') maintenance
- Introduce large wood
- Add sediments (gravel, sand)
- Remove bank fixation
- Recreate gravel bar and riffles (including gravel cleaning)
- Remove or modify in-channel hydraulic structures (e.g. groynes, deflectors)
- Reduce impact of dredging

Die hierfür angelegte Datenbank wird nach Abschluss des Projekts in Zusammenarbeit mit internationalen und nationalen Partnern (Université de Lyon, Prof. Hervé Piégay, Universität Duisburg-Essen, Prof. Daniel Hering) weiter ausgebaut und insbesondere um nationale graue Literatur erweitert. Dies sind Vorarbeiten zu dem als Folgeprojekt von FORECASTER beantragten FP7-ENV-2011 Projekt „REstoring rivers FOR effective catchment Management - REFORM“.

Maßnahmen-Steckbriefe (Fact-Sheets)

Im Unterschied zu der Vielzahl von Maßnahmen-Steckbriefen, die auf nationaler Ebene bereits erarbeitet wurden, lag der Schwerpunkt in FORECASTER auf der Darstellung des derzeitigen, naturwissenschaftlich Wissenstands zur Wirksamkeit der Renaturierungsmaßnahmen mit einer klaren Trennung zwischen empirisch belegten Wirkungen und der Experteneinschätzung. Die Steckbriefe wurden auf der FORECASTER Website eingestellt (<http://forecaster.deltares.nl/index.php?title=Forecaster>).

Beispielhaft sind hier zwei Steckbriefe aufgeführt:

Zur Maßnahme „Recreate gravel bars and riffles (including gravel cleaning)“, deren Wirkung vergleichsweise gut untersucht ist:

http://forecaster.deltares.nl/index.php?title=Recreate_gravel_bar_and_riffles

Zur Maßnahme „Narrow water course and create low flow channels in over-sized channels“. deren Wirkung bisher kaum in empirischen Studien untersucht wurde.

http://forecaster.deltares.nl/index.php?title=Narrow_water_courses

Recreate gravel bar and riffles

Recreate gravel bar and riffles

06. In-channel structure and substrate improvement

General description

Riffle-pool sequences are natural channel-features and important spawning habitat for fish, but also important habitat for rheophilic invertebrate species. These instream structures can be restored by re-establishing a natural flow and sediment regime which cause erosional and depositional processes. However, in many streams, discharge and/or sediment load is altered. If peak discharges are reduced (e.g. downstream from dams), restored reaches might not receive the flushing flows necessary to transport sediment; in streams with sediment deficits, high flows may cause channel-bed erosion, incision, and degradation.

Therefore, the **creation of artificial gravel bars and riffles** is an appropriate mitigation measure in such degraded systems. However, creating artificial bars and riffles is not a sustainable measure per se and thorough construction is and some maintenance may become necessary to keep the installations efficient. It is often required to install and periodically empty sediment traps upstream to protect the downstream spawning grounds from clogging, to redistribute the gravel and to add new material since some of the gravel is eroded. Moreover, it is preferable to disturb the gravel to avoid compaction of the substratum and to flush away fine sediment (gravel cleaning) (Rubin et al. 2004).

The **backwater effect** has to be considered in the design and development of the project, regarding to the maximum high of the gravel bed placed on the glide. When we add gravel at one degraded riffle, the water rises upstream and may flood the next upstream riffle, which can lose its functionality. One technique to prevent the undesired effects is the staged slope creation. Elkins *et al.* (2007) in a study at the River Waveney applied gravel augmentation to restore riffle-pool dynamics for habitat enhancement below a dam, so no riffle was affected upstream.

Three considerations determine the **choice of the gravel-size** used (Rubin et al. 2004):

- Survival of the eggs inside the gravel (egg-to-fry survival of lithophilic fish in substratum <15 mm in diameter is generally very low).
- Size of the spawning female: Gravel has to be small enough to allow adult females to move the particles.
- Stability of the gravel: The gravel has to be large enough (average diameter) to resist major displacement by water flow.

Therefore, the optimal gravel-size differs between fish species and conditions at the restoration site (e.g. discharge, cross-section form, natural grain size in nearby natural reaches).

For brown trout (*Salmo trutta*) 15-30 mm gravel was used and for sea trout 15-60 mm in some successful restoration projects (Rubin et al. 2004, Sarriquet et al. 2007) and up to 150 mm in other restoration projects (Kasahara and Hill 2007). Kondolf & Wolman (1993) have determined median spawning gravel size between 5.4 mm and 78 mm in salmon and trout with 50% of the redds falling between 14.5 mm and 35 mm. In a lowland canal, Arlinghaus & Wolter (2003) found gravel size (39 ± 16 mm) being the determining factor for successful reproduction of chub *Leuciscus cephalus*, before flow velocity or depth.

The results of several studies show that it is **crucial to prevent clogging** of the interstitial spaces. Sediment traps can be installed upstream of the created riffles to trap fine sediment. However, as pointed out by Greig et al. (2005), the current granular measures of spawning and incubation habitat quality do not satisfactorily describe the complexity of factors influencing incubation success, such as (i) passage of oxygenated water through the gravel, (ii) for various reasons reduced intragravel O₂ concentrations and (iii) the impact of fines on the O₂ exchange across the egg membrane.

Applicability

High suspended sediment and nutrient loads, which are typical for many streams in agricultural areas, restrict the use of gravel augmentation and artificial gravel bars and riffles.

- In a nutrient rich lowland stream, with mean suspended sediment concentrations of 5 mg/l and 139 mg/l during high flows, large portions of the hyporheic zone of the riffles remained anaerobic although the constructed riffles induced downwelling-upwelling (Kasahara and Hill 2006). In a similar way, sediment input from catchment land-use and missing riparian buffers caused deposition of fine sediment (Levell and Chang 2008).
- High suspended sediment loads especially restrict the success of gravel addition in re-meandered reaches (Pedersen et al. 2009), where channel-slope and flow velocity is low and the reaches potentially act as sediment traps.
- High sediment and nutrient loads do also restrict the use of gravel cleaning. For example, in a gravel-bed river, gravel cleaning did significantly enhance dissolved oxygen concentrations. However, values rapidly reached pre-treatment conditions (within four month), obviously due to high fine sediment and nutrient loads (Meyer et al. 2008).

Growth of macrophytes during low-flow periods is another potential problem. For example, prolonged low-flow periods caused by an upstream dam caused the extensive growth of macrophytes which had an adverse effect on spawning use of the riffles by salmonids (Merz et al. 2008).

In lowland rivers of low energy, riffle reinstatement will produce desirable geomorphological and ecological changes if the riffles are spaced according to geomorphological 'first principles', and are shallow (less than 30 cm depth) under low-flow conditions (Harper et al. 1998). A minimum velocity of 40 cm/s and maximum depth of 25 cm is necessary during low-flow discharges for artificial riffles to function biologically as natural riffles in lowland rivers (Ebrahimnezhad and Harper 1997).

In sand bed-streams, the measure is only suitable where historical evidence suggests either significant natural reproduction or the presence of significant gravel substrate underlying the predominantly sandy streambed (Avery 1996). It is neither possible nor desirable to establish gravel in naturally sand-bed streams.

In larger rivers, existing uses like inland navigation may limit the provision of gravel bars and riffles if they have a significant adverse effect on fairway dimensions.

Expected effect of measure on (including literature citations):

HYMO (general and specified per HYMO element)

- Increase in number of gravel bars and riffles, as well as pools (pools develop downstream of artificial riffles with a correct spacing similar to natural streams) (Harper et al. 1988).
- Increases in stream velocity, gravel permeability and dissolved oxygen, and decreases in depths, intergravel water temperature, turbidity, and total suspended sediment, at least over a period of 2 years (Merz and Setka 2004).
- The installation of gravel bedforms has also been shown to increase the physical habitat diversity of the reach, with a wider range of depth, velocity and substrate conditions (Sear and Newson 2004).
- At bankfull discharge, water surface elevations are not significantly affected by the installation of riffles even in a low gradient channel (Sear and Newson 2004).

Physico-chemical parameters

- Only minor effect on nutrient removal and denitrification (Kasahara and Hill 2007).
- Only minor increase in suitable interstitial habitat with high dissolved oxygen concentrations in catchments with agricultural land-use and high input of fine sediment and nutrients (Kasahara and Hill 2006).

Biota (general and specified per Biological quality elements)

BQE	Macroinvertebrates	Fish	Macrophytes	Phytoplankton
Effect	medium	high	no effect	no effect

Macroinvertebrates:

- Artificial riffles can improve the habitats and increase biodiversity of macroinvertebrates compared to unrestored, degraded reaches (Edwards 1984) or even to levels similar to a natural riffle (Ebrahimnezhad and Harper 1997). Invertebrates quickly colonize new gravel bars and riffles, equalling and exceeding densities and biomass of unenhanced sites within 1 and 3 month, respectively (Merz and Chan 2005).
- In less degraded rivers, there might be no significant effect on invertebrate diversity (i.e. all taxa are already present, some at relatively low levels and habitat-limited, which increase in number after restoration) (Walther and Whiles 2008)

Fish:

- Gravel additions can be successful even if the only available areas are suboptimal with respect to water flow and water depth. In sum, the results show that the careful addition of gravel areas can be used to provide suitable spawning locations for salmonids in regulated rivers (Barlaup et al. 2008, Edwards 1984).
- Spawning-bed enhancement (gravel addition) can improve embryo survival in degraded rivers (Merz et al. 2004).

Macrophytes:

- Probably only minor positive effect on macrophytes (benefits for certain pioneer plants could be assumed).

Phytoplankton:

- Probably no positive effect on phytoplankton

Narrow water courses

Narrow water courses

05. River bed depth and width variation improvement

General description

In many streams and rivers, channels have been modified and widened for flood control, resulting in relatively uniform cross-sections and low water velocities and depth. As a consequence, water temperature increases during summer if shading is missing, often causing the excessive growth of aquatic vegetation, especially in nutrient rich lowland streams.

The whole channel can be narrowed, if a decrease in discharge capacity and increase in overbank-flooding can be admitted. Alternatively, if discharge capacity can not be markedly reduced, low-flow channels can be built to increase water depth and flow diversity in the given over-widened cross-section. Alternating deflectors (e.g. large wood) or berms (e.g. made of boulders) can be used to create a sinuous thalweg with higher flow velocities and water depth (similar to groynes in larger rivers). In addition, vegetation (aquatic or riparian) can be established on wing deflectors and berms to provide greater habitat diversity and shading.



Fig. 1 Narrowing of the channel using wooden wing deflectors (from Hammond et al. 2009).

Applicability

Actively building a low-flow channel, thereby further increasing discharge capacity, should only be applied in urban settings, where the potential for stream restoration is very limited. If restoration is less limited, a more natural, sinuous and deep low-flow channel can be established by natural channel dynamics. (see fact-sheets "Initiate natural channel dynamics" and "Remainder water course"). Since flow competence is low in over-widened channels, it is necessary to use flow deflectors to initiate morphodynamics.

Expected effect of measure on (including literature citations):

There is virtually no information on the hydromorphological, physico-chemical or biological effects of narrowing over-widened channels or creating a low-flow channel in peer-reviewed literature. Therefore, the assessment of the expected effect is mainly based on grey literature and expert judgement.

HYMO (general and specified per HYMO element)

- Increases water depth and flow variability. Wing deflectors generally reduce channel width at low to moderate flows, defining different velocity zones (eddies and faster flowing runs), enabling the river to deposit sediment in the slow flowing zones and provide clean sediment in the thalweg (Hammond et al. 2009).

Physico-chemical parameters

- No information

Biota (general and specified per Biological quality elements)

BOE	Macroinvertebrates	Fish	Macrophytes	Phytoplankton
Effect	low	low to medium	low	no effect

Macroinvertebrates:

- Increase of stream type specific species favouring flowing water (rheophilic).
- Decrease of common (ubiquitous), tolerant (euryoecious) species favouring stagnant water (limnophilic) and often living on aquatic vegetation (phytophilic).

Fish:

- Increase of stream type specific species favouring flowing water (rheophilic).
- Increase of larger fish due to the increase of water depth.
- Increase of gravel-spawning fish (lithophilic fish) due to the increase in clean gravel substrate.

Macrophytes:

- Favours stream type specific macrophytes.

Phytoplankton:

- Probably no effect on phytoplankton

Temporal and spatial response

Pressures that can be addressed by this measure

Channelisation / cross section alteration
Alteration of instream habitat

Cost-efficiency

Low-cost efficiency due to the medium to high cost compared to the low ecological effect.

Much higher cost-efficiency if the low-flow channel develops from natural channel dynamics (lower cost and higher ecological effect) and additional measures are applied to enhance bed and bank habitats and to establish riparian vegetation.

2.5 Freilanduntersuchungen zur Ufer-Renaturierung in Wasserstraßen

Die Freilanduntersuchungen zur Wirkung von Revitalisierungsmaßnahmen in HMWB erfolgten in den urbanen Wasserstraßen Berlins. Fließgewässer im innerstädtischen Bereich sind in ganz besonderem Maße von intensiven Mehrfachnutzungen des Wasserkörpers sowie des unmittelbaren Umlandes und der Uferstrandstreifen betroffen. Der aquatische Lebensraum wird hochgradig von künstlichen Uferbefestigungen geprägt, die sich z.B. für die Fischgemeinschaftsstruktur als der bedeutendste Einflussfaktor erwiesen. Gleichzeitig ist die einstige naturraumtypische Strukturvielfalt nicht zu revitalisieren, ohne bestehende Nutzungen signifikant einzuschränken bzw. aufzugeben. Deshalb konzentrierten sich die Untersuchungen auf die Frage, in welchem Umfang die verbliebenen Strukturen durch Fische und andere aquatische Organismen genutzt werden, welche Strukturen sich positiv auf die Fischartenvielfalt auswirken und welche Schlussfolgerungen sich daraus für das GEP der Fischfauna urbaner Wasserstraßen ableiten lassen.

So wurde im Rahmen eines Teilprojektes die Fischbesiedlung der Berliner Kanäle erfasst und bewertet, mit dem Ziel, i) fischökologisch bedeutsame Ersatzlebensräume und Habitatstrukturen zu identifizieren, die als Vorlage für effiziente Restaurierungsmaßnahmen dienen könnten, ii) die mögliche Ausprägung des GEP der Fischfauna urbaner Kanäle zu charakterisieren, sowie iii) Hinweise zur räumliche Ausdehnung potentieller Bewirtschaftungseinheiten und Maßnahmenggebiete zu erarbeiten. Weitere Einzelheiten der Untersuchungen finden sich in Weber et al. (2011).

Für die Ableitung von ökologischen Zielvorgaben für HMWB erschienen urbane Gewässer insofern besonders interessant, da sie trotz vielfältiger Nutzungsansprüche und hoher Belastungen ein großes Potenzial für ökologische Verbesserungen aufweisen können und wahrscheinlich auch vergleichsweise schnelle Erfolge bei ihrer Revitalisierung zu erreichen sind.

So wurden beispielsweise in der unteren Spree sowie an mehreren Stellen im Teltowkanal in Berlin durch eine Stahlspundwand vor Wellenschlag geschützte Flachwasserbereiche geschaffen. In der Spree wurden diese zudem durch versetzte Gabione (Drahtkorbpackungen mit Steinen) im Einlaufbereich strömungsberuhigt gestaltet. Strömungs- und wellenschlagsberuhigte Flachwasserbereiche sind insbesondere für die Rekrutierung von Jungfischen von essentieller Bedeutung, weshalb diese Maßnahmen eine hohe fischökologische Wirksamkeit zeigen sollten.

Fische: Die Fischartengemeinschaft der untersuchten Berliner Kanäle wurde von eurytopen Fischarten dominiert, ohne spezifische Ansprüche an Strömung (Strömungs-indifferent: 97,1% aller gefangenen Fische) oder Laichsubstrat (fakultative Pflanzenlaicher, die auch auf alle anderen festeren Substrate ausweichen können, sog. phyto-lithophile Fische: 96,5%). Allen Kanälen gemeinsam war die ausgeprägte Dominanz von Barsch und Plötze,

die in der Summe fast immer deutlich über 90% lag und in Dominanzindexwerten (CDI) zwischen 0,92 und 0,98 resultierten.

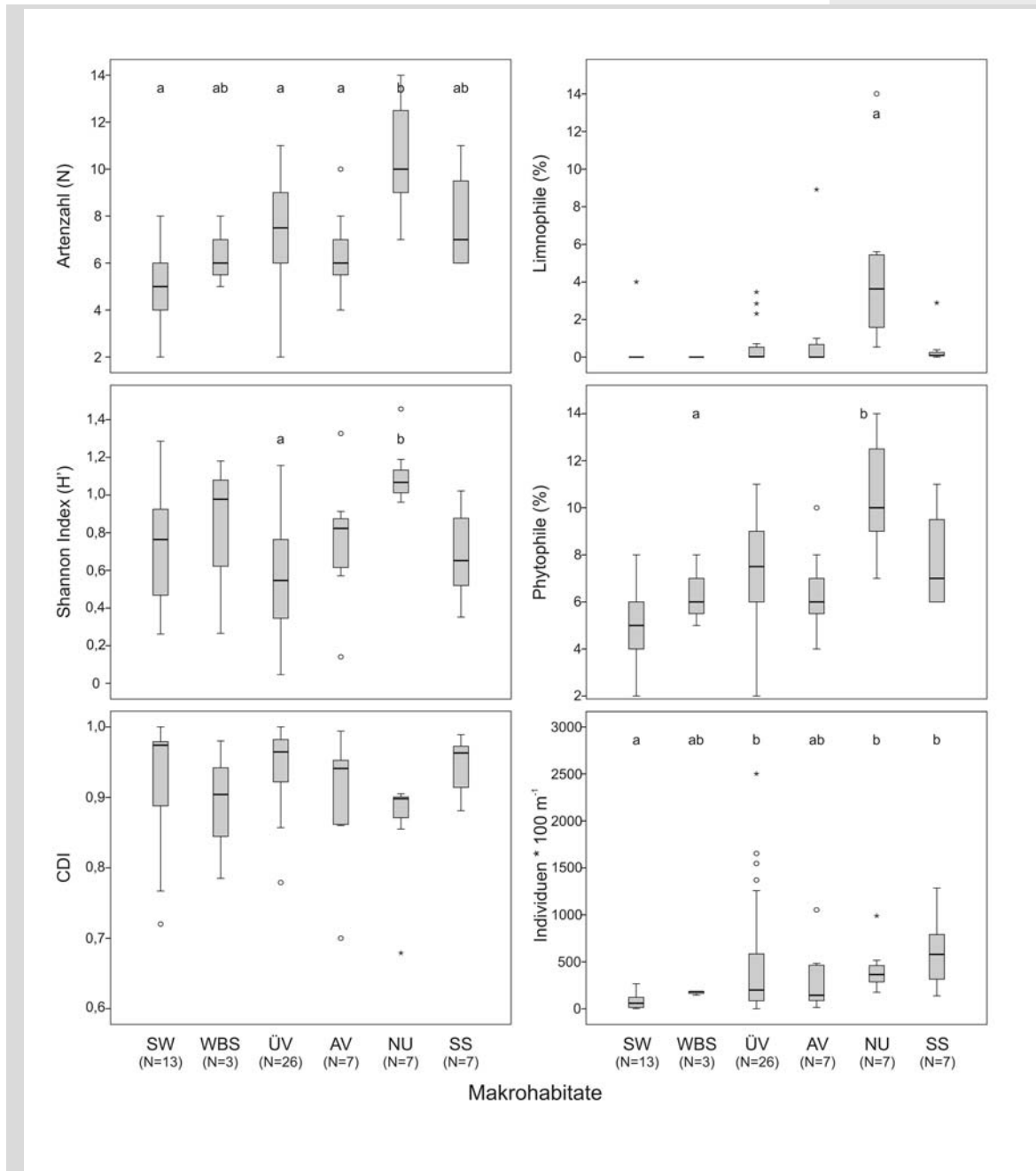


Abb. 15: Boxplots für die mittlere Artenzahl, Shannon's H', CDI, Anteile limnophiler und phytophiler Arten und die Anzahl gefangener Individuen * 100 m⁻¹ in den verschiedenen Makrohabitaten, die von links nach rechts mit zunehmender Komplexität geordnet sind (SW = Spundwand ohne Vegetation; WBS = Wasserbausteine ohne Vegetation; ÜV = Überhängende Vegetation; AV = Aquatische Vegetation; NU = Naturufer / verfallenes Deckwerk; SS = Sonderstruktur / N = Anzahl der Probenahmen). Die Boxen repräsentieren 50 % der Beobachtungen, die Linien die Standardabweichung und der waagerechte Balken den Median. Zusätzlich sind Ausreißer (°) und Extremwerte (*) gekennzeichnet. Signifikante Unterschiede werden durch Buchstaben angezeigt (ANOVA, post hoc Tukey oder Dunnett T3, p < 0,05).

Die Nutzung der vorhandenen Uferstrukturen und ihre fischökologische Bedeutung wurden insbesondere im Vergleich der Makrohabitate über alle Kanäle deutlich (Abb. 15). Mit zunehmender struktureller Komplexität der Makrohabitate nahmen Artenzahl (Spearman's Rho= 0,449, $p < 0,001$), Anteile limnophiler (Spearman's Rho= 0,501, $p < 0,001$), phytophiler (Spearman's Rho= 0,528, $p < 0,001$) und psammophiler (Spearman's Rho= 0,318, $p < 0,05$) Arten sowie CPUE (Spearman's Rho= 0,464, $p < 0,001$) signifikant zu, während die Anteile phyto-lithophiler Arten (Spearman's Rho= -0,298, $p < 0,05$) dagegen abnahmen.

Die Revitalisierungsmaßnahmen erwiesen sich als hochwirksam, insbesondere für kleine Fische. Hier wurden die höchsten Fischdichten festgestellt, allerdings auch die geringsten Artenzahlen und die geringste Artendiversität. Letzteres ist in erster Linie darauf zurückzuführen, dass Restaurierungsmaßnahmen zur Verbesserung der Brutaufwuchsbedingungen – wie strömungs- und wellenschlagsberuhigte Flachwasserbereiche – nur für Arten wirksam werden können, die sich in den HMWB noch natürlich reproduzieren. Dabei handelt es sich vorzugsweise um besonders umwelttolerante Fischarten, weshalb bei der Abschätzung des GEP insofern ein Umdenken erforderlich ist, dass besonders sensitive Fischarten als Zielartenspektrum eher ungeeignet sind und das GEP in HMWB auch eine gezielte Förderung eurytoper Arten einschließen sollte, auch wenn diese anderenorts als Abwertungsindikator gelten.

Prinzipiell ist die Förderung von Strukturvielfalt in den Uferbereichen der Schlüssel zum Erreichen des GEP. Allerdings sind in Gewässern mit Binnenschifffahrt als ausgewiesenem Nutzen hier deutliche Limitierungen gesetzt, da de facto keine Möglichkeiten zu substantiellen strukturellen Aufwertung eines Wasserkörpers mit hydromorphologischen Auswirkungen bestehen, wie z. B. Erhöhung der Breiten- und Tiefenvarianz, Einbau von Störstrukturen oder die Einbringung von Totholz. Insbesondere im urbanen Raum kann aufgrund der Infrastruktur und Siedlungsdichte bei der Umsetzung von Maßnahmen auch kaum in den Uferbereich ausgewichen werden. Damit wird das Portfolio möglicher Revitalisierungsmaßnahmen auf solche beschränkt, die weder den Querschnitt des Fahrwassers einengen, noch zusätzlichen uferseitigen Flächenbedarf haben: eher kleinräumige Veränderungen des Substrats der Uferbefestigungen, alternative, ingenieurbioökologische Ufersicherungen und die Schaffung geschützter Flachwasserbereiche an bestehenden Aufweitungen des Wasserkörpers.

Die im Rahmen dieser Studie erarbeiteten Ergebnisse sind in dreifacher Hinsicht für die Bewirtschaftung urbaner Wasserstraßen und deren GEP relevant. Erstens bestand selbst in den urbanen Kanälen ein klarer Zusammenhang zwischen Länge und Fischartenzahl, was darauf hinweist, die räumlichen Einheiten für die Entwicklung des GEP nicht zu klein zu wählen, bzw. zu prüfen, inwieweit der ökologische Zustand eines anschließenden Flussabschnitts dem GEP des betrachteten Wasserkörpers entspricht.

Zweitens wird ohne eine deutliche Aufwertung der hydrodynamischen Variabilität, der Abflussverhältnisse und Fließgeschwindigkeitsverteilungen, auch die Summe aller unmittelbar im Wasserkörper anwendbaren Verbesserungsmaßnahmen vor allem den bereits vorhandenen Fischbestand fördern. Da es sich dabei in den urbanen Wasserstraßen um eine von umwelttoleranten, eurytopen Arten dominierte Fischgemeinschaft handelt, wird in diesen Gewässern das GEP auch die Förderung eurytoper Fischarten einschließen, selbst wenn diese anderenorts in natürlichen Wasserkörpern als Störungsanzeiger zu betrachten sind.

Drittens sind typische Flussfischarten in urbanen Kanälen des Tieflands Laichplatz-limitiert und ihre Bestände nur dann substantiell zu fördern, wenn Maßnahmen zur Anlage und zum Erhalt grober Laichsubstrate, d. h. zur Förderung der Strömungsvielfalt und Abflussdynamik umgesetzt werden. Dies kann effektiv nur in Gewässern ohne Binnenschiffahrtsnutzung erfolgen, weshalb vorhandene Nebengewässer prinzipiell in die Herleitung des GEP eines als erheblich verändert ausgewiesenen Wasserkörpers einbezogen werden sollten.

Makrozoobenthos: Analog zur Fischgemeinschaft wurde auch die Makrozoobenthos-Zönose (MZB) von umwelttoleranten Arten geprägt. Während die gerade fertig gestellten Strukturen im Teltowkanal vor allem die Erfassung der Erstbesiedelung und Abschätzung von Besiedlungsgeschwindigkeiten erlauben, ermöglicht die Maßnahme in der Spree eine erste Einschätzung des Alterungsprozesses bzw. der Nachhaltigkeit der Wirkung solcher Strukturen. Diese bereits 2004 fertig gestellte Maßnahme wird mittlerweile stark von Makrophyten geprägt. Die z. T. sehr dicht stehenden Wasserpflanzen schränken ihrerseits die Durchströmung zusätzlich ein, über das bei der Anlage beabsichtigte Maß hinaus, was zu verstärkten Eutrophierungserscheinungen führt, wie übermäßige Schlammablagerungen und geringe Sauerstoffsättigung. Letzteres beeinträchtigt nicht nur die Nutzbarkeit für Fische, insbesondere für Jungfische mit ihrem höheren Sauerstoffbedarf, es fördert auch beim MZB Arten, die an sehr geringe Sauerstoffwerte angepasst bzw. zur Luftatmung fähig sind. Diese Arten stellen eine echte Bereicherung der MZB-Gemeinschaft dar und sind in den Kontrollstrecken nicht zu finden. Analog zu den eurytopen Fischarten sind die in der Struktur geförderten MZB-Taxa entweder nicht bewertungsrelevant, oder sogar Abwertungsindikatoren. Die aktuellen Bewertungsverfahren für MZB und Fische bewerten flusstypische Taxa, Rhytralartern oder Strömung bevorzugende Arten – die in turbulenten Fließverhältnissen keine Anpassungen an geringe Sauerstoffgehalte entwickeln mussten und daher auch eher sensitiv gegenüber Sauerstoffmangel reagieren – überdurchschnittlich positiv und infolge dessen, das Auftreten von Arten mit Anpassungen an Sauerstoffmangel in der Regel negativ.

Ein Nebenaspekt, der allerdings noch weitere vertiefende Untersuchungen empfiehlt, ist die Beobachtung, dass das MZB der Kontrollstrecken durch invasive, nicht einheimische Crustacea dominiert wurde, während diese

Arten in den Maßnahmestrecken, innerhalb der geschaffenen Strukturen bislang völlig fehlten. Diese Beobachtung liefert einen ersten Hinweis darauf, dass die Förderung natürlicher Strukturen bzw. deren funktionale Substituierung, die weitere Ausbreitung von Neobiota zugunsten einheimischer Arten beeinflussen kann. Da eine Eliminierung etablierter Neobiota aus offenen Gewässern nicht möglich ist, gewinnt dieser Aspekt bei der Förderung der aquatischen Biodiversität an Bedeutung.

Makrophyten: Die Schaffung strömungs- und wellenschlags-beruhigter Flachwasserbereiche fördert neben der Jungfischgemeinschaft und dem MZB insbesondere auch die Ansiedlung aquatischer Makrophyten. Letzteres hat allerdings Auswirkungen auf das Habitat und kann – wie bereits oben angedeutet – auch die Wirksamkeit einer Maßnahme für andere Taxa beeinflussen. Makrophyten sind sogenannte Ökosystem-Ingenieure, die die Hydromorphologie aktiv beeinflussen. War der Ansiedlungsversuch erfolgreich, d. h. die Maßnahme wie geplant wirksam, bilden Makrophyten dichte Bestände, die Strömungswiderstand haben und so das Strömungsbild beeinflussen und auch als Sedimentfalle wirksam werden.

Wie das Beispiel der Revitalisierungsmaßnahme an der Spree zeigte, wurde die gewünschte Abmilderung des Wellenschlages und der Strömung durch die aufkommenden Makrophyten verstärkt, bis hin zu negativen Auswirkungen z. B. auf die Fischbesiedlung.

Hingegen wirkt sich die geschaffene Flachwasserstruktur für Makrophyten nach wie vor sehr positiv aus. Im Rahmen dieser Studie konnte die Ansiedlung von 24 verschiedenen Arten belegt werden, während in den Kontrollstrecken insgesamt 15 Arten in weitaus geringeren Dichten gefunden wurden.

Tab. 8: Unterschiede zwischen dem renaturierten (Struktur) und Kontroll-Abschnitt bezüglich der Makrophyten, mit bzw. ohne (in Klammern) die gepflanzten Arten.

	Struktur		Kontrolle
	2005	2009	2009
Gesamt-Artenzahl	16 (7)	24 (12)	15 (14)
Gesamt-Pflanzenmenge (x ³)	91 (41)	638 (424)	280 (253)
Diversität von Referenz-Arten (H _s)	0,25 (0,18)	1,79 (1,48)	0,92 (0,69)
Evenness der Referenz-Arten	0,16 (0,17)	0,75 (0,76)	0,84 (1)
Menge der Referenz-Arten (x ³)	26 (17)	421 (365)	43 (16)
RI (Referenz-Arten Index)	-3,7 (-5,56)	-6,41 (0)	-81,39 (-50)
Ökologischer Zustand	schlecht	gut (sehr gut)	unbefriedigend (schlecht)

Insgesamt zeigte sich eine überraschend hohe Wirksamkeit der Maßnahme für die Förderung aquatischer Makrophyten in HMWB (Tab 8). Die vorgefundenen Arten und Dichten wurden mit dem nationalen Verfahren für Makrophyten bewertet, wobei einschränkend zu bemerken ist, dass die generelle Anwendbarkeit des Verfahrens in großen Tieflandflüssen und HMWB noch zu prüfen ist. Ungeachtet dessen, ob die Bewertung „guter ökologischer Zustand“ der Makrophyten gerechtfertigt ist, so belegt der Vergleich der Ergebnisse für Maßnahme und Kontrolle eine signifikante ökologische Aufwertung der Makrophytengemeinschaft.

In Auswertung der Freilanduntersuchungen ergeben sich wichtige Schlussfolgerungen in Bezug auf das GEP in HMWB, den Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen sowie den weiteren Forschungsbedarf.

1. Selbst in urbanen HMWB besteht ein erhebliches ökologisches Aufwertungspotential.
2. Für die Bewertung des Revitalisierungserfolges bzw. des GEP bedarf es neuer Indikatoren und/oder neuer bzw. ergänzender Bewertungsverfahren, da insbesondere umwelttolerante Arten gefördert werden, die anderenorts als Abwertungsindikator dienen.
3. Maßnahmen sollten erst ab einer bestimmten Wasserkörpergröße direkt im Wasserkörper selbst erfolgen, bei kleineren HMWB bevorzugt in angrenzenden Flussbereichen oder Nebengewässern, da in diesen die geringere Nutzung weitaus mehr Revitalisierungsmaßnahmen zulässt.
4. Makrophyten können sich anscheinend auch limitierend auf andere BQE auswirken, weshalb u. U. separate Maßnahmen für die einzelnen BQE notwendig werden oder eine adaptive Anpassung von Maßnahmen. Beispielsweise könnte ein initialer Schutz vor Wellenschlag abgebaut werden, wenn der sich entwickelte Makrophytenbestand diese Funktion übernehmen kann.
5. Zur langfristigen Wirksamkeit und gezielten Modifikation der Maßnahmen zur Erzielung größtmöglicher ökologischer Aufwertungen besteht weiterer Forschungsbedarf.

3 Vergleich des Stands des Vorhabens mit der ursprünglichen Arbeits-, Zeit- und Ausgabenplanungen

Der Vergleich der wissenschaftlichen Arbeitsziele (Kapitel 1) und wissenschaftlichen Ergebnisse (Kapitel 2) macht deutlich, dass alle Arbeitsziele erreicht wurden. Das Projekt wurde innerhalb der geplanten Laufzeit abgeschlossen. Einige Aspekte werden in Folgeprojekten detaillierter untersucht (siehe Kapitel 6).

Eine Übersicht über die Projektausgaben wurde gesondert von Frau Heindel in der gemeinsamen Verwaltung des FV Berlin aufgestellt und am 13.10.2010 elektronisch übermittelt.

4 Relevante Ergebnisse Dritter

Es sind von dritter Seite keine Ergebnisse bekannt geworden, die für die Durchführung des Vorhabens relevant sind.

5 Änderungen in der Zielsetzung

Änderungen in der Zielsetzung waren nicht notwendig.

6 Fortschreibung des Verwertungsplans

Erfindungen/Schutzrechtsanmeldungen ergeben sich aus diesem Projekt nicht.

Wirtschaftliche Erfolgsaussichten waren in diesem Projekt nicht angestrebt. Die Projektergebnisse, Informationen und Entscheidungshilfen für die Anwender und Gewässerbewirtschafter sind frei verfügbar.

Die wissenschaftliche Anschlussfähigkeit des Projekts ist durch folgende Projekte bzw. Kooperationen gesichert:

IMPACT

Die Auswertungen zu den HMWB in FORECASTER haben gezeigt, dass Belastungen auf größeren räumlichen Skalen den ökologischen Zustand der Wasserkörper maßgeblich bestimmen bzw. sogar limitieren können. Jedoch lassen sich mit solchen statistischen Verfahren die zugrunde liegenden kausalen Zusammenhänge nur sehr eingeschränkt untersuchen. In dem

Anschlussprojekt IMPACT werden die Auswirkungen von Belastungen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen auf den ökologischen Zustand modelliert, von der Veränderung der Abflussverhältnisse in Folge des Klimawandels bis hin zum fehlenden Wiederbesiedlungspotenzial (<http://www.impact.igb-berlin.de/>).

Die repräsentative Bewertung der Auswirkung bestimmter Belastungen auf Fische und deren Reaktion auf hydromorphologische Veränderungen erfordert eine deutlich differenziertere ökologische Klassifizierung im Hinblick auf ihre Umwelttoleranz als es die vorhandenen Bewertungssysteme EFI+ und FIBS vorsehen. Entsprechende Arbeiten werden ebenfalls im Anschlussprojekt IMPACT durchgeführt, dass im September 2010 begonnen hat.

Kooperation mit Projekten zur Herleitung des guten ökologischen Potenzials von HMWB

Die Ergebnisse wurden sowohl in internationalen Fachzeitschriften veröffentlicht als auch in Gremien der Wasserwirtschaft vorgestellt (z. B. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser: LAWA, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW: LANUV-NRW). Beide Institutionen haben im Herbst 2010 jeweils ein Projekt zur Herleitung des guten ökologischen Potenzials von HMWB vergeben (LAWA: Bewertung von HMWB / AWB – Fließgewässern und Ableitung des MÖP / GÖP (LFP 3.10), LANUV-NRW: Ableitung GÖP (Guten Ökologischen Potenzials) zur Bewertung von HMWB). Durch die aktive Verbreitung der Ergebnisse und die enge Kooperation mit den Arbeitsgruppen, die in diesen Projekten involviert sind, wird der in FORECASTER entwickelte Ansatz und die Ergebnisse in diesen Projekten berücksichtigt und wahrscheinlich in Teilen übernommen.

REFORM

Der Zuwendungsempfänger ist Teil des internationalen Konsortiums für das Projekt „REstoring rivers FOR effective catchment Management - REFORM“ im Rahmen der aktuellen Ausschreibung FP7-ENV-2011 (ENV.2011.2.1.2-1 Hydromorphology and ecological objectives of WFD). In diesem Projekt wird zum einen die Meta-Analyse zur Wirkung von hydromorphologischen Belastungen und Renaturierungsmaßnahmen auf die Besiedlung von Fließgewässern fortgeführt. Entsprechende Vorarbeiten zur Erfassung insbesondere der nationalen grauen Literatur haben bereits in Zusammenarbeit mit internationalen und nationalen Partnern (Université de Lyon, Prof. Hervé Piégay, Universität Duisburg-Essen, Prof. Daniel Hering) begonnen. Zum anderen werden auch die Auswertungen zu den Belastungen auf größeren räumlichen Skalen weiter geführt und speziell die Auswirkung auf die Wirksamkeit lokaler Renaturierungsmaßnahmen untersucht werden.

Literatur

Frissell, C. A., Liss, W. J., Warren, C. E., Hurley, M. D. (1986) A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10, 199-214.

Hynes, H. B. N. (1975) The stream and its valley. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 19, 1-15.

Kail J., Wolter C. (2011a) Fließgewässer-Maßnahmenprogramme zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Schwerpunkte, potenzielle ökologische Wirkung und Wissensdefizite. *Limnologie aktuell*, Bd. 13 – Renaturierung, Stuttgart: Schweitzerbart, in press.

Kail J., Wolter C. (2011b) Analysis and evaluation of large-scale river restoration planning in Germany to better link river research and management. *River Research and Applications*, in press.

Kail, J., Wolter C. (2011c) The influence of stressors at different spatial scales on the ecological status of heavily degraded streams and rivers. Submitted.

Kail, J., Arle, J., Jähmig, S. (2011) Limiting factors and thresholds for macroinvertebrate colonization in European rivers: Empirical evidence from three case-studies on water quality, catchment urbanization, and river restoration. In prep.

Knighton, D. (1984) *Fluvial forms and processes*. Oxford University Press, New York, 218.

Minshall, G. W. (1988) Stream ecosystem theory: a global perspective. *Journal of the North American Benthological Society*, 7, 263-288.

Poff, N. L. (1997) Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 391-409.

Schumm, S. A., Lichty, R. W. (1965) Time, space and causality in geomorphology. *American Journal of Science*, 263, 110-119.

Weber, A., Schomaker, C., Wolter, C. (2011) Das fischökologische Potential urbaner Wasserstraßen. *Limnologie aktuell*, Bd. 13 – Renaturierung, Stuttgart: Schweitzerbart, in press.

Wolter C., Mischke U., Pottgiesser T., Kail J., Halle M., van de Weyer K., Rehfeld-Klein M. (2009) A Framework to Derive Most Efficient Restoration Measures for Human Modified Large Rivers. In: *Science and Information Technologies for Sustainable Management of Aquatic Ecosystems*. 7th International Symposium on Ecohydraulics. Concepcion: Universidad de Concepcion: conf187a48: 1-16. (ISBN 978-981-08-2100-5).