

Schlussbericht

Zuwendungsempfänger: Universität Duisburg-Essen	Gefördert durch: Umweltbundesamt Förderkennzeichen: 3707 28 201
Vorhabensbezeichnung: Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie	
Laufzeit des Vorhabens: 1.11.2007 – 31.03.2011	
Berichtszeitraum: 1.11.2007 – 31.03.2011	

Bearbeiter

Dr. Peter Rolaufts, Dr. Carolin Meier, Dr. Daniel Hering
Universität Duisburg-Essen, Abteilung Angewandte Zoologie / Hydrobiologie, 45117 Essen

Dr. Jürgen Böhmer
Bioforum GmbH, Sudetenstraße 34, 73230 Kirchheim/Teck

Dr. Jochen Schaumburg, Christine Schranz
Bayerisches Landesamt für Umwelt, Demollstraße 31, 82407 Wielenbach

Dr. Ute Mischke
Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V.,
Müggelseedamm 310, 12561 Berlin

Dr. Falko Wagner
Institut für Gewässerökologie und Fischereibiologie
Sandweg 3, 07745 Jena

Essen, April 2011

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB	2.	3.
4. Titel des Berichts Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Dr. Peter Rolauffs, Dr. Carolin Meier, Dr. Daniel Hering Dr. Jürgen Böhmer, Dr. Jochen Schaumburg Christine Schranz, Dr. Ute Mischke; Dr. Falko Wagner	8. Abschlussdatum 31.03.2011	
	9. Veröffentlichungsdatum	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Universität Duisburg-Essen Abteilung Angewandte Zoologie / Hydrobiologie 45117 Essen	10. UFOPLAN-Nr. 3707 280 201	
	11. Seitenzahl 139 (+ 2 Anhänge)	
	12. Literaturangaben 39 (+ 2 Anhänge)	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau	13. Tabellen und Diagramme 44 (+ 2 Anhänge)	
	14. Abbildungen 23 (+ 2 Anhänge)	
	15. Zusätzliche Angaben	
16. Kurzfassung Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) fordert eine umfassende biologische Bewertung der Gewässer. Für Makrozoobenthos, Fischfauna, Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos wurden durch die Mitgliedstaaten Bewertungsverfahren entwickelt. Diese waren Grundlage der bis Ende 2006 zu erstellenden Messprogramme mittels derer eine Bewertung des ökologischen Zustandes der Oberflächenwasserkörper erfolgte. Im Rahmen des Forschungsprojekts wurden die für Fließgewässer in einer ersten Erprobungsphase eingesetzten Bewertungsverfahren anhand der zusätzlich gewonnenen Daten und Erfahrungen überprüft und aktualisiert. Dies gewährleistet, dass die Umsetzung der WRRL sowohl auf nationaler als auch auf internationaler Ebene kohärent erfolgt. Im Einzelnen wurde/wurden		
<ul style="list-style-type: none"> • eine Auswahlempfehlung für die biologischen Qualitätskomponenten im Rahmen des operativen Monitorings erarbeitet, • Interpretationshilfen für biozönotische Bewertungsergebnisse erstellt und abgestimmt, • maßnahmenrelevante Faktoren aus den Bewertungsergebnissen abgeleitet, • Änderungsvorschläge der Nutzer in die Verfahren zur Bewertung von Fließgewässern mit den biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, Makrophyten, Phytobenthos und Phytoplankton eingearbeitet, • ein einfacher Vorschlag zur Bewertung des ökologischen Potenzials auf der Basis vorhandener Bewertungsverfahren erarbeitet, • die Bewertungsansätze in deutschen Küstengewässern validiert und • eine Abschätzung der Zuverlässigkeit und Genauigkeit von Bewertungsergebnissen vorgenommen. 		
17. Schlagwörter EG-Wasserrahmenrichtlinie; Gewässergüte; Makrozoobenthos; Fischfauna; Makrophyten; Benthos; Pflanze; Bewertungsverfahren; Messprogramm; Europäische Kommission; Probenahme; Ökologische Bewertung; Plankton; Wasseruntersuchung; Verfahrenstechnik; Verfahrensoptimierung		
18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB	2.	3.
4. Report Title Further development of biological investigation procedures for consistent implementation of the EU Water Framework Directive		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s) Dr. Peter Rolauffs, Dr. Carolin Meier, Dr. Daniel Hering Dr. Jürgen Böhmer, Dr. Jochen Schaumburg Christine Schranz, Dr. Ute Mischke; Dr. Falko Wagner	8. Report Date 31.03.2011	
	9. Publication Date	
6. Performing Organisation (Name, Address) University Duisburg-Essen Department Applied Zoology / Hydrobiology 45117 Essen	10. UFOPLAN-Ref. No. 3707 28 201	
	11. No. of Pages	
	12. No. of Reference	
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau	13. No. of Tables, Diagrams	
	14. No. of Figures	
	15. Supplementary Notes	
16. Abstract The EU Water Framework Directive requires a comprehensive biological assessment of surface waters. Member states developed assessment systems for macrozoobenthos, fish, phytoplankton and macrophytes/phytobenthos. Based on these assessment systems monitoring programmes were prepared by 2006 to assess the ecological status of surface water bodies. Within this research project the assessment systems for running waters applied in the initial phase of testing were evaluated and updated based on additional data and experiences. Thus the coherent implementation of the WFD is assured both on national and international level. Within this project <ul style="list-style-type: none"> • recommendations on selection of biological quality elements used for operational monitoring are given, • guidance on interpreting the results of biocoenotic assessments was compiled and agreed upon, • based on assessment results factors were identified which significantly influence the structure and composition of aquatic communities and therefore are relevant for planning of measures, • end user proposals were incorporated to modify assessment systems for the biological quality elements macrozoobenthos, macrophytes/phytobenthos and phytoplankton in running waters, • a preliminary and basic proposal was elaborated to assess the ecological potential of water bodies based on existent assessment systems, • assessment approaches for coastal waters were validated and • the certainty and precision of assessment results was estimated. 		
17. Keywords EU-Water Framework Directive; water quality; macrozoobenthos; invertebrates, fish; macrophytes; benthos; plant; assessment systems; monitoring programme; European Commission; sampling; ecological assessment; plankton; water analysis; technology, process optimisation;		
18. Price	19.	20.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	1
1. Einleitung.....	7
1.1 Aufgaben und Ziele	7
1.2 Projektbeteiligte.....	8
2. Datengrundlage.....	9
2.1 Datenumfang.....	9
2.2 Datenverarbeitung	12
2.3 Konzept zur Datenauswertung	13
3. Auswahlempfehlung für biologische Qualitätskomponenten	15
3.1 Einleitung	15
3.2 Ergebnisse der Umfrage in den Bundesländern	15
3.3 Schema zur Aussagekraft der Qualitätskomponenten	16
3.4 Auswertung der Länderdaten	17
3.4.1 Datengrundlage.....	18
3.4.2 Datenkonsistenz.....	19
3.4.3 Vergleich der Bewertungsverfahren	21
3.4.4 Biokomponenten und Umweltindizes.....	25
3.5 Aussagekraft der Ergebnisse	30
3.6 Resümee.....	31
3.7 Auswahlempfehlung.....	33
3.8 Verschneidung von Biokomponenten.....	34
4. Erstellung von Interpretationshilfen	38
5. Identifizierung maßnahmenrelevanter Faktoren	39
5.1 Einleitung	39
5.2 Hintergründe	39
5.3 Methoden.....	40
5.3.1 Klassifizierungsbäume	40
5.3.2 Box-Whisker-Plots.....	42
5.4 Ergebnisse C&RT-Analyse (Ranking).....	43
5.4.1 Gewässermorphologie (reversibel).....	43
5.4.2 Landnutzung im Einzugsgebiet (bedingt reversibel)	47
5.4.3 Physikalisch-chemische Faktoren (reversibel).....	50
5.4.4 Integrative Betrachtung der Belastungsfaktoren.....	53
5.5 Ergebnisse BW-Plots (Schwellenwerte).....	56

5.5.1	Gewässermorphologie	56
5.5.2	Landnutzung im Einzugsgebiet	57
5.5.3	Physikalisch-chemische Faktoren	59
5.5.4	Ableitung von Grenzwerten.....	62
5.6	Zusammenfassende Darstellung der Auswirkungen von Belastung auf den ökologischen Zustand.....	66
5.6.1	Generelles Muster.....	66
5.6.2	Mittelgebirgsbäche (dargestellt am Beispiel des Typs 5)	68
5.6.3	Mittelgebirgsflüsse (dargestellt am Beispiel des Typs 9)	69
5.6.4	Tieflandbäche (dargestellt am Beispiel des Typs 14).....	70
5.6.5	Tieflandflüsse (dargestellt am Beispiel des Typs 15).....	70
6.	Einarbeitung von Änderungsvorschlägen in die Bewertungsverfahren	72
6.1	Makrozoobenthos	72
6.2	Makrophyten und Phytobenthos	76
6.2.1	Makrophyten	77
6.2.2	Diatomeen.....	80
6.2.3	Phytobenthos ohne Diatomeen	84
6.3	Phytoplankton.....	86
7.	Vorschlag zur Bewertung des ökologischen Potenzials	92
7.1	Einführung und Konzeption.....	92
7.2	Beschreibung der Optionen.....	94
7.3	Daten und Methoden	95
7.4	Ergebnisse	98
7.5	Resümee.....	100
8.	Validierung der Bewertungsansätze in deutschen Küstengewässern	101
8.1	Übersicht.....	101
8.2	Kleinräumliche Variabilität von Parallelproben	102
8.2.1	Grundlagen	102
8.2.2	Daten und Methoden.....	103
8.2.3	Ergebnisse	105
8.2.4	Empfehlung.....	109
8.3	Korrelation von Bewertungsverfahren mit Belastung.....	109
8.3.1	MarBIT	110
8.3.2	BALCOSIS	112

9. Abschätzung der Zuverlässigkeit von Bewertungsergebnissen	118
9.1 Einführung	118
9.1.1 Methodenbeschreibung.....	118
9.1.2 Datengrundlage und Auswertung	120
9.2 Ergebnisse	121
9.2.1 Variabilität	121
9.2.2 Zuverlässigkeit	122
9.2.3 Makrophyten	128
9.2.4 Fazit	130
10. Ausblick	131
11. Literatur.....	134

Abkürzungsverzeichnis

Biokomponenten & Teilkomponenten (Reihenfolge gemäß der Reihenfolge in den Tabellen)			
MZB	Makrozoobenthos		
M&P	Makrophyten und Phytobenthos		
MP	Makrophyten (Teilkomponente)		
DI	Diatomeen (Teilkomponente)		
PoD	Phytobenthos ohne Diatomeen (Teilkomponente)		
PP	Phytoplankton		
F	Fische		
Bewertungssysteme (Reihenfolge gemäß der Reihenfolge in den Tabellen)			
MMI	Multimetrischer Index (Perloides: Modul „Allgemeine Degradation“)		
M & P _{FG}	Makrophyten- und Phytobenthos-Index für Fließgewässer (Phylib)		
M _{MP}	Modulergebnis Makrophytenbewertung (Phylib)		
DI _{FG}	Diatomeenindex für Fließgewässer (Phylib) (= Modulergebnis Diatomeenbewertung)		
M _{PB}	Modulergebnis Phytobenthosbewertung (Phylib)		
PP-Index	Phytoplankton-Index (PhytoFluss)		
fiBS-Index	Gesamtmittel aller Qualitätsmerkmale der Fischbewertung (fiBS)		
Bundesländer (nur im Bericht aufgeführte)			
BB	Brandenburg	NI	Niedersachsen
BE	Berlin	NW	Nordrhein-Westfalen
BW	Baden-Württemberg	RP	Rheinland-Pfalz
BY	Bayern	SH	Schleswig-Holstein
HE	Hessen	SN	Sachsen
HH	Hamburg	ST	Sachsen-Anhalt
MV	Mecklenburg-Vorpommern	TH	Thüringen
... Fortsetzung rechte Spalte			
Naturräume			
AV	Alpen/Voralpen (Fließgewässertypen 1 bis 4)		
MG	Mittelgebirge (Fließgewässertypen 5 bis 10)		
TL	Tiefland (Fließgewässertypen 11 bis 23)		
Statistik			
n	Anzahl Datensätze		
p	Signifikanzniveau		
r	Korrelationskoeffizient		
R ²	Bestimmtheitsmaß		
sonstige Abkürzungen			
BQE	biologische Qualitätskomponente		
EZG	Einzugsgebiet		
FG	Fließgewässer		
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser		

Zusammenfassung

Zur Realisierung der Projektziele wurde von den Bundesländern umfangreiches Datenmaterial zur Verfügung gestellt. Die Daten stammen von Monitoring-Messstellen der Jahre 2004 bis 2007 und decken biologische Parameter relevanter Organismengruppen (Makrozoobenthos, Fische, Makrophyten, Phytobenthos, Phytoplankton) sowie abiotische Faktoren (Landnutzung, Physikochemie, Gewässermorphologie) ab. Die Mess- und Erhebungsdaten wurden verwandt, um Antworten auf ein breitgefächertes Spektrum an Arbeitsaufträgen zu liefern:

- Erarbeitung einer Auswahlempfehlung für die biologischen Qualitätskomponenten;
- Erstellung von Interpretationshilfen für die biozönotischen Bewertungsergebnisse;
- Identifizierung maßnahmenrelevanter Faktoren (inkl. Ableitung von Schwellenwerten);
- Einarbeitung von Änderungsvorschlägen in die Bewertungsverfahren;
- Erarbeitung eines Vorschlags zur Bewertung des ökologischen Potenzials;
- Validierung der Bewertungsansätze in deutschen Küstengewässern;
- Abschätzung der Zuverlässigkeit von Bewertungsergebnissen.

Erarbeitung einer Auswahlempfehlung für die biologischen Qualitätskomponenten

Ziel des ersten Projektmoduls war die Beurteilung von Organismengruppen hinsichtlich ihrer Eignung, Einflüsse abzubilden, die aus den Hauptbelastungsfaktoren auf ein Gewässer einwirken. Hierzu wurden Erfahrungen aus den Bundesländern, Fachwissen der beteiligten Arbeitsgruppen sowie Berechnungsergebnisse auf Grundlage der Projektdaten zusammengetragen. Die Ergebnisse der Länderumfrage wie auch das Expertenwissen der Bearbeiter wurden für den Bericht tabellarisch aufgearbeitet. Die datenbezogene Auswertung erfolgte anhand von Korrelationsberechnungen (Spearman) und multipler Regression. Für den multiplen Ansatz wurden Modelle verschiedener Kombinationen von Qualitätskomponenten gerechnet und beurteilt. Die Resultate aller drei Bausteine (Erfahrungen in den Ländern, Expertenwissen, Datenauswertung) wurden im Rahmen eines Projektbeirats abschließend bewertet und diskutiert. Danach wird folgende Auswahlempfehlung gegeben.

Stressor	Biokomponente	Bemerkung
Hydromorphologie	Makrozoobenthos	obligatorisch
	Fische	fakultativ
Durchgängigkeit	Fische	
diffuse Einträge (Trophie, Landnutzung)	Makrophyten & Phytobenthos oder Phytoplankton	in Abhängigkeit vom zu bewertenden Gewässertyp
punktueller Einträge (Saprobie)	Makrozoobenthos	
Wasserhaushalt	Makrozoobenthos und Fische	
Versauerung	Makrozoobenthos oder Diatomeen	
Versalzung	Diatomeen	Halobienindex
Verockerung	Makrozoobenthos	
integrierend*	Makrozoobenthos	<i>siehe Fußnote</i>

* bei Vorliegen mehrerer Stressoren, von denen keiner als dominierend zu identifizieren ist, oder bei weitgehender Abwesenheit negativer Einflussgrößen

Erstellung von Interpretationshilfen für die biozönotischen Bewertungsergebnisse

Nach dem Vorbild der Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ und „Core Metrics Makrozoobenthos“ wurden auch für alle übrigen Qualitätskomponenten Interpretationshilfen in Form von Kurzdarstellungen erarbeitet. Betreffs der Fische sind sie unterteilt in die Einheiten Alpin, Mittelgebirge und Tiefland (jeweils getrennt nach artenarmen und artenreichen Zönosen). Für das Phytoplankton wurden insgesamt 15 Kurzdarstellungen erstellt, fünf zur Beschreibung der zentralen Bewertungsmetrics (Gesamtpigment, Chloro-Index, Cyano-Index, Pennales-Index und TIP), zehn zur Beschreibung der Phytoplanktontypen. Die Hilfetexte für die Qualitätskomponente „Makrophyten & Phytobenthos“ finden sich im Endbericht des Projekt -Teilvorhabens *Makrophyten & Phytobenthos* (Bearbeiter: Dr. Jochen Schaumburg; et al., Bayerisches LfU, 2011) Alle Kurzdarstellungen werden auf der Homepage www.fliessgewaesserbewertung.de zum Download bereitgestellt.

Identifizierung maßnahmenrelevanter Faktoren (inkl. Ableitung von Schwellenwerten)

Der Projektteil „maßnahmenrelevante Faktoren“ schließt inhaltlich an das Modul „Erarbeitung einer Auswahlempfehlung“ an. Während das erste Modul auf die generellen Zusammenhänge zwischen Umwelt und Biologie abzielt, fokussiert der dritte Projektteil auf spezifische Belastungen in Form konkreter Faktoren. Zur Untersuchung der Zusammenhänge wurde der vorliegende Datenbestand in belastete und unbelastete Messstellen unterteilt. Es wurden zwei Analysemethoden verwendet. Die Methode der Klassifizierungsbäume hatte zum Ziel, eine Reihung maßnahmenrelevanter Faktoren (Gewässermorphologie und Gewässerche-

mie) sowie bedingt reversibler Faktoren (Landnutzung im Einzugsgebiet) zu erstellen, anhand derer es möglich ist, zwischen den Zielzuständen „belastet“ und „unbelastet“ zu differenzieren. Die Darstellung über Box-Whisker-Plots hatte zum Ziel, entsprechende Schwellenwerte zu generieren. Die Analysen brachten folgende Ergebnisse:

In der Kategorie Gewässermorphologie diskriminieren Diversitätsmaße (Strömungs- und Substratdiversität, Breitenvarianz) sowie Strukturen in Ufernähe (besondere Uferstrukturen, Uferbewuchs, Gewässerrandstreifen) am besten zwischen den Gruppen, wobei deutliche Unterschiede zwischen den drei Biokomponenten bestehen. Beim Makrozoobenthos und den Fischen dominieren die zuerst genannten Faktoren, bei den Makrophyten die zuletzt genannten.

In der Kategorie Landnutzung üben die dominierenden Nutzungsarten Acker, Siedlung und Wald den größten Einfluss aus. Die Aussagen der Biokomponenten unterscheiden sich kaum voneinander. Dafür sind tendenzielle Unterschiede zwischen den Naturräumen erkennbar. In den Alpen und Voralpen sowie im Mittelgebirge scheint die Intensivnutzung (urbane Flächen, Ackerflächen) ein Übergewicht zu besitzen, im Tiefland eher extensiv bewirtschaftete Flächen (Grünland, Waldfläche).

In der Kategorie Gewässerchemie gehen Faktoren, die Eutrophierung und organische Verschmutzung indizieren, als die wichtigsten aus den Analysen hervor, insbesondere Gesamtphosphor, Ammonium und Gesamtkohlenstoff. Für die Fische kommen zusätzlich Sauerstoffgehalt wie auch pH-Wert hinzu.

Nach erfolgten Einzelanalysen wurden die in den jeweiligen Stressorkategorien stärksten Faktoren gemeinsam in eine Analyse gegeben. Dabei ordneten sich flächenbezogene Faktoren (Landnutzung und Physikochemie) tendenziell eher in den oberen Regionen der Rankings an, punktbezogene Faktoren (Gewässermorphologie) überwiegend am Tabellenende. Die dadurch ableitbare Reihenfolge Landnutzung – Physikochemie – Gewässermorphologie wird jedoch nicht dahingehend interpretiert, Strukturparameter als für die Organismen zweitrangig anzusehen. Sehr wohl macht sie aber klar, dass Einflüsse aus dem Einzugsgebiet diejenigen der lokalen Morphologie überdecken. Dies dürfte insbesondere für Renaturierungen von Belang sein, da Defizite in der Fläche einer Verbesserung des ökologischen Zustandes vor Ort häufig entgegenstehen. Somit kann aus den Projektergebnissen das klare Signal gegeben werden, vor der Beseitigung struktureller Defizite die stofflichen Einträge zu minimieren. Zur Visualisierung der Zusammenhänge unterschiedlicher Stressoren wurden typgruppenspezifische Flowcharts erstellt.

Für eine Vielzahl der flächen- und punktbezogenen Faktoren konnten Schwellenwerte abgeleitet werden, die überwiegend plausibel erscheinen, im Falle gewässermorphologischer Parameter allerdings überraschend hoch ausfallen. Die Werte physikalisch-chemischer

Größen wurden verglichen mit den entsprechenden Einträgen im RaKon-Arbeitspapier. Vielfach liegen die aktuell ermittelten Schwellenwerte unterhalb der dort verzeichneten Orientierungswerte (Übergang gut/mäßig), stehen aber in guter Übereinstimmung mit den Hintergrundwerten (Übergang sehr gut/gut).

Einarbeitung von Änderungsvorschlägen in die Bewertungsverfahren

Im Rahmen des Projekts wurden die Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, Makrophyten & Phytobenthos sowie Phytoplankton in Abstimmung mit den zuständigen Beiräten weiterentwickelt. Details der Modifikationen sind, soweit sie zum Projektende vorlagen, diesem Bericht zu entnehmen. Aufgrund der Komplexität und des intensiven Diskussionsbedarfs konnte die Überarbeitung der Bewertungsverfahren Perloides und Phylib innerhalb des Berichtszeitraums nicht abgeschlossen werden. Aller Voraussicht nach werden die Updates aber zur Mitte des Jahres 2011 bereitgestellt. PhytoFluss liegt seit 2008 in einer neuen Version vor. Die Überarbeitung des Bewertungsverfahrens der Fische war nicht Gegenstand des Projekts.

Erarbeitung eines Vorschlags zur Bewertung des ökologischen Potenzials

Die Herangehensweise zur Bewertung von HMWB wurde im Verlauf des Projekts mehrfach diskutiert, zunächst im Rahmen eines Fachgesprächs im Umweltbundesamt (Berlin, Dezember 2008), später dann während mehrerer Beiratstreffen sowie LAWA-Expertenkreissitzungen. Ergebnis der Diskussion war ein Konzept, das in seinem Kern drei Optionen beinhaltete, die mittels ausgewählter Messstellen durchgerechnet und in ihren Auswirkungen einander gegenübergestellt wurden. Alle drei Optionen (Typwechsel, Metricwechsel, Abwärtsskalierung) wurden detaillierten Eignungstests unterzogen, erbrachten jedoch nicht die erhofften Resultate und wurden in der jeweils eruierten Form als nicht zielführend eingestuft. Entscheidendes Kriterium für die Beurteilung war die Unvorhersehbarkeit der sich einstellenden Bewertungsergebnisse. So ergaben sich bei Typ- und Metricwechsel in nicht wenigen Fällen Resultate, die eine Schlechterbewertung der Wasserkörper bedeutet hätten, was im Widerspruch zum Potenzialgedanken steht. Somit kann das Projekt zwar keinen verwertbaren Vorschlag zur Bewertung von HWMB liefern, die gemachten Erfahrungen sind jedoch ein wertvoller Beitrag zur Umsetzung der Aufgabe in weiterführenden Forschungsvorhaben.

Validierung der Bewertungsansätze in deutschen Küstengewässern

Zwei Schwerpunkte wurden im Rahmen des Projektteils bearbeitet. Inhaltlich ging es dabei um die Untersuchung der kleinräumlichen Variabilität von Parallelproben (Zoobenthos, Nordsee) sowie die Korrelation von Metrics mit Belastung (Zoobenthos und Makroalgen, Ostsee).

Der erste Schwerpunkt beschäftigte sich mit der Frage, wie sich eine Reduzierung des Probenahmeaufwandes auf die Bewertung auswirkt. Hier zeigte sich, dass eine reduzierte Anzahl von Teilproben eine Zunahme der Streuung im Bewertungsindex nach sich zieht; zudem besteht die deutliche Neigung zu einer schlechteren Bewertung. Beide Effekte sind in den verschiedenen Gewässertypen unterschiedlich stark ausgeprägt, bei den Übergangsgewässern jedoch am deutlichsten. Die Zunahme der Streuung ergibt sich automatisch aus der Verkleinerung der beprobten Gesamtfläche und ist nicht regulierbar. Die Neigung zur Schlechterbewertung hingegen kann über gegensteuernde Änderungen bei den Referenzwerten ausgeglichen werden.

Der zweite Schwerpunkt umfasste Korrelationsanalysen zwischen Belastungsfaktoren (u. a. Temperatur, Salzgehalt, Nährstoffe) und Bewertungsindizes der beiden Verfahren MarBIT und BALCOSIS. Hierbei ging es primär um die Frage, ob die Systeme in der Lage sind, die Einflüsse von Belastung auf die Biologie in geeigneter Weise abzubilden. Für das Verfahren BALCOSIS konnte dies eindeutig bestätigt werden, für MarBIT wurden klare Hinweise dafür gefunden – einzig die unzureichende Datenlage verhinderte ein ebenso eindeutiges Urteil.

Abschätzung der Zuverlässigkeit von Bewertungsergebnissen

Zur Abschätzung der Stabilität und Zuverlässigkeit existenter Bewertungsverfahren wurden die Qualitätskomponenten des Makrozoobenthos und der Diatomeen beispielhaft untersucht. Hierzu wurden Doppelbeprobungen herangezogen, die im Rahmen eines früheren EU-Projektes an ausgewählten Gewässertypen durchgeführt worden waren, mithilfe derer die Analyse verschiedener Typen von Variabilität möglich war. Für das Makrozoobenthos standen Daten betreffs der proben- und jahreszeitenbedingten Variabilität zur Verfügung, für die Diatomeen Daten zur Bearbeitung der substratbedingten Variabilität. Die Auswertungen wurden in Form von Simulationsberechnungen mittels der eigens zu diesem Zweck entwickelten Software STARBUGS durchgeführt.

In der Endbewertung erzielt das Modul „Saprobie“ sehr stabile Werte von annähernd 100 %, Zuverlässigkeit bei der Zuordnung zur korrekten Zustandsklasse, das Modul „Allgemeine Degradation“ Werte von 75 % bis 90 % (jeweils im Bereich der Klassenmitten), wobei sich Unterschiede hinsichtlich einzelner Core Metrics und Gewässertypen ergeben. Als ungeeig-

net geht der Metric „Pelal%“ aus den Untersuchungen hervor, der im Zuge des nach Projektende anstehenden Software-Updates (aufgrund anderweitiger negativer Erfahrungen) auch nicht mehr verwendet wird. Resümierend kann daher festgehalten werden, dass die Bewertungsmodule für das Makrozoobenthos einer Zuverlässigkeitsprüfung standhalten.

Das Resümee für die Diatomeen fällt hingegen sehr unterschiedlich aus. Während für den Trophieindex eine Zuverlässigkeit von annähernd 100 % ermittelt werden konnte, erreichte der Referenzartenindex nur etwa die Hälfte dieses Werts; der Gesamtindex siedelte sich im Mittelfeld an. Aufgrund von Zugeständnissen hinsichtlich der Dateneignung sind die Ergebnisse der Diatomeen allerdings nicht generalisierbar, sondern lediglich ein erster Hinweis auf die Größenordnung der Zuverlässigkeit. Aus diesem Grund wird die Empfehlung gegeben, die Analyse bei Vorhandensein umfangreicherer und besser geeigneter Daten zu wiederholen.

1. Einleitung

1.1 Aufgaben und Ziele

Zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie wurden in den letzten Jahren Verfahren zur Bewertung der ökologischen Qualität von Fließgewässern mittels der biologischen Komponenten Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten & Phytobenthos sowie Phytoplankton entwickelt und teilweise interkalibriert (erste Phase der Interkalibrierung). Die Verfahren wurden in Praxistests erprobt und nachfolgend überarbeitet, und werden seitdem von den Wasserwirtschaftsverwaltungen in den Bundesländern angewandt. Die Umstellung von den bisherigen, vorwiegend an der Saprobie orientierten Bewertungsverfahren zu den neuen, integrativen Methoden hat im Wesentlichen gut funktioniert. Durch die Einbeziehung vieler Nutzer in den Entwicklungsprozess und eine Vielzahl von Schulungen und Veranstaltungen sind die Verfahren den Anwendern vertraut. Die zunehmende Anwendung führte in den Jahren 2005 bis 2007 jedoch zu weiteren Anregungen aus der Praxis, von denen die Folgenden im Rahmen des aktuellen Forschungsvorhabens aufgegriffen und bearbeitet wurden:

- (1) Erarbeitung einer Auswahlempfehlung für die biologischen Qualitätskomponenten im Rahmen des operativen Monitorings;
- (2) Erstellung von Interpretationshilfen für die biozönotischen Bewertungsergebnisse;
- (3) Identifizierung maßnahmenrelevanter Faktoren sowie Ableitung von Schwellenwerten;
- (4) Einarbeitung von Änderungsvorschlägen in die Verfahren zur Bewertung von Fließgewässern mittels der Komponenten Makrozoobenthos, Makrophyten & Phytobenthos sowie Phytoplankton;
- (5) Erarbeitung eines Vorschlags zur Bewertung des ökologischen Potenzials auf der Basis vorhandener Bewertungsverfahren (am Beispiel des Makrozoobenthos);
- (6) Validierung der Bewertungsansätze in deutschen Küstengewässern;
- (7) Abschätzung der Zuverlässigkeit von Bewertungsergebnissen.

Die detaillierten Ziele der einzelnen Module können Tabelle 5 entnommen werden.

1.2 Projektbeteiligte

Das Projekt wurde von Dr. Daniel Hering (Universität Duisburg-Essen) geleitet. Die fachliche Betreuung übernahm der projektbegleitende Beirat, bestehend aus Vertretern verschiedener Bundesländer, unter Leitung des Umweltbundesamtes (Dr. Stefanie Hedtkamp und Dr. Andreas Hoffmann) sowie des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (Dr. Folker Fischer). Die weiteren am Projekt beteiligten Partner sind Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 1: Liste der am Projekt beteiligten wissenschaftlichen Partner (zur Beschreibung der Module siehe Kapitel 7).

Bearbeiter	bearbeitete Module	Kontakt
Daniel Hering	Projektleitung	Universität Duisburg-Essen daniel.hering@uni-due.de T. 0201 / 183-3084
Peter Rolauffs	(1), (3), (4), (5), (6), (7)	Universität Duisburg-Essen peter.rolauffs@uni-due.de T. 0201 / 183-4308
Carolin Meier	(2), (4)	Universität Duisburg-Essen carolin.meier@uni-due.de T. 0201 / 183-4308
Jochen Schaumburg	(1), (2), (3), (4)	Bayerisches Landesamt für Umwelt T.:0881 / 185-164 jochen.schaumburg@lfu.bayern.de
Christine Schranz	(1), (2), (3), (4)	Bayerisches Landesamt für Umwelt T.:0881 / 185-166 christine.schranz@lfu.bayern.de
Ute Mischke	(2), (4)	Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V. ute.mischke@igb-berlin.de T. 030 / 64181-690
Falko Wagner	(1), (2), (3)	Institut für Gewässerökologie und Fischereibiologie Jena (IGF) falko.wagner@igf-jena.de T. 03641 / 637745
Jürgen Böhmer	Datenakquise Datenbank	Bioforum GmbH boehmer@uni-hohenheim.de T. 07021 / 571210
Andrea Sundermann	(1), (2), (7)	Forschungsinstitut Senckenberg andrea.sundermann@senckenberg.de T. 06051 / 61954-3124
Klaus van de Weyer	(4)	Ianaplan GbR klaus.vdweyer@ianaplan.de T. 02153 / 971920

2. Datengrundlage

Zur Umsetzung der Projektziele standen Daten von insgesamt etwa 1.650 Monitoring-Messstellen aus elf Bundesländern zur Verfügung (Module 1 bis 5) sowie Daten weiterer Messstellen für die Module 6 (Küstenbewertung) und 7 (Zuverlässigkeit und Genauigkeit).

Die Monitoringdaten wurden zum überwiegenden Teil bereits vor Projektbeginn akquiriert und in eine Access-Datenbank eingespeist. Sie stammen mehrheitlich aus den Jahren 2006 und 2007 und umfassen biologische Daten aller relevanten Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten & Phytobenthos, Phytoplankton) in Form von Taxalisten und Bewertungsergebnissen, sowie abiotische Daten der Stressorkategorien Gewässermorphologie, Physikochemie und Landnutzung im Einzugsgebiet (letztere wurden im Rahmen der Datenaufbereitung für alle Messstellen zentral nacherhoben). Hierbei war das Ziel, den Schwerpunkt auf Messstellen zu legen, für die möglichst viele der biologischen Qualitätskomponenten samt physikalisch-chemischer und gewässermorphologischer Begleitdaten vorliegen. Die Datenabdeckung der einzelnen Fließgewässertypen, Qualitätskomponenten und Umweltfaktoren ist Bestandteil der folgenden Abschnitte.

Die Beschreibung der Daten für die Module 6 und 7 erfolgt in den jeweiligen Kapiteln.

2.1 Datenumfang

Tabelle 2 gibt eine Übersicht über die erbetenen gewässerstrukturellen und physikalisch-chemischen Parameter. Darüber hinaus wurden weitere Stammdaten, wie Ortsnamen, Koordinaten oder Typzuordnungen angefordert.

Insgesamt standen Daten zu rund 1.650 Messstellen aus elf Bundesländern zur Verfügung. Die Verteilung auf die Bundesländer sowie auf die biologischen Komponenten ist Tabelle 3 zu entnehmen; die Verteilung auf die Gewässertypen gibt Tabelle 4 wieder. Die Daten decken das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland nahezu flächendeckend ab; lediglich der Südwesten (Baden-Württemberg, Saarland) sowie der Nordosten (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg) sind unterdurchschnittlich repräsentiert (Abbildung 1).

Zu rund 1.500 Stellen konnten wasserchemische Daten und zu rund 1.250 Stellen gewässerstrukturelle Daten von den Bundesländern zur Verfügung gestellt werden. Allerdings sind nicht immer alle Parameter vorhanden. Insbesondere bei den gewässerstrukturellen Daten konnte im Falle von Übersichtskartierungen nur der Gesamtindex angegeben werden.

Tabelle 2: Erbetene gewässerstrukturelle und chemische Parameter.

Parameter	v. a. relevant für	Maßeinheit
Sohlsubstrat	MZB, M&P	bewertet 1-7
Rückstau	alle	bewertet 1-7
Strömungs-/Substratdiversität	MZB, M&P, F	bewertet 1-7
Sohlverbau	MZB, M&P, F	bewertet 1-7
besondere Sohlen-/Ufer-/Laufstrukturen	MZB, M&P, F	bewertet 1-7
Breiten-/Tiefenvarianz	MZB, M&P, F	bewertet 1-7
Gewässerrandstreifen	MZB, M&P, F	bewertet 1-7
Uferbewuchs	MZB, M&P, F	bewertet 1-7
Staubereiche oberhalb	alle	bewertet 1-7
Gesamtstrukturgüte	MZB, M&P, F	Indexwert
Durchgängigkeit	F	freie durchwanderbare Strecke
Gesamtphosphat	alle	Mittel
o-PO ₄ -P	alle	Mittel
TOC	alle	Mittel
Chlorid	alle	Mittel
NH ₄ -N / NO ₂ -N / NO ₃ -N	alle	Mittel / Max
Temperatur	alle	Max
pH	alle	Min / Max
O ₂	alle	Min
Chlorophyll a	PP	Vegetationsmittel
Gesamthärte (alternativ Mg ₂₊ und Ca ₂₊ , falls nicht verfügbar)	alle	Mittel

Tabelle 3: Anzahl Messstellen: Gesamtzahl je Bundesland und Biokomponente.

Bundesland	Anzahl Messstellen				
	MZB	M&P	PP	F	gesamt
BY	82	92	8	43	96
HE	51	42	0	5	77
HH	24	5	0	0	24
MV	42	39	0	0	42
NI	42	46	11	46	47
NW	613	333	0	153	625
RP	99	0	0	0	99
SH	94	0	3	0	94
SN	105	88	11	10	117
ST	38	48	14	0	54
TH	360	281	7	130	364
Summen	1150	974	54	387	1639

Tabelle 4: Anzahl Messstellen: Gesamtzahl je LAWA-Gewässertyp und Biokomponente (Anmerkung: die Anzahl der den Biokomponenten zugehörigen Datensätze liegt tatsächlich höher als angegeben, was dadurch begründet ist, dass einige Erhebungsdaten aufgrund nicht eindeutiger Zuordnung zu den hier dargestellten LAWA-Typen für diese Übersicht nicht berücksichtigt werden konnten).

FG-Typ	Alpen/Alpenvorland/Mittelgebirge					FG-Typ	Tiefland				
	MZB	M&P	PP	F	gesamt		MZB	M&P	PP	F	gesamt
1	10	1	0	1	11	11	15	10	0	3	15
2	6	4	0	6	7	12	23	2	2	5	25
3	4	2	0	2	4	14	75	31	0	11	105
4	1	0	0	2	4	15	72	16	17	41	96
5	353	246	0	53	416	15G	0	1	0	2	8
5.1	26	11	0	4	35	16	61	36	0	12	116
6	75	87	0	43	196	17	34	13	8	10	44
6K	3	3	0	2	3	18	31	11	0	12	41
7	38	33	0	9	59	19	114	32	0	32	136
9	94	64	0	28	131	20	0	6	11	1	24
9.1	46	26	1	29	67	21N	3	0	0	0	3
9.1K	5	5	2	2	5	21S	5	3	0	1	6
9.2	63	37	16	20	76	22	0	0	0	0	0
10	0	7	9	5	17	23	0	0	6	0	0
Summen	724	526	28	206	1031	Summen	433	161	44	130	619

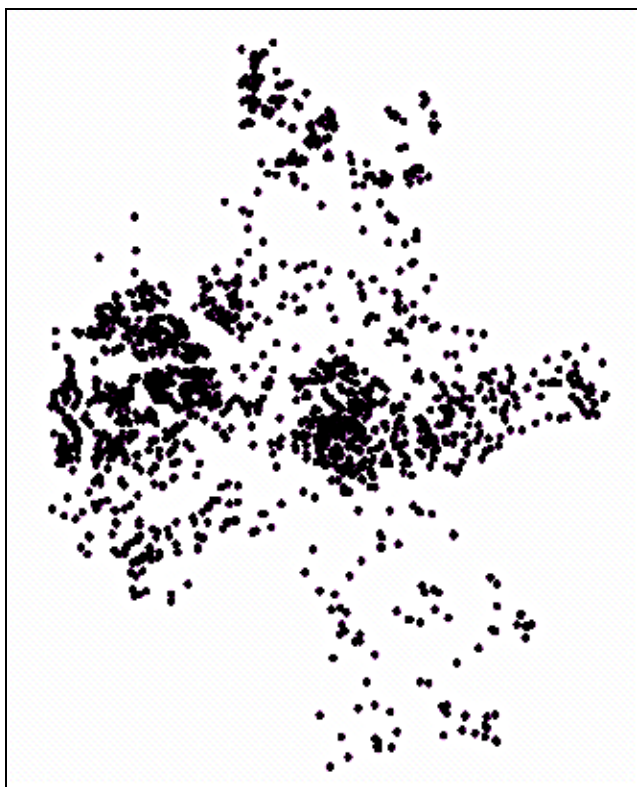


Abbildung 1: Verteilung der Probestellen über Deutschland (GIS-Analyse)

2.2 Datenverarbeitung

Da nur ein Teil der Daten im vorgegebenen Datenformat zur Verfügung gestellt werden konnte, mussten die Daten aus unterschiedlichsten Formaten und Dateien zunächst vereinheitlicht und zusammengeführt werden, bevor sie in die zentrale Projektdatenbank integriert werden konnten. Nachstehend erfolgt eine kurze Übersicht über die durchgeführten Arbeiten.

Bearbeitung der Rohdaten

Zur Zusammenführung der Daten mussten die Einheiten vieler Parameter angeglichen, fehlende Taxacodes ergänzt und eine Vielzahl inkonsistent benannter Probenahmen zugeordnet werden – soweit dies möglich war. Für die Stammdaten wurden Ortsparameter aus den Standorttabellen und Probenahmedaten aus den Probentabellen übernommen; fehlende Daten wurden aus anderen Tabellen ergänzt. Zusätzliche Daten aus Textquellen (wie etwa Forschungsberichten) konnten nicht berücksichtigt werden.

Metrische Einheiten wurden durch einfache Multiplikation in ein einheitliches Format umgerechnet. Bei den bewerteten GSG-Parametern wurden textliche Angaben soweit möglich und Bewertungsklassen von 1 bis 5 komplett in Bewertungsklassen von 1-7 überführt. Flächennutzungsdaten wurden mittels Corine Landcover (CLC 2000) und auf der Grundlage eines digitalen Geländemodells in ArcGIS für jede der Messstellen (Teileinzugsgebiete) nacherhoben.

Fehlende sowie nicht verknüpfbare Taxacodes wurden in der deutschen Taxaliste sowie den Synonymlisten der zentralen Datenbank nachgeschlagen. Bei auffälligen Unstimmigkeiten zwischen der Codierung und dem Taxonnamen wurde der Name als korrekt angenommen und der Taxoncode korrigiert. Allerdings konnten nicht alle Datensätze eingebunden werden, da sich sowohl Stellen ohne biologische Daten als auch biologische Daten ohne Stammdaten fanden. Bei den Fischen standen eine Reihe von Daten nur als Einzelaufnahmen in Excel- oder Wordtabellen zur Verfügung und konnten nur zum Teil eingebunden werden.

Berechnung der Bewertungsergebnisse

Für die Biokomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten/Phytobenthos wurden die derzeit aktuellen Versionen der Bewertungssysteme Perloides (Version 3.1) und Phylib (Version 2.6) verwandt. Der Datenbankelexport umfasste 1.921

Makrozoobenthosprobenahmen. Bei den Makrophyten/Phytobenthos wurden jeweils alle Probenahmen desselben Standorts zusammengefasst, da diese zum Teil in separate Makrophyten-, Diatomeen- und „Phytobenthos ohne Diatomeen“-Proben aufgeteilt waren. Daraus resultierten 1.276 Kombinationsproben. Um die Einzelmodule detailliert analysieren zu können, wurden über die Gesamtbewertung hinaus auch die Zustandsklassen für die Einzelmodule berechnet. Für die Fische musste auf die ältere fiBS-Version 8.0.4 zurückgegriffen werden, da nicht für alle Messstellen Befischungsdaten (Artenlisten) zur Verfügung standen und somit die Bewertungsergebnisse der neuen (während der Projektlaufzeit erschienenen) Version nicht berechnet werden konnten. Im Rahmen der Erstellung der Interpretationshilfen wurde jedoch auf die aktuellen Werte, sofern dies möglich war, ergänzend zurückgegriffen.

Statistik und Datenfilter

Alle in den Modulen durchgeführten Korrelationsberechnungen basieren auf dem nichtmetrischen Verfahren nach Spearman (Rangkorrelationen). Diese und alle weiteren Berechnungs- und Abbildungsverfahren (Box-Whisker-Plots, Scatterplots, Multiple Regression, Klassifizierungsbäume) wurden mit der Software Statistika (Version 6.1) der Firma StatSoft durchgeführt.

Für die Auswertungen mit dem Fokus Gewässermorphologie wurden stofflich belastete Messstellen anhand der Ergebnisse des MZB-Moduls Saprobie vor der Berechnung herausgefiltert. Einzig im Rahmen der Berechnungen des Kapitels 5.4.4 (Integrative Betrachtung der Belastungsfaktoren) wurden auch stofflich belastete Stellen herangezogen. Für die Auswertung der Parameter innerhalb der Stressorkategorien Landnutzung im Einzugsgebiet und Gewässerchemie wurde grundsätzlich auf den gesamten Datenbestand zurückgegriffen

Aufgrund der noch nicht abschließend geklärten Charakterisierung des Gewässertyps 19 (Niederungsfließgewässer) sowie des nach wie vor für diesen Typ stark im Fluss befindlichen Bewertungssystems für das Makrozoobenthos (neuentwickelter Faunaindex) wurden die so ausgewiesenen Messstellen für die meisten Analysen nicht verwendet (Ausnahme: Modul 4 – Einarbeitung von Änderungsvorschlägen).

2.3 Konzept zur Datenauswertung

Die folgende Tabelle (nächste Seite) fasst das Konzept zur Datenauswertung für die Module 1 bis 7 zusammen.

Tabelle 5: Konzept zur Datenauswertung (PhysCh = Physikochemie).

	Datengrundlage / Methode	Projektziele
Modul 1	Zusammenführung der Ergebnisse	
	Länderdaten 2006/2007 - Bewertungsergebnisse (Gesamtindex) - Begleitdaten (Struktur, Nutzung, PhysCh) - Korrelationsanalysen zwischen Bewertungsergebnis und Begleitdaten - Lineare Multiple Regression	- Eignung der Organismengruppen für diverse Hauptbelastungsfaktoren - Empfehlung zur Auswahl von Organismengruppen sowie Verschneidung
Modul 2	Interpretationshilfen	
	Länderdaten 2006/2007 - Bewertungsmetrics - Begleitdaten (Struktur, Nutzung, PhysCh) - Berechnung von Rangkorrelationen	Erstellung typspezifischer Interpretationshilfen (je Organismengruppe u. Core Metric)
Modul 3	Maßnahmenrelevante Faktoren	
	Länderdaten 2006/2007 - Bewertungsmetrics - Begleitdaten (Struktur, Nutzung, PhysCh) - Klassifizierungsbäume - Box-Whisker-Plots	- Erarbeitung einer Liste relevanter Umweltparameter, auf die Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Qualität abzielen sollten - Definition von Schwellenwerten zur Optimierung des Renaturierungserfolgs
Modul 4	Einarbeitung von Änderungsvorschlägen	
	Länderdaten 2006/2007 - Bewertungsmetrics - Begleitdaten (Struktur, Nutzung, PhysCh)	Weiterentwicklung bestehender Verfahren (Perlodes, Phylib, PhytoFluss)
Modul 5	Bewertung des ökologisches Potenzials	
	Länderdaten 2006/2007 (beschränkt auf HMWB) - Modifikation bestehender Verfahren (keine Einzelfallbetrachtung) am Beispiel des MZB - Typwechsel/Metricwechsel - Abwärtsskalierung von Bewertungsergebnissen	Vorschlag zur Bewertung erheblich veränderter Wasserkörper
Modul 6	Validierung der Bewertungsansätze in deutschen Küstengewässern	
	Länderdaten 2006-2009 - Bewertungsergebnisse & -metrics - Begleitdaten (Physikochemie) - Simulation der Reduktion des Probenahmeaufwandes - Berechnung von Rangkorrelationen	- Untersuchung der räumlichen Variabilität - Korrelation zwischen Bewertung und Belastungsfaktoren
Modul 7	Zuverlässigkeit und Genauigkeit von Bewertungsergebnissen	
	Daten zur Parallelbeprobung (STAR-Projekt) Länderdaten 2006/2007 - Berechnung der Variabilität - Software STARBUGS	Abschätzung der Stabilität von Bewertungsergebnissen

3. Auswahlempfehlung für biologische Qualitätskomponenten

3.1 Einleitung

Im Verlauf der vergangenen Jahre wurden im Zuge der Umsetzung der WRRL für die WRRL-relevanten biologischen Qualitätskomponenten eigenständige Bewertungssysteme auf der Grundlage von Freilandhebungen entwickelt. Dabei ist bislang noch nicht aufgezeigt worden, wie die Ergebnisse zu den einzelnen Komponenten miteinander korrespondieren. Daher existiert bislang kein bundesweit einheitliches Konzept zur Integration der unterschiedlichen Verfahren in eine ganzheitliche Bewertung. Im Rahmen des vorliegenden Projekts wurden hierzu Vorschläge erarbeitet, die insbesondere die Frage beantworten, durch welche Qualitätskomponenten die vorhandenen Einflussgrößen (Stressoren) bestmöglich widerspiegelt werden, um auf diese Weise eine Entscheidungshilfe für die beim operativen Monitoring zu untersuchenden Komponenten zu geben. Die Beurteilung stützt sich dabei auf drei Säulen:

- Umfrage bei den Bundesländern (Kapitel 3.2);
- Expertenwissen (Kapitel 3.3);
- Projektdaten (Kapitel 3.4).

Darüber hinaus wurde eruiert, welche Auswirkungen die Verschneidung nach dem one-out-all-out-Prinzip, wie in der CIS-Leitlinie Nr. 13 zur „Generellen Vorgehensweise für die Einstufung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials“ beschrieben, hat.

3.2 Ergebnisse der Umfrage in den Bundesländern

Primäres Ziel der Länderumfrage war die Nutzung der in den Bundesländern vorhandenen Erfahrungen bzw. die Abfrage der seinerzeit praktizierten Verfahrensweisen Verwendung bei der Verrechnung von Organismengruppen. Hierzu wurden entsprechende Fragebögen versandt, deren Auswertung nachfolgend in Auszügen wiedergegeben ist (die vollständige Auswertung kann im Anhang, Abschnitt I.1 eingesehen werden). Die Zusammenstellung basiert auf den Rückmeldungen von 9 Bundesländern.

Hinweis: Aufgrund des zurückliegenden Zeitpunkts der Umfrage (Januar 2008) gibt diese nicht den aktuellen Stand wieder, da viele Bundesländer im Zuge der Umsetzung des ersten Bewirtschaftungsplans ihr Monitoringkonzept überarbeitet haben.

Alle Bundesländer praktizieren die Verschneidung der Organismengruppen mittels worst case (one-out-all-out), verweisen aber gleichzeitig darauf, dass die Ergebnisse nicht oder nicht in allen Fällen plausibel erscheinen; neben der Verschneidung kommt in manchen Bundesländern eine separate Ergebnisdarstellung zur Anwendung (z. B. in Form organismenspezifischer oder belastungsabhängiger Einzelkarten). Die Frage, welche Organismengruppe zur Indikation welchen Stressors herangezogen wird, liefert mehrheitlich folgendes Bild:

- Makrozoobenthos: Saprobie, allgemeine Degradation, (Versauerung)
- Makrophyten: Trophie, (allgemeine Degradation)
- Phytobenthos¹: Trophie, (Versauerung)
- Phytoplankton: Trophie
- Fische: allgemeine Degradation (inkl. Durchgängigkeit)

3.3 Schema zur Aussagekraft der Qualitätskomponenten

Im Vorfeld der zentralen Auswertung innerhalb des Moduls wurde das in den Arbeitsgruppen existente Wissen über die Aussagekraft der einzelnen Organismengruppen zusammengestellt. Die Informationen sollen vorrangig der Interpretation der Berechnungsergebnisse dienen (siehe Kapitel 3.4) und damit die Formulierung der abschließenden Auswahlempfehlung für die biologischen Qualitätskomponenten unterstützen. Zusammenfassend lässt sich die indikative Eignung der einzelnen Gruppen wie folgt skizzieren (eine detaillierte Darstellung findet sich im Anhang, Abschnitt I.2):

- Makrozoobenthos: Saprobie, allgemeine Degradation, Versauerung, Versalzung
- Makrophyten: Trophie, allg. Degradation (Struktur), Versauerung
- Diatomeen: Trophie, allg. Degradation, Versauerung, Versalzung
- Phytobenthos (PoD): Trophie, allg. Degradation
- Phytoplankton: Trophie, allg. Degradation, evtl. Saprobie
- Fische: allgemeine Degradation (inkl. Durchgängigkeit), Saprobie/Trophie²

Bei der Reaktion der Organismengruppen auf Belastung zeigt sich stressorenunabhängig eine zunehmende zeitliche Verzögerung, ausgehend vom Phytoplankton (Tage), über Diatomeen (wenige Wochen), Phytobenthos ohne Diatomeen (viele Wochen bis wenige

¹ In den Rückmeldungen der Bundesländer wurde nicht unterschieden zwischen den Teilkomponenten Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen.

² indirekter Bezug

Monate), Makrozoobenthos (wenige Monate bis ein/zwei Jahre) und Fische (wenige Monate bis mehrere Jahre) bis hin zu den Makrophyten, die im Mittel eine vierjährige Reaktionszeit aufweisen. Bei der Betrachtung räumlicher Dimensionen lässt sich festhalten, dass Diatomeen relativ kleinräumig reagieren, während die Makrophyten sowie das Phytobenthos ohne Diatomeen über eine gewisse Laufstrecke im Oberwasser integrieren. Das Makrozoobenthos mittelgroßer bis großer Fließgewässer lässt ebenfalls Aussagen über eine gewisse Laufstrecke zu, das Makrozoobenthos kleinerer Fließgewässer Aussagen über Teileinzugsgebiete. Phytoplankton indiziert über 100 km flussaufwärts (bei Abflussspenden unterhalb 10 l/s/km²) bzw. 200 km (bei größeren Abflussspenden, z. B. Typen 10.1 und 20.1). Die Fischfauna reagiert sowohl auf lokale Faktoren (z. B. das Vorhandensein von Unterständen) als auch auf regional wirksame Stressoren mit einer räumlichen Skala bis 15 km bei kleinen Gewässern und über 15 km bei größeren Gewässern (WAGNER & ARLE 2008). Wegen obligatorischer Migration einzelner Fischarten bis in das Meer integriert die Fischfauna hinsichtlich des Faktors ökologische Durchgängigkeit über komplette Gewässersysteme.

3.4 Auswertung der Länderdaten

Die Auswertung der Projektdaten stellt, neben den vorgenannten Inhalten die dritte Säule hinsichtlich der Zusammenführung biozönotischer Bewertungsergebnisse dar. Sie beruht auf den von den Bundesländern gelieferten Daten aus den Jahren 2006/2007 und umfasst folgende Auswertungsschritte:

- Datenkonsistenz (Darstellung der Gradienten der betrachteten Indizes),
- Vergleich der Bewertungsverfahren (Paarvergleiche der Bewertungsklassen sowie Korrelation der Bewertungsindizes der Biokomponenten bzw. Teilkomponenten)
- Auswertung von Bewertungsverfahren und Begleitdaten (Korrelation zwischen Bewertungsindizes und Begleitdaten; Lineare Multiple Regression zur Herleitung eines Modells bei gleichzeitiger Berücksichtigung mehrerer Biokomponenten bzw. Teilkomponenten).

Hinweis: Die aus den statistischen Auswertungen sich ergebenden Schlussfolgerungen beziehen sich zunächst nur auf die dem Projekt zur Verfügung gestellten Daten. Aussagen zur Allgemeingültigkeit sowie einer möglichen Übertragbarkeit der das gesamte Bundesgebiet werden im Rahmen des Kapitels 3.5 vorgenommen.

3.4.1 Datengrundlage

Für die nachfolgend dargestellten Berechnungsergebnisse wurden zwei Datengruppen verwendet:

- biologische Daten: Gesamtindizes der Bewertungssysteme sowie daraus resultierende Bewertungsklassen; im Einzelnen sind dies:
 - Makrozoobenthos: Ergebnisse des Teilmoduls „Allgemeine Degradation“ (MMI und entsprechende Qualitätsklasse);
 - Makrophyten/Phytobenthos: Ergebnisse der Teilkomponenten; abweichend vom offiziellen System wurden dabei auch den Indizes der Teilmodule Qualitätsklassen zugewiesen;
 - Fische: Gesamtmittel der Qualitätskomponenten.
- Begleitdaten: Indizes der Begleitdaten, die die Stressoren Strukturdegradation, Landnutzung im Einzugsgebiet und Nährstoffgehalt repräsentieren; zur Herleitung und Berechnung der Indizes siehe nachfolgende Ausführungen.

Tabelle 6: Wertebereiche der Bewertungssysteme und Umweltindizes.

Bewertungssystem	Skala	Orientierung gemäß Skala ³
Perlodes	[0;1]	schlecht → sehr gut
Phylib	[0;1]	schlecht → sehr gut
PhytoFluss	[0,5;5,5]	sehr gut → schlecht
fiBS	[1;5]	schlecht → sehr gut
Strukturindex	[0;1]	schlecht → sehr gut
Nutzungsindex	[0;1]	sehr gut → schlecht
Nährstoffindex	[0;1]	sehr gut → schlecht

Die Indizes der Begleitdaten (Umweltindizes) setzen sich aus einer unterschiedlichen Anzahl von Einzelparametern zusammen, die über gewichtete Mittelwerte miteinander verrechnet und abschließend auf den einheitlichen Wertebereich zwischen 0 und 1 skaliert wurden.

a) Strukturindex: Der Index basiert auf 7 Einzelparametern der Gewässerstrukturkartierung; dies sind: Substratdiversität, Strömungsdiversität, Breitenvarianz, Tiefenvarianz, besondere Uferstrukturen, Gewässerrandstreifen und Uferbewuchs. Die Parameter wurden so gewählt, dass die Ansprüche jeder der Biokomponenten Berücksichtigung finden. Der Index errechnet sich aus dem ungewichteten Mittelwert der GSG-Schätzklassen.

b) Nutzungsindex: Der Index setzt sich aus 5 Kategorien der Corine-Landcover-Daten zusammen; dies sind: städtisch geprägte Flächen, Industrie-/Gewerbe-/Verkehrsflächen,

³ Anmerkung zu den Skalen der Umweltindizes: Diese sind dem inhaltlichen Verständnis der Indizes entsprechend orientiert, d. h.: niedrige Werte des Strukturindex indizieren schlechte Strukturen, niedrige Werte des Nutzungsindex indizieren geringe Landnutzung, niedrige Werte des Nährstoffindex indizieren geringe Nährstoffbelastungen.

Ackerflächen, Dauerkulturen und Grünland. Der Index errechnet sich aus dem Mittelwert der prozentualen Flächenanteile, wobei die Kategorien mit unterschiedlicher Gewichtung eingehen: bebaute Flächen werden vierfach, Ackerflächen sowie Dauerkulturen zweifach und Grünland einfach gewichtet. Parameterauswahl und Gewichtung wurden aus einem früheren Forschungsvorhaben, das sich mit der Weiterentwicklung des Bewertungssystems Perloides beschäftigt, übernommen (MEIER et al., 2006).

c) Nährstoffindex: Der Index besteht aus den Einzelparametern Gesamtphosphor, Nitrat-N und Ammonium-N. Die Messwerte der Größen wurden zunächst über die Hintergrundwerte des RaKon-Leitfadens⁴ normiert. Um die daraus resultierenden Skalen vergleichbar zu machen, wurden alle Werte größer als 10 per Definition gleich 10 gesetzt. Anschließend erfolgte die Mittelung der Parameter, wobei Gesamtphosphor als wesentliche Steuergröße des Makrophyten- und Diatomeenwachstums zweifach gewichtet wurde.

3.4.2 Datenkonsistenz

Um belastbare Aussagen hinsichtlich der Eignung von Biokomponenten bei der Beurteilung des Ausmaßes von Belastungsfaktoren zu erhalten, ist es notwendig, dass die Werte der zu benutzenden Eingangsgrößen (biologische Bewertungsindizes sowie Indizes der Begleitdaten) einen hinreichend großen Bereich ihrer maximal möglichen Skala abdecken. Solche Indizes, die lediglich einen Ausschnitt der Skala repräsentieren und damit nur einen Teil des Gesamtgradienten abdecken, besitzen eine entsprechend geringere Aussagekraft.

Wie aus Abbildung 2 ersichtlich decken das Makrozoobenthos sowie die Teilkomponenten des Phylib-Systems den durch die Skala vorgegebenen Gradienten vergleichsweise gut ab, wohingegen die Indizes von fiBS und PhytoFluss weite Randbereiche weitgehend aussparen (zu berücksichtigen ist hierbei die geringe Anzahl von 54 Abschnitten, für die Phytoplankton-Daten vorliegen).

Die Werteverteilung der Umweltindizes (Abbildung 3) zeigt für die Struktur eine breite Streuung, während diese bei der Nutzungsintensität in Richtung hoher Indexwerte (= intensive Nutzung) deutlich abfällt, was auch anhand der in Richtung linker Diagrammhälfte verschobenen Kurve der an die Daten angepassten Normalverteilung ersichtlich wird, aufgrund der vergleichsweise hohen Anzahl verfügbarer Datensätze sollten jedoch ausreichend viele Gewässerabschnitte mit intensiver Flächennutzung vorhanden sein. Der Nährstoffindex zeigt ein ähnliches Verhalten, was bedeutet, dass Messstellen mit hoher Nährstoffbelastung deutlich seltener sind als solche mit einer geringen Belastung. Der

⁴ Hintergrundwerte bezeichnen die Grenze zwischen den ökologischen Zustandsklassen sehr gut und gut; für Gesamtphosphor liegt der Wert bei 0,05 mg/l, für Ammonium-N bei 0,04 mg/l. Für die Nitrat-N-Konzentration macht der Leitfaden keine Angabe; ersatzweise wurde hier die Zielvorgabe der LAWA zur Ermittlung der chemischen Güteklasse herangezogen (2,5 mg/l als Grenze der Klassen II und II-III).

Saprobienindex ist größtenteils auf das Intervall zwischen 1,3 und 2,5 beschränkt, wodurch hohe stoffliche Belastungen, die die Ergebnisse im Teilbereich Hydromorphologie maskieren würden, weitgehend ausgeschlossen sind (80 % der Messstellen weisen demnach einen guten oder sehr guten saprobiellen Zustand auf, 20 % einen mäßigen Zustand und lediglich eine Messstelle wird mit unbefriedigend bewertet).

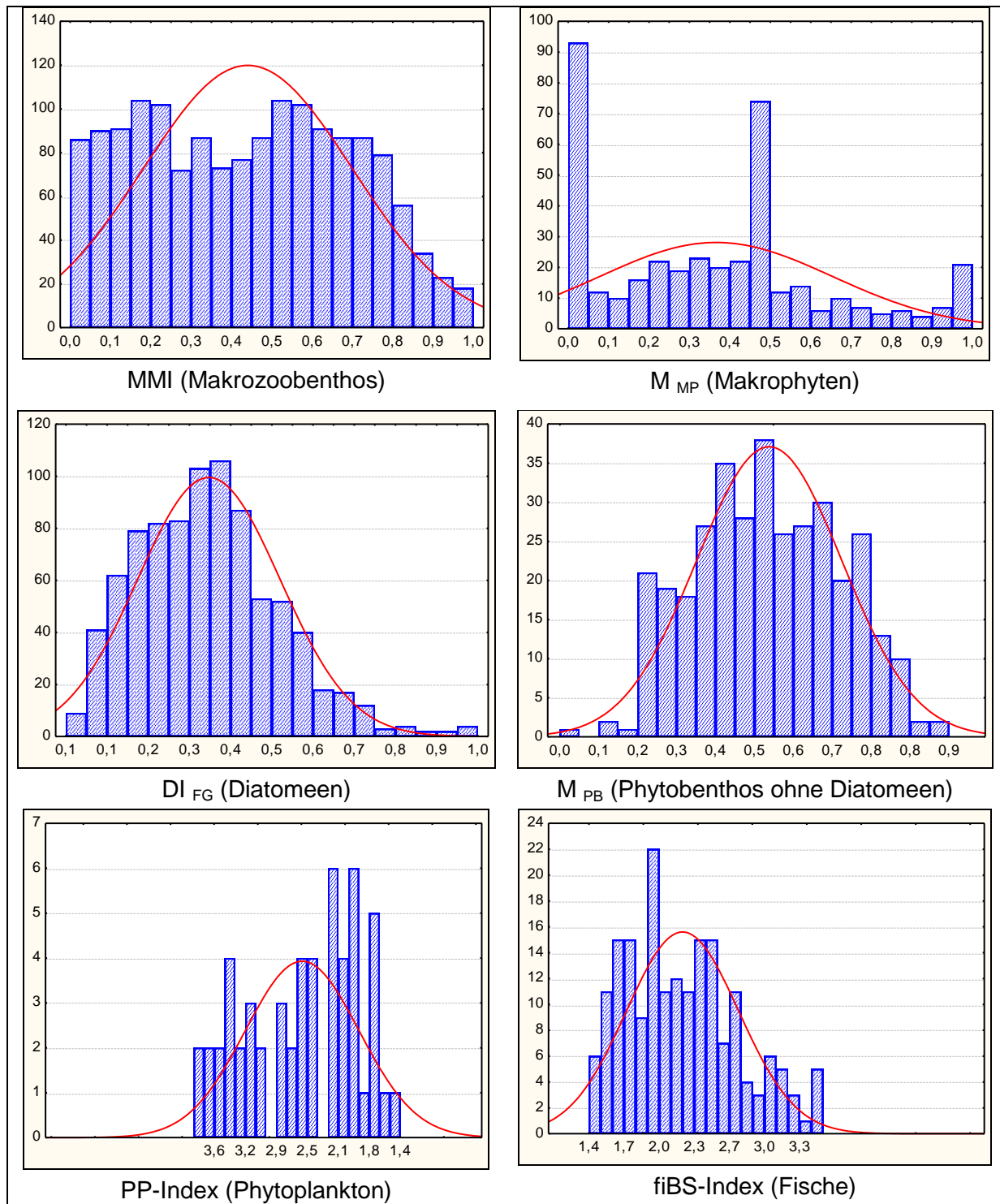


Abbildung 2: Histogramme der Bewertungsindizes (Ordinaten geben die Anzahl an Messstellen wieder; Abszissen umfassen jeweils den gesamten Wertebereich der Indizes – Orientierung: von links nach rechts zunehmende ökologische Qualität).

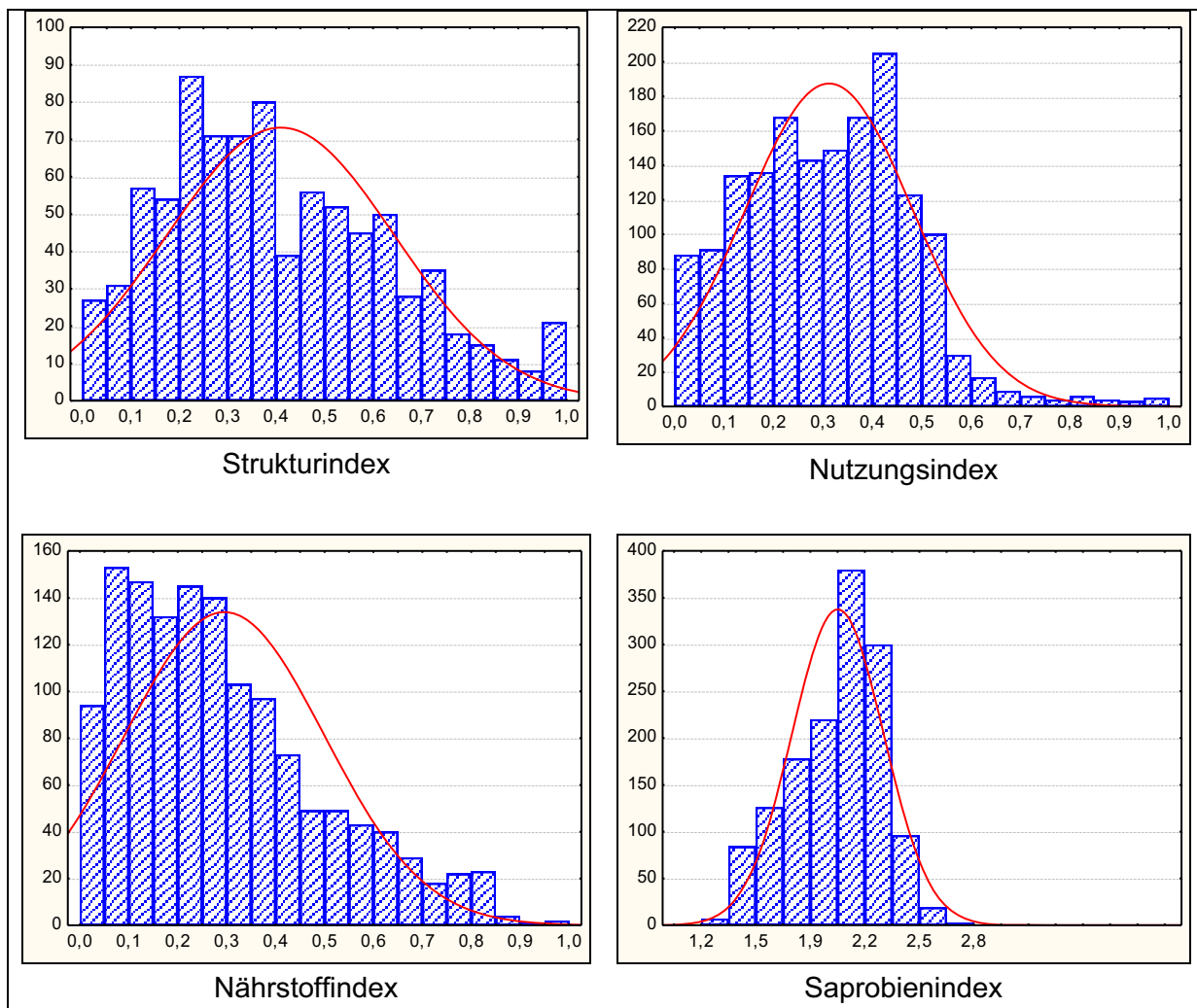


Abbildung 3: Histogramme der Begleitdaten (Ordinaten geben die Anzahl an Messstellen wieder; Abszissen umfassen jeweils den gesamten Wertebereich der Indizes – Orientierung gemäß inhaltlichem Verständnis: Strukturindex nimmt nach rechts in der ökologischen Qualität zu, Nutzungs-, Nährstoff- und Saprobienindex nehmen nach rechts in der ökologischen Qualität ab).

3.4.3 Vergleich der Bewertungsverfahren

Der Vergleich der Bewertungsverfahren erfolgt mittels einer Gegenüberstellung der sich aus den Indizes ergebenden Klassen (Abschnitt a: Paarvergleich) sowie mittels Korrelationsanalysen zwischen den Bewertungsindizes (Abschnitt b: Rangkorrelationen).

a) Paarvergleiche (Datengrundlage: Bewertungsklassen)

Die Ergebnisse des direkten Vergleichs zwischen den Bewertungsklassen unterschiedlicher Biokomponenten zeigen in 29 % der Fälle Übereinstimmung. An 47 % der Messstellen

ergeben sich Abweichungen von einer Bewertungsklasse, an 24 % der Stellen Abweichungen von mehr als einer Klasse. 0,5 % der Bewertungen weichen um vier Klassen voneinander ab. Exemplarisch für die Auswertung sind die Paarvergleiche des Makrozoobenthos (Abbildung 4) und die der Diatomeen (Abbildung 5) dargestellt. Das Makrozoobenthos bewertet tendenziell schlechter als die übrigen Biokomponenten (die Säulen auf der linken Hälfte des Diagramms reichen höher als die korrespondierenden Säulen auf der rechten Hälfte), während dieser Effekt bei den Paarvergleichen der übrigen Biokomponenten untereinander nicht so deutlich ausgeprägt ist.

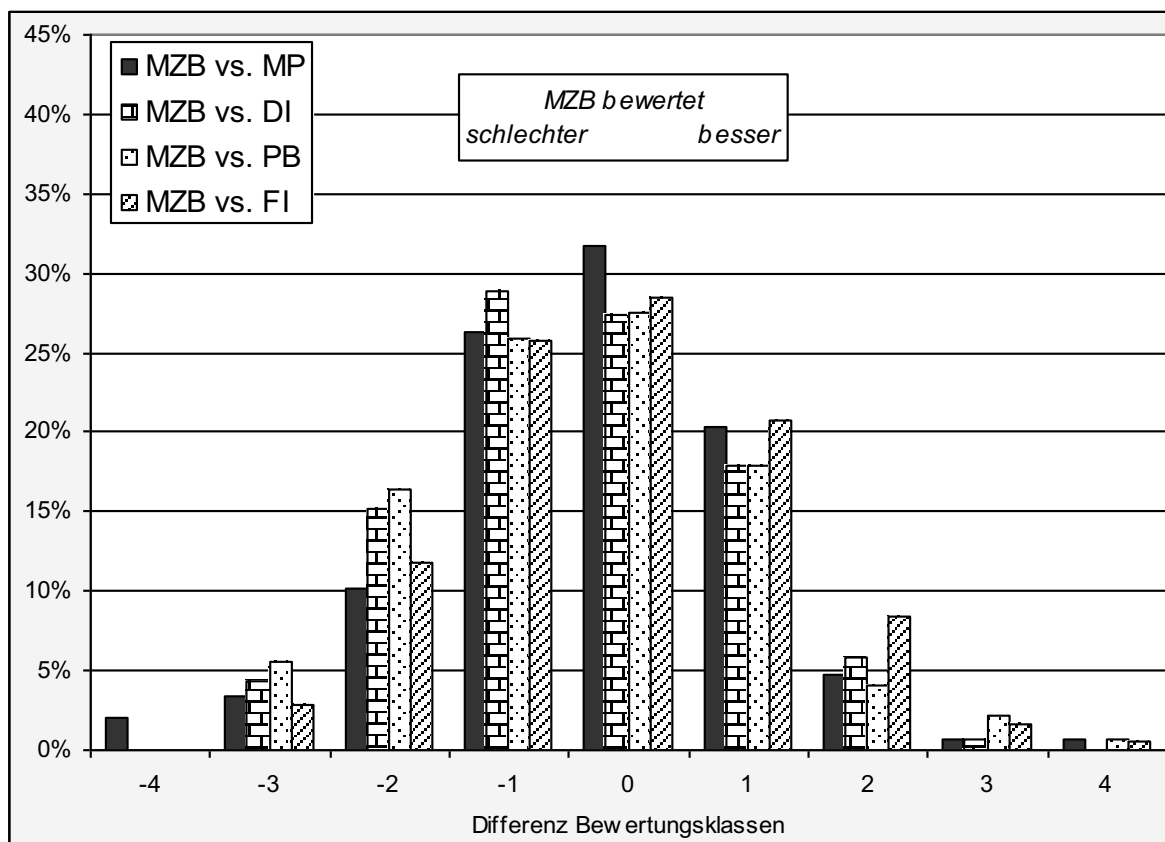


Abbildung 4: Vergleich der Bewertungsklassen zwischen Makrozoobenthos und anderen biologischen Qualitätskomponenten (Anzahl der zugrunde liegenden Gewässerabschnitte beim Vergleich MZB/MP: 148, MZB/DI: 791, MZB/PB: 324, MZB/FI: 179).

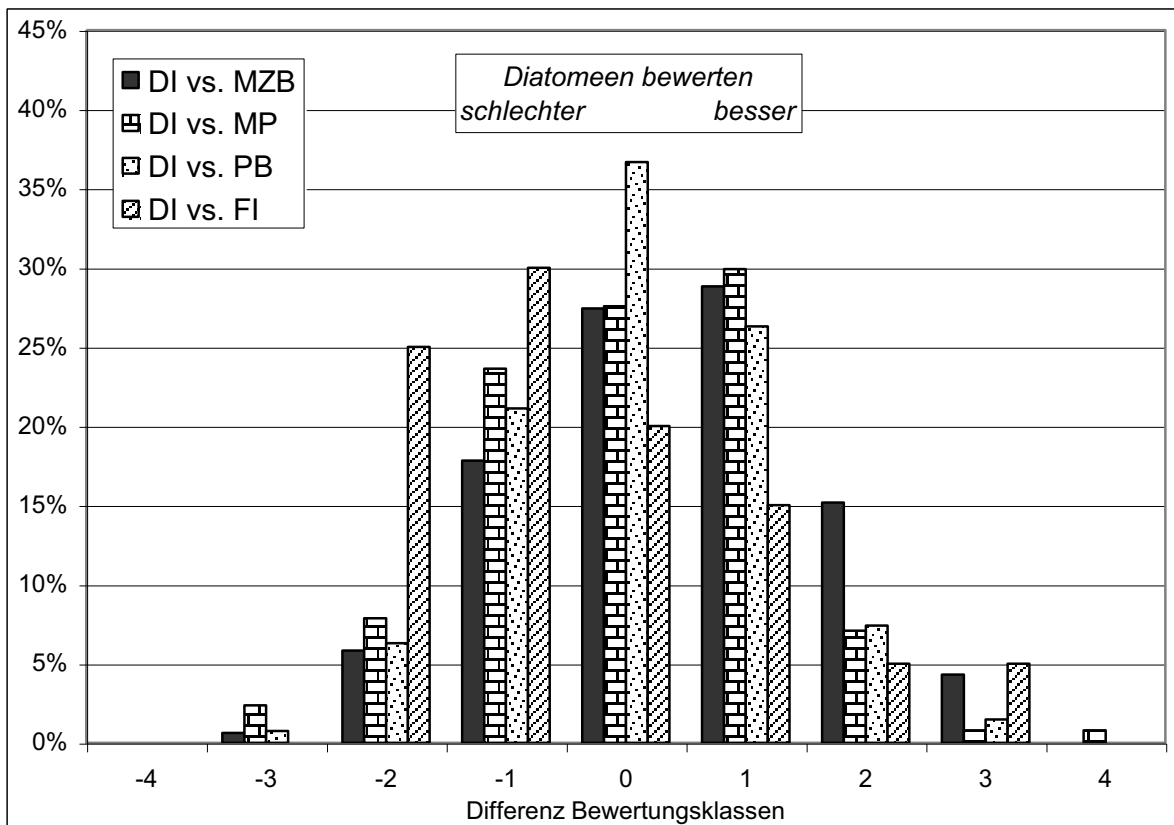


Abbildung 5: Vergleich der Bewertungsklassen zwischen Diatomeen und anderen biologischen Qualitätskomponenten (Anzahl der zugrunde liegenden Gewässerabschnitte beim Vergleich DI/MZB: 791, DI/MP: 127, DI/PB: 127, DI/FI: 40).

b) Rangkorrelationen (Datengrundlage: Bewertungsindizes)

Die Ergebnisse der Korrelationsberechnung sind in Tabelle 7 wiedergegeben. Insgesamt streuen die Werte über ein breites Intervall, wobei sich die höchsten Korrelationen innerhalb von Phylib zwischen den Modulergebnissen der Teilkomponenten und dem Gesamtindex ergeben (die dort aufgeführten Korrelationskoeffizienten von um die 0,8 bedeuten gegenseitige Erklärungsanteile von etwa 64 %). Die Korrelationen der einzelnen Organismengruppen liegen teilweise deutlich darunter. So sind die Indizes des Makrozoobenthos und der Diatomeen mit einem Koeffizienten von lediglich 0,41 ($R^2 = 16\%$) miteinander korreliert. Die niedrigsten Korrelationen bestehen zwischen Phytoplankton und den übrigen Biokomponenten, die höchsten (außerhalb der Phylib-Teilkomponenten) zwischen Makrozoobenthos und Phylib.

Tabelle 7: Rangkorrelationen der Ergebnisse biologischer Bewertungssysteme (angegeben als Korrelationskoeffizient r ; alle mit * gekennzeichneten Werte sind signifikant mit $p < 0,05$; das Kürzel n kennzeichnet eine unzureichende Datengrundlage [$n < 10$]).

	MMI	M & P _{FG}	M _{MP}	DI _{FG}	M _{PB}	PP	fiBS
alle Naturräume							
MMI	1,00						
M & P _{FG}	0,38*	1,00					
M _{MP}	0,40*	0,63*	1,00				
DI _{FG}	0,41*	0,83*	0,23*	1,00			
M _{PB}	0,33*	0,80*	0,43*	0,26*	1,00		
PP	0,17*	0,03	0,28	0,15	-0,13	1,00	
fiBS	0,34*	0,29*	0,05	0,23*	0,36*	0,22	1,00
nur Mittelgebirge							
MMI	1,00						
M & P _{FG}	0,46*	1,00					
M _{MP}	0,56*	0,59*	1,00				
DI _{FG}	0,46*	0,84*	0,32*	1,00			
M _{PB}	0,42*	0,80*	0,42*	0,30*	1,00		
PP	0,17	0,19	n	0,05	n	1,00	
fiBS	0,36*	0,35*	0,07	0,22*	0,42*	0,55	1,00
nur Tiefland							
MMI	1,00						
M & P _{FG}	0,16*	1,00					
M _{MP}	0,08	0,76*	1,00				
DI _{FG}	0,18*	0,78*	0,17	1,00			
M _{PB}	0,12	0,85*	0,48*	0,08	1,00		
PP	0,18	-0,11	0,17	0,04	-0,38	1,00	
fiBS	0,18*	0,01	0,14	0,07	-0,20	-0,59*	1,00

c) Fazit

Auf Grundlage der oben beschriebenen Resultate (Paarvergleiche und Rangkorrelationen) lässt sich resümieren, dass zwischen den Bewertungsergebnissen der Biokomponenten nur ein geringer bis mittlerer Zusammenhang besteht. Dies kann auf zufallsbedingte Effekte zurückgeführt werden oder damit begründet werden, dass die Organismengruppen unterschiedliche Belastungen (Stressoren) bzw. unterschiedliche Dimensionen der Belastung (räumliche Skala, zeitliche Skala) widerspiegeln und damit gruppenspezifische Aussagen über den Zustand eines Gewässerabschnitts erlauben.

Die Stärke des Zusammenhangs zwischen Biokomponenten und Stressoren ist Gegenstand des nächsten Abschnitts.

3.4.4 Biokomponenten und Umweltindizes

Bei der Verrechnung von Bewertungsergebnissen und Umweltindizes kamen zwei Methoden zur Anwendung: Rangkorrelationen (Algorithmus nach Spearman) sowie die „Lineare Multiple Regression“. Während die Korrelationsmethode lediglich eine paarweise Behandlung von Variablen zulässt, erlaubt das Verfahren der multiplen Regression die Verrechnung einer größeren Anzahl von Variablen und damit die gleichzeitige Berücksichtigung mehrerer Stressoren bzw. Biokomponenten; nähere Erläuterungen zum verwandten Verfahren siehe unter Abschnitt b.

a) Rangkorrelationen (Datengrundlage: Bewertungs- und Umweltindizes)

Die Berechnung der paarweisen Zusammenhänge wurde separat für die drei Naturräume (die LAWA-Typen 2 bis 4 wurden dabei dem Naturraum Alpen/Voralpen zugeschlagen) sowie, naturraumunabhängig, über den gesamten Datenbestand hinweg vorgenommen. Die Ergebnisse sind nachfolgenden Tabellen zu entnehmen (Tabelle 8 gibt die Werte des Korrelationskoeffizienten wieder, Tabelle 9 die Anzahl verwendeter Datensätze).

Übergreifend lässt sich festhalten, dass innerhalb der einzelnen Naturräume in der Regel höhere Korrelationen erzielt werden als bei Betrachtung des gesamten Datenbestandes, was auf die geringere Heterogenität der Fließgewässertypen innerhalb der Naturräume zurückzuführen ist.

Im Falle des Stressors Strukturdegradation zeigen das Makrozoobenthos und die Fische die stärksten und signifikantesten Korrelationen, im Falle der Landnutzung und Nährstoffbelastung sowohl Makrozoobenthos wie auch pflanzliche Komponenten, insbesondere Makrophyten und Diatomeen. Ausgesprochen niedrig fallen die Korrelationen im Tiefland aus. Dort sind naturnahe, unbeeinflusste Abschnitte deutlich seltener als in anderen Naturräumen vorhanden, was sich insbesondere in einer überdurchschnittlich hohen Nutzungsintensität (Intensivlandwirtschaft und Versiegelung) im Vergleich zu den vielfach bewaldeten Einzugsgebieten in Mittelgebirgsregionen äußert. Aufgrund des vielfachen Fehlens naturnaher Abschnitte ergibt sich ein deutlich verkürzter Gradient in der Degradationsreihe von Gewässern dieses Naturraums, was sich in der Höhe der Korrelationsergebnisse niederschlägt. Eine Ursache für die niedrigen bis fehlenden Korrelationen bezüglich der Biokomponente Phytoplankton dürfte ebenfalls an den, im Vergleich zu anderen Biokomponenten, recht kurzen Gradienten der entsprechenden Indizes liegen (siehe hierzu Kapitel 3.4.2). Dass kurze Gradienten nicht zwangsläufig niedrige Korrelationen erzeugen, zeigt sich anhand der Saprobie. Trotz des eingeschränkten Wertebereichs (vergleiche Abbildung 3) fallen die Koeffizienten zum Makrozoobenthos recht hoch aus (ein Koeffizient von 0,70 bedeutet einen gegenseitigen Erklärungsanteil von knapp 50 %). Vergleichsweise hoch fallen auch die

Korrelationen zwischen Saprobie und Makrophyten sowie zwischen Nährstoffbelastung und Makrozoobenthos aus, worin sich sehr deutlich der kausale Zusammenhang zwischen Trophie und Saprobie ausdrückt.

Tabelle 8: Rangkorrelationen zwischen Bewertungsindizes und Indizes der Begleitdaten (angegeben als Korrelationskoeffizient r ; * kennzeichnet Signifikanzen mit $p < 0,05$; das Kürzel n kennzeichnet unzureichende Datengrundlagen [$n < 10$]; --- kennzeichnet fehlende Datengrundlagen, siehe hierzu auch ergänzende Angaben in Tabelle 9; graue Markierungen kennzeichnen Korrelationen mit $|r| > 0,30$).

	MMI	M & P _{FG}	M _{MP}	DI _{FG}	M _{PB}	PP	fiBS
Struktur							
- alle Naturräume	0,31*	0,15*	0,16	0,19*	0,20*	0,47	0,21*
- Alpen/Voralpen	0,43*	0,07	0,09	0,09	---	---	0,59*
- Mittelgebirge	0,29*	0,20*	0,16	0,15*	0,33*	n	0,25*
- Tiefland	0,11	0,04	-0,04	0,19	-0,17	n	0,02
Nutzung							
- alle Naturräume	-0,48*	-0,30*	-0,43*	-0,32*	-0,28*	-0,06	-0,01
- Alpen/Voralpen	-0,34	-0,73*	-0,41	-0,68*	---	---	-0,48
- Mittelgebirge	-0,59*	-0,40*	-0,50*	-0,39*	-0,41*	-0,02	-0,20*
- Tiefland	-0,20*	-0,16*	-0,22*	-0,26*	-0,03	-0,12	0,07
Nährstoffe							
- alle Naturräume	-0,54*	-0,46*	-0,39*	-0,52*	-0,20*	0,03	-0,37*
- Alpen/Voralpen	n	n	n	n	---	---	n
- Mittelgebirge	-0,63*	-0,57*	-0,49*	-0,57*	-0,27*	-0,02	-0,40*
- Tiefland	-0,26*	-0,19*	-0,16	-0,38*	-0,21	-0,03	-0,21*
Saprobie							
- alle Naturräume	-0,69*	-0,39*	-0,53*	-0,42*	-0,25*	0,16	-0,20*
- Alpen/Voralpen	-0,51*	-0,36	-0,51	-0,15	---	---	-0,25
- Mittelgebirge	-0,78*	-0,57*	-0,69*	-0,56*	-0,42*	0,07	-0,41*
- Tiefland	-0,65*	-0,12	-0,03	-0,26*	-0,06	0,28	-0,12

Tabelle 9: Anzahl Datensätze (ergänzend zu Tabelle 8)... *Fortsetzung nächste Seite*

	MMI	M & P _{FG}	M _{MP}	DI _{FG}	M _{PB}	PP	fiBS
Struktur							
- alle Naturräume	811	444	131	347	178	14	200
- Alpen/Voralpen	31	33	11	33	0	0	14
- Mittelgebirge	485	324	64	272	137	8	89
- Tiefland	295	87	56	42	41	6	97
Nutzung							
- alle Naturräume	1510	950	395	834	342	51	380
- Alpen/Voralpen	32	33	11	33	0	0	14
- Mittelgebirge	945	686	261	624	260	23	232
- Tiefland	533	231	123	177	82	28	134
Nährstoffe							
- alle Naturräume	1331	839	351	736	296	50	328
- Alpen/Voralpen	9	8	3	8	0	0	5

	MMI	M & P _{FG}	M _{MP}	DI _{FG}	M _{PB}	PP	fiBS
- Mittelgebirge	887	610	229	559	225	23	195
- Tiefland	435	221	119	169	71	27	128
Saprobie							
- alle Naturräume	1550	903	377	797	325	37	387
- Alpen/Voralpen	32	30	10	30	0	0	14
- Mittelgebirge	962	650	246	596	246	17	233
- Tiefland	556	223	121	171	79	20	140

b) Lineare Multiple Regression (Datengrundlage: Bewertungs- und Umweltindizes)

Ziel einer multiplen Regression ist die Darstellung des Zusammenhangs zwischen mehreren unabhängigen Ausgangsvariablen und einer abhängigen Zielvariablen, wobei ausschließlich lineare Zusammenhänge zugrunde gelegt werden. Gegenüber einfachen Korrelationen besitzt die Methode den Vorteil des gleichzeitigen Einbezugs mehrerer unabhängiger Größen, wobei, analog zur Korrelation, die Methode kleinster Abstandsquadrate zur Beurteilung der Güte der Regression verwandt wird. Um ein stabiles Ergebnis zu gewährleisten, sollten für jede eingehende Größe mindestens 10 Datensätze vorhanden sein, was die Anzahl an Variablen, die in die Regression eingelesen werden können, bei vorgegebener Datengrundlage nach oben hin begrenzt. Aus diesem Grund war es nicht möglich, alle vorhandenen Biokomponenten gleichzeitig zu berücksichtigen, sodass eine Folge mehrerer Modelle mit einer jeweils reduzierten Anzahl an Variablen berechnet wurde, über deren Kombination sich eine Gesamtaussage generieren lässt.

Als Gütekriterien der Modelle werden die folgenden Größen verwendet:

- multipler Korrelationskoeffizient: drückt die Stärke des Zusammenhangs zwischen abhängiger Variable und der Gesamtheit aller unabhängigen Variablen aus; Wertebereich reicht von 0 (kein Zusammenhang) bis 1 (starker Zusammenhang); der prozentuale Erklärungsanteil ergibt sich aus dem Quadrat des Koeffizienten;
- partieller Korrelationskoeffizient: drückt die Stärke des Zusammenhangs zwischen abhängiger und unabhängiger Variable nach der Herausrechnung des Einflusses aller übrigen unabhängigen Variablen aus;
- partielles Signifikanzniveau: Maß für die Irrtumswahrscheinlichkeit der Korrelation zwischen abhängiger und unabhängiger Variable.

Als abhängige Variable wurden nacheinander die Indizes der Begleitdaten verwendet (Strukturdegradation, Landnutzung, Nährstoffbelastung), als unabhängige Variablen die Bewertungsindizes der Biokomponenten bzw. die Indizes der Phylib-Teilkomponenten. Die oben angesprochene Notwendigkeit zur einer Verminderung in der Anzahl verwendeter Variablen führte zu folgendem Auswerteschema:

- Modell 1: Berücksichtigung der Bewertungsindizes MMI, M & P_{FG} und fiBS;
- Modell 2: Berücksichtigung der Phylib-Modulergenergebnisse M_{MP}, DI_{FG} und M_{PB};
- Modell 3: Berücksichtigung der Bewertungsindizes MMI, M_{MP}, DI_{FG} und M_{PB} (als Kombination der Modelle 1 und 2);
- die Auswahl der Variablen für alle weiteren Modelle wurde aus den Ergebnissen der ersten drei Modelle abgeleitet.

Ziel der Regressionen war die Beantwortung der Frage, welche Bio-/Teilkomponenten bzw. Kombinationen verschiedener Bio-/Teilkomponenten sich zur Indikation der einzelnen Stressoren eignen. Die Aussagekraft der Komponenten ergibt sich aus der Reihenfolge ihrer Aufnahme ins Modell, die sich wiederum aus der Höhe des F-Wertes ableitet (der F-Wert ist ein Maß für das Verhältnis der Streuung zwischen den Variablen und der Streuung innerhalb einer Variable). Die Ergebnisse der Modellierung sind in Tabelle 10 wiedergegeben.

Tabelle 10: Ergebnisse der linearen multiplen Regression (n = Anzahl Datensätze, r = multipler Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau, part. corr. = partieller Korrelationskoeffizient; * kennzeichnet Signifikanzen mit $p < 0,05$).

Strukturdegradation	Landnutzung	Nährstoffbelastung	Saprobie
part. corr.	part. corr.	part. corr.	part. corr.
Modell 1 (n = 83) r = 0,64; p < 0,01	Modell 1 (n = 245) r = 0,46; p < 0,01	Modell 1 (n = 217) r = 0,58; p < 0,01	Modell 1 (n = 250) r = 0,63; p < 0,01
- MMI 0,57*	- MMI -0,43	- MMI -0,37	- MMI -0,55
- M&P _{FG} 0,04	- M&P _{FG} 0,00	- M&P _{FG} -0,21	- M&P _{FG} -0,08
- fiBS 0,26*	- fiBS 0,03	- fiBS -0,21	- fiBS -0,10
Modell 2 (n = 38) r = 0,34; p = 0,25	Modell 2 (n = 133) r = 0,65; p < 0,01	Modell 2 (n = 108) r = 0,68; p < 0,01	Modell 2 (n = 125) r = 0,79; p < 0,01
- M _{MP} 0,10	- M _{MP} -0,22	- M _{MP} -0,41	- M _{MP} -0,49
- DI _{FG} 0,04	- DI _{FG} -0,36	- DI _{FG} -0,46	- DI _{FG} -0,47
- M _{PB} 0,24	- M _{PB} -0,24	- M _{PB} -0,03	- M _{PB} -0,17
Modell 3 (n = 34) r = 0,51; p = 0,06	Modell 3 (n = 125) r = 0,69; p < 0,01	Modell 3 (n = 107) r = 0,74; p < 0,01	Modell 3 (n = 125) r = 0,88; p < 0,01
- MMI 0,41*	- MMI -0,25	- MMI -0,37	- MMI -0,61
- M _{MP} 0,03	- M _{MP} -0,14	- M _{MP} -0,32	- M _{MP} -0,39
- DI _{FG} -0,02	- DI _{FG} -0,32	- DI _{FG} -0,38	- DI _{FG} -0,37
- M _{PB} 0,21	- M _{PB} -0,16	- M _{PB} 0,06	- M _{PB} -0,04
Modell 4 (n = 186) r = 0,49; p < 0,01	Modell 4 (n = 250) r = 0,60; p < 0,01	Modell 4 (n = 272) r = 0,56; p < 0,01	Modell 4 (n = 1550) r = 0,68; p < 0,01
- MMI 0,43*	- MMI -0,35	- MMI -0,30	- MMI -0,68
- fiBS 0,19*	- DI _{FG} -0,28	- DI _{FG} -0,42	
	- M _{PB} -0,09		
Modell 5 (n = 811) r = 0,31; p < 0,01	Modell 5 (n = 779) r = 0,52; p < 0,01		
- MMI 0,31*	- MMI -0,40		
	- DI _{FG} -0,18		

Strukturdegradation: Wie aus der Tabelle ersichtlich liefert das Modell 1 einen vergleichsweise hohen signifikanten Erklärungsanteil, wohingegen die Modelle 2 und 3, die sich vorzugsweise auf die Phylib-Teilkomponenten stützen, nicht signifikant sind. Signifikante partielle Korrelationen zeigen lediglich das Makrozoobenthos und die Fische. Die gemeinsame Betrachtung dieser Biokomponenten (Modells 4) liefert einen zwar geringeren Erklärungsanteil im Vergleich zum ersten Modell, besitzt aber den Vorteil, sich auf einen deutlich größeren Datenumfang zu stützen. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass (mit Fokus auf die verwendeten Daten) zur Indikation struktureller Defizite die Kombination aus Makrozoobenthos und Fischen die besten Voraussagen liefert.

Landnutzung: Die Modelle 1 bis 3 liefern vergleichsweise hohe Erklärungsanteile zwischen 20 % ($r = 0,46$) und 50 % ($r = 0,69$), wobei sich die höchste Korrelation anhand einer Kombination der drei Phylib-Teilkomponenten mit dem Makrozoobenthos einstellt. Ähnlich gute Voraussagen ließen sich auch ohne den Einbezug des Makrozoobenthos erzielen (Modell 2) bzw. ohne Einbezug der Makrophyten (Modell 4) (siehe hierzu auch die Bemerkung zur Datengrundlage am Ende des Kapitels 3.4). Zur Indikation der Auswirkungen der Landnutzung im Einzugsgebiet auf aquatische Fliegewässersysteme eignen sich damit die drei Teilkomponenten des Phylib-Systems am besten, wahlweise mit oder ohne Einbezug des Makrozoobenthos.

Nährstoffbelastung: Die Modelle zur Indikation der Nährstoffbelastung liefern ein ähnliches Bild wie die Modellierung der Landnutzung, sodass unter Berücksichtigung der variablen spezifischen Kenngrößen das Fazit gezogen werden kann, dass die Teilkomponenten Makrophyten und Diatomeen die Trophie am besten widerspiegeln.

Saprobie: Im Vergleich zu den anderen Belastungsfaktoren fallen die Korrelationsmaße vergleichsweise hoch aus. Unter Zugrundelegung der spezifischen Kenngrößen ergibt sich für Modell 3 (MZB und Teilkomponenten Phylib) die höchste Korrelation ($r = 0,88$). Darüber hinaus sollte besonderes Augenmerk auf den Umstand gelegt werden, dass die alleinige Berücksichtigung des Makrozoobenthos (Modell 5) einen Koeffizienten von 0,68 generiert, der zwar unterhalb der Kenngröße des Modells 3 liegt, andererseits aber durch eine bedeutend größere Datenmenge unterfüttert ist und somit eine deutlich bessere Absicherung beinhaltet. Auf Grundlage der vorliegenden Daten wird die Verwendung der Biokomponenten Makrozoobenthos und „Makrophyten und Phytobenthos“ vorgeschlagen.

Allgemeine Bemerkungen

Phylib: Das Gesamtergebnis von Phylib zeigt bei keiner der drei Zielvariablen (Struktur, Nutzung, Nährstoffe) signifikante Ergebnisse, wohl aber die Teilkomponenten, die vergleichsweise hohe Korrelationen mit geringer Irrtumswahrscheinlichkeit aufweisen. Die genaue Ursache für die geringe Korrelation der Endbewertung ist derzeit unklar; offensichtlich reagieren die drei betrachteten Teilkomponenten unterschiedlich stark auf diverse Belastungen.

Phytoplankton: Das Phytoplankton konnte, mangels ausreichender Datengrundlage, bei der Herleitung der Modelle nicht berücksichtigt werden.

Datengrundlage: Die zwischen den Modellen sich ergebenden größeren Schwankungen im Korrelationskoeffizienten bzw. Signifikanzniveau haben ihre Ursache in den sehr unterschiedlichen Datengrundlagen, die sich durch Heraus- bzw. Hereinnahme einer oder mehrerer Biokomponenten ergeben. Die Angaben zum Datenumfang geben eine ungefähre Vorstellung davon, wie stark sich diese Maßnahmen auswirken. Bei Vorliegen einer vollständigen Datenmatrix würden die Unterschiede höchstwahrscheinlich deutlich niedriger ausfallen.

3.5 Aussagekraft der Ergebnisse

Die dem Projekt zugrunde liegenden Daten stellen aufgrund ihres Umfangs, ihrer Qualität und ihrer großräumigen Verteilung eine Datensammlung dar, die einmalig für Deutschland ist. Zugleich bilden sie einen sehr guten repräsentativen Querschnitt der bundesdeutschen Fließgewässersituation ab. Aus diesem Grund sind die Ergebnisse, wenn auch mit gewissen Einschränkungen (siehe Bemerkungen zur Datengrundlage der multiplen Regressionsmodelle), übertragbar auf andere Gewässer bzw. auf nicht mit der Datensammlung abgedeckte Regionen. Einschränkungen wären zu nennen hinsichtlich des Tieflandes sowie der Fische. Die Situation im Tiefland stellt sich so dar, dass aufgrund der geringeren Anzahl naturnaher Gewässerabschnitte Umweltgradienten (Strukturdegradation, Landnutzung, Nährstoffbelastung) vielfach kürzer ausfallen als in anderen Naturräumen, was sich unmittelbar auf die Höhe von Korrelationen auswirkt. Die statistischen Ergebnisse hinsichtlich der Eignung einzelner Biokomponenten im Hinblick auf Stressoren sind für das Tiefland daher weniger aussagekräftig als die Resultate für Mittelgebirgs- und alpine Gewässer. Bei den Fischen kommen zwei Restriktionen erschwerend hinzu: zum einen waren die bedeutsamen Faktoren Durchgängigkeit und Kolmation nicht oder nur unzureichend mit Daten abgedeckt, zum anderen wurde die Menge an Bewertungsergebnissen dadurch eingeschränkt, dass nicht für

alle Messstellen Befischungsdaten vorlagen, sondern lediglich numerische Endergebnisse. Aus diesem Grund war es nicht möglich, die im Verlauf des Forschungsvorhabens von den Verfahrensentwicklern vollzogene Modifikation von fiBS auf Version 8.0.4 auf die Messstellen anzuwenden. Somit standen nur für einen Teil der Gewässerabschnitte aktuelle Bewertungsergebnisse zur Verfügung.

3.6 Resümee

Nachfolgend werden die wesentlichen Ergebnisse des Kapitels 3 tabellarisch zusammengefasst, um abschließend zu einer Auswahlempfehlung von Biokomponenten bzw. Teilkomponenten für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern zu kommen. Die in der letzten Zeile der Tabelle 11 vorgenommene Auswahlempfehlung gründet sich auf die Ergebnisse der drei Bausteine Länderumfrage, Experteneinschätzung und Korrelationsergebnisse.

Zur Indikation von Strukturdefiziten werden die Organismengruppen Makrozoobenthos und Fische empfohlen. Beide Biokomponenten reagieren auf strukturelle Defizite, was sich auch in den Korrelationsergebnissen und Modellen niederschlägt. Hinsichtlich des Zusammenhangs zwischen biozönotischen Bewertungsergebnissen und (landnutzungsbedingter) Kolmation bzw. Durchgängigkeit können allerdings keine statistisch abgesicherten Aussagen getroffen werden, da diese Parameter nicht oder in nicht ausreichendem Maße zur Verfügung standen.

Für die Indikation der Landnutzung im Einzugsgebiet werden die Organismengruppen Makrozoobenthos und Diatomeen sowie (mit geringerer Aussagekraft) die Gruppen Makrophyten und „Phytobenthos ohne Diatomeen“ empfohlen. Die Eignung des Makrozoobenthos begründet sich dabei u. a. auf den Eintrag von Feinsedimenten und Pestiziden aus landwirtschaftlichen Flächen sowie ein verändertes Temperaturregime offener liegender Gewässer, die Eignung der Phylib-Teilkomponenten auf nicht unerhebliche Einflüsse durch den Eintrag von Nährstoffen.

Zur Indikation der Trophie werden die Biokomponenten Makrophyten & Phytobenthos (mit ihren drei Teilkomponenten) sowie das Phytoplankton (auf der Umfrage in den Bundesländern und der Experteneinschätzung basierend) empfohlen. Über die Reaktion des Phytobenthos ohne Diatomeen auf Nährstoffe bestehen seitens der Experten keine Zweifel. Für die vergleichsweise niedrigen bzw. fehlenden Korrelationen können derzeit keine Gründe genannt werden. Die überraschend hohen Korrelationen des Makrozoobenthos rühren vermutlich aus dem indirekten Zusammenhang zwischen Nährstoffen und Sauerstoffgehalt

her, was durch eine recht hohe Korrelation zwischen Saprobienindex und Nährstoffindex bestätigt wird ($r = 0,63$, $n = 1338$); in die Auswahlempfehlung wurde das Makrozoobenthos daher nicht übernommen.

Zur Indikation der Saprobie ist die Biokomponente Makrozoobenthos besonders geeignet. Mehrere Gründe sprechen hierfür: Zum einen besitzen Saprobien-systeme eine lange Tradition in der Fließgewässerbewertung und sind daher in einer Weise ausgereift, dass die Ergebnisse vergleichsweise unabhängig sind von Jahreszeit oder anderen Einflüssen, wie etwa Probenahmemethodik oder Probennehmer. Darüber hinaus umfasst die Saprobie die Summe aller in einem Gewässer ablaufenden Abbauprozesse, die im Wesentlichen durch heterotrophe Organismen vollzogen werden. Von daher erscheint der Ansatz, die Bewertung saprobieller Einträge allein durch Makroinvertebraten vorzunehmen, nachvollziehbar. Der mittels multipler Regression festgestellte rechnerische Zusammenhang zwischen Saprobie und Makrophyten bzw. Diatomeen erklärt sich durch die hohe Korrelation zwischen Saprobien- und Nährstoffindex.

Was die Höhe der Korrelationen betrifft, fallen die Ergebnisse für Tieflandgewässer tendenziell deutlich niedriger aus als für Gewässer des Mittelgebirges (mögliche Ursachen werden in Kapitel 3.4.4 diskutiert). Die in diesem Kapitel getroffenen Aussagen beziehen sich daher in erster Linie auf die Naturräume Mittelgebirge und Alpen/Voralpen und müssen gegebenenfalls hinsichtlich einzelner Empfehlungen für das Tiefland angepasst werden.

Tabelle 11: Zusammenfassung der Ergebnisse⁵ (Indikationseigenschaft: ++ sehr gut, + weniger gut, o schlecht oder nicht vorhanden, +(+) Einschätzung unsicher [zwischen ++ und +], (+) Einschätzung unsicher [zwischen + und o], --- keine Ergebnisse) ... *Fortsetzung nächste Seite*

	Strukturdegradation						Landnutzung					
	MZB	MP ⁶	DI	PB ⁷	PP	F	MZB	MP	DI	PB	PP	F
Umfrage Bundesländer	++	+	o	o	o	++	++	+	o	o	o	o
Einschätzung Experten	++	+	o	(+)	+	++	++	+(+)	+(+)	+(+)	(+)	o
einfache Korrelation	++	o	o	(+)	o	++	++	++	++	(+)	o	+
multiple Regression	++	o	o	+	---	+	++	(+)	++	+	---	o
Resümee	++	(+)	o	(+)	o	++	++	+	++	+	o	o

⁵ Für die Hinzunahme des Phytoplanktons zur multiplen Regression standen nicht genügend Datensätze zur Verfügung.

⁶ Struktur in Verbindung mit Hydrologie

⁷ Struktur in Verbindung mit Hydrologie

	Trophie						Saprobie					
	MZB	MP	DI	PB	PP	F	MZB	MP	DI	PB	PP	F
Umfrage Bundesländer	o	++	++	++	++	o	++	o	o	o	o	o
Einschätzung Experten	o	++	++	++	++	+	++	o	o	o	+	+
einfache Korrelation	++	++	++	(+)	o	+	++	+	+	(+)	o	+
multiple Regression	+	+	++	o	---	(+)	++	++	++	o	---	o
Resümee	o	++	++	++	++	+	++	(+)	(+)	o	(+)	+

3.7 Auswahlempfehlung

Basierend auf den Projektergebnissen, den Einschätzungen von Experten sowie den Erfahrungen seitens der Bearbeiter in den Bundesländern wurde im Rahmen einer Sitzung des projektbegleitenden Beirats (Hannover, 19.03.09) folgende Auswahlempfehlung für die Bewertung der wichtigsten Stressoren getroffen:

Tabelle 12: Auswahlempfehlung „Biokomponenten“.

Stressor	Biokomponente	Bemerkung
Hydromorphologie	Makrozoobenthos, Fische	MZB obligatorisch, Fische fakultativ
Durchgängigkeit	Fische	
diffuse Einträge (Trophie, Landnutzung)	Makrophyten/Phytobenthos oder Phytoplankton (ggf. Makrozoobenthos)	in Abhängigkeit vom zu bewertenden Gewässertyp
punktueller Einträge (Saprobie)	Makrozoobenthos	
Wasserhaushalt	Makrozoobenthos und Fische	
Versauerung	Makrozoobenthos oder Diatomeen	
Versalzung	Diatomeen	Halobienindex
Verockerung	Makrozoobenthos	
integrierend*	Makrozoobenthos	<i>siehe Fußnote</i>

* bei Vorliegen mehrerer Stressoren, von denen keiner als dominierend zu identifizieren ist, oder bei weitgehender Abwesenheit negativer Einflussgrößen

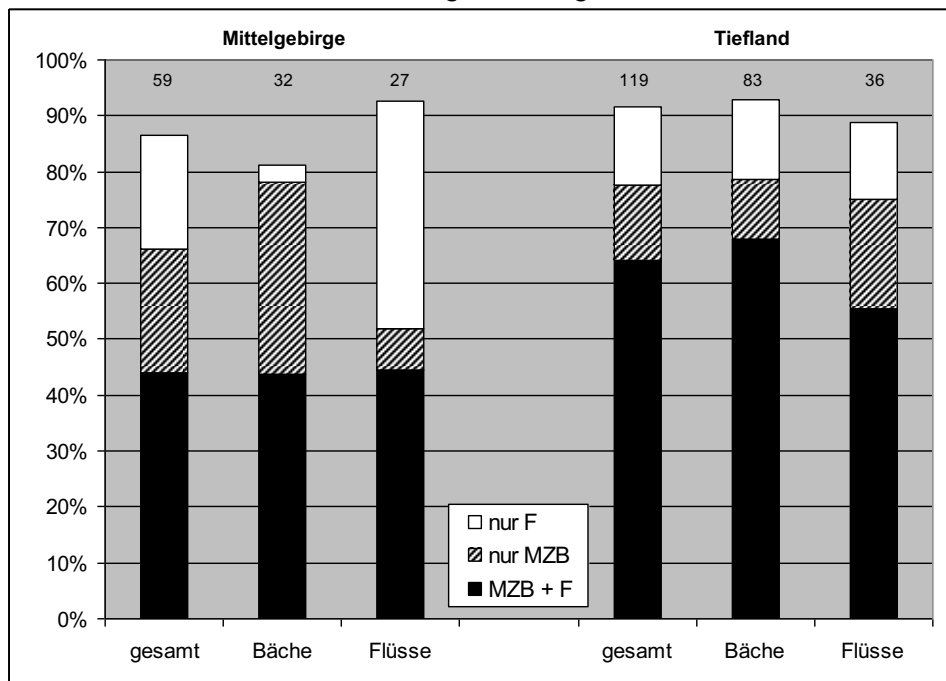
3.8 Verschneidung von Biokomponenten

Die Wasserrahmenrichtlinie fordert eine Bewertung der Gewässer u. a. anhand biologischer Qualitätselemente. Für Fließgewässer werden die Komponenten Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos, Makrozoobenthos sowie Fische genannt. Eine one-out-all-out-Verschneidung, wie sie derzeit vorgesehen ist, hat bei einer sich auf mehrere dieser Komponenten stützenden Gesamtbewertung zur Konsequenz, dass die Bewertung eines Wasserkörpers nach dem schlechtesten Einzelergebnis erfolgt, ein möglicher Sanierungsbedarf folglich bereits dann besteht, sobald nur eine der berücksichtigten Komponenten nach unten ausschlägt. Im folgenden Abschnitt soll daher der Frage nachgegangen werden, wie sich eine Verschneidung verschiedener Qualitätskomponenten auf das Gesamtergebnis und damit den Anteil sanierungsbedürftiger Gewässerabschnitte auswirkt.

a) Sanierungsbedarf nach Maßgabe einzelner Biokomponenten

Um einen Eindruck von der Höhe des Sanierungsbedarfs zu bekommen, der durch die Betrachtung einzelner Biokomponenten indiziert wird, wurden die Organismengruppen zunächst separat behandelt.

Abbildung 6 stellt die Ergebnisse nach Naturräumen getrennt dar. Wie ersichtlich beträgt der durchschnittliche Anteil sanierungsbedürftiger Abschnitte zwischen 40 % und 80 %, im



alpi-
nen/voralpinen
Raum tendenzi-
ell weniger als im
Mittelgebirge, im
Tiefland
tendenziell mehr.

Abbildung 6: Sanierungsbedarf aufgrund der Bewertung durch einzelne Bio- bzw. Teilkomponenten (die Zahlen über den Säulen geben die Anzahl der der Berechnung zugrunde liegenden Datensätze an).

b) Sanierungsbedarf nach Verschneidung zweier Biokomponenten

Bei einer worst case-Verschneidung von Bewertungsergebnissen tritt der Effekt auf, dass Sanierungsbedarf indiziert wird, wenn bereits eine der beiden Biokomponenten einen mäßigen oder schlechteren Zustand indiziert. Zusätzlich zu den Gewässerabschnitten, an denen beide Komponenten gleichzeitig Sanierungsbedarf anzeigen, addieren sich diejenigen Abschnitte, an denen entweder die eine oder die andere Komponente den guten Zustand verfehlt. Die Anteile sanierungsbedürftiger Gewässer verhalten sich somit additiv. Abbildung 7 und Abbildung 8 stellen diesen Umstand am Beispiel der Verschneidung der Komponenten Makrozoobenthos und Fische bzw. Makrozoobenthos und Diatomeen dar. Durch das additive Verhalten wird ein Sanierungsbedarf erzeugt, der beispielsweise im Falle der Biokomponenten Makrozoobenthos und Fische in den Alpen/Voralpen bei 60 %, im Mittelgebirge bei etwa 80 % und im Tiefland bei rund 90 % liegt.

In obige Berechnungen eingegangen sind sowohl natürliche Gewässerabschnitte als auch solche, die als erheblich verändert ausgewiesen sind. Durch die Beschränkung der Betrachtung allein auf natürliche Abschnitte nimmt der Anteil sanierungsbedürftiger Gewässer im Mittelgebirge um etwa 10 % ab, im Tiefland zeigt sich hingegen kaum ein Unterschied.

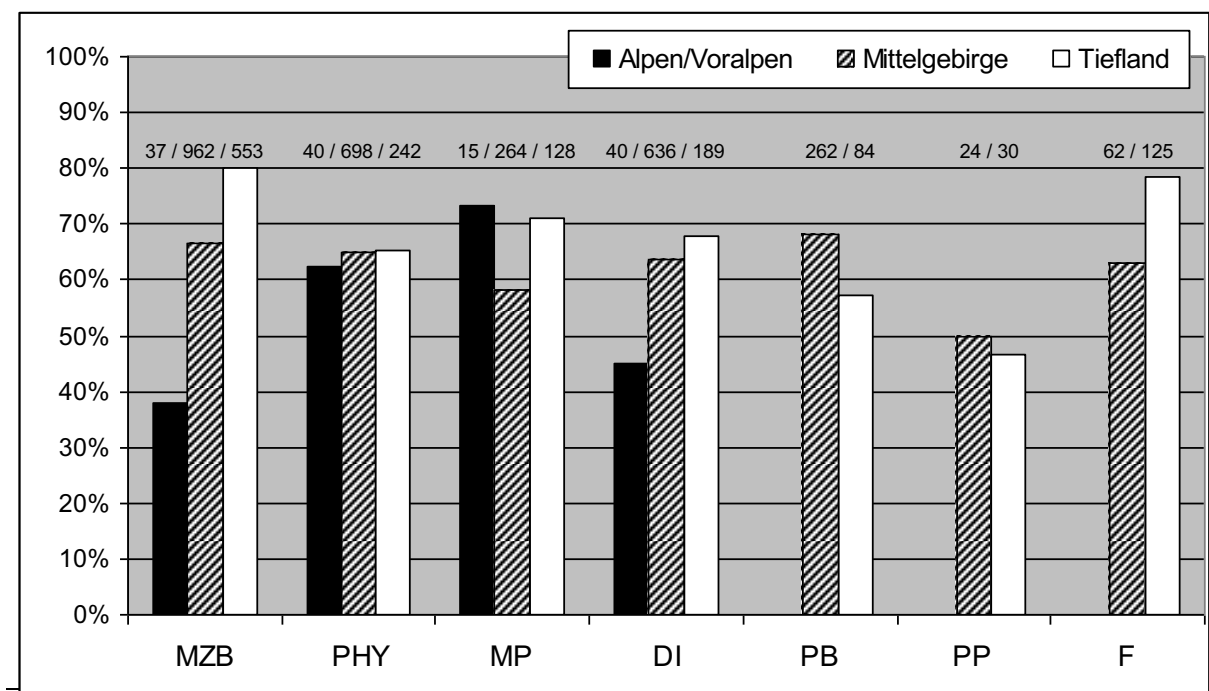


Abbildung 7: Sanierungsbedarf nach Verschneidung der Komponenten Makrozoobenthos und Fische zur Indikation von Defiziten in der Gewässermorphologie (schwarze Signatur: beide Komponenten indizieren Sanierungsbedarf, schraffiert: zusätzlich durch Makrozoobenthos indizierter Sanierungsbedarf, weiß: zusätzlich durch Fische indizierter Sanierungsbedarf; die Zahlen über den Säulen geben die Anzahl der der Berechnung zugrunde liegenden Datensätze an).

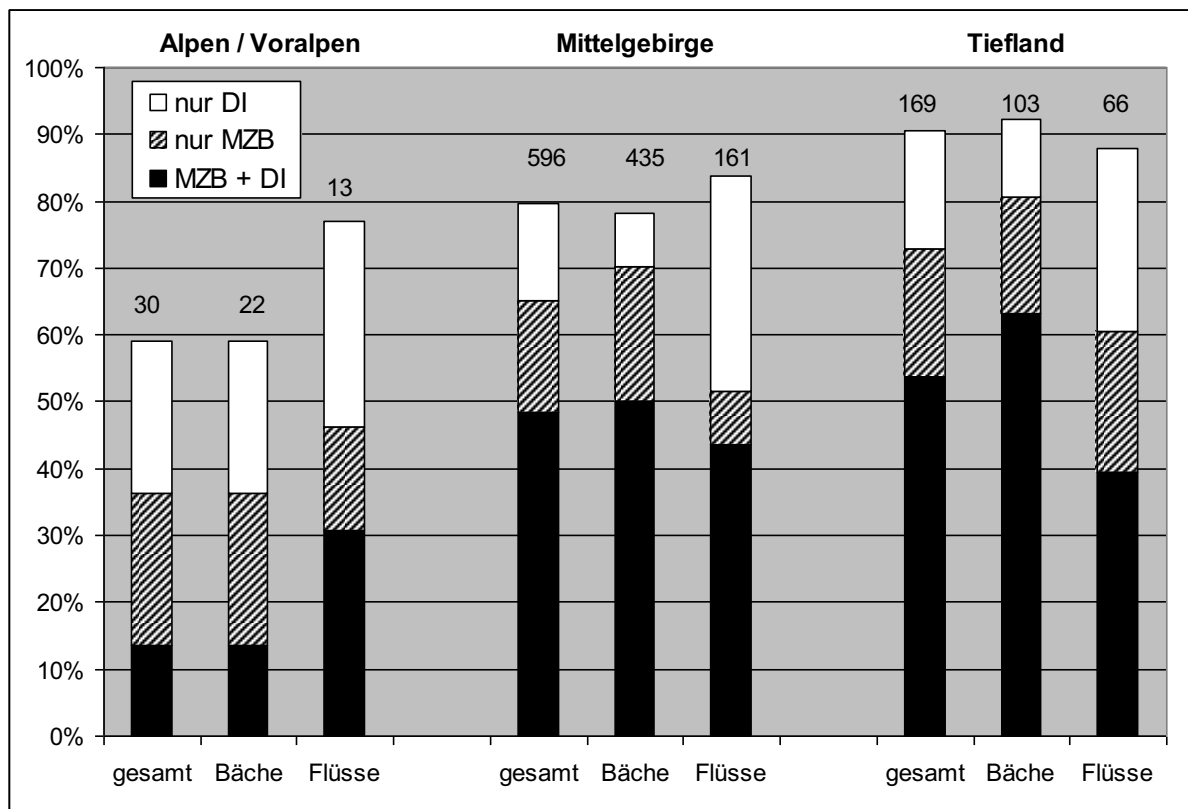


Abbildung 8: Sanierungsbedarf nach Verschneidung der Komponenten Makrozoobenthos und Diatomeen zur Indikation der Landnutzung im Einzugsgebiet (schwarze Signatur: beide Komponenten indizieren Sanierungsbedarf, schraffiert: zusätzlich durch Makrozoobenthos indizierter Sanierungsbedarf, weiß: zusätzlich durch Diatomeen indizierter Sanierungsbedarf; die Zahlen über den Säulen geben die Anzahl der der Berechnung zugrunde liegenden Datensätze an).

Alle hier aufgeführten Ergebnisse basieren auf den dem Projekt zur Verfügung gestellten Länderdaten. Die Frage nach einer Verallgemeinerung der Aussagen lässt sich nur schwer beantworten. Aufgrund der Tatsache, dass an den Messstellen Bewertungsergebnisse für zwei Biokomponenten vorliegen mussten, war die Anzahl geeigneter Datensätze erheblich eingeschränkt (siehe Angaben in den Abbildungen), sodass eine Verallgemeinerung nicht getroffen, aber auch nicht widerlegt werden kann. Für weitergehende Aussagen wären Untersuchungen mit einem größeren Datenumfang nötig.

c) Diskussion

Die Verschneidung von Bewertungsklassen nach dem worst case-Verfahren birgt ein Problem, das sich durch eine erhöhte Unsicherheit im Endergebnis äußert. Ursache hierfür ist die so genannte Fehlerfortpflanzung, also die Weitergabe von Fehlern aus Teilsystemen an das Gesamtsystem, in dem sich die Fehler der Teilsysteme akkumulieren. Im vorliegenden Beispiel kann zwischen zwei Fehlerarten unterschieden werden: Typ 1- und Typ 2-Fehlern. Ein Typ 1-Fehler beschreibt den Fall, dass Sanierungsbedarf angezeigt wird, obwohl dieser nicht besteht, ein Typ 2-Fehler den entgegengesetzten Fall. Bei einer worst case-Verschneidung werden Typ 1-Fehler maximiert, Typ 2-Fehler hingegen minimiert. Dies liegt daran, dass ein Typ 1-Fehler schon bei einer von mehreren Biokomponenten ausreicht, um fälschlicherweise Sanierungsbedarf in der Gesamtbewertung zu indizieren, während der umgekehrte Fall (fälschlicherweise wird kein Sanierungsbedarf indiziert) nur dann eintritt, sofern alle zur Bewertung herangezogenen Biokomponenten diesen Fehler gleichzeitig aufweisen. Eine worst case-Verschneidung tendiert somit dazu, Handlungsbedarf anzuzeigen, selbst wenn kein Handlungsbedarf besteht. In der Summe mehrerer Biokomponenten fallen Bewertungen demnach eher zu schlecht als zu gut aus. Diese Tendenz zur Schlechterbewertung wird verstärkt, je mehr Biokomponenten verwendet werden. Folglich läge eine Lösung in der Beschränkung auf möglichst wenige Komponenten, wie dies bereits in der Auswahlempfehlung (Kapitel 3.7) enthalten ist. Eine Beschränkung bedeutet gleichzeitig jedoch auch eine Verschmälerung des organismischen Fundaments, auf dem jede Bewertung aufbaut. Um auch bei der Verschneidung weniger Organismengruppen größtmögliche Ergebnissicherheit zu erzielen, sollte die Fehleranfälligkeit der Einzelindizes so weit wie möglich reduziert werden. Nähere Ausführungen hierzu siehe Kapitel 9 (Abschätzung der Zuverlässigkeit von Bewertungsergebnissen).

4. Erstellung von Interpretationshilfen

Nach dem Vorbild der Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ und „Core Metrics Makrozoobenthos“ wurden auch für die anderen Qualitätskomponenten (Makrophyten & Phytobenthos, Fische, Phytoplankton) Interpretationshilfen in Form von Kurzdarstellungen erarbeitet. Die Umsetzung geschah auf der Grundlage von Korrelationsanalysen zwischen Bewertungsergebnissen (bzw. bewertungsrelevanten Indizes) und Umweltvariablen, mittels derer eine Klassifizierung der Sensitivität der Metrics für die einzelnen Degradationsfaktoren (Stressoren) und Gewässertypen vorgenommen wurde. Tabelle 13 gibt einen Überblick; die vollständigen Hilfen sind dem Anhang, Abschnitt II zu entnehmen.

Anmerkung: Die Kurzdarstellungen für die Biokomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ befinden sich derzeit noch in Bearbeitung (voraussichtliche Fertigstellung: zweite Jahreshälfte 2011).

Tabelle 13: Übersicht verfügbarer Kurzdarstellungen (GG = Grundgebirge).

BQE	Kurzdarstellung „Bewertung“	Kurzdarstellung „Metrics“
MZB ⁸		Oligosaprobe [%] (HK) EPTCBO [%] EPTCBO Anzahl Plecoptera Anzahl
M&P	Kalkalpen mit EZG ≤ 1000 km ² Kalkalpen mit EZG > 1000 km ² AV (silik.) mit EZG ≤ 1000 km ² AV (karb.) mit EZG ≤ 1000 km ² AV mit EZG > 1000 km ² Buntsandstein/GG mit EZG < 100 km ² Vulkangebiete mit EZG < 100 km ² Buntsandstein/GG mit EZG 100 - 1000 km ² MG Löss und Keuper mit EZG ≤ 1000 km ² MG Kalkgebiete mit EZG ≤ 100 km ² MG Kalkgebiete mit EZG 100 - 1000 km ² MG mit EZG > 1000 km ² TL (silik.) mit EZG ≤ 1000 km ² TL (karb.) mit EZG ≤ 1000 km ² TL mit EZG > 1000 km ²	Referenzindex (MP) Bewertungsindex (PoD) Trophieindex (D) Saprobienindex (D) Referenzartensumme (D) Versauerung (MP) Versauerung (D) Halobienindex (D)
Phyto- plankton	9.2 10.1 und 20.1 10.2 und 20.2 15.1 und 17.1 15.2 und 17.2 23	Gesamtpigment-Index Chloro-Index Cyano-Index Pennales-Index TIP
Fische ⁹		Alpin (artenarm/artenreich) Mittelgebirge (artenarm/artenreich) Tiefeland (artenarm/artenreich)

⁸ Bei den hier aufgeführten Kurzdarstellungen handelt es sich um solche, die im Laufe des Projekts neu erstellt wurden; alle übrigen, früher erarbeiteten Interpretationshilfen, sind über den Downloadbereich der Internetseite www.fliessgewaesserbewertung.de verfügbar.

⁹ keine Abstimmung mit zuständigem LAWA-EK Fische; Erarbeitung allein durch Projektnehmer

5. Identifizierung maßnahmenrelevanter Faktoren

5.1 Einleitung

Anhand der Resultate biologischer Bewertungsverfahren wird definiert, an welchen Wasserkörpern Sanierungsbedarf besteht und somit Maßnahmen notwendig werden. Darüber hinaus können mittels der verschiedenen Organismengruppen bzw. Modulergebnisse Aussagen getroffen werden, welche spezifischen Belastungen auf einen Wasserkörper einwirken (mit entsprechenden Auswirkungen auf den ökologischen Zustand eines Gewässers). Eine Übersicht der Indizierungseigenschaften bzw. Auswahlempfehlung für das operative Monitoring ergibt sich aus den Ausführungen des Kapitels 3 (Erarbeitung einer Auswahlempfehlung: Tabelle 11 und Tabelle 12).

Für eine effiziente Maßnahmenplanung sind neben dem Wissen über solche generellen Zusammenhänge auch Aussagen erforderlich, welche Belastungsparameter prioritär sind und in welchem Umfang sie verändert werden müssten, um innerhalb eines überschaubaren Zeitraumes positive Auswirkungen auf die ökologische Situation zu bewirken. Insbesondere werden Aussagen zur Eignung bzw. Rangfolge von Parametern sowie der Höhe spezifischer Schwellenwerte benötigt. Auf diese Thematik soll das nachfolgende Kapitel erste Antworten liefern.

5.2 Hintergründe

Die Analyse erfolgte mittels sogenannter „maßnahmenrelevanter Faktoren“. Dies sind Umweltparameter, die einen mehr oder weniger starken Einfluss auf die aquatische Lebensgemeinschaft ausüben und den Kategorien Gewässermorphologie (GSG-Daten), Landnutzung im Einzugsgebiet (Corine Landcover-Daten) sowie der Gruppe physikalisch-chemischer Messgrößen zuzuordnen sind. Hierbei wird zwischen Parametern unterschieden, die uneingeschränkt maßnahmenrelevant sind, d. h. sich über die Umsetzung bestimmter Renaturierungsmaßnahmen beeinflussen lassen (reversible Faktoren), und solchen Faktoren, die als lediglich „bedingt reversibel“ angesehen werden müssen, wie beispielsweise die unterschiedlichen Formen der Landnutzung (nähere Ausführungen hierzu siehe Kapitel 5.4.4).

Die in den folgenden Abschnitten dargestellten Analyseergebnisse versuchen die Frage zu beantworten, welche der Faktoren am besten zwischen belasteten und unbelasteten Gewässerabschnitten zu diskriminieren vermögen, wobei unbelastete Abschnitte den Zuständen „sehr gut“ und „gut“ entsprechen, belastete Abschnitte den Zuständen „mäßig“ bis

„schlecht“ (gemäß den Ergebnissen der biologischen Bewertungsverfahren). Die Faktoren werden entsprechend ihrer Diskriminationseigenschaft bewertet und gereiht, zunächst getrennt nach den drei übergeordneten Kategorien Gewässermorphologie, Landnutzung im Einzugsgebiet und Gewässerchemie (Kapitel 5.4.1 bis 5.4.3), im Anschluss daran in einer gemeinsamen Analyse, mit dem Ziel, eine eventuell vorhandene Wirkungshierarchie zwischen den Kategorien aufzudecken (Kapitel 5.4.4).

Darüber hinaus werden, soweit möglich, für einzelne Faktoren Schwellenwerte angegeben, oberhalb derer sich eine Messstelle mit einer definierten Wahrscheinlichkeit in einem unbelasteten Zustand befindet (Kapitel 5.5).

5.3 Methoden

5.3.1 Klassifizierungsbäume

Für die Reihung der Faktoren wurde das Verfahren der Klassifizierungsbäume herangezogen (C&RT-Analyse = classification and regression trees). Klassifizierungsbäume erlauben die Untersuchung der Beziehungen zwischen einer abhängigen Variablen (hier: Bewertungsergebnis belastet/unbelastet) und mehrerer unabhängiger Variablen (hier: maßnahmenrelevante Faktoren). Im Gegensatz zu anderen Methoden mit vergleichbarer Zielsetzung (z. B. Korrelationsanalyse, Diskriminanzanalyse) ist die Methode der Klassifizierungsbäume vergleichsweise robust gegenüber nichtparametrischen oder lückenhaften Daten und lässt zudem die Verrechnung einer Kombination aus nominal- und intervallskalierten Daten zu. Ziel des Verfahrens ist es, Grenzwerte in den unabhängigen Variablen zu finden, anhand derer sich der Datenbestand sukzessive in kleinere Einheiten aufspaltet, unter der Vorgabe, möglichst „reine“ Gruppen (im Sinne der Klassifizierung belastet/unbelastet) zu erhalten. Anhand einer exemplarischen Ergebnisdarstellung (Abbildung 9) soll das Prozedere erläutern werden.

Ausgangspunkt ist ein Set an Datensätzen, die sich im Bewertungsergebnis unterscheiden. Die Unterschiede werden im oberen Kasten (Knoten Nr. 1) in Form zweier Rechtecke dargestellt; die Rechtecke symbolisieren die Anzahl der beiden Merkmalsausprägungen „belastet“ und „unbelastet“ mittels ihrer relativen Höhe zueinander. Innerhalb des Datensatzes sucht der Algorithmus nach trennenden Merkmalen, die sich in Form von Unterschieden in den maßnahmenrelevanten Faktoren äußern. Die stärkste Variable (hier: Waldfläche) unterteilt die Daten in zwei Untergruppen, eine linke Gruppe (mit Waldanteilen unterhalb 40,2 %) und eine rechte Gruppe (mit Waldanteilen oberhalb dieser Grenze). In den meisten Fällen ist eine solche Trennung nicht absolut möglich, d. h. es besteht eine gewisse Wahr-

scheinlichkeit, dass belastete Messstellen in der rechten (mit unbelastet übertitelten) Gruppe erscheinen und umgekehrt.

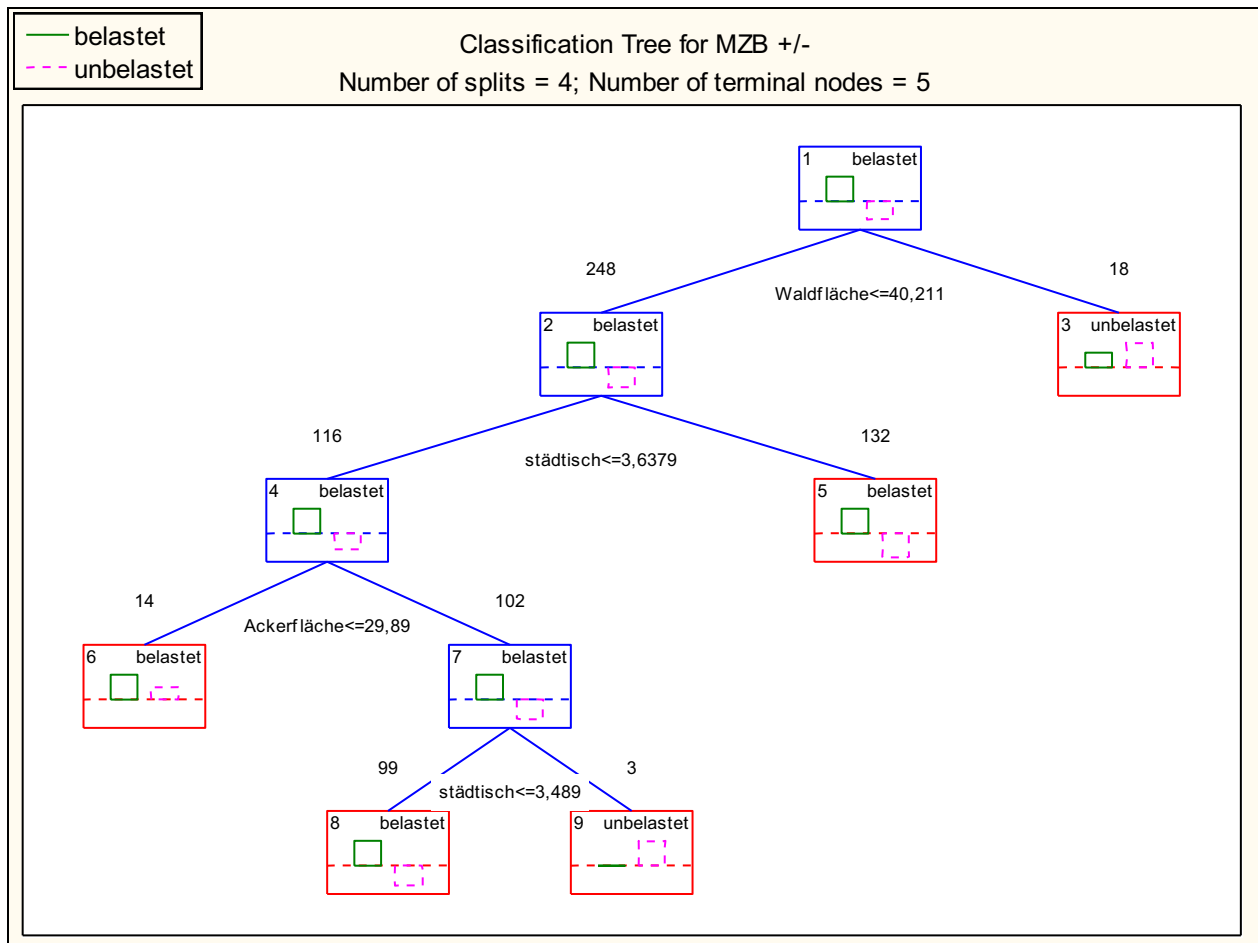


Abbildung 9: Exemplarische Darstellung eines Klassifizierungsbaums.

Der oberhalb eines Knotens angegebene Wert gibt die Anzahl der Messstellen innerhalb des Knotens an, die Beschriftung innerhalb eines Knotens benennt das zahlenmäßig häufigere Merkmal. Dies kann in Einzelfällen dazu führen, dass gleichrangige Knoten mit derselben Beschriftung versehen werden (Beispiel: Kästen 4 und 5 bzw. 6 und 7). Mit jeder Aufspaltung wird die Datenmenge sukzessive verringert. Dies wird so lange fortgeführt, bis der Fraktionierungsgrad der Analyse zu hoch wird, d. h. die sich ergebenden Knoten zu wenige Objekte beinhalten. Um ein bestmögliches Resultat zu erzielen, wird die gesamte Analyse mehrfach durchgeführt mit jeweils leicht veränderten Rahmenbedingungen (vergleichbar dem Verfahren eines Permutationstests). Die Endergebnisse aller Durchgänge werden miteinander verglichen und derjenige Klassifizierungsbaum als das Optimum identifiziert, bei dem die Anzahl falsch eingruppiertter Messstellen (misclassifications) am geringsten ist.

Wie aus obigem Beispiel ersichtlich kann es vorkommen, dass einzelne Variablen mehrfach auftauchen (hier: städtisch geprägte Flächen). Dies ist dadurch zu erklären, dass die sich

sukzessive verringernde Datenmenge nicht nur einen Schwellenwert bezüglich bestimmter Umweltfaktoren in sich trägt, sondern gegebenenfalls eine Mehrzahl von ihnen. Um die Faktoren dennoch mit jeweils nur einem einzigen Kennwert zu versehen, werden in einem weiteren Schritt alle Mehrfachnennungen miteinander verrechnet. Das Ergebnis ist eine Liste, in der die Faktoren gemäß ihrer Bedeutung für die Unterscheidung belastet/unbelastet sortiert sind (Ranking). Dabei wird dem Faktor mit der größten Aussagekraft standardmäßig der Wert 100 zugewiesen; alle weiteren Faktoren werden zu diesem in Beziehung gesetzt. Die so generierte Liste beinhaltet somit relative Kennzahlen und keine absoluten Prozentwerte.

Für die Analyse wurden nur solche Faktoren zugelassen, die folgenden Kriterien genügen:

- ausreichende Datengrundlage (mindestens 100 Werte im gesamten Datensatz);
- ausreichend hoher Gradient innerhalb eines Naturraums;
- keine hohe Korrelation zu anderen Parametern derselben Gruppe; als Grenze wurde hier ein Korrelationskoeffizient von 0,7 angesetzt, was einem gegenseitigen Erklärungsanteil von 49 % entspricht (eine Übersicht über die Höhe der Korrelationen gibt der Anhang, Abschnitt III.1).

Des Weiteren wurden folgende Einschränkungen bei der Datenauswahl getroffen:

- Gewässermorphologie: Es wurden ausschließlich Messstellen verwendet, die keine stoffliche Beeinträchtigung aufwiesen. Mindestkriterium war das Erreichen des guten saprobiellen Zustandes. Aufgrund der engen Beziehung zwischen Saprobie und Trophie (vergleiche Tabelle 8: Makrozoobenthos mit hohen Korrelationen zur Nährstoffbelastung, Makrophyten mit hohen Korrelationen zur Saprobie) wurden damit die wichtigsten stofflichen Einflüsse ausgeschlossen.
- Hinsichtlich Landnutzung und Gewässerchemie gab es keine Einschränkung in der Datenauswahl.
- Gewässertyp: Es wurden keine Messstellen des Typs 19 verwendet, da die Typzuweisung nach wie vor schwierig und in den Bundesländern vermutlich nicht einheitlich geregelt ist. Zudem befand sich das Bewertungssystem für Typ 19 seinerzeit noch in der Erprobung.

5.3.2 Box-Whisker-Plots

Die Ableitung von Schwellenwerten erfolgte mittels grafischer Darstellung von Box-Whisker-Plots (Abbildung 10). Gegenübergestellt wurde für jeden Faktor die Verteilung der Werte an belasteten und unbelasteten Messstellen (linke bzw. rechte Box innerhalb einer Grafik). Bei einer klaren Trennung der Interquartile (25. bis 75. Perzentil) wird von einer deutlichen Trennung gesprochen; die Schwellenwerte besitzen in diesen Fällen eine hohe Aussagekraft (linke Grafik). Im Falle einer Überlappung der Quartile, die bis maximal zum Median der gegenüberliegenden Verteilung reicht, wird von einer mäßigen Aussagekraft ausgegangen (mittlere Grafik). Reicht die Verteilung über den gegenüberliegenden Median hinaus, ist die

Aussagekraft des Schwellenwertes gering; er wird angegeben, falls eine eindeutige Tendenz zur Differenzierung zwischen den Verteilungen besteht (rechte Grafik). In den nachfolgenden Tabellen wird zwischen den verschiedenen Graden der Aussagekraft mittels unterschiedlicher Signaturen unterschieden.

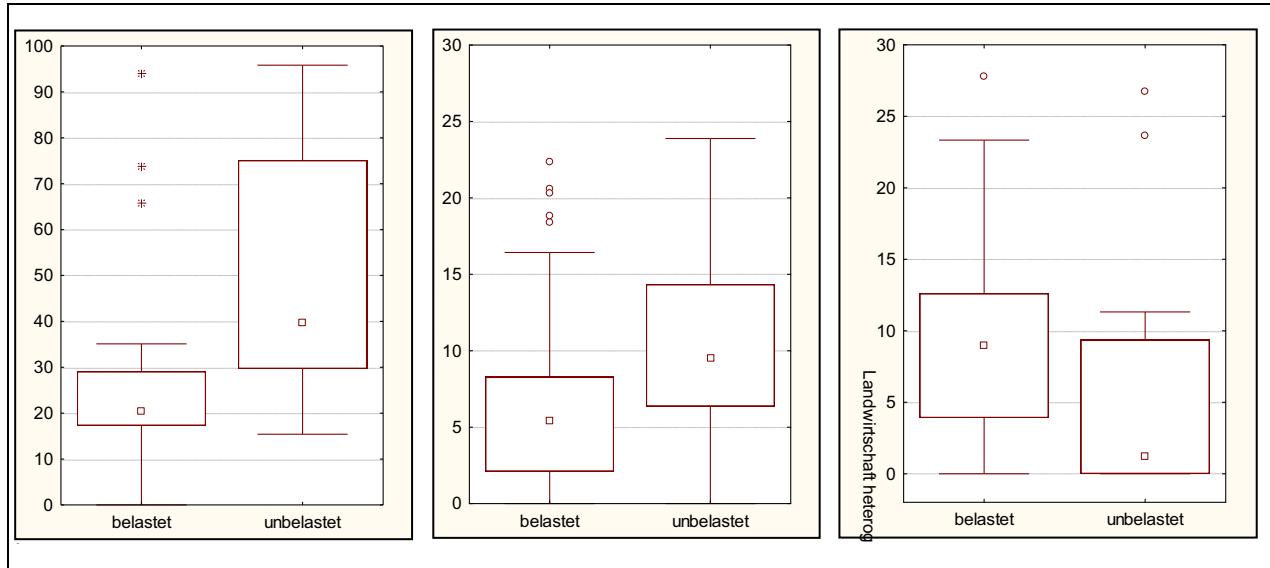


Abbildung 10: Beispiele zur Ableitung von Schwellenwerten (links: hohe Aussagekraft; mittig: mäßige Aussagekraft; rechts: geringe Aussagekraft).

5.4 Ergebnisse C&RT-Analyse (Ranking)

5.4.1 Gewässermorphologie (reversibel¹⁰)

a) Makrozoobenthos

Aus den Analysen gehen die folgenden Größen als die wichtigsten maßnahmenrelevanten Faktoren hervor:

1. Strömungsdiversität¹¹ (Mittelgebirgs Gewässer)
2. besondere Sohl-/Uferstrukturen (Mittelgebirgs Gewässer)
3. Breitenvarianz/Gewässerrandstreifen (Tieflandgewässer)

Die Ergebnisse weisen ein unterschiedliches Set an Faktoren innerhalb der beiden Naturräume aus. Ihnen gemeinsam ist jedoch der Bezug zu struktureller Diversität. Während im Mittelgebirge (Tabelle 14) der Schwerpunkt im Bereich von Strömung und besonderer Sohlstrukturen liegt, diskriminieren im Tiefland (Tabelle 15) eher profilbezogene Faktoren zwischen belasteten und unbelasteten Abschnitten. Grund hierfür dürfte die vielfache

¹⁰ Erläuterungen zu den Begriffen „reversibel“ und „bedingt reversibel“ siehe Kapitel 5.2 und 5.4.4

¹¹ Alle in diesem Kapitel genannten Faktoren sind als Parameter der Strukturkartierung zu verstehen.

Zerstörung intakter Uferbereiche im Tiefland (Ausdehnung landwirtschaftlicher Flächen bis an den Gewässerrand) sowie ein forciertes Ausbauszustand sein, der häufig mit einer Veränderung des Gewässerquerschnitts einhergeht. Darüber hinaus sind insbesondere bei kleineren Gewässern zusätzlich die Diversität der Strömung relevant, die in einem starken korrelativen Zusammenhang mit dem Faktor Tiefenvarianz steht ($R^2 = 53\%$), als auch intensive Unterhaltungsmaßnahmen (Entkrautung und Erhalt von Befestigungen). Die Situation im Mittelgebirge ist eine gänzlich andere. Dort wurden die Gewässer ebenfalls ausgebaut, ohne jedoch die Nutzung bis hart an den Gewässerrand hin auszudehnen. Dafür gingen die Veränderungen in der Regel einher mit dem Fortfall von Strömungsspitzen wie auch einer Reduktion des Anteils lenitischer Zonen, sodass der Abfluss deutlich gleichmäßiger als im naturnahen Zustand erfolgt.

Eine Verallgemeinerung der Ergebnisse kann nur mit Vorbehalt getroffen werden, da die Anzahl sogenannter misclassifications (d. h. falsch zugeordneter Messstellen) insbesondere im Mittelgebirge und dort speziell bei kleinen Gewässern recht hoch ist (siehe Tabellen). Für die Region Alpen/Voralpen konnte die Analyse aufgrund einer unzureichenden Datenunterfütterung nicht durchgeführt werden.

Tabelle 14: Ranking der gewässermorphologischen Faktoren für die Alpen/Voralpen (AV) und das Mittelgebirge (die Faktoren Sohlsubstrat, Sohlverbau, Durchgängigkeit und Laufkrümmung wiesen keine ausreichende Datendeckung auf; der Faktor Rückstau besaß keinen ausreichenden Gradienten; die Faktoren GSG-Index und GSG-Gesamtklasse blieben aufgrund ihres summarischen Charakters unberücksichtigt; graue Signatur: höchste Werte je Spalte).

maßnahmen- relevante Faktoren	Makrozoobenthos				Makrophyten/Phytobenthos				Fische			
	AV*		Mittelgebirge ⁺		AV*		Mittelgebirge ⁺		AV*		Mittelgebirge ⁺	
	ges.	ges.	klein	groß	ges.	ges.	klein	groß	ges.	ges.	klein	groß
Strömungsdiversität ⁽¹⁾		100	79	96		42	58	58		40	45	
Substratdiversität		75	54	76		40	67	21		34	27	
bes. Sohlstrukturen		88	45	89		62	58	45		32	51	
bes. Uferstrukturen ⁽²⁾		98	100	78		78	98	58		45	37	
Breitenvarianz		68	73	100		58	100	20		92	100	
Gewässerrandstreifen		49	77	77		35	37	81		33	13	
bes. Laufstrukturen		46	48	74		60	45	37		36	19	
Uferbewuchs		74	85	73		100	88	100		100	51	
<i>misclassifications</i>		32%	30%	14%		26%	25%	12%		13%	10%	

* Alpen/Voralpen: unzureichende Datengrundlage

+ Mittelgebirge: klein = EZG < 100 km², groß = EZG > 100 km²

(1) + (2) hochkorreliert mit (1) Tiefenvarianz, (2) Sohlverbau

Tabelle 15: Ranking der gewässermorphologischen Faktoren für das Tiefland (Erläuterungen siehe Tabelle 14).

maßnahmen- relevante Faktoren	Makrozoobenthos			Makrophyten/Phytobenthos			Fische		
	Tiefland ⁺			Tiefland ⁺			Tiefland ⁺		
	ges.	klein	groß	ges.	klein	groß	ges.	klein	groß
Strömungsdiversität ⁽¹⁾	47	83	60	30	59		84	35	88
Substratdiversität	51	62	62	71	59		97	34	100
bes. Sohlstrukturen	44	72	31	96	88		39	62	56
bes. Uferstrukturen ⁽²⁾	24	50	87	49	63		41	81	63
Breitenvarianz	100	78	100	41	36		34	48	42
Gewässerrandstreifen	76	100	53	100	100		65	72	78
bes. Laufstrukturen	37	62	48	46	38		50	69	25
Uferbewuchs	64	36	78	66	95		100	100	94
<i>misclassifications</i>	14%	17%	20%	4%	0%		9%	4%	0%

+ Tiefland: klein = EZG < 100 km², groß = EZG > 100 km²

(1) + (2) hochkorreliert mit (1) Tiefenvarianz, (2) Sohlverbau

b) Makrophyten & Phytobenthos

Als wichtige gewässermorphologische Faktoren gehen aus den Analysen hervor:

1. Uferbewuchs (Gewässer aller Ökoregionen)
2. besondere Uferstruktur (Mittelgebirge)
3. Gewässerrandstreifen/besondere Sohlstruktur (Tiefland)

Die Biokomponente „Makrophyten & Phytobenthos“ spricht damit eher auf Faktoren an, die auf die Randbereiche der Fließgewässer sowie deren Ufer beschränkt sind (Uferstrukturen, Gewässerrandstreifen, Uferbewuchs). Die Tatsache, dass darüber hinaus Sohlstrukturen gerade im Tiefland einen wesentlichen Einfluss ausüben, dürfte auf den Umstand zurückzuführen sein, dass die Ausräumung der Gewässersohle dort mit deutlich durchgreifender Intensität als in Mittelgebirgsgewässern erfolgte; der vergleichsweise hohe Wert des Faktors Substratdiversität in Tieflandbächen deutet in eine ähnliche Richtung.

Aufgrund der vergleichsweise geringen Anzahl an Fehleinstufungen ist die Aussagekraft der Ergebnisse speziell in größeren Gewässern des Mittelgebirges sowie im Tieflandbächen recht hoch (für die Flüsse des Tieflandes konnten aufgrund einer zu heterogenen bzw. mangelnden Datenlage keine Ergebnisse gewonnen werden).

c) Fische

Als wichtigste maßnahmerelevante Faktoren für die Gewässermorphologie gehen aus den Analysen hervor:

1. Uferbewuchs (Gewässer aller Ökoregionen)
2. Breitenvarianz (Mittelgebirgs Gewässer)
3. Gewässerrandstreifen (Tieflandbäche)
4. Strömungsdiversität (Tieflandflüsse)

Der Faktor Uferbewuchs diskriminiert sowohl im Tiefland als auch im Mittelgebirge am besten. Das Vorhandensein eines typischen Uferbewuchses ist allerdings nur eingeschränkt als unmittelbare Ursache für das Auftreten eines bestimmten Belastungszustands wahrscheinlich. Im Mittelgebirge (Tabelle 14) weist die große Bedeutung der Breitenvarianz für die Zustandsausprägung darauf hin, dass in dieser Ökoregion der Ausbauzustand der Ufer, meist als Folge der Gewässerbegradigung, über einen belasteten oder unbelasteten Zustand entscheidet. Untermuert wird dies durch die trennende Wirkung der Merkmale besondere Ufer- und besondere Sohlstrukturen im Klassifizierungsbaum. Das Vorkommen zahlreicher Fischarten ist an diese Strukturen als „Unterstände“ oder Laich- und Rückzugshabitate gebunden. Die Beschattungsfunktion der Ufergehölze dürfte besonders in den Bächen der Mittelgebirge eine wichtige Rolle spielen. In den Bächen des Tieflands (Tabelle 15) werden neben dem Uferbewuchs besondere Uferstrukturen und Gewässerrandstreifen als Haupteinflussgrößen ausgewiesen. Dies dürfte auf den Ausbauzustand der Ufer begradigter Gewässer sowie Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft zurückzuführen sein. In den Flüssen des Tieflands hingegen weist die diskriminierende Bedeutung der Strömungs- und Substratdiversität sowie der Uferbewuchs die Flussbegradigung und die künstliche Profilgestaltung als wichtige Einflussgröße aus. Die Beschaffenheit der Ufer scheint hier von geringerer Bedeutung als in den Bächen.

Insgesamt ist die Aussagekraft der Ergebnisse recht hoch.

5.4.2 Landnutzung im Einzugsgebiet (bedingt reversibel¹²)

a) Makrozoobenthos

Als entscheidend für die Differenzierung zwischen belasteten und unbelasteten Messstellen stellen sich die folgenden Nutzungsformen dar.

1. Ackerfläche (Mittelgebirgs-/Tieflandgewässer)
2. Urbanisierung (Alpen/Voralpen/Mittelgebirge)
3. Waldfläche (Alpen/Voralpen/Tiefland)

Im Gegensatz zur Situation bei den gewässermorphologischen Faktoren zeigen die Landnutzungsformen eine vergleichsweise einheitliche Tendenz: intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen weisen den stärksten Diskriminierungsgrad auf – sowohl im Mittelgebirge (Tabelle 16) wie auch im Tiefland (Tabelle 17). Die vielfältigen, durch diese Nutzungsform verursachten Auswirkungen dürften hierfür der ausschlaggebende Grund sein (Feinsediment- und Nährstoffeintrag, Veränderung des Temperaturregimes als Folge des Entfernens ufersäumender Gehölze, Veränderung der Hydrologie als Folge der Anlage von Entwässerungsgräben etc.). Im alpinen/voralpinen Raum sowie der Mittelgebirgsregionen wirken zudem die Einflüsse aus urbanen Flächen, die sich teilweise mit den Auswirkungen der Ackerwirtschaft decken (verändertes Temperaturregime, veränderte Hydrologie), aber auch weitere Stressquellen beinhalten (Intensivverbau von Sohle und Ufer, Eintrag toxischer Stoffe, temporäre Belastung durch Streusalz). Im Tiefland entfalten ackerbaulich genutzte Flächen sowie Waldflächen die größte Wirkung auf die Bewertung mittels Makrozoobenthos, wobei die beiden (in starkem Maße „flächenverbrauchenden“) Nutzungsformen zu knapp 48 % miteinander korreliert sind. Alle weiteren Nutzungskategorien spielen eine eher untergeordnete Rolle, was ihre Ursache in der geringen Verbreitung haben dürfte (75 % der betrachteten Einzugsgebiete weisen Nutzungsanteile von maximal 15 % in den Kategorien Grünland, heterogene Landwirtschaft und Strauch-/Krautvegetation auf).

In der Summe lässt sich somit festhalten, dass Ackerflächen in allen Naturräumen einen starken Einfluss auf die benthische Lebensgemeinschaft ausüben, im Tiefland im Zusammenspiel mit (positiv wirkenden) Waldflächen, im Mittelgebirge und den Alpen im Zusammenspiel mit (negativ wirkenden) urbanen Flächen. Die Unterschiede zwischen kleinen und mittelgroßen bis großen Fließgewässern sind dabei vergleichsweise gering. Einzig im Tiefland zeigt sich hinsichtlich des Einflusses städtisch geprägter Flächen ein deutlich stärkerer Zusammenhang zwischen dieser Nutzungsform und kleinen Fließgewässern, deren Erscheinungsbild innerhalb von Ortslagen sehr viel stärker von Veränderungen geprägt wird, als dies bei mittelgroßen Flüssen der Fall ist.

¹² Erläuterungen zu den Begriffen „reversibel“ und „bedingt reversibel“ siehe Kapitel 5.2 und 5.4.4

Tabelle 16: Ranking der Landnutzungsfaktoren für die Alpen/Voralpen (AV) und das Mittelgebirge (alle Angaben in Prozent; LW_heterogen = heterogene landwirtschaftliche Flächen; alle nicht aufgeführten Kategorien der Corine Landcover-Kartierung wiesen innerhalb des gesamten Datenbestandes keine ausreichenden Gradienten auf; graue Signatur: höchste Werte je Spalte).

maßnahmen- relevante Faktoren	Makrozoobenthos				Makrophyten/Phytobenthos				Fische			
	AV		Mittelgebirge ⁺		AV		Mittelgebirge ⁺		AV		Mittelgebirge ⁺	
	ges.	ges.	klein	groß	ges.	ges.	klein	groß	ges.	ges.	klein	groß
städtische Fläche	100	81	93	100	100	80	68	80	33	47	71	84
Industrie/Gewerbe	57	46	73	94	62	95	33	88	14	35	49	53
Ackerfläche	68	100	100	87	66	100	100	100	82	100	100	59
Grünland	71	48	56	69	87	71	70	75	100	65	92	63
LW_heterogen	73	47	51	69	90	76	57	99	92	86	98	100
Waldfläche	96	74	83	74	87	78	82	45	39	52	61	74
Strauch/Kraut	57	36	22	21	58	33	36	52	39	35	48	48
<i>misclassifications</i>	3%	20%	15%	18%	6%	26%	24%	23%	0%	22%	23%	16%

+ Mittelgebirge: klein = EZG < 100 km², groß = EZG > 100 km²

Tabelle 17: Ranking der Landnutzungsfaktoren für das Tiefland (Erläuterungen siehe Tabelle 16).

maßnahmen- relevante Faktoren	Makrozoobenthos			Makrophyten/Phytobenthos			Fische		
	Tiefland ⁺			Tiefland ⁺			Tiefland ⁺		
	ges.	klein	groß	ges.	klein	groß	ges.	klein	groß
städtische Fläche	59	100	19	49	99	100	86	76	100
Industrie/Gewerbe ⁽¹⁾									
Ackerfläche	83	92	92	68	67	41	92	57	92
Grünland	69	69	49	85	93	74	100	24	82
LW_heterogen	48	29	33	90	88	48	95	17	70
Waldfläche	100	80	100	100	100	55	66	100	61
Strauch/Kraut ⁽¹⁾									
<i>misclassifications</i>	17%	11%	25%	29%	18%	21%	16%	16%	10%

+ Tiefland: klein = EZG < 100 km², groß = EZG > 100 km²

(1) unzureichender Gradient

b) Makrophyten & Phytobenthos

Die Analyseergebnisse der Landnutzungsfaktoren entsprechen weitgehend den Ergebnissen des Makrozoobenthos, da das Einflusspektrum der Hauptnutzungsarten vergleichsweise breit gestreut ist. Im Einzelnen ergeben sich die folgenden Ergebnisse:

1. Ackerfläche/Urbanisierung (Mittelgebirge)
2. Waldfläche/Siedlungsfläche/Grünland (Tiefland)

Die stärksten Abhängigkeiten zeigen sich zur Landwirtschaft, zur Urbanisierung und den Waldflächen (Tabelle 16, Tabelle 17). Die wesentlichen, von Urbanisierung hervorgerufenen Auswirkungen stehen in Zusammenhang mit Sohl- und Uferverbau, was durch die Ergebnisse der gewässermorphologischen Faktoren bestätigt wird (besondere Sohl- und Uferstrukturen sowie der Uferbewuchs werden dort als entscheidende Parameter herausgestellt). Der für das gesamte Tiefland angegebene Wert von knapp 50 erscheint fragwürdig, da die Kennwerte für die einzelnen Gewässergrößen städtische Flächen als deutlich einflussstärker ausweisen. Im Bereich der Ackernutzung liegen die Belastungsschwerpunkte auf Nährstoffeintrag und Uferverbau, in geringerem Umfang auch auf Räumung der Gewässersohle, speziell bei kleineren Gewässern. Im Vergleich zu den Ergebnissen der übrigen Biokomponenten erscheinen die für das Tiefland angegebenen Werte als zu niedrig. Eine Erklärung könnte die starke Abhängigkeit der Hauptnutzungsarten Siedlungs-, Acker- und Waldfläche sein, die im Paarvergleich zwar keine überhöhten Korrelationen aufweisen, im Dreierverbund aber sehr wohl miteinander korrelieren. Den Ergebnissen nach stellen Waldflächen im Tiefland einen bedeutsameren Faktor dar als in Mittelgebirgsregionen – eine Tendenz, die durch die Resultate der übrigen Biokomponenten bestätigt wird. Demnach wirken Waldflächen in der vielfach ausgeräumten Landschaft des Tieflandes deutlich stärker auf Fließgewässer als in Regionen, in denen ein signifikant höherer Waldanteil erhalten werden konnte. Die Auswirkungen auf Makrophyten und Diatomeen resultieren im Wesentlichen auf dem Fehlen derjenigen Belastungsfaktoren, die kennzeichnend sind für Acker- und Siedlungsflächen (siehe oben).

c) Fische

Die Ausweisung einer maßnahmerelevanten Nutzungsform mit herausragender Bedeutung ist schwierig. Aus den Analysen wird ein relativ breites Spektrum an Nutzungen als relevant ausgewiesen.

1. landwirtschaftliche Nutzungsform (Grünland, Ackerfläche, heterogene Landwirtschaft)
2. städtische Nutzung
3. Waldnutzung (Flächenanteil/Nadelwaldanteil)

Weitgehend unabhängig von der Ökoregion diskriminieren die Nutzungskategorien Grünland, Landwirtschaft heterogen und Ackerfläche in den Gesamtdaten am besten zwischen belasteten und unbelasteten Messstellen (Tabelle 16 und Tabelle 17). Bei der Einzelbetrachtung der Bäche und Flüsse zeigt sich ein differenzierteres Ergebnis. Hier kommt auch der Kategorie „städtisch geprägte Flächen“ eine größere Bedeutung zu. Eine Ausnahme bilden die Bäche der Mittelgebirge. Möglicherweise ist dies aber eher auf die Eingangsdaten zurückzuführen (z. B. Stichprobe enthält wenige Probestellen in städtischen Gebieten). Der

Anteil der Waldfläche besitzt in den Flüssen der Mittelgebirge und den Bächen des Tieflandes eine große Relevanz, nicht aber in den Bächen der Mittelgebirge. Dies ist wenig plausibel und möglicherweise wie bereits beim Faktor städtisch geprägte Fläche auf den zugrundeliegenden Datensatz zurückzuführen (geringe Varianz bezüglich Waldanteil und Siedlungsfläche).

Insgesamt weisen die Ergebnisse in allen Ökoregionen die Form der landwirtschaftlichen Nutzung als Haupteinflussfaktor für den Belastungszustand aus. Beachtet man ergänzend die Analyseergebnisse zur Gewässermorphologie deutet sich an, dass dem häufigen Fehlen gewässertypischen Uferbewuchses (gewässerbegleitende Gehölze) in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten hier offensichtlich eine große Bedeutung zukommt. Die negativen Konsequenzen für das Gewässer, wie hohe Sediment- und Nährstoffeinträge (Ackerflächen), aber auch thermische und hydrologische Veränderungen, sind bekannt. Mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung ist ebenfalls häufig eine Veränderung der Gewässermorphologie im Interesse einer effizienten Flächennutzung verbunden. Der Gewässerausbau wie auch die veränderten Abflussverhältnisse (Flächenversiegelung) dürften wichtige Ursachen dafür sein, dass dem Anteil an Siedlungsfläche zumindest in Mittelgebirgsflüssen und den Tieflandgewässern eine entscheidende Bedeutung zufällt.

5.4.3 Physikalisch-chemische Faktoren (reversibel¹³)

a) Makrozoobenthos

Aus den Analysen gehen die folgenden Größen als die wichtigsten maßnahmenrelevanten Faktoren für das Makrozoobenthos hervor:

1. Stickstoffverbindungen (Gewässer aller Ökoregionen)
2. Phosphorverbindungen (Mittelgebirgs Gewässer)
3. Gesamtkohlenstoff (Tieflandgewässer)

Somit spielen in der Mittelgebirgsregion (Tabelle 18) eutrophierungsindizierende Faktoren eine wesentliche Rolle, während sich im Tiefland (Tabelle 19) die organische Verschmutzung als prägend herausstellt, was sich allerdings kaum auf den Sauerstoffgehalt niederschlägt. Hierzu ist jedoch anzumerken, dass den Datenlieferungen nicht zu entnehmen war, ob dieser Parameter sich aus Mittelwerten längerer Messreihen rekrutiert oder es sich um Einzelwerte handelt. Hinzu kommt, dass der Sauerstoffgehalt tages- wie jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen ist und zudem beeinflusst wird von Menge und Art des Abflusses. Eine umfassendere Datenlage bezüglich des Faktors BSB_5 könnte hier Klarheit

¹³ Erläuterungen zu den Begriffen „reversibel“ und „bedingt reversibel“ siehe Kapitel 5.2 und 5.4.4

schaffen. Als Ursache für einen erhöhten TOC-Wert kommen neben biogenen Quellen Abwässer der papierverarbeitenden Industrie sowie häusliche Abwässer in Frage.

Der scheinbar geringere Einfluss des Parameters pH_Min im Vergleich zum pH-Maximalwert geht aller Voraussicht nach auf die Tatsache zurück, dass es sich hier um Einzelwerte handelt, d. h. um die Endwerte einer Verteilung, wobei nicht zu entscheiden ist, ob die Maximalwerte Ausreißer sind oder einer gehäuften Messwertwolke entstammen. Ähnliches dürfte auch auf die Maximum- bzw. Minimumwerte der Temperatur zutreffen, bei denen zu erwarten wäre, dass sommerliche Temperaturspitzen größere Auswirkungen auf die Bewertung zeigen als winterliche Extrema.

Von allen Stressortypen weisen die Ergebnisse der physikalisch-chemischen Faktoren die wenigsten Fehleinstufungen für das Makrozoobenthos auf (zwischen 2 % und 13 %).

Tabelle 18: Ranking der physikalisch-chemischen Faktoren für die Alpen/Voralpen (AV) und das Mittelgebirge (die Faktoren pH-Wert, Temperatur, Temperaturspanne, BSB₅, DOC und Chlorophyll a wiesen keine ausreichende Datendeckung auf; graue Signatur: höchste Werte je Spalte).

maßnahmen- relevante Faktoren	Makrozoobenthos				Makrophyten/Phytobenthos				Fische			
	AV*		Mittelgebirge ⁺		AV*		Mittelgebirge ⁺		AV*		Mittelgebirge ⁺	
	ges.	ges.	klein	groß	ges.	ges.	klein	groß	ges.	ges.	klein	groß
pH_Min		34	38	73		82	89	65		22	26	7
pH_Max		70	42	100		69	68	31		100	100	24
Temp_Min [°C]		40	3	81		27	84	22		49	44	24
Temp_Max [°C]		55	30	36		32	64	56		60	72	27
O ₂ [mg/l]		22	5	57		22	33	18		68	46	100
Gesamthärte ^{(0),(1)}		54	51	97		68	---	28				
Chlorid [mg/l]		43	49	72		80	56	19		53	24	27
Gesamtphosphor ^{(0),(2)}		100	100	94		61	66	48		54	64	32
Nitrat [mg/l]		82	56	80		75	50	100		57	53	22
Ammonium [mg/l] ⁽³⁾		88	79	63		100	100	57		53	65	38
TOC [mg/l]		31	26	36		49	58	87		29	50	6
<i>misclassification</i>		13%	6%	15%		16%	21%	1%		15%	11%	14%

* Alpen/Voralpen: unzureichende Datengrundlage

+ Mittelgebirge: klein = EZG < 100 km², groß = EZG > 100 km²

(0) Einheiten: Gesamthärte [mmol/l], Gesamtphosphor [mg/l]

(1) - (3) hochkorreliert mit (1) Leitfähigkeit, (2) Gelöstphosphor, (3) Nitrit

Tabelle 19: Ranking der physikalisch-chemischen Faktoren für das Tiefland (Erläuterungen siehe Tabelle 18).

maßnahmen- relevante Faktoren	Makrozoobenthos			Makrophyten/Phytobenthos			Fische					
	Tiefland ⁺			Tiefland ⁺			Tiefland ⁺					
	ges.	klein	groß	ges.	klein	groß	ges.	klein	groß			
pH_Min		71	51	26		61	63	60		70	100	87
pH_Max		81	31	54		83	63	85		51	35	54
Temp_Min [°C]		24	18	38		43	38	71		81	86	73
Temp_Max [°C]		19	23	70		59	49	100		75	30	92
O ₂ [mg/l]		41	15	63		50	14	55		81	47	86
Gesamthärte ^{(0),(1)}		95	81	79		48	26	44				
Chlorid [mg/l]		80	91	81		57	76	49		50	37	41
Gesamtposphor ^{(0),(2)}		46	58	69		86	88	57		43	23	49
Nitrat [mg/l]		48	100	57		100	37	86		78	30	61
Ammonium [mg/l] ⁽³⁾		63	91	75		82	29	92		100	40	100
TOC [mg/l]		100	69	100		83	100	95		79	95	84
<i>misclassification</i>		13%	4%	2%		18%	4%	9%		9%	4%	9%

+ Tiefland: klein = EZG < 100 km², groß = EZG > 100 km²

(0) Einheiten: Gesamthärte [mmol/l], Gesamtposphor [mg/l]

(1) - (3) hochkorreliert mit (1) Leitfähigkeit, (2) Gelöstphosphor, (3) Nitrit

b) Makrophyten & Phytobenthos

Als bedeutsame gewässermorphologische Faktoren gehen aus den Analysen hervor:

1. Eutrophierungsindikatoren (Gewässer aller Ökoregionen)
2. pH-Wert-Minimum (Mittelgebirgs Gewässer)
3. Gesamtkohlenstoff (Tieflandgewässer)

Der Eintrag von Nährstoffen aus der Landwirtschaft stellt aus heutiger Sicht das wohl vordringlichste Problem dar, was durch die Ergebnisse der gewässerchemischen wie nutzungsbezogenen Faktoren bestätigt wird. Auch wenn für die einzelnen Naturräume unterschiedliche Faktoren als wesentlich herausgestellt werden, zeigt das Gesamtbild (Tabelle 18, Tabelle 19) doch eindeutig eine Dominanz bei den N- und P-Fraktionen (zuzüglich des Faktors Gesamtkohlenstoff im Tiefland, der dort ebenfalls für das Makrozoobenthos als maßgebliche Größe eingestuft wurde).

c) Fische

Als wichtigste, maßnahmerelevante Faktoren für die physikalisch-chemische Umweltbedingungen gehen aus den Analysen hervor:

1. pH-Wert
2. Temperatur
3. Nährstoffeintrag

In den Ökoregionen Mittelgebirge (Tabelle 18) und Tiefland (Tabelle 19) sind die Faktoren pH-Wert und Temperatur von großer Bedeutung für die Trennung belasteter und unbelasteter Probestellen. Beide Faktoren hängen eng mit den Nutzungsarten Wald und Ackerflächen/Grünland zusammen. Der etwa gleichstarke Einfluss des Parameters pH-Wert-Minimum im Vergleich zum pH-Wert-Maximum dürfte seine Ursache in dem der Analyse zugrundeliegenden Datensatz haben. Extremwerte in einer Verteilung könnten für die Ergebnisse ausschlaggebend sein. Aus den vorliegenden Daten geht nicht hervor, ob es sich hierbei um Ausreißer handelt oder ob sie einer gehäuften Messwertwolke entstammen. Plausibel erscheint, dass in der Mittelgebirgsregion Versauerungstendenzen und damit niedrige pH-Werte (pH-Min) den ökologischen Zustand stärker beeinflussen als hohe pH-Werte (pH-Max). In den Tieflandbächen und -flüssen wird genau diese Beziehung deutlich. Das gegenteilige Ergebnis für die Mittelgebirgsgewässer ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die zugrundeliegenden Daten zurückzuführen. Das Einbeziehen zusätzlicher beschreibender Größen wie Mittelwert, Median und Standardabweichung könnte hier weitere Klarheit bringen. Wie im Mittelgebirge und den Tieflandbächen der Fall wäre auch bei der Gesamtbeurteilung der Tieflandgewässer ein stärkerer Einfluss (sommerlicher) Temperaturspitzen als (winterliche) Temperatuminima auf den ökologischen Zustand zu erwarten. Wie schon beim pH-Wert ist auch hier die Ursache eher in den zugrundeliegenden Daten zu suchen.

Neben der Faktoren pH-Wert und Temperatur kommen in beiden Naturräumen den eutrophierungsassoziierten Faktoren Ammonium, Sauerstoff, Gesamtkohlenstoff (TOC) und Gesamtphosphor eine große Bedeutung zu. Auch hier dürfte die Nutzungsart wiederum von entscheidender Bedeutung sein. Große Anteile intensiver landwirtschaftlicher Nutzung oder Einleitung kommunaler Abwässer (Siedlungen) sind bekanntermaßen die Hauptursachen für die Eutrophierung der Gewässer.

5.4.4 Integrative Betrachtung der Belastungsfaktoren

Im Rahmen der Abschnitte 5.4.1 bis 5.4.3 wurden für jeden der Belastungskategorien Gewässermorphologie, Landnutzung im Einzugsgebiet und Gewässerchemie diejenigen Faktoren herausgestellt, die ein wirksames Maß zur Diskriminierung zwischen den Belastungszuständen bieten. Inwieweit eine Hierarchie zwischen den Kategorien besteht, ist Gegenstand des nun folgenden Abschnitts.

Zu diesem Zweck werden die Faktoren aller drei Kategorien gemeinsam betrachtet. Aufgrund der Vielzahl an Einzelvariablen musste eine Vorauswahl getroffen werden. So wurden

nur diejenigen Faktoren herangezogen, die sich in den Einzelanalysen als die wirksamsten herausstellten. Um die Gradienten der physikalisch-chemischen Parameter nicht künstlich zu beschneiden, wurden für die Berechnung alle Messstellen, also inklusive derjenigen mit stofflicher Belastung, berücksichtigt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 20 (Mittelgebirge) sowie Tabelle 21 (Tiefland) dargestellt.

Insgesamt lässt sich in beiden Naturräumen die Tendenz feststellen, dass Landnutzungsfaktoren eher in den oberen Abschnitten der Listen eingereiht werden, wohingegen Parameter der Gewässermorphologie eher am Tabellenende zu stehen kommen. Prinzipiell ließe sich somit die folgende Rangordnung aufstellen:

Landnutzung > Gewässerchemie > Gewässermorphologie

Hierbei sind jedoch gewisse einschränkende Überlegungen anzuführen:

- Die Daten zur Gewässermorphologie wurden punktuell erhoben, die Daten zur Landnutzung hingegen sind flächenbezogen. Möglicherweise ändert sich die Rangordnung, sobald auch die Gewässermorphologie in großskaligeren Dimensionen erhoben würde. Allerdings gilt es hierbei zu bedenken, dass strukturelle Veränderungen vielfach die Folge spezieller Landnutzungsformen sind. Landwirtschaftliche Flächen ziehen immer auch Konsequenzen für strukturelle Beeinträchtigungen nach sich (Begradigung, Befestigung, Veränderung in der Substratverteilung), sodass eine Erhebung gewässermorphologischer Daten in größerem Maßstab (mit verstärktem Bezug auf Strecken des Oberwassers) nicht selten zu Erkenntnissen führt, die durch die vorhandenen Landnutzungsformen bedingt sind. Daher wäre bei einer veränderten Datenlage allenfalls damit zu rechnen, dass die Indikatorwerte der Strukturfaktoren höher ausfielen.
- Ein gewichtigeres Defizit der Analyse ist sicherlich das Fehlen von Faktoren, die für die Beschreibung von Naturnähe eine bedeutsame Rolle spielen. So liegen für einige gewässermorphologische Faktoren (Kolmation, Durchgängigkeit) wie auch für bestimmte gewässerchemische Parameter (Hormonkonzentration sowie andere prioritäre Stoffe) keine oder zu wenige Daten vor. Wie sich der Einbezug dieser Variablen auf das Endergebnis niederschlagen würde, lässt sich jedoch nur schwer abschätzen.

An dieser Stelle muss jedoch hervorgehoben werden, dass aus der Tatsache, dass Gewässermorphologie in der dargestellten Rangfolge zuunterst angeordnet ist, nicht gefolgert werden darf, dass Strukturen im Gewässer als zweitrangig anzusehen sind. Als unmittelbarer Lebensraum für gewässerbesiedelnde Organismen besitzen sie eine eminente Bedeutung für die Ökologie eines Fließgewässers. Die Rangfolge soll vielmehr verdeutlichen, wo Prioritäten im Falle eines indizierten Sanierungsbedarfs zu setzen sind. Langjährige Erfahrungen auf dem Feld organischer Belastungen haben gezeigt, dass stoffliche Einflüsse in der Lage sind, die Erfolge struktureller Verbesserungen zunichte zu machen. Daher sollte vor einer jeden Renaturierung immer auch der Blick ins Einzugsgebiet gerichtet werden, um vorrangig Defizite in den Bereichen Landnutzung und Gewässerchemie zu vermindern. Der Landnutzung kommt hierbei eine besondere Bedeutung zu, da sie sowohl stoffliche als auch gewässermorphologische Parameter integriert. Zwar wird es kaum möglich sein, Eingriffe in

Siedlungsstrukturen vorzunehmen oder landwirtschaftliche Flächen großräumig zu reduzieren (was ein Grund dafür war, die zugehörigen Faktoren mit dem Zusatz „bedingt reversibel“ zu versehen), doch ließe es sich durchaus erreichen, die Auswirkungen bestehender Nutzungen zu reduzieren, beispielsweise in Form geänderter Linienführung (innerhalb gegebener Grenzen), aus der Nutzung genommener Randstreifen oder über die Anlage von Gehölzstreifen entlang der Ufer (Reduzierung stofflicher Einträge).

Tabelle 20: Ranking der wichtigsten maßnahmenrelevanten Faktoren für Gewässer der Mittelgebirge (Signaturen: ■ Gewässermorphologie, ■ Landnutzung, ■ Gewässerchemie; Prozentsatz Fehleinstufungen = 23 %).

Makrozoobenthos		Makrophyten & Phytobenthos		Fische	
■ Ackerfläche	100	■ Waldfläche	100	■ Ackerfläche	100
■ städtische Fläche	93	■ städtische Fläche	83	■ Temperatur (Max)	96
■ Gesamtphosphor	89	■ pH-Wert (Min)	81	■ Sauerstoff	91
■ Nitrat	80	■ LW_heterogen*	78	■ Breitenvarianz	72
■ Waldfläche	74	■ Chlorid	76	■ pH-Wert (Max)	69
■ Ammonium	67	■ bes. Uferstruktur	69	■ Grünland	64
■ Strömungsdiversität	64	■ NH4-N	59	■ LW_heterogen	64
■ bes. Uferstruktur	62	■ Uferbewuchs	58	■ Uferbewuchs	55
■ bes. Sohlstruktur	61	■ bes. Sohlstruktur	42	■ bes. Uferstruktur	46

* heterogene landwirtschaftliche Flächen

Tabelle 21: Ranking der wichtigsten maßnahmenrelevanten Faktoren für Gewässer des Tieflandes (Signaturen: ■ Gewässermorphologie, ■ Landnutzung, ■ Gewässerchemie; Prozentsatz Fehleinstufungen = 11 %).

Makrozoobenthos ⁺		Makrophyten & Phytobenthos		Fische	
■ Grünland	100	■ LW heterogen	100	■ städtische Fläche	100
■ Waldfläche	80	■ Grünland	98	■ Temperatur (Min)	96
■ TOC	79	■ TP_P	92	■ Sauerstoff	91
■ Ackerfläche	56	■ NO3-N	54	■ Waldfläche	72
■ Substratdiversität	44	■ pH_Max	49	■ LW heterogen	69
■ Breitenvarianz	41	■ bes. Sohlstruktur	45	■ Strömungsdiversität	66
■ Chlorid	29	■ Waldfläche	41	■ NH4-N	58
■ Gewässerrandstreifen	17	■ Gewässerrandstreifen	19	■ Uferbewuchs	51
■ pH-Wert (Maximum)	12	■ Substratdiversität	12	■ Substratdiversität	45

* heterogene landwirtschaftliche Flächen

+ Faktoren Uferbewuchs und Gesamthärte wurden ersetzt durch Substratdiversität und Chlorid (die ursprünglich vorgesehene Faktorenkombination konnte aufgrund der Datenlage nicht berechnet werden).

5.5 Ergebnisse BW-Plots (Schwellenwerte)

5.5.1 Gewässermorphologie

Schwellenwerte zur Diskriminierung zwischen belasteten und unbelasteten Zuständen lassen sich nur für sehr wenige Faktoren ableiten, da die Überlappung der Interquartile bei den meisten Verteilungen vergleichsweise groß ist. Tabelle 22 (Mittelgebirge) sowie Tabelle 23 (Tiefeland) führen alle Faktoren auf, bei denen eine hinreichend gute Trennung zwischen belasteten und unbelasteten Abschnitten möglich ist (für eine exemplarische Auswahl an Umweltfaktoren wurden Box-Whisker-Plots in den Anhang, Abschnitt III.2a übernommen). Wie sich zeigt, fallen die Werte vergleichsweise hoch aus (Gewässerstrukturklasse 5 spiegelt eine stark veränderte Gewässermorphologie wider). In Teilen ist dies mit der Datenlage zu begründen, die bezüglich der gewässermorphologischen Faktoren vergleichsweise dünn ist. Zum anderen sollten die Ergebnisse unter dem Vorbehalt betrachtet werden, dass es sich hierbei nicht um gemessene (intervallskalierte) Größen handelt, sondern um subjektive Einschätzungsklassen, die sich aus einer endlichen Reihe diskreter Zahlenwerte rekrutieren (Klassen 1 bis 7). Eine objektive Grenzziehung ist in solchen Fällen sicherlich problematisch, und ein Wert von 5 oder größer erscheint vor dem Hintergrund der Definition dieser Klasse wenig plausibel. Darüber hinaus ist eine verallgemeinernde Aussage aufgrund der dünnen Ergebnislage (lediglich fünf der Schwellenwerte weisen eine hohe Aussagekraft auf) nicht möglich.

Tabelle 22: Schwellenwerte gewässermorphologischer Faktoren zur Trennung belasteter und unbelasteter Abschnitte für die Fließgewässer der Alpen/Voralpen (AV) und das Mittelgebirge (Schwellenwerte entsprechen der siebenstufigen Skala der Gewässerstrukturkartierung [Vor-Ort-Verfahren]; **dunkelgraue Signatur**: Werte mit hoher Aussagekraft, **graue Signatur**: Werte mit mäßiger Aussagekraft [entsprechend den Ausführungen in Kapitel 5.3]).

maßnahmen- relevante Faktoren	Makrozoobenthos				Makrophyten/Phytobenthos				Fische				
	AV*		Mittelgebirge ⁺		AV*		Mittelgebirge ⁺		AV*		Mittelgebirge ⁺		
	ges.	ges.	klein	groß	ges.	ges.	klein	groß	ges.	ges.	klein	groß	
Rückstau													
Sohlverbau			4	3									
Strömungsdiversität										3,5			
bes. Sohlstrukturen												4,5	
bes. Uferstrukturen			4,5	4,5	4,5								
Gewässerrandstreifen													
Laufkrümmung			5,5	5,5	5,5								

* Alpen/Voralpen: unzureichende Datengrundlage

+ Mittelgebirge: klein = EZG < 100 km², groß = EZG > 100 km²

Tabelle 23: Schwellenwerte gewässermorphologischer Faktoren zur Trennung belasteter und unbelasteter Abschnitte für das Tiefland (Erläuterungen siehe Tabelle 22).

maßnahmen- relevante Faktoren	Makrozoobenthos			Makrophyten/Phytobenthos			Fische			
	ges.	klein	groß	ges.	klein	groß	ges.	klein	groß	
Rückstau								5,5		5,5
Sohlverbau										
Strömungsdiversität										5,5
bes. Sohlstrukturen										
bes. Uferstrukturen										
Gewässerrandstreifen			5					5		
Laufkrümmung										

5.5.2 Landnutzung im Einzugsgebiet

Schwellenwerte lassen sich im Wesentlichen für die Ökoregion Mittelgebirge ableiten (Tabelle 24), wohingegen im Tiefland lediglich für zwei Faktoren Grenzwerte zu ermitteln waren (Tabelle 25). Die Hälfte der ermittelten Werte weist eine nur geringe Aussagekraft aus, lediglich drei Werte eine hohe Aussagekraft (für eine exemplarische Auswahl siehe Box-Whisker-Plots im Anhang, Abschnitt III.2b). Im Blickpunkt stehen hier insbesondere die Faktoren städtisch genutzte Flächen, Ackerflächen und Waldflächen, also jene Nutzungsarten, die in der Fläche am stärksten vertreten sind.

Betreffs der Nutzungsart Wald wurde für die Ökoregion Alpen/Voralpen ein Schwellenwert von 30 % ermittelt, oberhalb dem eine erhöhte Wahrscheinlichkeit für das Erreichen eines guten ökologischen Gewässerzustandes gegeben ist. Hierbei wäre es sinnvoll, zwischen Alpen und Alpenvorland zu trennen, was bei der vorliegenden Datenmenge (N = 33) jedoch nicht möglich war. Für Alpengewässer wird ein Wert unterhalb der abgeleiteten Grenze als plausibler erachtet, für Gewässer des Alpenvorlandes dagegen ein höherer Wert (MZB). Diese Einschätzung steht im Einklang mit den Ergebnissen, die das Makrozoobenthos liefert, nämlich einen Schwellenwert von 40 % bis 45 % betreffs der Ökoregion Mittelgebirge und das unabhängig von der Gewässergröße.

Hinsichtlich der Nutzungsart Acker zeichnet sich ein Schwellenwert zwischen 15 % und 20 % ab. Das bedeutet, dass bei Unterschreiten dieser Grenze die Wahrscheinlichkeit des Erreichens eines guten Zustandes deutlich ansteigt. Der deutlich niedrigere Wert, den das MZB für Mittelgebirgsbäche anzeigt (5 %), dürfte auf die insbesondere für die Imaginalstadien von Insekten notwendige stärkere Verzahnung kleiner Gewässer mit ihrem Umland zurückzuführen sein.

Die Situation bei städtisch geprägten Flächen stellt sich als vergleichsweise homogen dar, wenngleich die Qualitätskomponente „Makrophyten & Phytobenthos“ keine Werte besteuert. Das Makrozoobenthos liefert Schwellenwerte um 4 %. Dabei ist anzumerken, dass bereits existente Studien (insbesondere kleine Fließgewässer der Mittelgebirgsregionen betreffend) zu höheren Schwellenwerten gelangen; explizit werden dort Flächenanteile zwischen 8 % und 20 % genannt, oberhalb derer kein ökologisch guter Zustand mehr zu erwarten sei (WANG et al., 1997; BOOTH & JACKSON, 2001; ROY et al., 2003). Die genannten Studien basieren auf Erhebungen der Makroinvertebraten- und Fischfauna.

Als problematisch wird die Angabe eines Schwellenwertes für Grünlandnutzung angesehen, da diese Nutzungsform sowohl intensiv als auch extensiv betrieben wird, der diffuse Eintrag von Nährstoffen jedoch bei der Mehrheit der Fälle stattfinden dürfte. Die hier ermittelten Werte stellen jedoch Mindestgrenzen dar, da unbelastete Messstellen tendenziell höhere Flächenanteile dieser Nutzungsform aufweisen.

Hinsichtlich der Nutzungsart „heterogene landwirtschaftliche Flächen“ (LW heterogen) werden von allen drei Qualitätskomponenten vergleichbare Schwellenwerte generiert (6 % bis 10 %) Diese Nutzung umfasst landwirtschaftliche Flächen mit kleiner Parzellengröße, die für gewöhnlich durch Hecken oder lockeres Buschwerk gegen das Umland abgegrenzt sind und in aller Regel extensiv bewirtschaftet werden.

Die Nutzungsform Strauch-/Krautvegetation spielt eine nur untergeordnete Rolle und übersteigt in lediglich 5 % der Einzugsgebiete einen Flächenanteil von 5 %, weshalb dem angegebenen Wert keine große Aussagekraft beigemessen wird.

Tabelle 24: Schwellenwerte von Landnutzungsfaktoren zur Trennung belasteter und unbelasteter Abschnitte für die Alpen/Voralpen (AV) und das Mittelgebirge (alle Angaben in Prozent; **dunkelgraue Signatur**: Werte mit hoher Aussagekraft, **graue Signatur**: Werte mit mäßiger Aussagekraft [entsprechend den Ausführungen in Kapitel 5.3]; LW_heterogen = heterogene landwirtschaftliche Flächen).

maßnahmen- relevante Faktoren	Makrozoobenthos				Makrophyten/Phytobenthos				Fische			
	AV		Mittelgebirge ⁺		AV		Mittelgebirge ⁺		AV		Mittelgebirge ⁺	
	ges.	ges.	klein	groß	ges.	ges.	klein	groß	ges.	ges.	klein	groß
städtisch		4,5	3	5								
Ackerfläche		15	5	20		18	18					
Grünland		10		11								
LW_heterogen				8	7				10			6,5
Waldfläche		45	45	40	30							
Nadelwald												15
Strauch/Kraut					1							

+ Mittelgebirge: klein = EZG < 100 km², groß = EZG > 100 km²

Tabelle 25: Schwellenwerte von Landnutzungsfaktoren zur Trennung belasteter und unbelasteter Abschnitte für das Tiefland (Erläuterungen siehe Tabelle 24).

maßnahmen- relevante Faktoren	Makrozoobenthos			Makrophyten/Phytobenthos			Fische		
	ges.	klein	groß	ges.	klein	groß	ges.	klein	groß
städtisch/Industrie								7	
Ackerfläche									
Grünland									
LW_heterogen									
Waldfläche	15								
Nadelwald									
Strauch/Kraut									

5.5.3 Physikalisch-chemische Faktoren

Die ermittelten Schwellenwerte erscheinen (mit wenigen Ausnahmen), in ihrer Größenordnung plausibel. Insbesondere die im RaKon-Arbeitspapier (LAWA-AO 2007) genannten Größen entsprechen weitgehend den im Projekt ermittelten Werten (näheres hierzu am Ende des Abschnitts).

Im Vergleich zu den zuvor behandelten Belastungskategorien konnten für die physikalisch-chemischen Faktoren in bedeutend höherem Umfang Schwellenwerte ermittelt werden, die sich jedoch vornehmlich auf die Mittelgebirgs- und Alpenregion (Tabelle 26) beschränken, insbesondere was die im RaKon-Arbeitspapier aufgeführten Messgrößen betrifft. Insgesamt lässt sich festhalten, dass die aus den drei Qualitätskomponenten hervorgegangenen Werte einander in hohem Maße entsprechen. So wurden für die nachfolgend genannten Faktoren vergleichsweise einheitliche Schwellenwerte ermittelt: pH-Wert-Maximum (8,1 bis 8,5), Temperaturspanne (14,5°C bis 16,5°C), Chlorid (10-12 mg/l in den Alpen/Voralpen bzw. 25-35 mg/l im Mittelgebirge), Gelöstphosphor (0,02 mg/l bzw. 0,05-0,10 mg/l), Nitrat (etwa 1,1 mg/l bzw. 2,5-3,5 mg/l), Nitrit (0,02-0,04 mg/l im Mittelgebirge), TOC (3,5-4,0 mg/l im Mittelgebirge), Magnesium (8-11 mg/l). Lediglich die Werte für Gesamtphosphor im Mittelgebirge weichen deutlicher voneinander ab (MZB: 0,05 mg/l, M&P: 0,10 mg/l, Fische: 0,15 mg/l).

Tabelle 26: Schwellenwerte physikalisch-chemischer Faktoren zur Trennung belasteter und unbelasteter Abschnitte für die Alpen/Voralpen und das Mittelgebirge (**dunkelgraue Signatur**: Werte mit hoher Aussagekraft, **graue Signatur**: Werte mit mäßiger Aussagekraft [entsprechend den Ausführungen in Kapitel 5.3]).

maßnahmen- relevante Faktoren	Makrozoobenthos				Makrophyten/Phytobenthos				Fische			
	AV		Mittelgebirge ⁺		AV		Mittelgebirge ⁺		AV		Mittelgebirge ⁺	
	ges.	ges.	klein	groß	ges.	ges.	klein	groß	ges.	ges.	klein	groß
pH_Min	7,95	7,4	7,4									
pH_Max	8,45		8,1		8,45	8,2	8,1				8,2	
Temp_Min [°C]										4	4	
Temp_Max [°C]		17,0	16,5								16,5	
Delta Temp [°C]		15	14,5			15,0	14,5	16,5				
O ₂ [mg/l]	8,6				8,4					10	10	10
Gesamthärte ⁽⁰⁾		8	6	10						13	12	
Chlorid [mg/l]	12		25	35	10	30	30	30				
PO ₄ _P [mg/l]	0,02		0,05	0,08	0,02	0,07	0,07	0,07		0,10	0,10	
TP_P [mg/l]	0,04		0,05		0,04	0,10	0,10	0,12		0,15	0,15	0,15
NO ₃ _N [mg/l]	1,0	3,0	2,5	3,5	1,2	3,5	3,0					
NO ₂ _N [mg/l]		0,02	0,03			0,03	0,02	0,03		0,025	0,04	
NH ₄ _N [mg/l]	0,03		0,05		0,03	0,10	0,10	0,08		0,10	0,10	0,10
BSB ₅ [mg/l]		2,5	2,5									
TOC [mg/l]	3,2	3,5	3,5		3,6			3,5			4	
Leitfähigkeit ⁽⁰⁾		450	300	600						600	600	
Magnesium [mg/l]		8					8			11	11	10
Calcium [mg/l]		40	30							60	75	50

+ Mittelgebirge: klein = EZG < 100 km², groß = EZG > 100 km²

(0) Einheiten: Gesamthärte [mmol/l], Leitfähigkeit [µS/cm]

Was die Höhe der Schwellenwerte betrifft, werden die für die Alpen/Voralpen-Region ermittelten Ammoniumgehalte als zu streng angesehen. Ein Wert von 3,5 mg/l für den Faktor Gesamtkohlenstoff ist realistisch, ein entsprechender Wert von 8 mg/l für das Tiefland geringfügig zu hoch. Für die N- und P-Fractionen konnten im Tiefland keine Schwellenwerte angegeben werden. Bei größeren Gewässern kann dies durchaus plausibel sein, da die Grundtrophie in diesen Systemen teilweise recht hoch ausfällt, bei Tieflandbächen wäre hingegen ein Zusammenhang zu erwarten. Was den pH-Wert betrifft ist die Mehrheit der Makrophyten vergleichsweise tolerant gegenüber Veränderungen, anders als bestimmte Ordnungen der Makroinvertebraten. Dennoch erscheint ein Wert von 8 für das pH-Minimum als überhöht, da selbst die gegenüber Versauerung sensiblen Ephemeropteren teilweise breitere ökologische Valenzen aufweisen. Die Validität einer pH-Wert-Obergrenze wäre zu überprüfen. Aus Sicht der Fische erscheint der abgeleitete Schwellenwert für die Maximaltemperatur in Mittelgebirgsbächen als zu gering. Er liegt 1,5°C unterhalb des Orientierungswertes und unterhalb der Maximaltemperaturen, die selbst von sensibleren Arten der

potentiell natürlichen Fischfauna der Mittelgebirgsbäche problemlos toleriert werden (Wagner 2006, 2009). Eine pauschale Ableitung von Schwellenwerten für die Leitfähigkeit im Hinblick auf umzusetzende Maßnahmen ist sicherlich als kritisch zu bewerten, da der Parameter maßgeblich von den geologischen Bedingungen im Einzugsgebiet abhängt und daher nur bedingt anthropogener Einflussnahme unterliegt; darüber hinaus sind die innerhalb des Projekts zu Gruppen vereinigten Gewässertypen durch recht unterschiedliche Ionenkonzentrationen gekennzeichnet.

Tabelle 27: Schwellenwerte physikalisch-chemischer Faktoren zur Trennung belasteter und unbelasteter Abschnitte für das Tiefland (Erläuterungen siehe Tabelle 26).

maßnahmen-relevante Faktoren	Makrozoobenthos			Makrophyten/Phytobenthos			Fische		
	ges.	klein	groß	ges.	klein	groß	ges.	klein	groß
pH_Min									
pH_Max									
Temp_Min [°C]								8	
Temp_Max [°C]		17,5							
Delta Temp [°C]				16,5					
O ₂ [mg/l]	8,0	8,0	8,5						
Gesamthärte ⁽⁰⁾	15		12,5				12		11
Chlorid [mg/l]		40			45				
PO ₄ -P [mg/l]									
TP-P [mg/l]									
NO ₃ -N [mg/l]									
NO ₂ -N [mg/l]									
NH ₄ -N [mg/l]									
BSB ₅ [mg/l]									
TOC [mg/l]						8			
Leitfähigkeit ⁽⁰⁾	600		800						
Magnesium [mg/l]		6,5		9	10				8
Calcium [mg/l]			78			75	90	90	

(0) Einheiten: Gesamthärte [mmol/l], Leitfähigkeit [µS/cm]

Ein Vergleich zu den im RaKon-Arbeitspapier behandelten Werten (Tabelle 28) zeigt große Übereinstimmung, was insbesondere für die wichtigen Parameter der N- und P-Fraktionen zutrifft. Erhebliche Abweichungen gibt es allerdings im Alpen/Voralpen-Gebiet, für das teilweise deutlich geringere Schwellenwerte ermittelt wurden (z. B. Ammonium); diese Werte entsprechen weitgehend den in RaKon genannten Hintergrundwerten. Für den Parameter Nitrit existiert kein Orientierungswert; der aus den Analysen resultierende Schwellenwert für die Mittelgebirgsgewässer von 0,025 mg/l ist plausibel; er liegt nahe den Leitwerten der EU-Fischgewässerrichtlinie (EWG 1978) und innerhalb des von Bohl (1982) vorgegebenen

Toleranzbereichs. Deutlich niedrigere Werte (im Vergleich zu RaKon) ergeben sich für den Parameter Chlorid; abhängig vom Gewässertyp wurden hier kritische Konzentrationen zwischen 10 mg/l und 45 mg/l ermittelt. Diese Werte finden Bestätigung in einem vom Bayerischen Landesamt für Umwelt geförderten Projekts („Validierung der biologischen Bewertungsverfahren nach EG-WRRL inklusive der Ermittlung maßnahmenrelevanter Faktoren sowie Ableitung von Schwellenwerten“, mdl. Mitt.), das sich derselben Methoden bediente, wie sie im vorliegenden Projekt Anwendung fanden. Weitere Studien mit Schwerpunkt Salzbelastung (HBIO 2010a; HBIO 2010b) kommen zu Schwellenwerten von 135 mg/l (Mittelgebirgsbäche) bzw. 155 mg/l (Tieflandbäche). Diese liegen zwar deutlich über den hier ermittelten Werte, jedoch ist allen diesen Ergebnissen gemein, dass sie die im LAWA-Rahmenkonzept genannte einheitliche Grenze (200 mg/l für alle Gewässertypen) erheblich unterschreiten. Daher wäre darüber nachzudenken, die Orientierungswerte spezifischer an den Gewässertypen auszurichten und gegebenenfalls zu senken. Vergleichbares ließe sich bei den pH-Werten anführen, die ebenfalls naturraumunspezifisch mit einer einheitlichen Spanne von 6,5 bis 8,5 angegeben sind; für diesen Parameter zeigen die Projektergebnisse eine Tendenz zu niedrigeren Werten im Mittelgebirgsraum im Vergleich zu denen der Alpen/Voralpen.

Tabelle 28: Gegenüberstellung der im Projekt ermittelten Schwellenwerte zu den Orientierungswerten nach RaKon.

	Alpen/Voralpen			Mittelgebirge		Tiefland		
	Projekt	RaKon		Projekt	RaKon	Projekt	RaKon	
	gesamt	1+4	2+3	gesamt	5 bis 9.1	gesamt	14+16+18	15+17
pH-Wert	8,0-8,4	6,5-8,5		8,1-8,5	6,5-8,5		6,5-8,5	6,5-8,5
Chlorid [mg/l]	10-12	200		25-30	200	40-45	200	200
PO ₄ _P [mg/l]	0,02	0,07	0,10	0,05-0,10	0,07		0,07	0,07
TP_P [mg/l]	0,04	0,10	0,15	0,05-0,15	0,10		0,10	0,10
NH ₄ _N [mg/l]	0,03	0,1-0,3	0,3	0,02-0,04	0,3		0,3	0,3
BSB ₅ [mg/l]		2,5-4	5	2,5	4		4	6
TOC [mg/l]	3,5			3,5-4,0	7		7	7

5.5.4 Ableitung von Grenzwerten

Die Ausführungen der Kapitel 5.5.1 bis 5.5.3 haben gezeigt, dass lediglich für einen Teil der maßnahmenrelevanten Faktoren Schwellenwerte abzuleiten waren. Die Ursachen hierfür sind vielfältig. Zum einen waren nicht wenige Faktoren mit einem unzureichenden Datenbestand ausgestattet (z. B. Gewässermorphologie, pH-Wert, BSB₅) oder lagen in einer Form vor, die für derartige Auswertungen nicht optimal geeignet sind (diskrete Klassen der

Gewässerstrukturkartierung anstelle kontinuierlicher Messgrößen). Des Weiteren mussten Vereinfachungen der Typologie durchgeführt werden (Bildung von Typengruppen), um dem Umstand Rechnung zu tragen, dass eine Auswertung auf der Ebene einzelner Gewässertypen aufgrund begrenzter Datenressourcen nicht möglich war. Eine solche Vergröberung schlägt sich naturgemäß auch auf die Resultate durch, da die Typbildung nicht grundlos vorgenommen wurde und Gewässertypen sowohl unterschiedliche Artengemeinschaften als auch voneinander abweichende abiotische Deskriptoren aufweisen. Darüber hinaus wirkt auf eine Messstelle in der Regel eine Vielzahl an Einflüssen, die sich gegenseitig bedingen, verstärken oder schwächen. Parameter isoliert voneinander zu betrachten kann daher immer nur einen beschränkten Einblick in die Wirklichkeit geben und sollte stets vor dem Hintergrund möglicher gegenseitiger Interaktionen betrachtet werden. Trotz dieser Einschränkungen war es möglich, für eine Vielzahl an Faktoren plausible Schwellenwerte abzuleiten, die sich im Vergleich der drei Qualitätskomponenten größtenteils entsprechen.

Unter dem Vorbehalt, dass die ermittelten Schwellenwerte aufgrund der oben getroffenen Aussagen keine absoluten Wahrheiten enthalten und es stets einen Unsicherheitsbereich gibt, der aus der natürlichen Schwankungsbreite ökologischer Valenzen wie auch verstärkender oder hemmender Beziehungen zwischen den Faktoren resultiert, wurden einige der Faktoren einer weitergehenden Bearbeitung unterzogen.

Ausgehend von den Schwellenwerten wurden sogenannte Grenzwerte definiert, d. h. Wertebereiche, die sich oberhalb und unterhalb der diskreten Grenzwerte befinden und sinngemäß mit Vertrauensbereichen gleichzusetzen sind. Ermittelt wurden sie aus den Box-Whisker-Plots mit der Vorgabe, dass die Grenzwerte vollständig innerhalb der Spannen liegen, die durch die Mediane (belastet/unbelastet) vorgegeben sind, und zwar einheitlich (sofern möglich) für alle drei Qualitätskomponenten. Die auf diese Weise ermittelten Intervalle gehen aus Tabelle 29 (Mittelgebirge) bzw. Tabelle 30 (Tiefland) hervor. Auf ihrer Grundlage wurden Wahrscheinlichkeiten für die Zustände „Sanierungsbedarf“ bzw. „kein Sanierungsbedarf“ berechnet. Hierzu wurden alle Messstellen herangezogen, die bezüglich des betreffenden Faktors außerhalb des vorgegebenen Intervalls lagen. Im Falle des Überschreitens wurde der Anteil sanierungsbedürftiger Messstellen, im Falle des Unterschreitens der Anteil nicht sanierungsbedürftiger Messstellen errechnet. Anhand des folgenden Beispiels soll die Interpretation der Ergebnisse verdeutlicht werden.

Tabelle 29: Eintreffwahrscheinlichkeiten „Sanierungsbedarf ja/nein“ für Gewässer der Mittelgebirge (Einheiten entsprechen denjenigen der vorhergehenden Tabellen; rote Signatur: Wahrscheinlichkeit für Sanierungsbedarf; grüne Signatur: Wahrscheinlichkeit für keinen Sanierungsbedarf; Erläuterungen zum Lesen der Tabelle werden im Text gegeben).

Faktoren*	Grenzintervall	Makrozoobenthos				Makrophyten und Phyto­benthos				Fische			
		oberhalb		unterhalb		oberhalb		unterhalb		oberhalb		unterhalb	
		Anteil	N	Anteil	N	Anteil	N	Anteil	N	Anteil	N	Anteil	N
besSohlstr.	4 – 5	71%	112	55%	164	61%	75	52%	101	53%	19	67%	21
besUferstr.	4 – 5	65%	147	68%	151	59%	100	53%	116	63%	19	55%	40
städtisch	3 – 5	77%	454	51%	291	71%	327	47%	204	74%	110	31%	62
Ackerfläche	15 – 20	84%	476	54%	413	80%	343	52%	305	80%	160	43%	60
Grünland	8 – 12	54%	343	24%	470	59%	233	31%	349	63%	54	20%	147
Waldfläche	40 – 45	50%	393	80%	485	42%	311	72%	319	26%	78	72%	97
ph_Max	8,0 – 8,2	79%	385	48%	220	78%	308	56%	165	85%	127	48%	29
Temp_Max													
--- Bäche	15,5 – 17,0	86%	267	49%	169	69%	201	47%	122	85%	68	52%	27
--- Flüsse	18,5 – 19,5	56%	82	53%	81	83%	70	66%	70	78%	40	86%	28
Chlorid	25 – 35	82%	327	49%	259	79%	219	56%	186	82%	91	45%	33
PO ₄ _P	0,05 – 0,09	89%	322	59%	177	86%	240	59%	151	90%	107	38%	29
TP_P	0,07 – 0,13	86%	448	62%	280	83%	289	60%	209	85%	130	56%	39
NO ₃ _N	2,5 – 3,5	82%	473	55%	256	76%	303	54%	190	79%	131	33%	36
NO ₂ _N	0,02 – 0,04	89%	320	59%	299	84%	219	58%	212	89%	94	34%	29
NH ₄ _N	0,07 – 0,13	88%	373	56%	346	81%	254	53%	233	87%	110	38%	42

* Einheiten der verwendeten Parameter: Landnutzung [%], Temperaturen [°C], Chlorid [mg/l], P- und N-Fractionen [mg/l].

Gemäß Tabelle 29 (Mittelgebirge) wurde für die Nutzungsform Ackerfläche ein Grenzintervall von 15 % bis 20 % festgelegt. Von allen Messstellen mit einem Anteil über 20 % Ackernutzung (Spalte „oberhalb“) werden 84 % durch das Makrozoobenthos als sanierungsbedürftig (rote Einfärbung) ausgewiesen, von allen Messstellen mit einer Ackernutzung unterhalb 15 % (Spalte „unterhalb“) 54 % als nicht sanierungsbedürftig. Die errechneten Anteile können somit als Eintreffwahrscheinlichkeiten für die ökologischen Zustände gut/sehr gut bzw. mäßig bis schlecht interpretiert werden. Hierbei darf jedoch nicht der Schluss gezogen werden, durch Veränderung eines einzelnen Faktors mit der angegebenen Wahrscheinlichkeit einen mindestens guten Zustand herbeiführen zu können. Faktoren wirken immer in Kombination, was sich mittels einer separaten Auswertung der Faktoren schwerlich darstellen lässt. Eine multiple bzw. multivariate Auswertung, wie sie in diesem Fall geboten wäre, scheitert jedoch an einer unzureichenden Datengrundlage, insbesondere an den nicht vollständig vorhandenen Begleitdaten (auf die daraus resultierenden Probleme wurden bereits im Rahmen der multiplen Regression – Kapitel 3.4.4 – hingewiesen). So ist, um zum angeführten Beispiel zurückzukehren, das Vorhandensein eines definierten Anteils an Ackerflächen stets mit einer Vielzahl weiterer Schadfaktoren verknüpft, sodass die alleinige Rückführung der

Ackerwirtschaft nicht zwangsläufig zu einem besseren Zustand führen muss, falls an Faktoren wie Linienführung, Befestigung oder Besonnung nicht auch Veränderungen herbeigeführt werden. Die im folgenden dargestellten Ergebnisse geben somit einen ersten Eindruck über die Höhe von Eintreffwahrscheinlichkeiten bzw. bei welchen Faktoren (ergänzend zu den Ergebnissen des Kapitels 5.4 – Klassifizierungsbäume) eine größere Wahrscheinlichkeit für positive bzw. negative ökologische Antworten seitens der Fließwasserorganismen besteht (Beispiel: Ackerfläche im Vergleich zu Grünland).

Tabelle 30: Eintreffwahrscheinlichkeiten „Sanierungsbedarf ja/nein“ für Gewässer des Tieflandes (Erläuterungen siehe Tabelle 29).

Faktoren*	Grenzintervall	Makrozoobenthos				Makrophyten und Phytobenthos				Fische			
		oberhalb		unterhalb		oberhalb		unterhalb		oberhalb		unterhalb	
		Anteil	N	Anteil	N	Anteil	N	Anteil	N	Anteil	N	Anteil	N
GewRdStr	4 – 6	79%	148	83%	35	54%	41	50%	10	50%	56	67%	9
Waldfläche	12 – 18	31%	144	85%	327	31%	99	67%	101	38%	37	55%	77
O ₂	7,8 – 8,8	45%	128	86%	228	39%	75	66%	105	37%	63	49%	45
Chlorid	45 – 45	86%	167	29%	153	71%	100	49%	59	55%	60	44%	45

* Einheiten der verwendeten Parameter: Landnutzung [%], O₂ [mg/l], Chlorid [mg/l].

Auffälligstes Ergebnis der Analyse ist die Tatsache, dass die Wahrscheinlichkeit für Sanierungsbedarf (nach einem Überschreiten der Grenzwerte) wesentlich größer ist als die Wahrscheinlichkeit für einen unbelasteten Gewässerzustand (bei einem Unterschreiten der Grenzwerte). So liegt der Anteil belasteter Messstellen (mit wenigen Ausnahmen) zwischen 70 % und 90 % (rote Signatur in obiger Tabelle), der Anteil unbelasteter Stellen lediglich bei 40 % bis 60 % (grüne Signatur). Dies legt den Schluss nahe, dass Fließgewässersysteme bei einem Überschreiten bestimmter Schwellenwerte eine stärkere Tendenz zur Verschlechterung ihres ökologischen Zustandes zeigen, wohingegen ein Unterschreiten dieser Grenzen nicht zwangsläufig oder unmittelbar eine Verbesserung nach sich zieht. Jüngste Erfahrungen aus Renaturierungsprojekten zeigen, dass Biozönosen in der Tat mit einer deutlichen Verzögerung auf die Wiederherstellung naturnaher Strukturen reagieren, sei es aufgrund mangelhafter Wiederbesiedlungspotenziale, langer Reaktionszeiten, zu kurz bemessener Renaturierungsabschnitte oder anderer, bislang unbekannter Ursachen. Mögliche Ursache wäre die Abwanderung von Organismen oder der Ausfall ganzer Arten, sobald bestimmte Schlüsselfaktoren artspezifische Toleranzbereiche überschreiten, für deren Rückkehr aber die Wiederherstellung deutlich niedrigerer Grenzwerte erforderlich wären. Die Ergebnisse scheinen diese Einschätzung zu bestätigen. Als weitere mögliche Ursache kommt der Umstand in Betracht, dass eine Schädigung des ökologischen Zustandes nicht selten schon

durch das Vorhandensein weniger, sich prioritär auswirkender Schadparameter hervorgerufen wird (z. B. Sedimenteintrag aus Ackerflächen), wohingegen der ungestörte Zustand vielfach erst bei völligem Fehlen dieser prioritären Einflussgrößen auftritt. In gewisser Weise ist dies vergleichbar mit dem Typ 1-Fehler bei der worst case-Verrechnung unterschiedlicher Bewertungsergebnisse (siehe Kapitel 3.8), sodass die Wahrscheinlichkeit für das Vorliegen eines gestörten Zustandes generell höher liegen muss als das Eintreffen des ungestörten Zustandes.

5.6 Zusammenfassende Darstellung der Auswirkungen von Belastung auf den ökologischen Zustand

Die Auswertungen in den Abschnitten 5.4 (Ranking) und 5.5 (Schwellenwerte) zeigen deutlich, dass Landnutzung im Einzugsgebiet und Wasserqualität stärkere Auswirkungen auf den ökologischen Zustand haben als die lokale Gewässermorphologie. Dies gilt mit Abstufungen für alle Biokomponenten und Gewässertypen. Neben den Auswertungen dieses Projektes gibt es eine Vielzahl von Einzeluntersuchungen und Erfahrungen zur Wirkung verschiedener Formen der Degradation und von Renaturierungsmaßnahmen auf den ökologischen Zustand. Eine ausführliche Darstellung von vier Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Wirkung auf die Biokomponenten, basierend auf Literaturangaben, findet sich auf der Homepage des Forschungsprojekts WISER¹⁴.

Insgesamt ergibt sich ein komplexes und für den Anwender vielfach verwirrendes Bild von Ursache-Wirkungs-Beziehungen, die nicht ohne Weiteres in Maßnahmenplanungen umsetzbar sind. Ziel dieses Kapitels ist es, die komplexen Wirkungsnetze mittels eingängiger Flowcharts auf einige wesentliche Beziehungen zu reduzieren, um generelle Muster maßnahmenrelevanter Faktoren zu identifizieren. Dies geschieht am Beispiel allgemein definierter Gewässertypgruppen und des Makrozoobenthos als Biokomponente, die gemäß der in Kapitel 3 dargestellten Auswirkungen verschiedene Stressoren integriert. Im Sinne einer einfachen Darstellung wird auf Quellenangaben verzichtet – diese finden sich insbesondere auf www.wiser.eu/highlights.

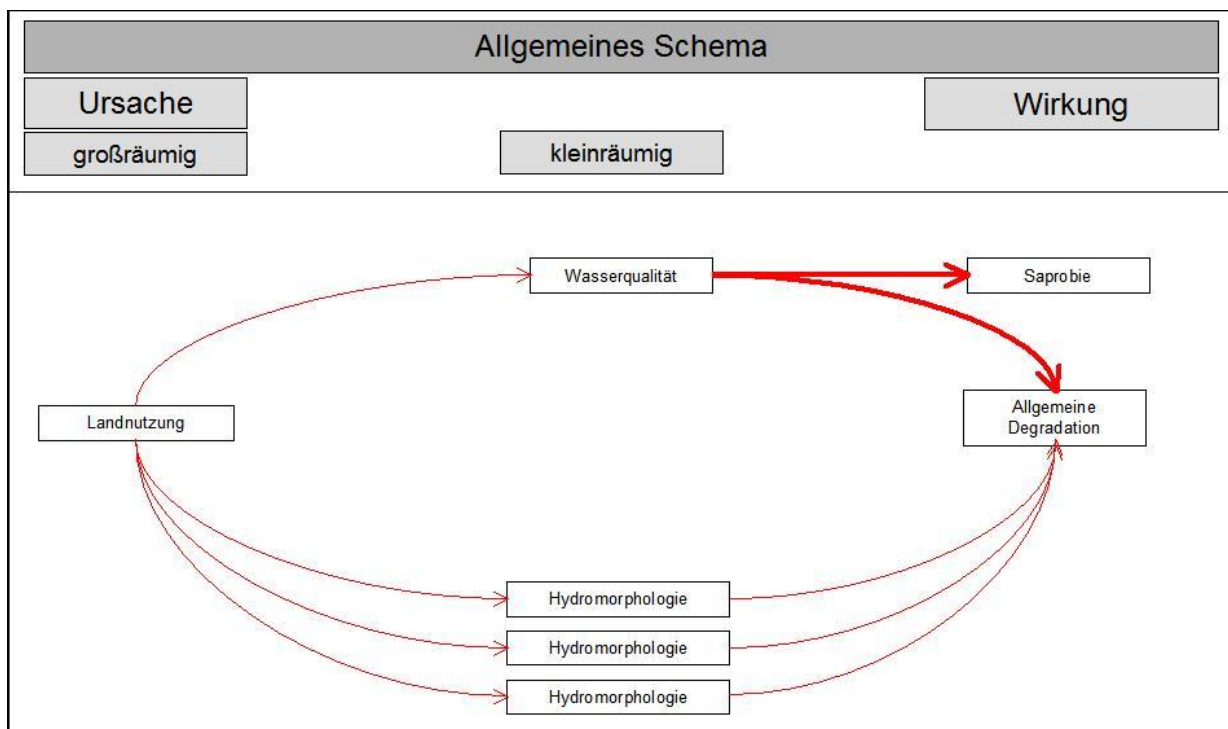
5.6.1 Generelles Muster

Alle Flowcharts unterscheiden zwischen großräumig wirksamen Ursachen (Landnutzung im Einzugsgebiet), kleinräumig wirksamen Ursachen (Wasserqualität und Hydromorphologie) und den Wirkungen auf die Lebensgemeinschaft (Bewertungsmodule „Saprobie“ und

¹⁴ <http://www.wiser.eu/programme-and-results/management-and-restoration/conceptual-models>

„Allgemeine Degradation“). Die Landnutzung, z. B. Siedlungen oder Ackerbau, beeinflusst über organische Belastung, Eutrophierung und gegebenenfalls Pestizide die Wasserqualität; über Begradigung oder Veränderungen der Ufervegetation wird die Hydromorphologie beeinflusst.

In der Regel wirkt die Wasserqualität unmittelbar auf die Biokomponenten: so stellt für das Makrozoobenthos Sauerstoffmangel in Folge organischer Belastung einen Überfaktor dar. Der Abbau fäulnisfähiger Stoffe führt zu einem Sauerstoffmangel, der sensitive Arten beeinträchtigt und die Konkurrenzbedingungen für tolerante Arten stärkt. Neben dem Saprobienindex hat organische Belastung daher auch einen Einfluss auf alle Metrics, die im Modul „Allgemeine Degradation“ zusammengefasst sind. Gewässerabschnitte, die sich in einem mäßigen saprobiellen Zustand befinden, erreichen daher im Regelfall auch nicht den guten Zustand für das Modul „Allgemeine Degradation“. Es existiert somit eine Hierarchie: ist die Wasserqualität beeinträchtigt, wird der gute ökologische Zustand nicht erreicht, ist sie nicht beeinträchtigt, kann der gute ökologische Zustand erreicht werden, falls keine hydromorphologischen Faktoren entgegenstehen.



Während die Ursache-Wirkungs-Beziehungen im Fall der Wasserqualität einfach sind, bestehen komplexe Wechselwirkungen zwischen Lebensgemeinschaften und Hydromorphologie. Gerade im Fall des Makrozoobenthos summieren sich Wirkungen im Einzugsgebiet. Die Hydromorphologie an der Probestelle ist für den ökologischen Zustand meist weniger entscheidend als die Hydromorphologie eines längeren Abschnitts oberhalb der Probestelle bzw. im ganzen Einzugsgebiet. Im weiteren Sinne stoffliche Einflüsse (Eintrag von Feinsedi-

menten und Nährstoffen), die Wassertemperatur, der Eintrag von Laub und Holz, das Lebensraumangebot für Organismen – all dies wird von der Hydromorphologie im Einzugsgebiet beeinflusst und wirkt sich auf den ökologischen Zustand aus.

Welche Faktoren sind also für Maßnahmen relevant? Erste Voraussetzung für einen guten ökologischen Zustand ist eine gute Wasserqualität, die sich in einem Saprobienindex der Klasse „gut“ widerspiegelt. Ist dies erreicht, rücken andere Faktoren in den Vordergrund. Hierbei ist weniger entscheidend, die hydromorphologische Situation an der Probestelle zu verbessern als insgesamt im Einzugsgebiet. Insofern verhält sich das Makrozoobenthos als integrierender Indikator ganz im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie.

In Ergänzung zu diesem generellen Muster, das für alle Gewässertypen (und in den Grundzügen für alle Biokomponenten) gültig ist, ergeben sich für einzelne Gewässertypen spezifische Besonderheiten.

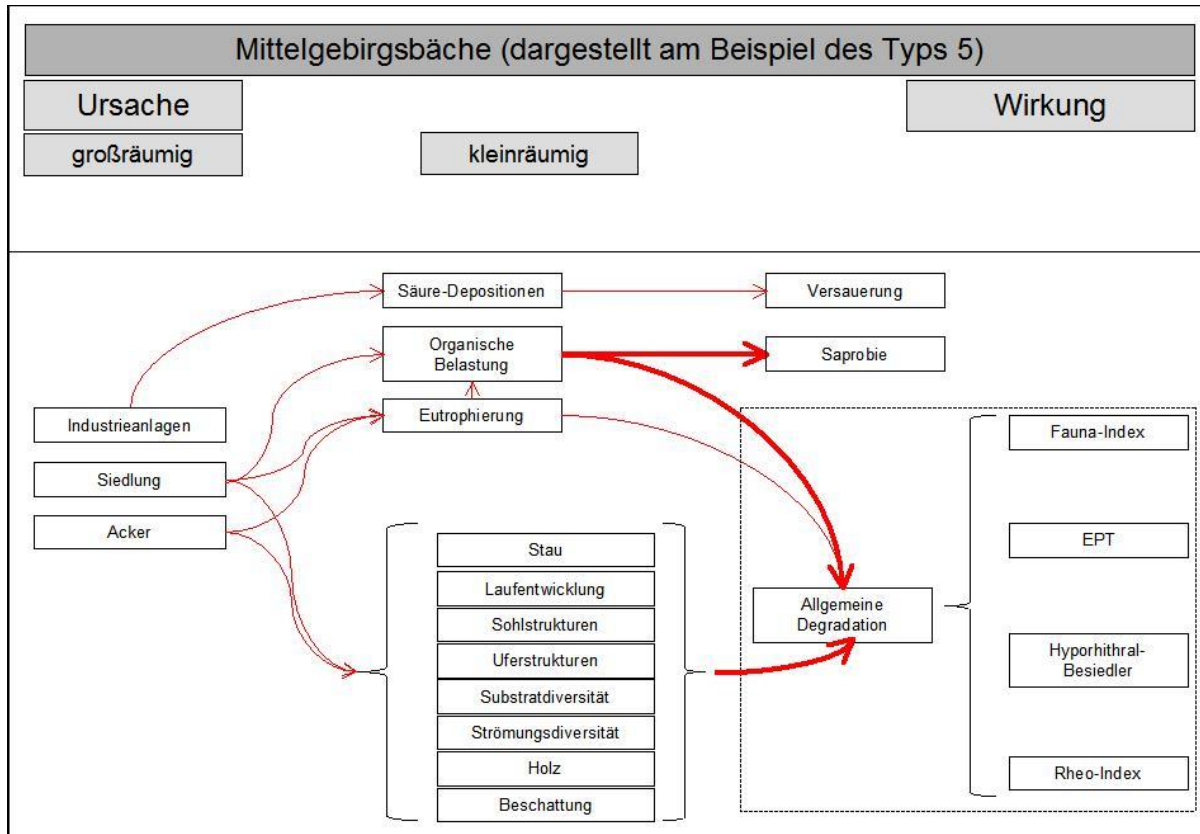
5.6.2 Mittelgebirgsbäche (dargestellt am Beispiel des Typs 5)

Kleine Mittelgebirgsbäche sind die einzigen Gewässertypen, die regional noch von Versauerung betroffen sind. Versauerung stellt einen Überfaktor dar, der zu einer generellen Faunenverarmung führt; versauerte Gewässer sind durch hydromorphologische Maßnahmen nicht aufwertbar.

Wesentlich verbreiteter sind nach wie vor organisch belastete Gewässer, entweder durch erhöhte Saprobie in Folge von Haushaltsabwässern, Mischwasserbelastungen oder durch Sekundärbelastung in Folge von Eutrophierung. In Gewässerabschnitten eines mäßigen saprobiellen Zustandes sind auch alle anderen Bewertungsmetrics stark beeinflusst, sodass auch das Modul „Allgemeine Degradation“ in aller Regel einen Wert zwischen mäßig und schlecht annimmt.

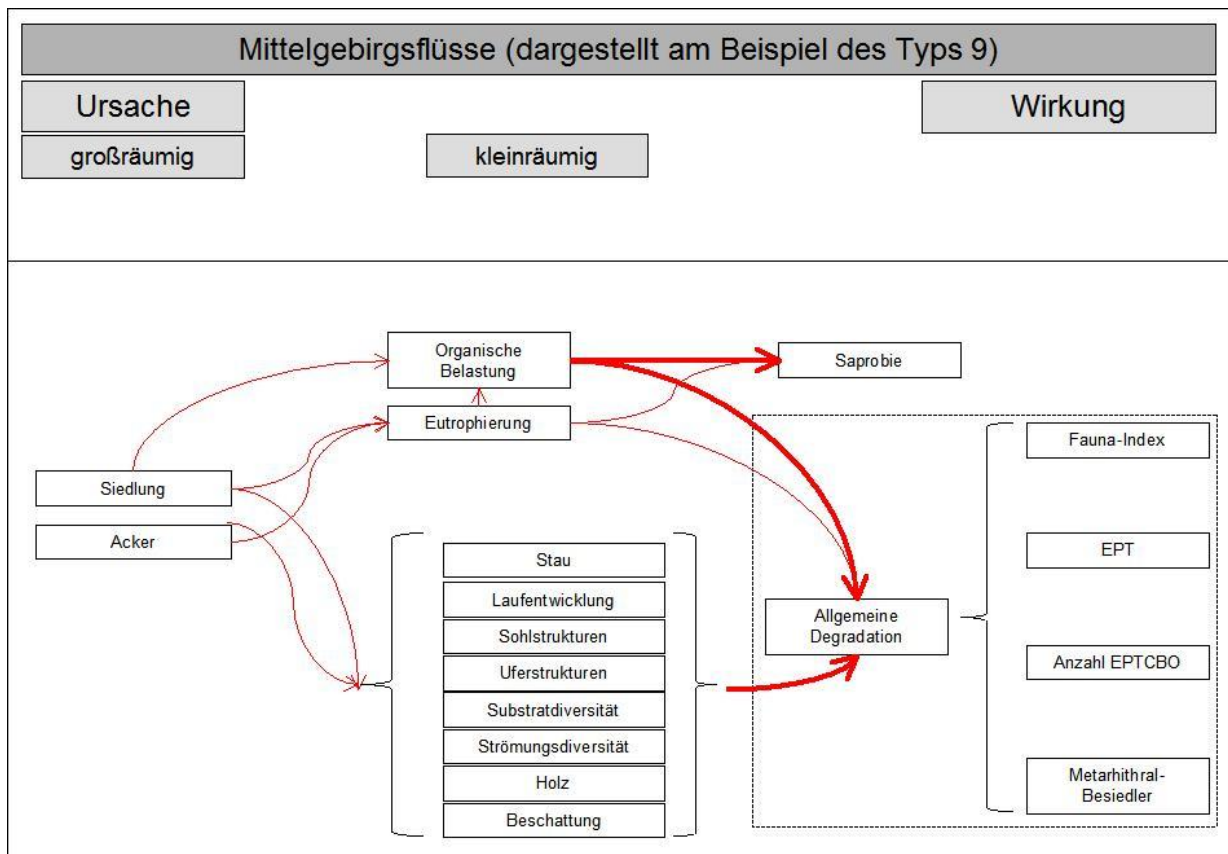
Ist die Wasserqualität nicht beeinträchtigt, so ist die Hydromorphologie im Einzugsgebiet oberhalb der Probestelle für den ökologischen Zustand entscheidend. In den natürlicherweise kühlen Mittelgebirgsbächen ist die Gewässererwärmung, z. B. durch Stauhaltungen oder fehlende Beschattung, ein wichtiger Einflussfaktor, der sich vor allem in einem erhöhten Anteil von Hyporhithral-Besiedlern und einem verringerten Anteil von Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen (EPT) niederschlägt. Stauhaltungen gehören auch zu den bedeutendsten hydromorphologischen Veränderungen an der Probestelle mit Auswirkungen vor allem auf den Rheoindex. Das Habitatangebot im Allgemeinen beeinflusst den Wert des Faunaindexes, der einen hohen Wert annimmt, wenn viele Habitatspezialisten vorkommen, z. B. solche für strömungsberuhigte Uferzonen oder Totholz.

Welche Faktoren sind für Maßnahmen relevant? Neben einer guten Wasserqualität ist ein hoher Anteil beschatteter Gewässerabschnitte im Einzugsgebiet von Bedeutung sowie Sonderhabitate wie Totholzansammlungen, strömungsberuhigte Uferzonen oder schießende Abschnitte.



5.6.3 Mittelgebirgsflüsse (dargestellt am Beispiel des Typs 9)

Die Wirkungsbeziehungen ähneln der Situation in kleinen Mittelgebirgsbächen, jedoch ist der Einfluss des Einzugsgebietes noch höher. Eine hydromorphologische Degradation der Gewässer im Einzugsgebiet führt zu einer Potamalisierung, einer generellen Erwärmung mit dem Verlust kühladaptierter Spezialisten (dies spiegelt sich in einem geringen Anteil von Metarhithral-Besiedlern wider). Die Bedingungen für Neozoen verbessern sich in Folge höherer Temperaturen, was zur Abnahme von Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen (EPT) führt. Auch lokal wirksame hydrologische und hydraulische Belastungen (Restwasser, Stau) haben ähnliche Wirkungen. Eine Verbesserung des ökologischen Zustandes hat Maßnahmen im Einzugsgebiet, gegebenenfalls auch lokal, zur Voraussetzung. Lokalen Erfolg versprechen Maßnahmen, die Stauwirkungen reduzieren und Restwasser erhöhen. Maßnahmen im Einzugsgebiet sind besonders erfolgversprechend, wenn die Landnutzung entlang der Gewässer im Sinne von Gewässerrandstreifen verändert wird.



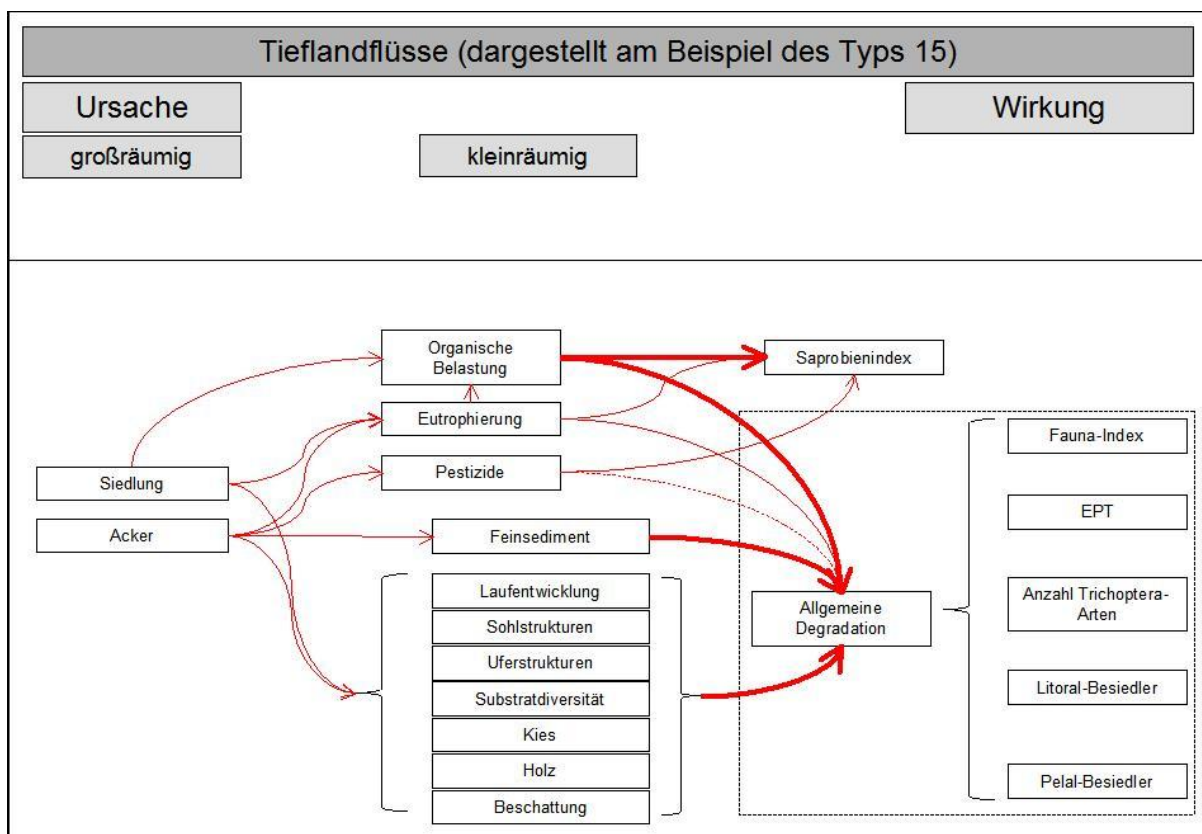
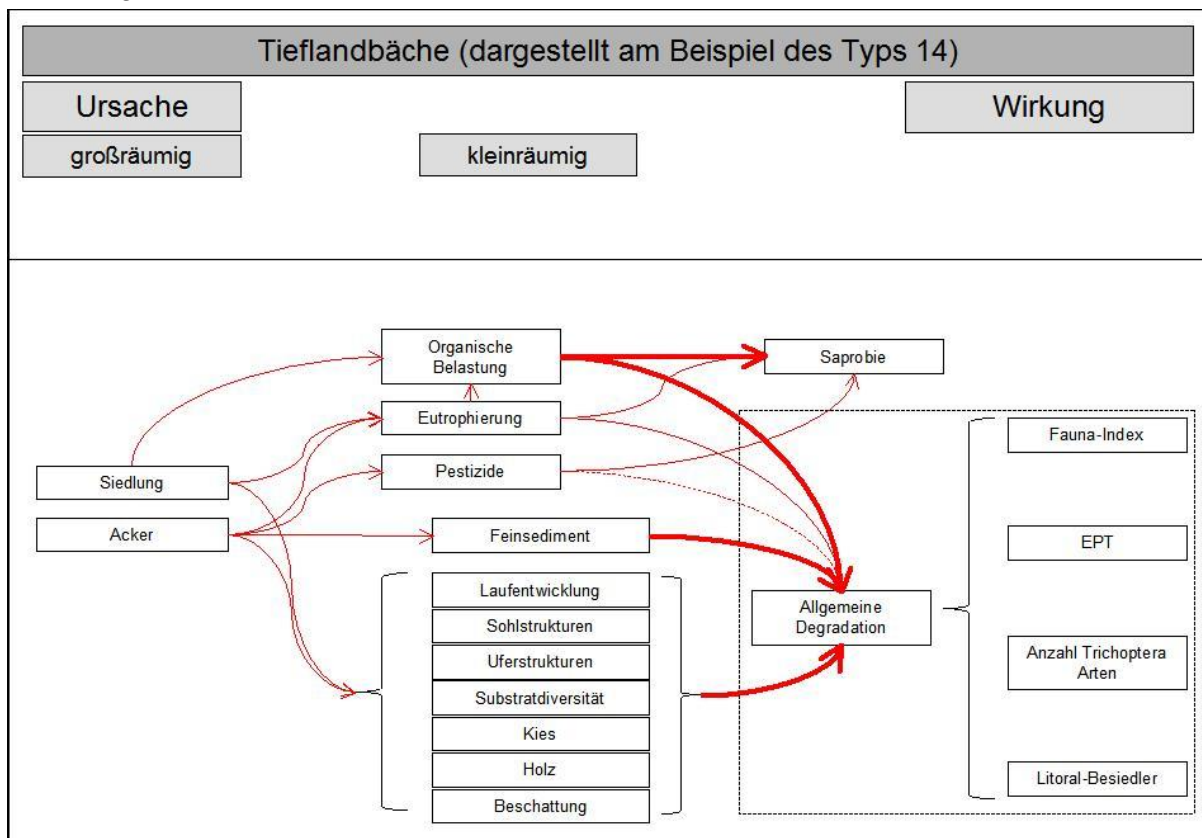
5.6.4 Tieflandbäche (dargestellt am Beispiel des Typs 14)

Der Anteil landwirtschaftlich genutzter Flächen ist im Tiefland meist bedeutend höher als im Mittelgebirge und die Wirkungen auf den ökologischen Zustand sind oft umfassender. Auch in Tieflandgewässern gilt die geschilderte Hierarchie der Belastungen: ist die Wasserqualität beeinträchtigt, hat dies auch Wirkungen auf alle anderen Metrics. In der Mehrzahl der Gewässer, die bereits heute einen guten saprobiellen Zustand aufweisen, sind im Einzugsgebiet wirksame hydromorphologische Faktoren für den ökologischen Zustand ursächlich. Ein großer Teil der Fauna naturnaher Tieflandbäche ist auf Hartsubstrate (Kies, Holz) oder auf lagestabilen Sand angewiesen. Eine wesentliche Beeinträchtigung ist daher der Feinsedimenteintrag, der zu weitgehend unbesiedelten Zonen beweglichen Sandes auf der Sohle führt und andere Habitate überdeckt. Maßnahmenrelevante Faktoren (neben der Verbesserung der Wasserqualität, wo noch nötig) liegen daher vor allem in der Reduzierung des Feinsedimenteintrags und der Bereitstellung von Hartsubstraten, z. B. von Totholz.

5.6.5 Tieflandflüsse (dargestellt am Beispiel des Typs 15)

Die Beziehungen zwischen Belastungen und dem ökologischen Zustand unterscheiden sich nicht grundsätzlich von der Situation in kleinen Tieflandgewässern, abgesehen von der Prägung durch das Einzugsgebiet, die mit der Gewässergröße ansteigt. Nach der Wasser-

qualität stellt der Feinsedimenteintrag vermutlich den zweiten wichtigen Belastungsfaktor dar. Maßnahmen betreffen daher vor allem die Reduzierung des Sandeintrages und die Erhöhung des Anteils von Hartsubstraten.



6. Einarbeitung von Änderungsvorschlägen in die Bewertungsverfahren

6.1 Makrozoobenthos

Die letzte inhaltliche Änderung des Bewertungsverfahrens für das Makrozoobenthos wurde im Rahmen des Forschungsvorhabens „Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben“ (FKZ 202 24 223, gefördert vom Umweltbundesamt) vorgenommen. Die Bereitstellung der dahingehend geänderten Software (ASTERICS in der Version 3.0) erfolgte im Mai 2006¹⁵. Seitdem wurden seitens der Anwender zahlreiche Proben genommen und diese mit Hilfe der Software ausgewertet. Dank dieses intensiven „Praxistests“ konnten Defizite im Bewertungssystem aufgedeckt werden. Die Rückmeldungen zum Anpassungsbedarf wurden von den Projektnehmern gesammelt, kommentiert und anhand der Projektdaten durchgerechnet. Anschließend wurden die Ergebnisse den Bundesländern zur Verfügung gestellt und in den entsprechenden Gremien (Makrozoobenthosbeirat, LAWA-Expertenkreis) diskutiert. Auf Grundlage der Beschlüsse des projektbegleitenden Beirats (Hannover, 24.02.10) wurde die Software weiterentwickelt und in Form einer Testversion (Versionsnummer 3.2) den Bundesländern Mitte 2010 zur Verfügung gestellt. Nach Auswertung der Testrechnungen ergeben sich nun für das kommende Update einige Änderungen gegenüber der Version 3.1.1, die nachfolgend grob skizziert werden (weiterführende Erläuterungen sind dem Software-Handbuch zu entnehmen).

- Modul „Saprobie“
 - Übertragung von Einstufungen: In den Fällen, in denen die DIN 38410 keine explizite Einstufung für Arten anführt, wohl aber für die übergeordnete Gattung, wurde die Gattungseinstufung (Saprobiewert und Gewichtung) auf alle nicht eingestufteten Arten übertragen. Hiervon betroffen sind 328 Taxa, vornehmlich aus den Gruppen Diptera, Trichoptera und Plecoptera.

- Modul „Allgemeine Degradation“
 - Core Metrics: Alle Veränderungen, die die Core Metrics betreffen, sind in den nachfolgenden Tabellen aufgeführt. Dies umfasst u. a. die Zusammensetzung von Bewertungsmetrics, die Höhe von Ankerpunkten sowie Änderungen im Wert autökologischer Informationen.

¹⁵ Mit dem Update auf die Version 3.1 (Februar 2008) wurden lediglich technische Verbesserungen umgesetzt. Die im Mai desselben Jahres veröffentlichte Version 3.1.1 diente der Fehlerkorrektur.

	Core Metric	Maßnahme
Typ 14	Litoral%	Metric entfällt
Typ 15	Pelal%	Metric entfällt
Typ 16	Anzahl Trichoptera	Anhebung des oberen Ankerpunktes von 10 auf 12
Typ 19	Faunaindex	Austausch des bislang verwendeten F111/12 durch den eigenständigen F119; Festsetzung der Ankerpunkte auf 1,55 (oben) und -0,15 (unten)
	Anzahl Trichoptera	Anhebung des oberen Ankerpunktes von 6 auf 10
Ströme	PTI	Aktualisierung der Klassengrenzen gemäß Empfehlung durch die BfG (Einzelheiten siehe nachfolgende Tabelle)
		Aktualisierung der ECO-Werte (Einzelheiten siehe nachfolgende Tabelle)

Klassengrenzen PTI

ökologische Zustandsklasse		alt (Periodes 2008)	neu (Periodes 2011)
1	sehr gut	1,00 - 1,90	1,00 - 1,80
2	gut	1,91 - 2,60	1,81 - 2,60
3	mäßig	2,61 - 3,40	2,61 - 3,40
4	unbefriedigend	3,41 - 4,10	3,41 - 4,20
5	schlecht	4,11 - 5,00	4,21 - 5,00

ECO-Wert-Änderungen

DV-Nr	Taxonname	alt	neu	DV-Nr	Taxonname	alt	neu
20997	Baetopus wartensis	0	5	1070	Lithoglyphus naticoides	5	4
20378	Besdolus sp.	0	4	1179	Musculium lacustre	0	1
20363	Besdolus ventralis	0	5	1368	Musculium transversum	0	1
20295	Brachycercus europaeus	0	5	20906	Neophemera maxima	0	3
948	Brachycercus harrisella	5	4	20287	Oligoneuriella keffermuelleriae	0	5
724	Ceraclea albimacula	5	4	20288	Oligoneuriella pallida	0	5
724	Ceraclea albimacula	5	0	20998	Oligoneurisca borysthenica	0	5
20296	Cercobrachys minutus	0	5	1957	Physella heterostropha	0	1
1552	Corophium lacustre	0	1	1073	Pisidium henslowanum	0	4
1553	Corophium robustum	0	1	1037	Pisidium sp.	1	3
1585	Corophium sowinskyi	0	1	1076	Pisidium supinum	5	0
1251	Corophium sp.	0	1	1034	Planorbis planorbis	0	4
1586	Dreissena rostriformis	0	2	20999	Procloeon macronyx	0	4
1910	Dreissena sp.	0	2	20135	Procloeon pennulatum	4	0
1088	Ephydatia fluviatilis	2	1	20981	Pseudocentropiloides nana	0	5
1020	Galba truncatula	0	1	756	Simulium reptans	0	3
20323	Hydropsyche tobiasi	5	0	1106	Stylodrilus heringianus	0	1
110	Isoperla grammatica	4	3	1447	Trocheta bykowskii	1	0
1176	Jaera istri	0	2	1221	Trochospongilla horrida	0	3

- Qualitätskriterium Abundanzklassensumme (AKS): Das Qualitätskriterium zur Absicherung der Faunaindizes und damit des Moduls „Allgemeine Degradation“ wurde angepasst und ist fortan abhängig von der sich ergebenden Qualitätsklasse. Die Anpassung stellt sich so dar, dass die bislang geltenden Schwellenwerte abgesenkt werden, sofern die Qualitätsklasse unbefriedigend oder schlecht ist.

Naturraum (Gewässertypen)	Qualitätsklasse					Schwellenwert AKS
Alpen/Alpenvorland/ Mittelgebirge (Typen 1-9)	sehr gut	gut	mäßig			20
				unbefr.	schlecht	15
Tiefland (Typen 11-19)	sehr gut	gut	mäßig			15
				unbefr.	schlecht	10

- Zusatzinformation Anzahl Indikatortaxa: Ergänzend zum Qualitätskriterium wird der Hinweis auf organismische Verarmung („low indicator taxa number“) ausgegeben, sobald die Anzahl an Indikatortaxa für den Faunaindex den Wert 6 unterschreitet. Die Angabe erfolgt rein informativ, d. h. ohne gleichzeitige Einschränkung der Aussagekraft der Bewertungsergebnisse.
- Zusatzinformation Anzahl Neozoen: Ebenfalls ergänzend zum Qualitätskriterium wird der Hinweis auf einen hohen Neozoenanteil („high share of alien species“) ausgegeben. Der Grenzwert liegt bei einem Anteil von 30 %. Auch hier erfolgt die Angabe rein informativ.

- Modul „Versauerung“

An der grundsätzlichen Berechnung der Säureklasse wurden keine Modifikationen vorgenommen. Änderungen gab es lediglich bezüglich der Nebenbestimmungen sowie der Art der Darstellung:

- Darstellung: Zum Zwecke der Information erfolgt die Angabe der Säureklasse nun auch für die Gewässertypen 11 bis 19; für diese Typen hat sie jedoch keine Auswirkung auf die Bewertung.
- Nebenbestimmung: Die Nebenbestimmung für saprobiell belastete Gewässer wurde korrigiert. Bisher wurde in einem solchen Fall der Hinweis „nicht gesichert“ ausgegeben, was jedoch (nach entsprechenden Hinweisen einiger Anwender) nicht zulässig ist. Richtig muss es heißen: „nicht anwendbar“.

- Autökologische Informationen

Die Einstufungen folgender biologischer Kenngrößen wurden aktualisiert:

- Faunaindizes FI 11/12, FI 14/16/18 sowie FI 15/17;
- Faunaindex FI 19 (neu)
- Potamon-Typie-Index (siehe oben);
- Präferenzen für Biozönotische Regionen;
- Salinität.

Die Veränderungen innerhalb der genannten Parameter betreffen nicht alle dort eingestufte Taxa, sondern lediglich eine Auswahl. Die explizite Darstellung aller Veränderungen erfolgt nach Absprache mit den Vertretern der Bundesländer an geeigneter Stelle.

- Liste berechneter Metrics

Folgende Metrics werden mit dem kommenden Software-Update zusätzlich berechnet:

- Neozoenanteil (siehe oben);
- SPEAR-Indizes (die Indizes indizieren den Eintrag von Pestiziden sowie weiteren toxisch-organischen Verbindungen; nähere Informationen sind dem Software-Handbuch zu entnehmen).

- Sonstige Änderungen

- csv-Format:
 - a) Erweiterung des Imports auf die Implementierung des Gewässertyps
 - b) Anpassung des Export-Layouts an die Wünsche der Anwender
- Batchmodus:
 - a) Unterdrückung von Fehlermeldungen, um ein ungestörtes Durchlaufen des Prozesses zu ermöglichen;
 - b) Erstellung eines Ablaufprotokolls mit Auflistung der Fehlermeldungen und automatischen Aktionen (z. B. Ersetzen unbekannter Taxa etc.);
 - c) Korrektur der Fehlfunktion bei Verwendung einstelliger Typnummern (Anmerkung: in Fällen, in denen die Schreibweise „Typ 5“ statt wie empfohlen „Typ 05“ verwendet wurde, wurde von der Software dies als „Typ 15“ interpretiert).
- Filterprozess: Zum Zwecke der Geschwindigkeitssteigerung des Programmablaufs soll der Filterprozess grundlegend überarbeitet werden. Hierzu ist geplant, die Filterung vorzulegen und bereits während des Datenimports stattfinden zu lassen. Dadurch bedingt kann sich der Import geringfügig verlangsamen, wohingegen der zentrale Rechenprozess deutlich schneller ablaufen sollte.

Der Zeitplan sieht vor, die neue Software-Version bis Ende Mai verfügbar zu machen. Dies beinhaltet auch die Aktualisierung des Software-Handbuchs sowie ergänzender Produkte wie etwa der operationellen Taxaliste, der Liste verfügbarer Taxacodes oder der Synonymliste. Nach derzeitigem Stand könnte sich dieser Termin (aufgrund von Verzögerungen bei der Rückmeldung der Anwender hinsichtlich ihrer Erfahrungen mit der Testversion) noch geringfügig nach hinten verschieben.

6.2 Makrophyten und Phytobenthos

Vorabbeurkundung: Bevor auf Hintergründe und Details der Anpassungen näher eingegangen wird, soll zu Beginn darauf hingewiesen werden, dass die Überarbeitung des Bewertungsverfahrens für die Biokomponente „Makrophyten und Phytoplankton“ innerhalb des Projektzeitplans nicht umgesetzt werden konnte. Nach derzeitigem Stand wird die Veröffentlichung des Updates der Software Phylib im Herbst 2011 erfolgen.

Als Reaktion auf die in den vergangenen Jahren gewachsene Erfahrung mit dem Bewertungsverfahren Phylib wurden seitens der Anwender in den Bundesländern Verbesserungsvorschläge, Änderungswünsche und Angaben zu Anwendbarkeit und Plausibilität gemacht. Aus dieser Zusammenstellung ergaben sich die folgenden Arbeitsschwerpunkte:

Makrophyten

- Überprüfung und ggf. Entwicklung von Möglichkeiten zur Vereinfachung des Gesamtverfahrens Makrophyten & Phytobenthos (Testrechnungen zu den Bereichen „Zusammenfassung der Teilmodule MP und PoD“ sowie „verkürzte PoD-Artenlisten“);
- Überarbeitung der Makrophytentypologie im Norddeutschen Tiefland zur einfacheren Trennung von rhithralen und potamalen Makrophytentypen;
- Überprüfung und ggf. Überarbeitung der typspezifischen Indikatorartenlisten, Zusatzkriterien und Klassengrenzen.

Diatomeen

- Ersetzen des für den Diatomeentyp 13 im PHYLIB-Bewertungsverfahren vorgesehenen Saprobienindex (ROTT et al. 1997) durch den Trophieindex (ROTT et al. 1999) und ggf. Anpassung der Klassengrenzen;
- Erstellen einer Ausschlussliste der bei der mikroskopischen Auswertung nicht zu berücksichtigenden planktischen Diatomeentaxa;
- Überprüfen und ggf. Anpassen der Referenzartenlisten.

Phytobenthos ohne Diatomeen

- Überprüfung und ggf. Entwicklung von Möglichkeiten zur Vereinfachung des Teilverfahrens
 - Überprüfung des Auftretens neuer Taxa und deren Eignung als Indikatoren (Literaturrecherche);
 - Überprüfung der bestehenden PoD-Typologie;
-

- Überprüfung ökologischer Präferenzen;
- Diskussion und Überarbeitung der vorliegenden Indikationsliste.

Mit den nachfolgenden Abschnitten werden die wesentlichen Aussagen des gesonderten Abschlussberichts für das Teilvorhaben Makrophyten und Phytobenthos wiedergegeben (SCHAUMBURG et al. 2010). Für ausführlichere Informationen möge auf diesen Bericht zurückgegriffen werden.

6.2.1 Makrophyten

a) Überprüfung von Verfahrensvereinfachungen

Von einigen Bundesländern wurde der Vorschlag geäußert, vor allem bei der Teilkomponente PoD zu prüfen, ob eine Vereinfachung des Verfahrens möglich ist. Explizit sollte die Möglichkeit einer Zusammenfassung der beiden Teilkomponenten Makrophyten und PoD getestet werden sowie die Beschränkung des Verfahrens auf wenige PoD-Taxa.

Für eine Zusammenfassung der beiden Teilkomponenten müssen die Unterschiede in den ursprünglichen Teilkomponentenverfahren angeglichen werden. Das betrifft die Zuweisung von Indikationswerten für eine Gesamttaxaliste, die biozönotische Typologie, das Angleichen der Häufigkeitsschätzungen und eine Regelung für die Berechnung von Quantitäten sowie eine gemeinsame Berechnungsformel. Für die Überprüfung der Auswirkungen auf das Bewertungsergebnis wurden die biozönotischen Daten der Probestellen von den Teilkomponenten Makrophyten und PoD in einer Artenliste vereinigt und mit dieser Gesamtliste Testrechnungen in verschiedenen Varianten durchgeführt. Um eine Entscheidung über die weitere Vorgehensweise fällen zu können, wurden die Ergebnisse dem Makrophytenbeirat zur Entscheidung vorgelegt.

Des Weiteren wurde die Möglichkeit einer Reduktion der Indikatorartenliste im Teilbereich „Phytobenthos ohne Diatomeen“ geprüft zur Schaffung einer verkürzten Liste von häufigen und mit geringem Aufwand bestimmbar Arten. Von den 317 eingestuften Taxa verblieben 3 Taxa in der Kategorie 1 (im Freiland mit Grundkenntnissen bestimmbar) und 34 Taxa in der Kategorie 2 (im Freiland mit fortgeschrittenen Kenntnissen oder im Labor mit Grundkenntnissen bestimmbar). Die dadurch erzielte Vereinfachung des Verfahrens ginge allerdings einher mit einer deutlich niedrigeren Zahl gesicherter Ergebnisse im Teilmodul PoD (erste Untersuchungen ergaben einen Rückgang gesicherter Befunde um etwa 30 %).

Beschluss: Der Projektbeirat spricht sich für die Beibehaltung getrennter Module aus.

b) Überarbeitung der Makrophytentypologie im Tiefland

Die Ausprägung einer Makrophyten-Biozönose ist stark abhängig von der mechanischen Belastung die auf die Pflanzen einwirkt. Diese entsteht durch das Abflussverhalten und die Fließgeschwindigkeit in einem Gewässer. In schnellem, reißend abfließendem Wasser (rhithral) können sich hauptsächlich kleinwüchsige oder sehr reißfeste Arten etablieren, in langsamen oder fast stehenden Gewässern (potamal) existieren u. a. großblättrige Arten sowie Schwimmblattpflanzen oder sogar Pleustophyten. Die Abflussbedingungen sind Bestandteil der Makrophyten-Gewässertypologie, da diese Ursache für unterschiedliche Referenzbiozönosen sind. Durch z. B. Aufstau oder Begradigung können diese Bedingungen im Gewässer verändert werden. Da der Typ aber grundsätzlich anhand der Referenzbedingungen festzulegen ist und bei überprägter Landschaft das ursprüngliche Abflussverhalten in einigen Fällen nur schwer zu ermitteln ist, wird schon seit einiger Zeit nach einer Möglichkeit gesucht, die Zuordnung der jeweiligen Gewässerstrecken zur Makrophytentypologie zu vereinfachen (SCHAUMBURG et al. 2006). Außerdem wurde aus den Erfahrungen der Bundesländer mit dem vorliegenden Bewertungsansatz heraus die Notwendigkeit der längszonalen Unterteilung des Typs TR in klein (TRk), mittel (TR bzw. TRm) und groß (TRg) erkannt.

Tabelle 31: Kriterien zur Unterscheidung von rhithralen und potamalen Fließgewässern bzw. Fließgewässerabschnitten (Koenzen, pers. Mittlg., Koenzen 2005; Abkürzungen: EZG = Einzugsgebiet; MG = Mittelgebirge).

Größe des EZG (km ²)	Talbodengefälle*	Anteil des MG am EZG	Fließverhalten
< 100	≤ 1 ‰		potamal
	> 1 ‰		rhithral
100-10.000	≤ 0,5 ‰		potamal
	> 0,5 ‰ - 1 ‰	< 50%	potamal
	> 0,5 ‰ - 1 ‰	> 50%	rhithral
	> 1 ‰		rhithral
> 10.000	≤ 0,5 ‰		potamal
	> 0,5 ‰		rhithral

* unter Berücksichtigung des potenziell natürlichen Windungsgrades

Für das vorliegende Projekt wurde Herr Dr. K. van de Weyer beauftragt, einen Vorschlag zu erarbeiten, der die abflussbezogene Typausweisung erleichtern soll (Tabelle siehe Anhang, Abschnitt IV.2). Die dort empfohlene Vorgehensweise beruht unter anderem auf Informationen zum Talbodengefälle (Tabelle 31) und dem Windungsgrad. Zur Ermittlung dieser Daten

wurde ein Unterauftrag an das Planungsbüro Koenzen vergeben; in Zusammenarbeit mit der Universität Duisburg-Essen sind die Talbodengefälle für die Probestellen im Norddeutschen Tiefland aus der Projektdatenbank ermittelt worden. Eine Anleitung zur Erhebung des Talbodengefälles findet sich im Anhang des Endberichts des Bayerischen Landesamtes (SCHAUMBURG et al. 2010).

Beschluss: Der Projektbeirat beschließt, das Talbodengefälle und das Typisierungsschema nach van de Weyer künftig als zusätzliches Hilfskriterium zur Typisierung heranzuziehen.

c) Überarbeitung der typspezifischen Indikatorartenlisten

Aufgrund der durch das Projekt erweiterten Datensätze konnten die typspezifischen Indikatorartenlisten der Organismengruppe Makrophyten erweitert und die Anpassung an die neueste Taxonomie vollzogen werden. Die Überarbeitung fand unter Mitwirkung von Herrn Dr. van de Weyer statt. Es sind die Ergebnisse der Indicator species analysis (Dr. Peter Rolaufts, Universität Duisburg-Essen) sowie die Erkenntnisse und Erfordernisse aus der Interkalibrierungsarbeit eingeflossen. Aufgrund der größeren Anzahl von Indikatorarten können nun mehr Probestellen gesichert mit dem Modul Makrophyten bewertet werden. Die Indikatorartengruppen A, B und C wurden beibehalten. Die Artgruppe V, welche die Versauerungszeiger enthält, entfällt. Die Bewertung der Versauerung wird künftig nicht mehr anhand der Makrophyten und Diatomeen vorgenommen, sondern ausschliesslich mittels der Teilkomponente Diatomeen.

Beschluss: Der Projektbeirat spricht sich dafür aus, die überarbeiteten Indikatorartenlisten künftig zu verwenden.

d) Überprüfung der Zusatzkriterien

Eine Problematik der Organismengruppe Makrophyten besteht in der oft natürlich bedingten geringen Artenzahl eine Biozönose und der ebenfalls oft natürlich bedingten spärlichen Bewuchsdichte. Um ein gesichertes Bewertungsergebnis bekommen zu können, muss aber eine gewisse Anzahl und Menge von indikativen Taxa vorhanden sein. Die bisher gültige Vorschrift für eine gesicherte Bewertung bezieht sich auf die Gesamtquantität aller submersen an einer Probestelle vorkommenden Taxa und zugleich den Anteil der als indikativ eingestuften Taxa. Diese Regelung würde es ermöglichen, mit einer einzigen indikativen Art zu bewerten. In der Überarbeitung wird nun eine Anzahl indikativer Taxa von mindesten zwei gefordert. Um ein gesichertes Ergebnis zu erhalten, müssen künftig alle nachfolgend aufgeführten Kriterien erfüllt sein:

- Mindestgrenze von 17 für die Gesamtquantität aller Submersen;
- Mindestgrenze von 2 indikativen, submersen Taxa;
- Mindestgrenze von 75 % für den Anteil eingestufferter Arten an der Gesamtquantität.

Die Überprüfung der Zusatzkriterien ergab keine Notwendigkeit, Veränderungen vorzunehmen. Lediglich für die neuen Typen TRk und TRg sind Ergänzungen erfolgt. Diese sind in der Handlungsanweisung einzusehen.

e) Überprüfung der Klassengrenzen

Die Klassengrenzen wurden überprüft und ein überarbeiteter Vorschlag, der auch die Klassengrenzen für die neu hinzugekommenen Typen TRk und TRg enthält, erstellt. Die Trennung der Klassen 4 und 5 wurde für alle Typen vorgenommen.

Die endgültigen Klassengrenzen sollen durch die Bundesländer bestätigt werden. Diese Phase des Projektes soll im Zusammenhang mit der neu zu erstellenden Bewertungssoftware erfolgen. Sobald die Klassengrenzen abgestimmt sind, werden sie in der Handlungsanweisung veröffentlicht werden.

6.2.2 Diatomeen

a) Ersetzen des Saprobienindex durch den Trophieindex (Typ D 13)

Für Fließgewässer des Diatomeentyps D 13 (große Flüsse und Ströme des Tieflandes) wurde bisher im Modul „Trophie- und Saprobienindex“ der Saprobienindex (ROTT et al. 1997) berechnet. Da die saprobielle Indikation anhand von photoautotrophen Organismen kritisch diskutiert wird und für das Phylib-Bewertungsverfahren eine einheitliche Vorgehensweise bei der Bewertung mit dem Modul „Trophie- und Saprobienindex“ gewünscht wird, soll das Verfahren dahingehend angepasst werden, dass auch in Fließgewässern des Diatomeen Typs D 13 der Trophieindex (ROTT et al. 1999) angewendet werden kann und ggf. eine Anpassung der Klassengrenzen erfolgen.

Anhand des Phylib-DV-Tools (Version 2.6) wurden für die 57 Datensätze jeweils der Trophie- und der Saprobienindex und die zugehörigen Modulwerte berechnet. Dabei nimmt der Saprobienindex Werte von 1,65 bis 2,60 ein, was einem sehr guten bis unbefriedigenden ökologischen Zustand entspricht. Für den Trophieindex wurden Werte von 2,54 bis 3,24 ermittelt, die eutrophe bis polytrophe Verhältnisse anzeigen. Dies stimmt mit den bisherigen Ergebnissen für die Gewässer des Diatomeentyps D 13 überein, deren indizierte Trophie

sich in einer vergleichsweise engen Spanne bewegt, die vom eutrophen bis polytrophen Zustand reicht (SCHAUMBURG et al. 2004, 2005).

Zur Überführung der Klassengrenzen des Saprobienindex in die entsprechenden Werte des Trophieindex wurde eine lineare Regression durchgeführt (SPSS 16.0; unabhängige Variable: Saprobienindex; abhängige Variable: Trophieindex). Über die Regressionsgleichung wurden aus den Werten der Klassengrenzen des Saprobienindex (SCHAUMBURG et al. 2005) die entsprechenden Klassengrenzen des Trophieindex abgeleitet (Abbildung 11).

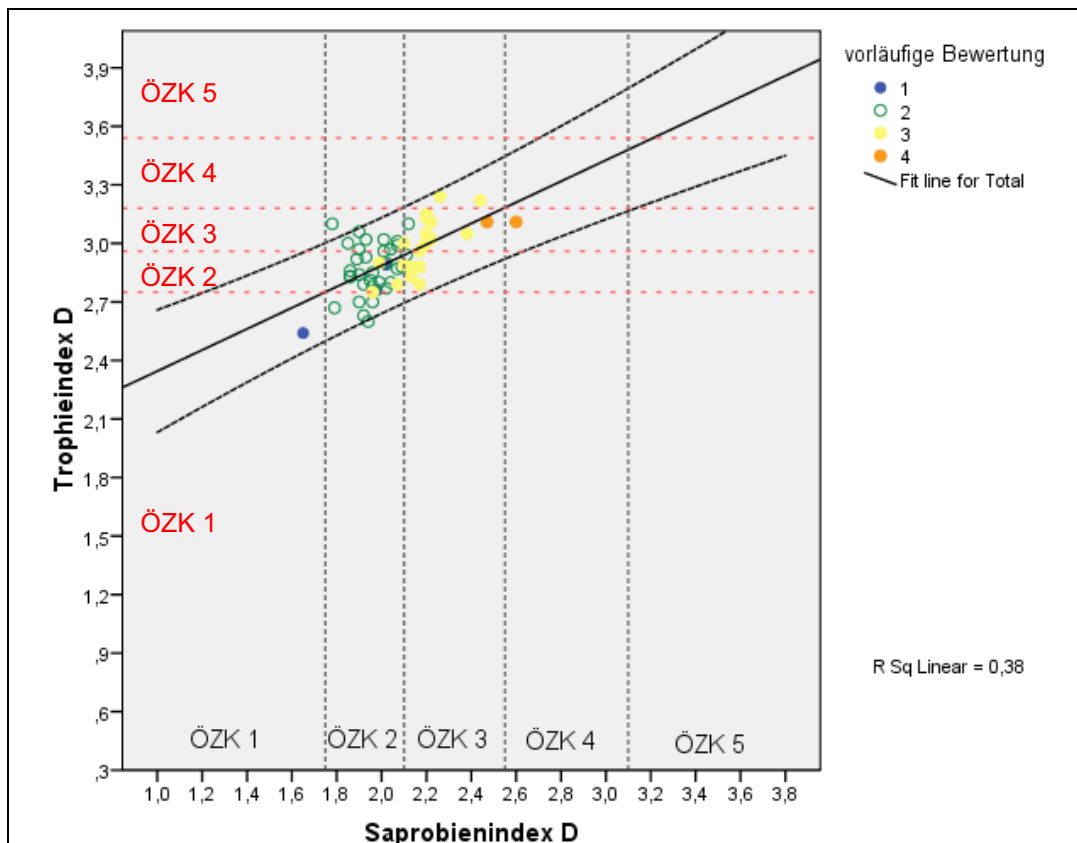


Abbildung 11: Lineare Regression zwischen Saprobien- und Trophieindex (mit 95 %-Konfidenzlinien; $r = 0,62$; die Längen der Achsen umfassen den für jeden Index theoretisch möglichen Wertebereich; die Einfärbung der Punkte erfolgte nach den ökologischen Zustandsklassen, die sich aus der Bewertung mit dem bestehenden Phylib-Verfahren ergeben).

Die meisten Fließgewässerstellen weisen bei Bewertung nach dem bisherigen Phylib-Verfahren einen guten oder mäßigen ökologischen Zustand auf. Nur drei Stellen wurden mit sehr gut bewertet, ein unbefriedigender Zustand wurde für zwei Stellen festgestellt. Wird der ökologische Zustand aus dem ermittelten Saprobienindexwert abgeleitet, erreicht eine Fließgewässerstelle einen sehr guten ökologischen Zustand, zwei Fließgewässerstellen erreichen einen unbefriedigenden Zustand. Für alle übrigen Stellen lässt sich aus den ermittelten Saprobienindexwerten ein guter oder mäßiger ökologischer Zustand ableiten.

Die über die Regression abgeleiteten Klassengrenzen für den Trophieindex (rote Linien) sind ungleichmäßig über die Trophiespanne verteilt. Zu breit gefasst ist die ökologische Zustandsklasse 1, die bis zu einem Trophieindexwert von 2,75 reicht, was nach ROTT et al. (1999) bereits eu- bis polytrophen Verhältnissen entspricht. Die Klassenbreiten für die ökologischen Zustandsklassen 2 bis 5 dagegen erscheinen gegenüber den Klassenbreiten, die auf dem Saprobienindex basieren, geschrumpft.

Die Ergebnisse stehen im Einklang mit den Ergebnissen des bisherigen Phylib-Projekts. Für den Diatomeentyp 13 liegt ein eingeschränktes Datenspektrum vor, da kaum Fließgewässerstellen im sehr guten ökologischen Zustand vorhanden sind. Die indizierte Trophie bewegt sich im Bereich der Eu- bis Polytrophy und damit in einem Bereich, in dem die Diatomeen träge reagieren und der Trophieindex nur noch wenig differenziert. Bei der Regression wird das an der Schrumpfung der abgeleiteten Klassenbreiten deutlich. Daher wurde bisher im Phylib-Verfahren der Saprobienindex berechnet, der im Vergleich zum Trophieindex in den Bereichen starker Nährstoffbelastung, die durch den zunehmenden Einfluss saprobieller Prozesse bis hin zu saprotrophen Zuständen charakterisiert sind, über ein deutlich weiteres Spektrum verfügt.

Eine Ableitung der Klassengrenzen für den Trophieindex über die Regressionsgleichung ist möglich, aber bei dem vorliegenden Datensatz vor allem in den Randbereichen wenig abgesichert, da keine bzw. kaum Fließgewässerstellen mit sehr gutem bzw. unbefriedigendem und schlechtem Zustand enthalten sind. Eine Anpassung der Klassengrenzen könnte innerhalb der 95 %-Konfidenzlinien vorgenommen werden, würde aber gerade an der Grenze vom guten zum mäßigen Zustand unscharf bleiben, da sich die Punktwolken der beiden Zustandsklassen stark überschneiden. Eine Überprüfung der Klassengrenzen zwischen den Zustandsklassen 1 und 2 bzw. 4 und 5 wird in der Praxis kaum möglich sein, da vermutlich sehr wenig entsprechende Fließgewässerstellen existieren. Eine „bessere“ Regressionsgleichung könnte berechnet werden, wenn eine breitere Datenbasis für Fließgewässer des Diatomeentyps D 13 vorliegt, die auch Fließgewässerstellen mit niedrigerer Trophie beinhaltet. Mit den vorliegenden Daten ist aufgrund der lückenhaften Chemiedaten und der fehlenden Korrelation mit dem Gesamtphosphor nur eine Ableitung aus den Saprobienindexwerten möglich. Der mit der Schrumpfung der Klassenbreiten einhergehende Verlust an Trennschärfe lässt dieses Vorgehen wenig sinnvoll erscheinen.

Beschluss: Der Projektbeirat beschließt, den bisher gültigen Saprobienindex beizubehalten. Der Metric „Trophie- und Saprobienindex“ soll in „Modul Nährstoffbewertung“ umbenannt werden.

b) Erstellung einer Ausschlussliste planktischer Diatomeentaxa

Nach SCHAUMBURG et al. (2006) sollen bei der Zählung der 400 Diatomeenobjekte benthische und benthisch/planktische Taxa erfasst werden. Formen mit obligatorisch planktischer Lebensweise sollen bei der Zählung nicht berücksichtigt werden und nicht in die Berechnung der relativen Häufigkeiten eingehen. Da Literaturangaben zur Lebensweise der centriscen Taxa nicht durchgängig vorhanden und z. T. widersprüchlich sind, sollen nach SCHAUMBURG et al. (2006) Centrales mit Ausnahme von *Melosira varians* bei der Zählung generell nicht miterfasst werden. Dies gilt auch für diejenigen centriscen Taxa, die potentiell eine benthische Lebensweise aufweisen können wie z. B. *Cyclotella meneghiniana*.

Um die Vergleichbarkeit der Zähl- und Bewertungsergebnisse verschiedener Bearbeiter zu gewährleisten, wurde eine Ausschlussliste der bei der mikroskopischen Auswertung nicht zu berücksichtigenden planktischen pennaten Diatomeentaxa erstellt (Tabelle 15). Für Angaben zur Lebensweise wurde neben KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986-1991) auch die Literaturstudie zur Trophiekartierung in aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern (SCHMEDITJE et al. 1998) herangezogen. Ergänzend erfolgte ein Abgleich mit der aktuellen Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (MAUCH et al. 2003, Stand Oktober 2007) bzw. der dem DV-Tool (Version 2.6) zugrunde liegenden Taxaliste, die ebenfalls Angaben zur Lebensform bzw. Bio-Komponente enthalten. Der Vollständigkeit halber werden auch marine und Brackwasserarten mit angegeben.

Das pragmatische Vorgehen, Centrales bei der mikroskopischen Auswertung nicht zu berücksichtigen, wird beibehalten (mit Ausnahme von *Melosira varians*). Da auch die Auswertung der Proben, deren Ergebnisse in die Phylib-Verfahrensentwicklung eingingen, nach obigen Kriterien erfolgte, kann so von einer höheren Vergleichbarkeit und einer besseren Treffschärfe der Bewertungsergebnisse ausgegangen werden. Die Miterfassung von Centrales führt dazu, dass sich die Abundanzwerte für die benthischen Taxa ändern. Das kann sich auch auf die Bewertung der Fließgewässerstelle auswirken und die Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Bearbeiter vermindern. Zudem sorgt das im DV-Tool vorhandene Sicherungskriterium (98 % < Gesamthäufigkeit < 102 %) dafür, dass für Datensätze, die einen hohen Anteil Centrales enthalten, ein ungesichertes Bewertungsergebnis ausgegeben wird.

c) Überprüfung der Referenzartenlisten

Es wurde geprüft, ob anhand der neuen Datensätze eine Erweiterung der Referenzartenlisten möglich ist. Dazu wurden die Artenlisten der Fließgewässerstellen im sehr guten bzw. guten ökologischen Zustand auf das Vorhandensein bisher nicht eingestufte Taxa geprüft. Während für die Diatomeentypen D 5, D 7, D 12.1 und D 12.2 ausreichend Stellen im sehr

guten Zustand vorhanden waren, wurden für die übrigen Diatomeentypen die Taxalisten der Stellen im sehr guten und guten ökologischen Zustand betrachtet.

Bei den vorkommenden, bisher nicht eingestuften Taxa handelt es sich überwiegend um ubiquitäre, trophietolerante oder euträphente Taxa. Trophiesensible Taxa traten meist nur als Einzelfunde mit sehr geringen Abundanzen auf.

Ein Abgleich der bisher nicht eingestuften Taxa mit den in SCHAUMBURG et al. (2004) für die entsprechenden Diatomeentypen angegebenen Referenzarten bzw. ungesicherten Referenzarten ergab keine Übereinstimmung. Auf eine Erweiterung der Liste der allgemeinen und typspezifischen Referenzarten wurde daher verzichtet.

6.2.3 Phytobenthos ohne Diatomeen

a) Überprüfung des Auftretens neuer Taxa und deren Eignung als Indikatoren

In der Projektdatenbank befinden sich zahlreiche Nachweise potentieller Indikatortaxa, die für eine Verbesserung der Bewertung der Fließgewässertypen herangezogen werden können. Allerdings ist darin eine Vielzahl von Taxa enthalten, die für eine Indikation nicht geeignet sind. Hierbei handelt es sich vor allem um Ordnungs- oder Gattungsnachweise sowie um Arten, die in ihrem Vorkommen nicht an eine benthische Lebensform in Fließgewässern angepasst sind, wie Plankter oder aerophytische Arten. Die nach Naturräumen separierte Liste wie auch eine Einschätzung, inwieweit sich die genannten Taxa als Indikatoren bzw. potentielle Indikatoren eignen, kann dem gesonderten Makrophyten-/Phytobenthosbericht (SCHAUMBURG et al. 2010) entnommen werden.

b) Überprüfung der bestehenden PoD-Typologie

Für das PoD wurden im bisher gültigen Verfahren fünf biozönotische Fließgewässertypen unterschieden.

- Fließgewässer der Alpen und des Alpenvorlandes;
- Fließgewässer der silikatisch geprägten Gewässer des Mittelgebirges;
- Fließgewässer der karbonatisch geprägten Gewässer des Mittelgebirges;
- Fließgewässer der karbonatisch geprägten Gewässer des Tieflandes;
- Fließgewässer der silikatisch bzw. organisch geprägten Gewässer des Tieflandes.

Für vier dieser Typen existiert ein Bewertungsverfahren. Eine weitere Differenzierung war in der Entwicklungsphase des Verfahrens auf Grund der geringen Datenlage nicht möglich. Im Rahmen des Projektes wurde anhand der zur Verfügung stehenden Datensätze diese

Differenzierung überprüft. Die Überprüfung orientierte sich dabei vornehmlich an den Artenzahlen der Algenklassen (in Form prozentualer Anteile) sowie der Häufigkeitsverteilung der Klassen (Summe der quadrierten Abundanzen). Danach wird das Arteninventar der meisten Typen von Blaualgen (Nostocophyceae) bestimmt; Unterschiede zwischen den Typen zeigen sich in dem Ausmaß ihrer Dominanz sowie in Ausstattung und Häufigkeit der weiteren Algenklassen (subdominante Ebene). Eine Ausnahme bilden die silikatischen Tieflandgewässer (explizit LAWA-Typ 14), in denen Charophyceen am stärksten vertreten sind. Für detailliertere Ausführungen wird auf den gesonderten Makrophyten-/Phytobenthosbericht (SCHAUMBURG et al. 2010) verwiesen.

c) Überprüfung ökologischer Präferenzen

Anmerkung: *Aufgrund des Umfangs der Auswertungen wie auch der sich daraus ergebenden tabellarischen Übersichten muss an dieser Stelle auf den gesonderten Makrophyten-/Phytobenthosbericht (SCHAUMBURG et al. 2010) verwiesen werden.*

d) Diskussion und Überarbeitung der vorliegenden Indikationsliste

Für eine Einschätzung der vorliegenden Daten wurde auf folgende Referenzen zurückgegriffen:

- Eine gute Übersicht der Güteklassifizierung der Nährstoffe, Salze und Summenparameter gibt der Gewässergütebericht des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft und Küstenschutz, der das Flusseinzugsgebiet der Rhume bearbeitet (SCHWÄGLER et al. 2003). Um einige Stufen mit den Beschreibungen des Vorkommens der Taxa in der Literatur vergleichen zu können, wurden hier verbale Umschreibungen der Stufen für die Werte des Gesamtphosphors und des organischen Gesamtkohlenstoffgehaltes (TOC) eingeführt.
 - Weiterhin können die Hintergrund- und Orientierungswerte des RaKon-Papiers (2007) genutzt werden. Die Hintergrundwerte nennen Kenngrößen für den Übergang vom „sehr guten“ zum „guten“ Zustand, die Orientierungswerte beschreiben Kenngrößen für den Übergang vom „guten“ zum „mäßigen“ Zustand. Für folgende relevante Messgrößen sind diese Werte angegeben: Temperatur, Sauerstoff, TOC, Chlorid, Gesamtphosphor, Orthophosphat und Ammonium. Zusätzlich werden Orientierungswerte für den pH-Wert genannt. Weiterhin finden sich in den Steckbriefen für die einzelnen Typen Werte zur Leitfähigkeit, zum pH und zur Gesamthärte.
 - Für eine Einschätzung der Werte der Säurekapazität für die silikatisch geprägten Gewässer war die Veröffentlichung von MEIER et al. (2006) hilfreich, in der für das Makrozoobenthos eine Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems an neue internationale Vorgaben im Auftrag des Umweltbundesamtes entwickelt wurde. Die Autoren stellen fünf Säure-Regime-Typen der Gewässer auf und geben an, dass ohne anthropogene Einträge aus der Atmosphäre in die Gewässer unter natürlichen Bedingungen nur die Typen 1 bis 3 vorkommen könnten, während die Typen 4 und 5 nur bei anthropogener Säurebeeinflussung auftreten würden.
-

Die oben dargestellten Referenzen wurden genutzt, um die für die Taxa des PoD ermittelten Präferenzen und Toleranzen typspezifisch zu bewerten.

Dazu wurden die Güteklassen, wie sie im Gewässergütebericht des Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (SCHWÄGLER al. 2003) erscheinen, farblich markiert. Diese Farbmarkierungen wurden dann auf die Werte der Taxa übertragen. Anschließend wurden die chemisch-physikalischen Daten für jede Gruppe von Differential- bzw. Charakterarten und indifferenten Taxa zusammengestellt sowie die die relevanten Hintergrund- und Orientierungswerte der in Frage kommenden Fließgewässertypen angegeben.

Für jedes Taxon wurde eine Beurteilung der gewonnenen Werte als verbale Zusammenfassung durchgeführt. Dabei galten die Werte des Gesamtphosphors als Hinweis auf den Trophiegrad der Gewässer und der TOC als Hinweis auf die Saprobie. Die TOC-Werte konnten allerdings in dieser Hinsicht nicht für Arten genutzt werden, die an dystrophe Gewässern angepasst oder in Gewässern mit natürlich erhöhtem organischen Abbau leben.

Anmerkung: *Aufgrund des Umfangs der Auswertungen wie auch der daraus folgenden tabellarischen Übersichten muss an dieser Stelle auf den gesonderten Makrophyten-/Phytobenthosbericht (SCHAUMBURG et al. 2010) verwiesen werden.*

Anmerkung: Alle nicht mit dem aktuellen Softwareupdate realisierten Änderungswünsche sind dem Anhang (Abschnitt IV.2) zu entnehmen. Eine gesonderte Beschreibung der Inhalte des Updates wird nachgeliefert, sobald die neue Software-Version verfügbar ist.

6.3 Phytoplankton

a) Übersicht

Die Biokomponente Phytoplankton dient bei der Bewertung von Fließgewässern der Indikation der Eutrophierung (Mischke & Behrendt 2007), angelehnt an die Trophiebewertung von stehenden Gewässern (OECD 1982, LAWA 1999, Mischke et al. 2008). Eine Eutrophierung ist als erhöhte Primärproduktion definiert, die durch eine übermäßige Verfügbarkeit von Nährstoffen, vor allem von Phosphor, verursacht wird. Die Belastungsgröße Eutrophierung wird deshalb traditionell sowohl in Seen als auch in Fließgewässern (Klose 1968, OECD 1983, Behrendt & Opitz 1996, LAWA- Unterarbeitskreis Planktonführende Fließgewässer

2002) mittels der beiden Parameter Gesamtphosphor (Nährstoff) und Chlorophyll a (Biomasse gemessen im Wasserkörper) klassifiziert.

Da das Phytoplankton neben den beiden anderen wichtigen Primärproduzenten in Fließgewässern (Phytobenthos und Makrophyten) selbst einen wesentlichen Beitrag zur Primärproduktion beitragen kann, ist die Definition der Eutrophierung nicht unabhängig von der biologischen Kenngröße Phytoplankton. Damit ist eine gewisse Autokorrelation zwischen der Definition der Belastungsgröße und der zu beschreibenden Biokomponente gegeben. Die für das Bewertungsverfahren PhytoFluss zugrunde liegende Herleitung der Kenngrößen beruht auf der Kalibrierung entlang einer neuartigen Trophieklassifizierung von ausgewählten Fließgewässern mittels Gesamtphosphor und Chlorophyll a (siehe Tabelle 32). Die Schwellenwerte hierfür sind fließgewässertypspezifisch und wurden für den Zweck der WRRL anhand umfangreicher empirischer Messdaten hergeleitet (Mischke et al. 2005; Mischke 2006); dabei berücksichtigen sie den Unterschied zwischen phosphorinduziertem Trophiepotenzial und tatsächlicher Biomasseausprägung aufgrund typspezifischer physikalischer Limitierungen.

Tabelle 32: Trophieklassifizierung zur Verfahrensherleitung von PhytoFluss für die bewertungsrelevanten Fließgewässertypen anhand von Klassenobergrenzen für die Konzentrationen von Gesamtphosphor (TP) und Chlorophyll a (unkorrigiert für Phaeophytin a; Chl-a) im Saisonmittel von April bis Oktober (die Bewertung nach WRRL erfolgt ohne TP nur mit Chlorophyll a anhand einer Bewertungsfunktion und weiteren Kenngrößen).

FG-Typen	10.1 / 20.1		10.2 / 20.2		9.2 / 15.2 / 17.2		15.1 / 17.1	
	TP [µg P/l]	Chl-a [µg/l]	TP [µg P/l]	Chl-a [µg/l]	TP [µg P/l]	Chl-a [µg/l]	TP [µg P/l]	Chl-a [µg/l]
sehr gut	50	10,1	54	30	54	20	50	20
gut	135	17,5	90	52	90	33	135	33
mäßig	220	30	150	90	150	55	220	55
unbefried.	300	51	250	155	250	90	300	90
schlecht	>300	>51	>250	>155	>250	>90	>300	>90

Da Referenzgewässer weitgehend fehlten, musste zunächst die Phosphorhintergrundkonzentration rekonstruiert werden (Mischke et al. 2005; Behrendt et al. 2003). Zusammenfassend und grob vereinfachend wurde als Obergrenze für alle Fließgewässertypen ein gemeinsamer Wertebereich von kleiner 50 µg/L TP aus den überwiegend deutlich niedrigeren rekonstruierten Referenzwerten festgelegt und so auch in den Entwurf zur Rahmenkonzeption der LAWA zu den physikalischen und chemischen Hintergrundwerten für Fließgewässer (RaKon 2007) übernommen. Durch ein korrelatives, modellgestütztes Verfahren wurden ausgehend von dem TP-Grenzwert zwischen den Zuständen „gut“ und „sehr gut“ typspezi-

fisch die Biomasse im sehr guten Zustand hergeleitet. Sofern neue Daten aus Europa verfügbar gemacht werden können, soll eine Neubetrachtung der Referenzzönosen im geografischen Vergleich (Absicherung des Verfahrens für Typ 15.2, 10.2 und 20.2) erfolgen.

Phosphor in nicht allen Fließgewässern zu einer messbar erhöhten Biomasse des Phytoplanktons führt, da viele weitere Faktoren die Biomasseausprägung limitieren. Neben den elementaren physikalischen Voraussetzungen wie ausreichende Wasseraufenthaltszeit und Lichtverfügbarkeit, beeinflussen die Verluste, wie Fraß (Grazing) und Sedimentation, die resultierende Biomasse und Artenzusammensetzung.

Tabelle 33: Subtypenbildung Fließgewässer für die Phytoplanktonbewertung.

FG-Typ	Name des Fließgewässertyps	Kriterium für Subtypenbildung
15.1 + 17.1	Sand-, lehm- und kiesgeprägte Tieflandflüsse mit kleinem EZG	EZG 1000 - 5000 km ²
15.2 + 17.2	Sand-, lehm- und kiesgeprägte Tieflandflüsse mit großem EZG	EZG > 5000 km ²
20.1	Sandgeprägte Ströme des TL mit großer Abflussspende	> 10 l/s/km ² (Q/EZG)
20.2	Sandgeprägte Ströme des TL mit kleiner Abflussspende	< 10 l/s/km ² (Q/EZG)
9.2	Große Flüsse des MG	
10.1	Kiesgeprägte Ströme des MG mit großer Abflussspende	> 10 l/s/km ² (Q/EZG)
10.2	Kiesgeprägte Ströme des MG mit kleiner Abflussspende	< 10 l/s/km ² (Q/EZG)
23	Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	EZG > 500 km ²

Die Bewertung von Fließgewässern mittels Phytoplankton erfolgt aufgrund der unterschiedlich ausgeprägten physikalischen Beschränkungen nur für ausgewählte Gewässertypen (Mischke & Behrendt 2007), die im Folgenden als „bewertungsrelevant“ bezeichnet werden. Bei der Verfahrensentwicklung wurden diese anhand umfangreicher, vorliegender Messdaten zur Biomasse (Chlorophyll a-Konzentration) und anhand des Schwellenwertes „>20µg/l Chl_a im Saisonmittel“ ausgewählt. Dieser Schwellenwert wurde für die Belange der WRRL innerhalb des LAWA-Expertenkreises und auf einem internationalen Workshop abgestimmt (Phytoplankton in European Rivers, 27.02.-01.03.2003, Berlin). Die physikalischen Voraussetzungen für die Bildung relevanter Phytoplanktonbiomassen (planktonführend) im anthropogen gering beeinflussten Zustand (unverbaut und nicht eutrophiert) sind nur in den größeren Gewässern und in sehr gefällearmen, kleineren Flüssen gegeben. In diesen bewertungsrelevanten Fließgewässern ist eine Veränderung der Biomasse und der taxonomischen Zusammensetzung des Phytoplanktons mit Zunahme der Eutrophierung nachzuweisen, die sich in biologische Kenngrößen übertragen und für ein WRRL-konformes Bewertungsverfahren nutzen lassen (Mischke & Behrendt 2007).

b) Ziele

Projektziele im Bereich Phytoplankton waren im vorliegenden Projekt:

- Sammlung von Erfahrungen und Änderungswünschen der Anwender in den Bundesländern (in diesem Zusammenhang wurde der Expertenkreis gebeten, die Bewertung staueregelter Flüsse zu überprüfen, da die Bewertung in einigen Fällen zu gut abschneidet);
- Dokumentation der Aussagekraft des Gesamtindex Potamoplankton und seiner Einzelmetrics anhand eines erweiterten Datensatzes;
- Erweiterung des Verfahrens auf natürlicherweise nicht planktonführende Fließgewässer (Anmerkung: das Auftreten von erheblichen Biomassen des Phytoplanktons indiziert in nicht bewertungsrelevanten Fließgewässern neben der Eutrophierung immer auch eine hydromorphologische Veränderung des Gewässers; diesem Umstand wird durch die pauschale Einstufung von nicht bewertungsrelevanten Fließgewässern als „degradiert“ bei Erfüllung des Kriteriums „> 30µg/l Chla_a im Saisonmittel“ im bestehenden Bewertungsverfahren bereits Rechnung getragen (Mischke & Behrendt 2007); diese bisherige pauschale Bewertung sollte um Kenngrößen der taxonomischen Zusammensetzung und um eine Differenzierung in Gewässergruppen erweitert werden; die Wechselwirkung zwischen stofflicher und hydromorphologischer Degradation (jegliche Art von Verbau mit Wirkung der Verlängerung der Wasserverweilzeit) sollen so beschrieben werden, dass Schwellenwerte für beide Degradationsarten zur Einhaltung des guten Zustandes auch für natürlicherweise nicht planktondominierte Fließgewässer abgeleitet werden können);
- Erarbeitung eines Beitrags zur Bewertung von erheblich veränderten Wasserkörpern (erste Arbeiten hierzu wurden bereits im Rahmen eines weiteren Projekts (Pottgiesser et al. 2008) durchgeführt).

c) Umsetzung

→ Sammlung von Erfahrungen

Die Änderungsvorschläge der Nutzer aus Länderbehörden, der Wasserwirtschaftsverwaltung und freien Büros wurden zusammengetragen und auf einer Sitzung des LAWA-Expertenkreises (Dezember 2007) vorgestellt. Ergebnis der sich daran anschließenden Diskussion waren Vorschläge für die Umsetzung, unter dem Vorbehalt, vorhandene Einwände bis spätestens Ende 2007 zu formulieren. Dies ist nicht geschehen, weswegen die gefassten Beschlüsse besagter Sitzung umgesetzt werden konnten. Die Programmierung des Updates erfolgte durch Jürgen Böhmer. Im April 2008 wurde eine neue Version von PhytoFluss (Version 2.0) auf die Homepage der Institutsseite des IGB gestellt; die Software kann über die Internetseite <http://www.igb-berlin.de/mitarbeitende-321.html?show=117> und den dortigen Link „Downloads zum Bewertungsverfahren Phytoplankton nach WRRL“ bezogen werden.

Die Auswirkungen der Modifikation auf die Bewertung wurden anhand von Praxistestdaten dokumentiert und als Dokumentation dem LAWA-Expertenkreis zugestellt. Im Folgenden werden die bewertungsrelevanten Änderungen der Software kurz skizziert.

- Verfahrensbeschreibung: Es wurde eine Änderung gegenüber der Beschreibung, wie sie im Handbuch Mischke & Behrendt (2007) niedergelegt ist, beschlossen. Von den bewertungsrelevanten Änderungen sind die Fließgewässertypen 9.2, 15, 17, 20.2 und 23 betroffen.
- veränderte Wertung des Cyano-Index: Sobald das Klassen-Biovolumen der Cyanobacteria einen Grenzwert von $0,5 \text{ mm}^3/\text{l}$ unterschreitet, wird immer eine Bewertung, nämlich als "guter Zustand", durchgeführt. Begründung: Zuvor war der Wert $0,5 \text{ mm}^3/\text{l}$ nur ein Prüfkriterium, für den Fall, ob der Cyano-Index überhaupt angewendet werden soll, weshalb bei Unterschreitung dieses Wertes ursprünglich keine Cyano-Wertung vorgesehen war (Mischke & Behrendt 2007).
- korrigierte Berechnung: Es wurde bisher keine Wertung des Cyano-Metrics im Fall eines Wertes oberhalb $0,5 \text{ mm}^3/\text{l}$ bei gleichzeitigem Eintritt des Kriteriums $\text{Proz_Cyano} < \text{"M_P"}$ -Grenze durchgeführt, also nicht wie im Handbuch gefordert, die Bewertung von Metrik 1 nochmals eingesetzt. Da nicht für alle Zustandsklassen des Cyano-Metrics Grenzwerte für den Parameter „prozentualer Anteil“ definiert sind (Ausnahme: Typ 23), galt laut Handbuch: Wenn der Prozentanteil der Cyanobacteria außerhalb der definierten Bereiche liegt, dann soll für den Cyano-Index nochmals die Wertung von Gesamtpigment (Metric 1; Chla_Bew) eingesetzt werden. Für die Typen 9.2, 15, 17 und 20.2 gilt dies, wenn der Prozentsatz kleiner ist als die Grenze mäßig/unbefriedigend ("M_P"). Dann ist nochmals die Wertung "Chla_bew" in den Gesamtindex einzuberechnen (dieser Fall trat nur in 12 von 445 Fällen auf).

→ Dokumentation der Aussagekraft des Gesamtindex Potamoplankton

Aussagen zur Aussagekraft des Gesamtindex Potamoplankton und seiner Einzelmetrics wurden zusammengetragen und gingen in die übergreifende Projektbearbeitung ein (siehe Anhang, Abschnitt I.2 – Tabellen mit Bezug zum Phytoplankton).

→ Erweiterung des Verfahrens auf natürlicherweise nicht planktonführende Fließgewässer

Die Erweiterung und Spezifizierung des Verfahrens PhytoFluss für Fließgewässer, die natürlicherweise nicht planktonführend sind, kann erst erfolgen, wenn ausreichend neue Bewertungsergebnisse vorliegen.

→ Erarbeitung eines Beitrags zur Bewertung von HMWB

Aufgrund einer zu geringen Datenlage sowie des Umstandes, dass Phytoplankton primär auf stoffliche Belastungen anspricht, die HMWB-Thematik jedoch eher hydromorphologische Aspekte umfasst, wurde dieser Punkt nicht bearbeitet.

Nachtrag zu staugeregelten Gewässern: Was die Problematik der Bewertung staugeregelter Gewässer angeht, ist festzuhalten, dass eine erhebliche, also bewertungsrelevante Neubildung an Phytoplankton bei einer Aufenthaltszeit von mehr als 3 Tagen im Staubebereich

zu erwarten ist, somit PhytoFluss sensitiv auf Eutrophierung reagiert. Des Weiteren nehmen seentypische Planktonarten zu (siehe auch Borics et al. 2008), was ebenfalls den PhytoFluss-Index verschlechtert. Bei einer Wasseraufenthaltszeit von unter 4 Tagen ist entweder eine Neubildung an Phytoplankton im Staubereich gering oder/und es kommt zu einer Verminderung des Phytoplanktons (Sedimentation von Diatomeen), sofern der oberliegende Flussabschnitt durch echtes Flussplankton geprägt ist (turbulenzadaptierte Diatomeen und verdriftete Aufwuchsdiatomeen, die schwere Schalen haben). Im weiteren Projektverlauf sollte geklärt werden, ob eine solche Kategorisierung der Aufstautypen (mit Hilfe des Kriteriums kleiner oder größer 3 Tage Wasseraufenthaltszeit) auch aus Sicht von Q-sims sinnvoll ist, wobei eine solche Verfahrensweise lediglich eine Übergangslösung darstellen würde. Um die Frage des Effekts von Aufstauungen jedoch abschließend zu beantworten, müsste eine eigene Studie betrieben werden, für die innerhalb des Projekts keine ausreichenden Daten vorhanden waren. Hierfür notwendige Informationen (Wasseraufenthaltszeiten, insbesondere hinsichtlich Stauhaltung im Vergleich zu freifließenden Abschnitten), sind bei der BFG in Koblenz vorhanden. Eine zukünftige Zusammenarbeit wäre daher wünschenswert.

7. Vorschlag zur Bewertung des ökologischen Potenzials

7.1 Einführung und Konzeption

Für Gewässer, die aufgrund anthropogener Einflüsse in ihrem Wesen erheblich verändert wurden, sieht die Wasserrahmenrichtlinie weniger strenge Umweltziele vor als für so genannte „natürliche“ Gewässer. Statt des guten ökologischen Zustandes wird in diesem Fall das gute ökologische Potenzial angestrebt, dessen Messlatte im Regelfall niedriger liegt als die des guten ökologischen Zustandes.

Für die Bewertung erheblich veränderter Gewässer existiert bislang kein bundesweit einheitliches Verfahren. Die Mehrzahl der Bundesländer hat im Zuge der Behandlung erheblich veränderter Gewässer einen maßnahmenorientierten Ansatz für den ersten Bewirtschaftungsplan vorgenommen („Prager Ansatz“), während in den übrigen Bundesländern (z. B. Bayern) auch andere Optionen, wie Typwechsel, angewandt wurden. Gemeinhin besteht jedoch die Tendenz zur Einzelfallbetrachtung, da Maßnahmen grundsätzlich in die Bewertung mit einbezogen werden sollen und Art wie auch Umfang durchsetzbarer Maßnahmen vorherrschend wasserkörperspezifisch sind.

Im vorliegenden Projekt sollte ein Vorschlag für ein bundesweit einheitliches Verfahren erarbeitet werden. Vorüberlegungen gingen dahin, die bestehenden Bewertungsverfahren zu modifizieren und auf die Bewertung erheblich veränderter Gewässer hin anzupassen. Eine solche Herangehensweise ist sehr pauschal und kann wasserkörperspezifische Belange nur eingeschränkt berücksichtigen. Um dennoch bestehende Nutzungen in den Bewertungsvorgang zu integrieren, wurde in Absprache mit Vertretern des Umweltbundesamtes, der LAWA-Expertenkreise „Fließgewässer“ und „Hydromorphologie“ sowie des projektbegleitenden Beirats folgendes erweitertes Konzept erarbeitet.

Kernbestandteil des Konzepts ist die Auftrennung in eine Bewertungs- und eine Maßnahmenseite (Abbildung 12), mit der Vorgabe, jeweils fachspezifische Ziele für Bewertung bzw. Wasserkörper zu definieren. Auf der Maßnahmenseite könnte dies auf der Grundlage bereits existierender Konzepte (z. B. RaKon VI) geschehen sowie unter Zuhilfenahme von Erkenntnissen, die im Rahmen des vorliegenden Forschungsvorhabens gewonnen wurden (Kapitel 5: Identifizierung maßnahmenrelevanter Faktoren). Das Resultat wäre die Definition eines wasserkörperspezifischen Ziels, aus dem heraus ein Orientierungswert für das ökologische Potenzial abzuleiten wäre. Auf der Bewertungsseite würde entsprechend verfahren, mit dem Unterschied, dass hier keine wasserkörperspezifische Herangehensweise praktiziert wird, sondern, im Hinblick auf eine Modifizierung bestehender Bewertungssysteme, pauschale Orientierungswerte auf der Ebene von Gewässertypen vergeben werden. Das Konzept sieht

hierzu vor, zunächst die Verfahren für natürliche Gewässer anzuwenden und nur diejenigen Messstellen weiterzubetrachten, die den guten ökologischen Zustand verfehlen. Diese würden mit einem modifizierten Verfahren bewertet, für dessen Anpassung drei Optionen angedacht sind:

- Typwechsel
- Metricwechsel
- Abwärtsskalierung.

Die Optionen werden in Kapitel 7.2 näher erläutert.

Um dem Bearbeiter die Möglichkeit einzuräumen, auf Sonderfälle, die von dem allgemeinen Prozedere nicht erfasst werden, zu reagieren, ist die Option vorgesehen, in beschränktem Umfang in die Bewertung einzugreifen. Dies könnte anhand der Definition einer individuellen Schwelle geschehen, ab der ein Gewässer für die HMWB-Bewertung vorgesehen wird, oder über eine Veränderung des Wechsels hin zu einem anderen als dem vorgesehenen Gewässertyp.

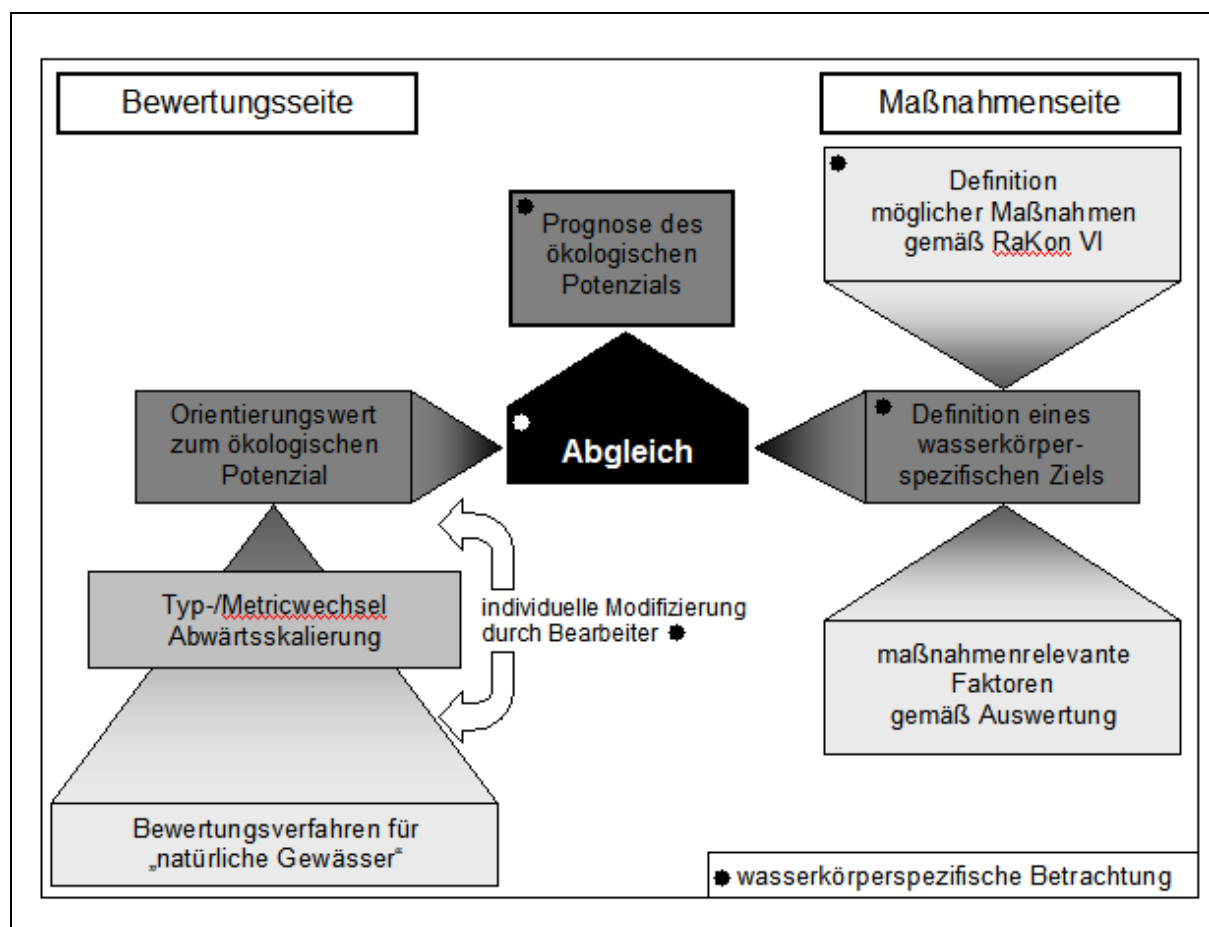


Abbildung 12: Konzept zur Ermittlung des ökologischen Potenzials.

In einem letzten Schritt müssten die von der Bewertungs- bzw. Maßnahmensseite hergeleiteten Orientierungswerte abgeglichen werden, um zu einer gemeinsamen Prognose für die Höhe des ökologischen Potenzials zu gelangen. Vorteil eines solchen zweigleisigen Ansatzes wäre die Integration der individuellen, wasserkörperspezifischen Nutzungssituation sowie der daraus abzuleitenden Maßnahmen in die pauschale Bewertung. Noch nicht abschließend geklärt sind dabei die Regeln, nach denen ein Abgleich im Falle voneinander abweichender Orientierungswerte zu erfolgen hätte.

Inwieweit die drei genannten Optionen praktikable Verfahren für eine Bewertung darstellen ist Gegenstand des folgenden Abschnitts.

7.2 Beschreibung der Optionen

Die Erarbeitung eines Systems zur Bewertung erheblich veränderter Wasserkörper sieht drei Optionen vor, deren Umsetzbarkeit bzw. Eignung separat für jeden Gewässertyp bzw. jede Gewässertypengruppe geprüft werden soll. Die Optionen sind:

- Option A: Typwechsel. Die Option Typwechsel bedeutet den kompletten Austausch der Bewertungsmetrics durch das Core-Metric-Set eines anderen Typs. Hierbei stehen vornehmlich die Gewässer der Ökoregionen Alpen/Voralpen und Mittelgebirge im Fokus, bei denen angedacht ist, die Bewertung durch die Systeme der entsprechend größeren Typen zu ersetzen; so könnte beispielsweise die Bewertung von Gewässern des Typs 5 mittels des Metricsystems des Gewässertyps 9 erfolgen.
 - Option B: Metricwechsel. Die Option Metricwechsel ist eine abgeschwächte Form des Typwechsels. Hierbei wird nicht das komplette Set an Core Metrics ersetzt, sondern lediglich einzelne Metrics, vornehmlich solche, die primär zwischen den Zuständen sehr gut und gut differenzieren. Diese sollen ersetzt werden durch Metrics, die prinzipiell für Bewertungszwecke geeignet sind, idealerweise also bereits als Core Metrics anderer Typen Verwendung finden (z. B.: Anteil Epirhithral-Besiedler [Core Metric der Typen 6 und 7] wird ersetzt durch Anteil Metarhithral-Besiedler [Core Metric des Typs 9]) und vornehmlich zwischen den Zuständen mäßig bis schlecht differenzieren (Abbildung 13).
 - Option C: Abwärtsskalierung. Die Option Abwärtsskalierung sieht die Absenkung von Klassengrenzen, vornehmlich bei der Zuweisung ökologischer Zustandsklassen vor, mit dem Ziel, die Zustandsklasse „gut“ schon bei niedrigeren Indexwerten zu vergeben (siehe Abbildung 14). Die Stärke der Abwärtsskalierung soll in Abhängigkeit von Umfang und Wirksamkeit geplanter Maßnahmen sowie der Art und Intensität vorhandener Nutzungen festgesetzt werden. Hintergrund ist, dass Nutzungen die Durchführbarkeit bestimmter Maßnahmen bestimmen. Je geringer die Nutzungsintensität ausfällt, desto höher ist das ökologische Potenzial anzusetzen, das unter Beibehaltung der Nutzung erreicht werden kann, da Umfang umsetzbarer Maßnahmen und Höhe des guten ökologischen Potenzials in unmittelbarem Zusammenhang miteinander stehen.
-

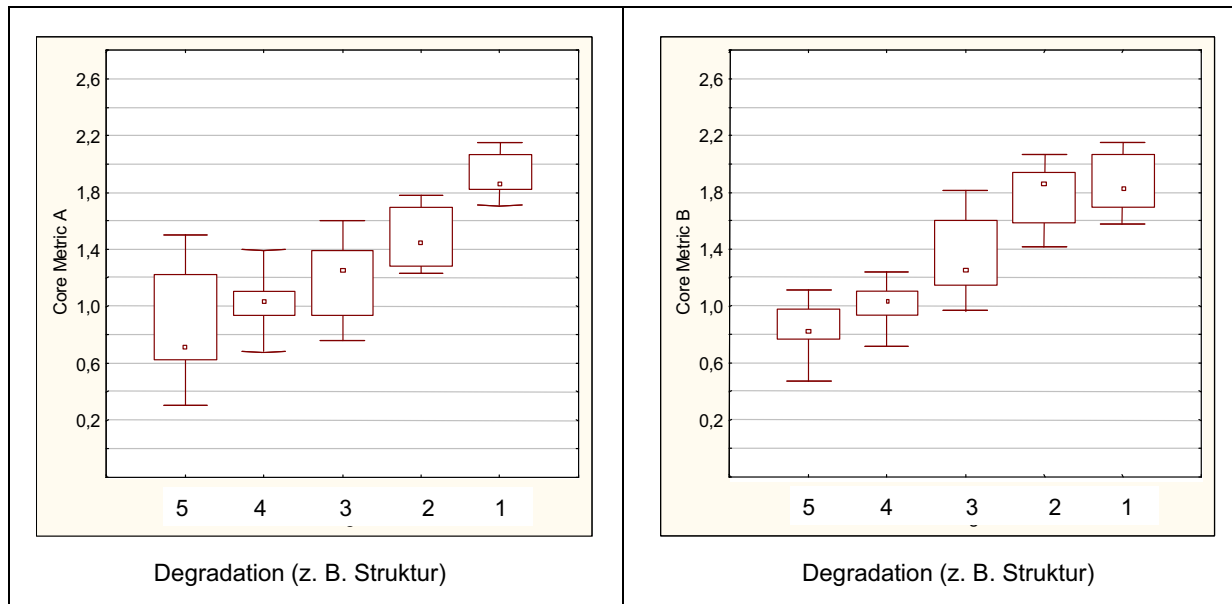


Abbildung 13: Fiktive Beispiele für Metrics, die hinsichtlich der Bewertung von HMWB weniger gut (linke Darstellung) bzw. besser gut (rechte Darstellung) geeignet sind.

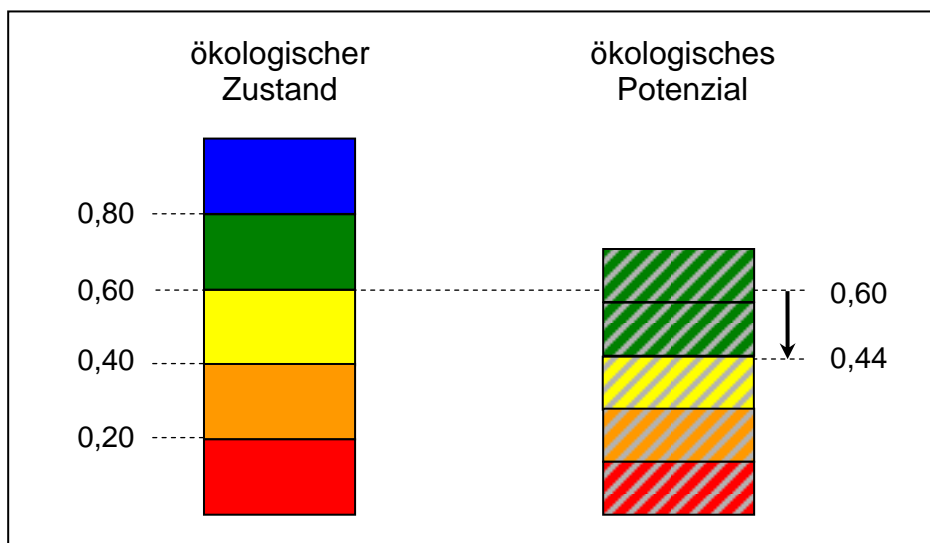


Abbildung 14: Darstellung der Option C - „Abwärtsskalierung“ (Beispiel fiktiv).

7.3 Daten und Methoden

Für die Auswertung wurden ausschließlich solche Messstellen verwendet, die von den Bundesländern explizit als HMWB ausgewiesen wurden. Von den insgesamt vorhandenen 1.157 Messstellen mit Erhebungen zum Makrozoobenthos blieben nach einer entsprechenden Filterung 550 Messstellen übrig. Hinzu kamen 114 HMWB-Messstellen, die vom Bundesland Sachsen eigens für diesen Zweck zur Verfügung gestellt wurde (Summe: 664

Messstellen). Die Messstellen verteilen sich gleichermaßen auf Mittelgebirge und Tiefland, allerdings sehr unterschiedlich auf die Gewässertypen. Während einige Gewässertypen sehr gut mit Daten untersetzt sind (z. B. Typen 5, 6 und 9 im Mittelgebirge bzw. Typen 14, 15 und 16 im Tiefland) existieren für andere Gewässertypen keine entsprechenden Daten in der Projektdatenbank (zur Anzahl der Datensätze siehe Tabelle 34 und Tabelle 35). Aus diesem Grund konnten lediglich für eine eingeschränkte Anzahl an Gewässertypen Berechnungen durchgeführt werden. Dies sind: Typ 5, Typengruppe 6/7, Typengruppe 9/9.1, Typ 14, Typ 15, Typ 16. Auf diese Typen bzw. Typengruppen wurden die drei vorgenannten Optionen angewendet.

Für die Abwärtsskalierung wurden die Werte des MMI (Perlodes) pauschal mit dem Faktor 1,25 multipliziert; dies entspricht einer Aufwertung um eine Klasse für die Grenze sehr gut/gut, einer Aufwertung um eine dreiviertel Klasse für die Grenze gut/mäßig und einer Aufwertung um eine halbe Klasse für die Grenze mäßig/unbefriedigend.

Für den Typwechsel wurden die in den nachfolgenden Tabellen angegebenen Typen verwendet. Vielfach orientiert sich der Typwechsel am Längskontinuum in der Art, dass der nächstgrößere Typ zur Bewertung herangezogen wird (z. B. Typ 9 zur Bewertung von Messstellen des Typs 5). Im Mittelgebirge ist dies sicherlich die geeignete Wahl, da anthropogene Einflussnahmen häufig mit einer Potamilisierung der Gewässer einhergehen (Offenlegung, Besonnung, Erwärmung, Reduzierung der Strömungsspitzen). Im Tiefland ist die Situation hingegen deutlich heterogener. Neben potamilisierenden Effekten (Aufstau) spielt auch die Rhithralisierung durch Begradigung eine nicht unwesentliche Rolle. Dass dies bei der Auswahl der für die Bewertung verwandten Typen nicht entsprechend Berücksichtigung finden konnte, hat ihre Ursache in der eingeschränkten Auswahl der in Betracht kommenden Typen. So stehen für die Bewertung des Typs 14 durch einen Typwechsel bestenfalls die Typen 15, 16 und 18 zur Verfügung, wobei die Typen 16 und 18 sich im Substrat bereits erheblich von Sandbächen unterscheiden und höchstens unter dem Aspekt der erhöhten Fließgeschwindigkeit zur Bewertung rhithralisierter Sandbäche Verwendung finden könnten.

Für den Metricwechsel wurden die zur Bewertung verwandten Core Metrics auf ihre Eignung überprüft und entsprechend den oben genannten Kriterien (Kapitel 7.2) durch alternative Metrics ersetzt. Der Austausch von Core Metrics wurde wie in den Tabellen angegeben durchgeführt (die Box-Whisker-Plots der Core Metrics wie auch diejenigen der Alternativmetrics sind dem Anhang, Abschnitt V.1 zu entnehmen).

Tabelle 34: Übersicht berechneter Optionen für das Mittelgebirge (n = Anzahl Datensätze HMWB; ASk = Abwärtsskalierung; HR% = Anteil Hyporhithral, RTI = Rhithron-Typie-Index, EPT% = Anteil Eintags-/Stein-/Köcherfliege).

	n	ASk	Typwechsel	Metricwechsel	
Typ 1	-				
Typ 2	-				
Typ 3	-				
Typ 4	-				
Typ 5	140	20%	9	HR% → RTI	HR% → entfällt
Typ 5.1	8				
Typ 6	78	20%	9.1	EPT% → RTI	EPT% → entfällt
Typ 7	22				
Typ 9	53	20%	9.2	EPT% → RP%	EPT% → entfällt
Typ 9.1	20				
Typ 9.2	11				
Typ 10	-				

Tabelle 35: Übersicht berechneter Optionen für das Tiefland (n = Anzahl Datensätze HMWB; ASk = Abwärtsskalierung; EPT% = Anteil Eintags-/Stein-/Köcherfliegen, MP% = Anteil Metapotamal, no_Trich = Taxazahl Trichoptera, no_Col = Taxazahl Coleoptera).

	n	ASk	Typwechsel	Metricwechsel	
Typ 11	-				
Typ 12	14				
Typ 14	59	20%	15, 16	EPT% → MP%	no_Trich → RP%
Typ 15	74	20%	15g	EPT% → MP%	no_Trich → RTI..
Typ 15g	-				
Typ 16	52	20%	17		no_Trich → no_Col
Typ 17	26				
Typ 18	31				
Typ 19	76				
Typ 20	-				
Typ 21	-				
Typ 22	-				
Typ 23	-				

Anmerkung: Die Beschränkung auf das Bewertungsverfahren Perloides hat verschiedene Gründe. Zum einen ist das Makrozoobenthos am besten zur Bewertung morphologischer Degradation geeignet, welche für die Ausweisung von HMWB vom primärer Bedeutung ist (stoffliche Einflüsse werden vom HMWB-Gedanken kaum berührt). Zum anderen existiert für diese Biokomponente ein einheitliches System für ganz Deutschland, sodass die Umsetzung des Konzepts im begrenzten zeitlichen Rahmen des Projektes möglich war. Die Situation bei den Fischen (für diese Komponente war ebenfalls ein Verfahren angedacht) ist eine völlig andere. Die Referenzzönosen der Fische sind nicht einheitlich geregelt, sondern werden von Bundesland zu Bundesland unterschiedlich festgelegt. Zudem lagen nicht für alle Erhebungen entsprechende Referenzen vor. Aus diesen Gründen hätte eine umfassende Bearbeitung den Projektrahmen vermutlich gesprengt.

7.4 Ergebnisse

Für die im vorhergehenden Kapitel genannten Typen bzw. Typengruppen wurden alle drei Optionen durchgerechnet. Die Ergebnisse der dadurch erzielten modifizierten Bewertung werden den Ergebnissen gegenübergestellt, die sich unter Nutzung des Systems für „natürliche“ Gewässer einstellen. Ermittelt wurden sowohl die Abweichungen in den sich ergebenden Qualitätsklassen des Moduls „Allgemeine Degradation“ (siehe Tabelle 36) wie auch die Unterschiede im multimetrischen Index MMI (Abbildungen siehe Anhang, Abschnitt V.2).

Tabelle 36: Vergleich zwischen ökologischer Potenzialklasse (HMWB) und ökologischer Zustandsklasse (NWB) (Abkürzungen: -2/-1 = Abwertung um 2 Klassen bzw. 1 Klasse; 0 = keine Veränderung; +1/+2 = Aufwertung um 1 Klasse bzw. 2 Klassen; ASk = Abwärtsskalierung, Tw = Typwechsel, Mw = Metricwechsel [bei mehreren Metricwechseln Nummerierung gemäß der Reihenfolge in Tabelle 34]).

Mittelgebirge	-2	-1	0	+1	+2		Tiefland	-2	-1	0	+1	+2
Typ 5							Typ 14					
ASk			75	65			ASk			41	18	
Tw 9	1	22	65	41	11		Tw 15		4	16	26	13
Mw1		17	91	32			Tw 16		33	25	1	
Mw2		10	96	34			Mw		2	27	30	
Typengruppe 6/7							Typ 15					
ASk			80	20			ASk			49	25	
Tw 9.1	1	8	50	34	7		Tw 15g		2	19	35	18
Mw1		3	81	16			Mw		13	40	19	2
Mw2		4	90	6								
Typengruppe 9/9.1							Typ 16					
ASk			42	31			ASk			44	8	
Tw 9.2		3	22	27	21		Tw 17			32	19	1
Mw1		7	47	19			Mw		4	45	3	
Mw2		8	56	9								

Tabelle 36 zeigt die Anzahl an Messstellen, für die sich durch die modifizierte Bewertung ein schlechteres (-2 / -1) bzw. ein besseres Ergebnis (+1 / +2) einstellt. Danach ergibt sich im Falle der Optionen Abwärtsskalierung und Metricwechsel für die Mehrheit der Stellen keine Veränderung der Qualitätsklasse; offenkundig sind die Zu- oder Abschläge im multimetrischen Index vielfach nicht groß genug, um sich bis zur jeweils nächsten Qualitätsklasse auszudrücken. Demgegenüber hat ein Typwechsel mehrheitlich Veränderungen in der Bewertungsklasse zu Folge (Ausnahme: Typ 16). Erfolgen Veränderungen, so sind diese mehrheitlich positiver Natur (Ausnahme: Typwechsel von 14 auf 16), jedoch treten vielfach

auch Verschlechterungen auf, die sich in Einzelfällen über zwei Bewertungsklassen erstrecken. Die Option der Abwärtsskalierung ist methodenbedingt von Verschlechterungen ausgenommen.

Fazit: Vor dem Hintergrund reduzierter Umweltziele für erheblich veränderte Gewässer und der daraus resultierenden Notwendigkeit, im Gegenzug ökologische Zustände aufzuwerten, lässt sich eine Verschlechterung derselbigen nur schwer vermitteln. Würden sich diese auf Einzelfälle beschränken, könnte mittels fachlich begründeter Korrektur gegengesteuert werden (wie dies auch schon bei „natürlichen“ Gewässern im Falle unplausibler Ergebnisse praktiziert wird). Bei einer Verschlechterungsquote von etwa 10 % (8 % bei Metricwechsel bzw. 13 % bei Typwechsel) kann jedoch nicht mehr von Einzelfällen gesprochen werden. Daher erscheint fraglich, ob diese beiden Optionen (zumindest in der hier vorgestellten pauschalen Form) praktikable Verfahren darstellen, HMWB pauschal zu bewerten. Inwieweit eine Fokussierung auf den Einzelfall und damit eine Berücksichtigung konkreter Maßnahmen bzw. Maßnahmenfallgruppen Abhilfe schafft, kann an dieser Stelle nicht beurteilt werden; eine Garantie für durchweg positive Auswirkungen auf Bewertungsergebnisse ist jedoch auszuschließen.

Die Option der Abwärtsskalierung schließt Verschlechterungen aus. Da sie auf einer sehr pauschalen Ebene ansetzt, kann auch sie kein Allheilmittel sein, ist jedoch von den hier vorgestellten Optionen diejenige, die den Zielen einer HMWB-Bewertung vielleicht am nächsten kommt. Mehrere Gründe sprechen dafür:

- Einheitlichkeit und Überschaubarkeit: Die Bewertung geschieht auf Grundlage des bisherigen Systems für „natürliche“ Gewässer. Die Anpassung an HMWB besteht in einer Modifikation des Endergebnisses. Die Modifikation erfolgt für alle Typen in einer einheitlichen, leicht nachzuvollziehenden Weise.
- Aufwertung: Die Modifikation erfolgt in einer Weise, die zwangsläufig eine Aufwertung aller Messstellen bedingt. Eine Verschlechterung ist ausgeschlossen. Die Aufwertung ist leicht verständlich und händisch nachvollziehbar.
- Reihenfolge: Die Reihenfolge von Messstellen bleibt erhalten wie auch das Verhältnis der MMI-Werte.
- Variationsvielfalt: Es sind verschiedene Modelle für eine Modifikation denkbar, etwa in der Art, dass pauschal (unabhängig von der Zustandsklasse) um einen bestimmten Betrag aufgewertet wird, dass die guten Messstellen stärker aufgewertet werden als die schlechten oder umgekehrt.

Trotz der beschriebenen Vorteile bleibt der Nachteil der Pauschalität. Diese könnte jedoch dadurch abgefangen werden, dass das Maß der Aufwertung durch eine nutzungsbedingte Komponente ergänzt oder ersetzt wird, sodass lokale Vorgaben aufgrund beizubehaltender Nutzungen in das Konzept integriert würden. Eine weitere Möglichkeit, messstellenspezifischer zu arbeiten, wäre die Verlagerung der Modifikation von der Endbewertung hin zu den Bausteinen der Bewertung, den Metrics. Dies könnte beispielsweise dadurch geschehen,

dass Ankerpunkte, in Abhängigkeit von der Stärke des Einflusses bestimmter Nutzungen, mehr oder weniger stark verändert werden. Auch hierbei würden bisherige Bewertungssysteme in ihrer Substanz nicht verändert, sondern die Hebel lediglich an eine veränderte Grenzwertziehung gesetzt, sodass die oben beschriebenen Vorteile auch bei dieser Option ihre Gültigkeit im Wesentlichen behielten.

7.5 Resümee

Das Projekt kann keine abschließende Antwort auf die Frage der Bewertung von HMWB geben, hat jedoch aufgezeigt, worin die Vorteile bzw. Schwächen bestehender Ansätze liegen. Aktuelle Bestrebungen gehen dahin, die Lösung des Problems weiteren Forschungsvorhaben zu übertragen, sowohl auf Bundes- wie auch auf Länderebene. Es wäre zu wünschen, dass diese Aktivitäten nicht unabhängig voneinander stattfinden, sondern koordiniert erfolgen, um so zu einem gemeinsamen Konzept zu finden, welches die Bewertung von erheblich veränderten Wasserkörpern abschließend und bundesweit einheitlich regelt.

8. Validierung der Bewertungsansätze in deutschen Küstengewässern

8.1 Übersicht

Zur Bewertung deutscher Küsten- und Übergangsgewässer wurden in den letzten Jahren eine Reihe von Verfahren entwickelt, die regionale wie auch naturräumliche Besonderheiten berücksichtigen. Dabei spielen die Weichbodengemeinschaften des Zoobenthos, die Fischfauna, Makroalgen und Angiospermen sowie das Phytoplankton eine wesentliche Rolle. Einige der Qualitätskomponenten stehen auch im Mittelpunkt des nun folgenden Kapitels. Aus diesem Grund soll eine grobe Übersicht der hier beschriebenen Bewertungsansätze gegeben werden.

Für das Zoobenthos existieren zwei Verfahren, die eine breite Anwendungsreife erlangt haben: M-AMBI (**M**ultivariate **A**zti **M**arine **B**iotic Index) zur Bewertung von Wasserkörpern der Nordsee und MarBIT (**M**arine **B**iotic Index **T**ool), dessen Anwendungsfeld im Bereich der Ostsee liegt. Betreffs der Makrophyten wurden ebenfalls verschiedene Systeme entwickelt, u. a. BALCOSIS (**B**altic **A**lgae **C**ommunity **A**nalysis **S**ystem) zur Bewertung der äußeren Küstengewässer der Ostsee sowie ELBO (Bewertung der inneren Ostsee-Küstengewässer). Alle diese Verfahren beruhen auf der Berechnung biologischer Kenngrößen, so genannter Metrics, die entweder multimetrisch oder multivariat zu einem Gesamtindex verrechnet werden – Näheres hierzu in den entsprechenden Abschnitten.

Neben den genannten Verfahren wurden zahlreiche weitere Ansätze entwickelt, die jedoch nicht Bestandteil der Untersuchungen waren. Die Fragestellungen, die zu Beginn des Projektteils aufgeworfen wurden, sind recht vielfältig und in Tabelle 37 grob skizziert. Schwerpunkte, die im Folgenden ausgeführt werden, sind:

- Untersuchung der kleinräumlichen Variabilität des Makrozoobenthos in niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässern zur Darstellung der Auswirkungen einer Reduzierung des Probenahmeaufwandes durch eine verminderte Anzahl an Parallelproben (Kapitel 8.2);
- Darstellung der Stärke des Zusammenhangs zwischen ausgewählten Qualitätskomponenten (Zoobenthos, Makrophyten) und Belastungsfaktoren in Ostsee-Küstengewässern vor dem Hintergrund der Interkalibrierung (Kapitel 8.3).

Aufgrund der Vielzahl an Datenquellen (unterschiedliche Biokomponenten und Bewertungsverfahren, separate Verfahren an Nord- und Ostsee) und des damit verbundenen Aufwandes bei der Datenaufbereitung konnten nicht alle gesteckten Ziele innerhalb des Projektrahmens bearbeitet werden. Im vorliegenden Gesamtbericht wird daher ausschließlich auf die

wesentlichen Ergebnisse der oben beschriebenen Schwerpunkte Bezug genommen. Für die vollständige Darstellung wird auf den gesonderten Bericht „Validierung Küstenbewertung“ verwiesen, der bis voraussichtlich Mitte 2011 erstellt werden soll.

Tabelle 37: Überblick über Inhalte, Bewertungsverfahren und zu bearbeitende Gewässertypen.

Fragestellung	Bewertungsverfahren	Gewässertypen
1. Räumliche Variabilität auf verschiedenen Skalen zur Optimierung des Probenahmedesigns mit begrenzten Ressourcen		
- a) Untersuchung der kleinräumlichen Variabilität von Parallelproben (räumliche Verteilung, Integration von Parallelproben zu einer Gesamtbewertung)	M-AMBI BALCOSIS ELBO	N1 bis N4, T1 B3 B1, B2
- b) Untersuchung der großräumlichen Variabilität zur strategischen Verteilung von Messstellen	M-AMBI	N2, N4
2. Korrelation einzelner Komponenten von Bewertungsverfahren (Metrics) mit Belastung und untereinander		
	MarBIT-Module BALCOSIS (7 Metrics) ELBO (3 Metrics)	B1 bis B4 B3 B1, B2
3. Vergleich der Bewertungsergebnisse aller biologischen Qualitätskomponenten eines WK		
	diverse	datenabhängig
4. Vorschlag zur Bewertung des ökologischen Potentials der Übergangsgewässer (optional)		
	diverse	T1

8.2 Kleinräumliche Variabilität von Parallelproben

8.2.1 Grundlagen

Der erste Schwerpunkt des Projektteils „Küstengewässer“ lag in der Untersuchung der kleinräumlichen Variabilität hinsichtlich der Besiedlung durch das Zoobenthos. Die für die Küstengewässer der Nordsee derzeit verwandte Bewertungsmethode geht auf einen Ansatz von BORJA et al. (2000) zurück, der anhand des von ihm entwickelten AMBI (**A**zti **M**arine **B**iotic **I**ndex) den Einfluss organischer Verschmutzung an der nordspanischen Atlantikküste indizierte. In den Folgejahren wurde der Index weiterentwickelt, was die Anpassung an die durch die Wasserrahmenrichtlinie gestellten Anforderungen umfasste (MUXIKA et al, 2007), aber auch die Ausweitung auf Referenzartengemeinschaften nördlicherer mariner Lebensräume. Dem Index wurden weitere Kenngrößen zur Seite gestellt, die über eine multivariate Mehrfaktorenanalyse zu einem Gesamtindex (M-AMBI) verrechnet werden. Die Säulen, auf denen der M-AMBI fußt, sind:

- AMBI (Indizierung der Präsenz von Störungs- und Verschmutzungszeigern),
- Shannon-Diversität (Indizierung der biologischen Vielfalt),
- Artenzahl (Indizierung der Artenvielfalt).

Diese Metrics sowie der Gesamtindex standen im Fokus der Untersuchungen. Primäres Ziel war dabei die Eruiierung, inwieweit eine Reduzierung des Probenahmeaufwandes (konkret: Verminderung der beprobten Fläche) möglich ist und in welcher Größenordnung sich eine Reduzierung auf die Bewertung auswirkt. Zur Beantwortung der Frage konnte der Umstand ausgenutzt werden, dass sich eine Gesamtprobe aus einer in der Regel festen Anzahl von Teilproben, so genannter Parallelen, zusammensetzt. Die Parallelen wurden verwandt, um über zufällig arrangierte Neuzusammenstellungen die Auswirkungen auf Bewertungsindizes zu quantifizieren (Erläuterungen hierzu siehe nächsten Abschnitt).

8.2.2 Daten und Methoden

Die Auswertungen beruhen auf biologischen Daten, die im Rahmen eines Praxistests in den Jahren 2006 bis 2008 erhoben wurden und den Projektnehmern für die Bearbeitung der Fragestellung 1a (Tabelle 37) zur Verfügung gestellt wurden. Die Daten wurden aufbereitet, validiert und in eine Datenbank überführt, die dem NLWKN¹⁶ nach Abschluss der Untersuchungen übergeben wird. Die Datenlieferung umfasste quantitative Angaben zum Zoobenthos an insgesamt 121 Messstationen. Die Stationen verteilen sich wie folgt auf die Gewässertypen:

Gewässertyp	Stationen
N1 euhalines offenes Küstengewässer	8
N2 euhalines Wattenmeer	28
N3 polyhalines offenes Küstengewässer	22
N4 polyhalines Wattenmeer	35
T1 Übergangsgewässer	28

Anmerkung: Die Typen N0 (Küstengewässer jenseits der 1 Seemeilen-Grenze) sowie N5 (euhalines felsgeprägtes Küstengewässer um Helgoland) wurden nicht betrachtet.

Für die Analyse wurde lediglich auf einen Teil der Messstationen zurückgegriffen. Grund hierfür war im Wesentlichen die ausreichende Datenmenge, die im Zuge der Simulationsberechnung um ein Vielfaches vergrößert wurde, aber auch der recht hohe Aufwand des

¹⁶ Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Datenhandlings bei der Erzeugung zufälliger Artenlisten. Um die Analyse auf eine homogene Grundlage zu stellen, wurden des Weiteren nur solche Stationen verwendet, an denen das komplette Set aus 10 Parallelen vorlag. Gleichzeitig wurde darauf geachtet, die typbeschreibenden Parameter (Tiefenregion, Sedimenttyp, Salinitätsgrad) möglichst gleichmäßig durch Stationen abzudecken. Daraus ergab sich die folgende Datenverteilung:

Gewässertyp		Tiefenregion		Sedimenttyp		Salinitätsgrad	
N1	7	Eulitoral	44	Sand	35	euhalin	27
N2	20	Sublitoral	39	Mischtyp	25	polyhalin	41
N3	16	... flach	26	Schlick	23	mesohalin	11
N4	20	... tief	13			oligohalin	4
T1	20						
gesamt				83 Stationen			

Um die Auswirkungen einer verringerten Probengröße zu simulieren, wurden zufallsbedingte Ziehungen durchgeführt. Das Prozedere soll anhand von Abbildung 15 erläutert werden. Ausgangspunkt ist eine vollständige, aus zehn Parallelen bestehende Gesamtprobe. Daraus wurden zufällig einzelne Parallelen ausgewählt, im ersten Durchlauf acht, im zweiten Durchlauf sechs und im dritten Durchlauf vier Parallelen. Jeder Ziehungsblock wurde 25 Mal durchlaufen. Zusammengehörige Parallelen wurden im Anschluss an die Ziehungen wieder zu jeweils einer Gesamtprobe verrechnet. Der Ziehungsblock „8 aus 10“ erzeugte damit 25 neue Taxalisten, bestehend aus jeweils acht Parallelen, die Ziehungsblöcke „6 aus 10“ und „4 aus 10“ eine entsprechend hohe Anzahl. In der Summe wurden somit für jede Probe 75 Zufallslisten generiert. Diese Listen wurden anschließend in die Bewertungssoftware eingelesen.

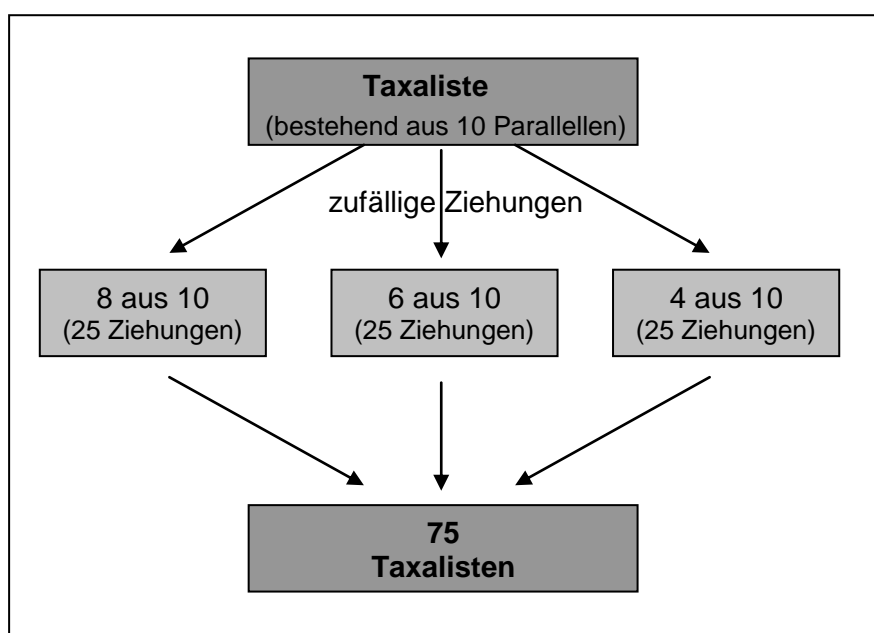


Abbildung 15: Abfluschema der Datenvorbereitung

8.2.3 Ergebnisse

a) Teilindizes und Gesamtindex

Mittels der atzi-Software AMBI (Version 4.1) wurden die ökologischen Zustandsklassen samt untergeordneter Teilindizes berechnet. Anschließend wurden die Bewertungsergebnisse der Zufallsproben, die aus unterschiedlichen Anzahlen an Parallelen gewonnen wurden, mit denen der Originalprobe verglichen und die Gegenüberstellung in Form von Differenzen grafisch dargestellt (Abbildung 16).

Für die Gesamtheit der bearbeiteten Gewässertypen lässt sich pauschal festhalten, dass die Streuung der Ergebnisse mit abnehmendem Probenumfang erwartungsgemäß zunimmt, wobei sich der Gesamtindex im Vergleich zu den Teilindizes am robustesten verhält. Zur Streuung beim Teilindex Artenzahl ist anzumerken, dass dieser nach oben hin begrenzt ist, da die Originalprobe immer das Maximum der vorgefundenen Artenausstattung umfasst und jede Verringerung des Stichprobenumfangs i.d.R. eine Absenkung der Artenzahl bedingt. Die relative Höhe der Indizes betreffend ist, mit Ausnahme des AMBI, eine deutliche Absenkung ihrer Werte festzustellen. Dies betrifft in erster Linie die Artenzahl und den M-AMBI, in geringerem Umfang aber auch die Diversität. Während bei 8 Parallelen die Verminderung der Artenzahl noch vergleichsweise niedrig ausfällt, liegt sie bei 4 Parallelen für die mittlere Hälfte der Stationen schon zwischen zwei und sechs, was bei einer mittleren Artenzahl von 14 in den Originalproben dem Wegfall von etwa einem Drittel der Taxa entspricht.

Aufgrund der Verschneidung verschiedener Indizes sind die Auswirkungen auf den Gesamtindex nicht derart drastisch. Dennoch zeigt sich auch hier eine deutliche Abnahme, sobald der Probenumfang 8 Parallelen unterschreitet. Für den Median beträgt die Abnahme rund 0,05 Einheiten, was zunächst gering erscheint, im Falle von Stationen, die mit gut oder sehr gut bewertet werden, jedoch bereits einer Abwertung um ein Drittel der Klassenbreite entspricht. Für Stationen des 3. und 4. Quartils erreicht die Abwertung sogar bis zu 0,1 bzw. bis zu 0,2 Einheiten (halbe bzw. volle Klassenbreite). Ob sich die Absenkung des Gesamtindex auch in der Endbewertung (ökologische Zustandsklasse) niederschlägt, hängt in starkem Maße vom Abstand des M-AMBI-Ergebnisses zu Klassengrenzen ab. Nähere Ausführungen hierzu werden im letzten Abschnitt des Kapitels gemacht. Zunächst aber sollen die bisherigen Ergebnisse auf der Ebene einzelner Gewässertypen näher beleuchtet werden.

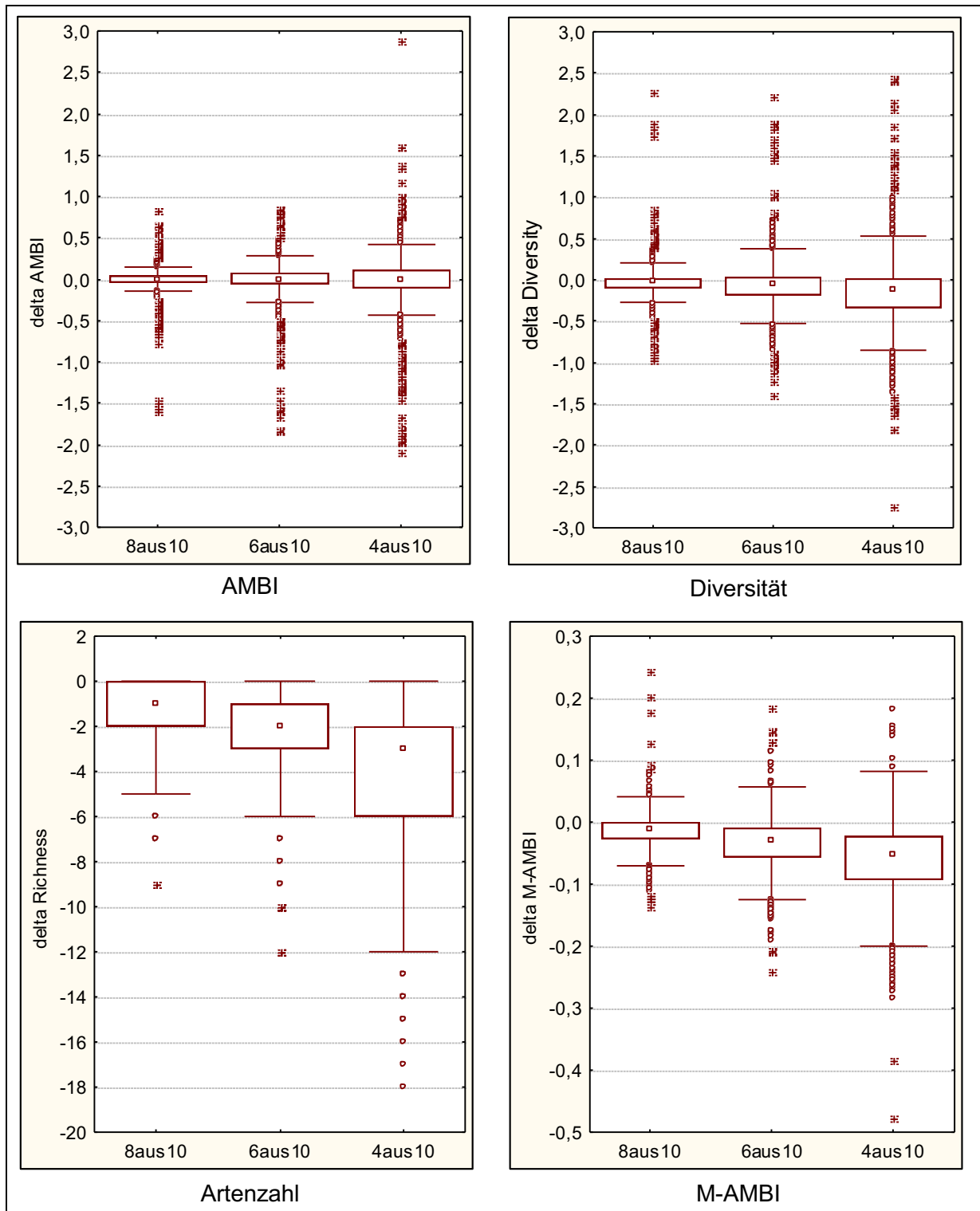


Abbildung 16: Abweichungen zwischen Originalprobe und Zufallsproben für die Teilindizes AMBI, Diversität und Artenzahl sowie für den Gesamtindex M-AMBI – gewässertypübergreifend (jede Box-Whisker-Verteilung beruht auf einer Stichprobengröße von 2075 Werten; Erläuterung der Symbole: Boxen symbolisieren den Wertebereich zwischen dem 25. und 75. Perzentil, Whisker den Wertebereich der äußeren Quartile bis zum 1,5-fachen des Interquartilabstandes, Sterne repräsentieren Ausreißer jenseits des 1,5-fachen des Interquartilabstandes).

Bei genauerer Betrachtung ist zu sehen, dass die oben beschriebenen Ergebnisse sich auch auf der Ebene einzelner Gewässertypen abzeichnen (Abbildungen siehe Anhang VI, Abschnitt 1). Gleichzeitig fällt auf, dass die Streuung bei den Indizes der Typen N3 und T1 tendenziell am größten ist – ein Muster, das sich ebenfalls in der numerischen Ergebnisübersicht widerspiegelt (Tabelle 38). Ursächlich hierfür mögen die wechselnden Bedingungen im Umgebungsmilieu verantwortlich sein, insbesondere Typ T1 betreffend, der, abhängig von Gezeitenstärke und Abflusssituation des Binnengewässers, durch ein Wechselspiel unterschiedlicher Salzgehalte gekennzeichnet ist. Inwieweit sich dieser Einfluss auch in Teilarealen des Typs N3 bemerkbar macht, kann an dieser Stelle nicht abschließend beurteilt werden. Mit Sicherheit spielen aber auch die mittleren Artenzahlen eine nicht unwesentliche Rolle, die in den Typen N3 und T1 per se niedriger liegen als in allen anderen Typen:

Gewässertyp	N1	N2	N3	N4	T1
mittlere Artenzahl*	30	25	24	29	21

* gemittelt pro Station = 10 Parallelen

Des Weiteren wird aus Tabelle 38 deutlich, dass die Unterschiede zwischen den Typen in erster Linie an den Einzelindizes abzulesen sind. Naturgemäß sind derartige Ausschläge bei Kenngrößen, die aus der Verrechnung anderer Indizes hervorgehen, deutlich abgemildert, was auch im Falle des M-AMBI zutage tritt. Die abpuffernde Wirkung solcher multimetrischen Verfahren ist jedoch gewollt, um auf diese Weise die Variabilität, die ökologischen Systemen in der Regel innewohnt, zu verringern und gleichzeitig stabilere und damit vertrauenswürdiger Ergebnisse zu erzielen. Inwieweit dieser Effekt greift, um die Auswirkungen eines verringerten Probenahmeaufwandes auch im Hinblick auf die Qualitätsklassen abzupuffern, ist Bestandteil des folgenden Abschnitts.

Tabelle 38: Mittelwerte (MW) und Standardabweichungen (StAbw) der absoluten Differenzen zwischen den Ergebnissen von Originalprobe und Zufallsproben – typspezifische Darstellung (hellgraue Signatur kennzeichnet Werte, auf die im Text eingegangen wird)... *Fortsetzung nächste Seite*

Typ	Ziehung	AMBI		Diversität		Artenzahl		M-AMBI	
		MW	StAbw	MW	StAbw	MW	StAbw	MW	StAbw
N1	8 aus 10	0,05	0,07	0,08	0,08	1,4	1,4	0,01	0,01
	6 aus 10	0,08	0,10	0,17	0,14	3,4	2,4	0,04	0,02
	4 aus 10	0,14	0,16	0,31	0,23	5,8	3,6	0,06	0,04
N2	8 aus 10	0,08	0,12	0,08	0,10	1,1	1,4	0,02	0,02
	6 aus 10	0,12	0,14	0,14	0,16	2,1	2,2	0,03	0,03
	4 aus 10	0,18	0,23	0,23	0,28	4,0	3,4	0,05	0,05
N3	8 aus 10	0,08	0,09	0,13	0,13	1,4	1,5	0,03	0,02
	6 aus 10	0,15	0,14	0,22	0,21	2,9	2,3	0,05	0,04
	4 aus 10	0,23	0,28	0,37	0,37	4,8	3,3	0,09	0,07

		AMBI		Diversität		Artenzahl		M-AMBI	
Typ	Ziehung	MW	StAbw	MW	StAbw	MW	StAbw	MW	StAbw
N4	8 aus 10	0,05	0,06	0,09	0,11	1,0	1,1	0,02	0,02
	6 aus 10	0,09	0,12	0,15	0,17	2,1	1,7	0,04	0,03
	4 aus 10	0,12	0,14	0,21	0,22	3,5	2,3	0,06	0,04
T1	8 aus 10	0,10	0,17	0,13	0,22	0,9	1,1	0,03	0,03
	6 aus 10	0,17	0,26	0,23	0,31	2,1	1,6	0,05	0,04
	4 aus 10	0,27	0,37	0,35	0,38	3,6	2,3	0,07	0,05

b) Einstufung des ökologischen Zustandes

Die Auswirkungen auf die Einstufung des ökologischen Zustandes verdienen eine besondere Beachtung. Nicht selten ist zu beobachten, dass moderate Abweichungen im Index weit geringere Änderungen in der Klassifizierung nach sich ziehen. Dieser Effekt ist eine direkte Folge der Gruppenbildung und wirkt umso stärker, je weniger Klassen eingerichtet werden. Im vorliegenden Fall sind die Abweichungen jedoch so stark, dass sie sich auch in der Endbewertung teilweise deutlich abbilden.

Ziehung	Umstufungen	
8 aus 10	84	4,0 %
6 aus 10	219	10,6 %
4 aus 10	386	18,6 %
Summe	689	

Die Mehrzahl der Umstufungen erfolgt nach unten, mehrheitlich um eine Klasse – die Stationen erhalten folglich eine schlechtere Bewertung. In lediglich 13 % der Fälle war eine Aufwertung zu registrieren, zwei Drittel davon bei Typ T1. Insgesamt reagieren die Gewässertypen recht uneinheitlich (Tabelle 39). Während sich Typ N1 relativ robust verhält, zeigen die Übergangsgewässer (T1) bereits ab einer Reduktion um vier Parallelen eine recht hohe Anzahl an Umstufungen, was mit großer Wahrscheinlichkeit auf die niedrige Artenzahl zurückzuführen ist (siehe vorigen Abschnitt).

Tabelle 39: Anzahl an Umstufungen in Abhängigkeit vom Probenahmeaufwand (N gesamt = Gesamtzahl an Bewertungsergebnissen pro Ziehungsblock).

Ziehung	N1		N2		N3		N4		T1	
8 aus 10	0	0,0 %	20	4,0 %	20	5,0 %	13	2,6 %	31	6,2 %
6 aus 10	6	3,4 %	30	6,0 %	41	10,3 %	45	9,0 %	97	19,4 %
4 aus 10	20	11,4 %	72	14,4 %	67	16,8 %	81	16,2 %	146	29,2 %
N gesamt	175		500		200		500		500	

8.2.4 Empfehlung

Resümierend ist festzuhalten, dass die Verringerung der Anzahl an Parallelen in zweierlei Weise die Bewertung beeinflusst. Zum einen bewirkt sie eine verstärkte Streuung der Ergebnisse, zum anderen eine erhöhte Wahrscheinlichkeit niedrigerer Bewertungen. Über die Größenordnung der noch tolerierbaren Auswirkungen können seitens der Auftragnehmer natürlich keine verbindlichen Vorgaben gemacht werden; sehr wohl können aber allgemeine Hinweise gegeben werden, die die Interpretation der Resultate erleichtern helfen.

Der Effekt der Schlechterbewertung ist dabei das vielleicht auffälligere Problem, jedoch eines, das über eine Neufestsetzung von Referenzwerten zu lösen wäre. So dürfte eine Herabsetzung der Referenzwerte für den Index „Artenzahl“ die nach unten gerichteten Abweichungen größtenteils wieder aufheben. Aufgrund der stark unterschiedlichen mittleren Artenzahlen in den Typen und den vermutlich dadurch bedingten Unterschieden in der Höhe der Abstufung (siehe Abbildungen zur Artenzahl im Anhang VI, Abschnitt 6) wäre über eine typspezifische Veränderung der Referenzwerte zu verhindern¹⁷.

Das Problem der Streuung wiegt schwerer, obwohl es, grob gesagt, zunächst eines der Simulation ist. Die beobachteten Abweichungen von Normwert scheinen ausschließlich eine Folge der künstlichen Erzeugung einer Vielzahl von Proben, ausgehend von einer Stammprobe, zu sein. Für die einzelne, reale Probe und die daraus ermittelte Qualitätsklasse haben Fragen der simulierten Streuung auf den ersten Blick keine Bedeutung. Eine solche Betrachtungsweise ist jedoch zu kurz gedacht, denn im Endeffekt ist eben dieser Zufall ursächlich dafür verantwortlich, welche Teilfläche für eine Parallele ausgewählt wird und damit in die Berechnung eingeht. Die Verringerung der Anzahl an Teilflächen wird erkaufte mit einer erhöhten Unsicherheit im Endergebnis. Die Streuung im Zuge der Simulation ist folglich nichts anderes als die Quantifizierung dieser Unsicherheit. Somit verringern kleinere Probengesamtflächen gleichzeitig die Belastbarkeit von Ergebnissen. Die Entscheidung, welche Anzahl an Parallelen noch vertretbar wäre, ist damit eine der Streuung, nicht eine der Schlechterbewertung. Aus diesem Grund besteht aus Sicht der Projektnehmer nur bedingt die Möglichkeit, den Probenahmeaufwand entscheidend zu reduzieren. Eine Reduktion um mehr als zwei Parallelen kann nicht empfohlen werden.

8.3 Korrelation von Bewertungsverfahren mit Belastung

Der zweite Schwerpunkt des Projektteils „Küstengewässer“ beschäftigte sich mit der Frage, inwieweit sich die Einflüsse (stofflich) degradierter Wasserkörper in den Bewertungsergeb-

¹⁷ zur Erläuterung: Die Vergabe der Referenzwerte erfolgt bislang typübergreifend in Abhängigkeit von den Parametern Tiefenregion, Substrattyp und Dynamik.

nissen abbilden. Die Untersuchungen stehen im Zusammenhang mit den Aktivitäten zur Interkalibrierung im Baltic GIG und sollten klären, ob die derzeit verwandten Bewertungssysteme geeignet sind, anthropogene Einflüsse zu indizieren. Im Fokus standen dabei die Verfahren MarBIT für das Zoobenthos und BALCOSIS für die Makroalgen der äußeren Küstengewässer. Hierzu wurden Monitoringdaten der Bundesländer Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern ausgewertet.

8.3.1 MarBIT

Bezüglich der Biokomponente Zoobenthos war die Datengrundlage relativ klein; verwertbare Datensätze lagen nur für die schleswig-holsteinischen Küstengewässer vor (Übersicht siehe Tabelle 40). Trotz des vergleichsweise schwachen Fundaments sollten die Ergebnisse belastbar sein, da die biologischen Daten Mittelwerte aus einer 6-jährigen Messreihe darstellen und für die Umweltfaktoren monatliche Einzelmessungen aus insgesamt 4 Jahren vorlagen.

Tabelle 40: Datengrundlage „Biologie“.

Typ	Wasserkörper	Mittel aus den Jahren 2003 bis 2008					Umweltfaktoren
		EQR	Vielfalt	Abundanz	Sensitivität	Toleranz	
B3	Außenschlei	0,548	0,457	0,188	0,696	0,639	x
B3	Bülk	0,509	0,188	0,194	0,588	0,629	x
B3	Eckernförder Bucht Rand	0,617	0,696	0,199	0,816	0,694	x
B4	Eckernförder Bucht Tiefe	0,232	0,639	0,197	0,267	0,423	
B3	Fehmarn Belt	0,236	0,431	0,196	0,275	0,652	
B3	Fehmarn Sund	0,623	0,194	0,595	0,675	0,650	x
B4	Fehmarn Sund Ost	0,649	0,588	0,630	0,800	0,669	x
B4	Flensburger Außenförde	0,446	0,629	0,198	0,575	0,603	
B2	Flensburger Innenförde	0,378	0,540	0,736	0,300	0,456	x
B3	Geltinger Bucht	0,607	0,199	0,553	0,832	0,661	x
B3	Grömitz	0,381	0,816	0,452	0,267	0,677	x
B2	Innere Schlei	0,193	0,694	0,194	0,000	0,253	
B4	Kieler Außenförde	0,260	0,189	0,832	0,167	0,353	
B2	Kieler Innenförde	0,519	0,197	0,417	0,556	0,610	
B2	Mittlere Schlei	0,436	0,267	0,501	0,000	0,631	
B3	Neustädter Bucht	0,603	0,423	0,509	0,533	0,705	x
B2	Orther Bucht	0,686	0,190	0,326	0,800	0,769	
B2	Pötenitzer Wiek	0,526	0,196	0,612	0,320	0,693	
B3	Probstei	0,486	0,275	0,509	0,463	0,756	
B3	Putlos	0,585	0,652	0,449	0,717	0,684	x
B2	Schleimünde	0,414	0,409	0,185	0,400	0,678	

Um Redundanzen in den Ergebnissen zu vermeiden, wurden die Umweltfaktoren einer Korrelationsanalyse unterzogen. Hiernach zeigte sich, dass lediglich zwei Pärchen hoch miteinander korreliert waren¹⁸: Nitrat/Nitrit ($r = 0,73$) sowie Orthophosphat/Gesamtphosphor ($r = 0,78$).

Wegen teils größerer jahreszeitlicher Schwankungen innerhalb einzelner Umweltfaktoren wurden diese einer weiteren Voranalyse unterzogen. Die Analyse diente dazu, so genannte Zeitfenster zu definieren, innerhalb derer die Messwerte weitgehend konstant sind, um auf diese Weise Ergebnisse zu generieren, die unbeeinflusst sind von Schwankungen im Jahreslauf (Abbildungen der zugehörigen Box-Whisker-Plots siehe Anhang VI, Abschnitt 2). Für jedes Zeitfenster wurden Mittelwerte aus den Umweltfaktoren berechnet, die daraufhin mit den biologischen Daten korreliert wurden. Das Ergebnis zeigt Tabelle 41. Neben den Korrelationskoeffizienten sind dort auch die Zeitfenster aufgeführt. So existieren beispielsweise für den Parameter pH-Wert zwei Zeitfenster, eines für die Monate November bis Februar und eines für die Monate April bis August. Für beide Zeitabschnitte wurden die entsprechenden Messwerte des Parameters gemittelt und separat mit den MarBIT-Metrics korreliert.

Im Vergleich zu den Ergebnissen bei Binnengewässern fallen die Korrelationen erstaunlich hoch aus, liegen verbreitet bei über 0,50 und erreichen in einigen Fällen sogar Werte von 0,70 und darüber. Die Verteilung hoher Korrelationen ist jedoch nicht gleichmäßig, sondern zeigt ein deutliches Übergewicht bei den Nährstoffparametern, während andere Parameter wie beispielsweise Salinität oder O₂-Gehalt nur geringe Zusammenhänge zu den Metrics zeigen. Damit scheinen sich die Gewässertypen, die u. a. mittels der Höhe des Salzgehalts definiert sind, in nur geringem Maße in den Biozönosen wiederzufinden – eine Erkenntnis, die Bestätigung findet in einer Dokumentation zum MarBIT-Verfahren (MEYER et al., 2008). Hinsichtlich der Bewertungsmetrics lässt sich eine ähnliche Differenzierung innerhalb der Ergebnisse finden. So werden für die Kenngrößen „Artenvielfalt“ und „sensitive Taxa“ vergleichsweise starke Zusammenhänge ausgewiesen, für die Größen „Abundanz“ und „tolerante Arten“ überwiegend schwache Zusammenhänge. Erstaunlich dabei ist, dass auch der Gesamtindex, der sich als Median der vier ungeordneten Indizes darstellt, hiervon betroffen ist. Ob dies ein generelles Problem ist oder nur der dürftigen Datengrundlage geschuldet, muss an dieser Stelle offen bleiben.

¹⁸ Als Grenze wurde ein Bestimmtheitsmaß von 50 % festgesetzt ($r = 0,7$).

Als vorläufiges Resümee kann daher festgehalten werden, dass das Gesamtsystem durchaus geeignet ist, auf (stoffliche) Veränderungen in der Umwelt zu reagieren. Ob und inwiefern gegebenenfalls Veränderungen an den Bewertungsbausteinen oder ihrer Verrechnung erforderlich sind, müsste anhand einer größeren Datenmenge geprüft werden.

Tabelle 41: Korrelationsergebnisse MarBIT (Zeitfenster: Monate mit weitgehend konstanten Umweltfaktoren; Indizes: Abund. = Abundanz, Sens. = sensitive Arten, Tol. = tolerante Arten; grüne Signatur: Korrelationen mit einem Betrag größer 0,50; **Fettdruck**: Signifikanz mit $p < 0,05$).

Umweltfaktor	Zeitfenster												Indizes MarBIT					
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	EQR	Vielfalt	Abund.	Sens.	Tol.	
Secchi	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,503	0,588	-0,091	0,588	0,079	
Wasser- temperatur	x	x	x										-0,103	-0,176	-0,115	-0,442	0,297	
				x	x								-0,394	-0,273	0,648	-0,455	-0,006	
						x	x	x					0,091	0,042	0,188	-0,127	0,006	
										x	x		0,006	0,176	-0,479	-0,212	0,382	
Salinität	x	x											-0,539	-0,236	-0,115	0,103	-0,382	
					x	x	x						-0,527	-0,261	-0,127	0,079	-0,370	
								x	x				-0,321	-0,248	-0,091	0,236	-0,442	
											x	x	-0,212	-0,212	-0,067	0,285	-0,455	
pH-Wert	x	x									x	x	0,127	0,358	-0,273	0,600	-0,261	
				x	x	x	x	x					0,139	-0,030	0,455	0,103	-0,539	
O ₂ -Gehalt	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,103	0,248	0,115	0,418	-0,503	
SSI	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,406	0,685	0,067	0,648	0,127	
NH ₄ -N	x										x	x	0,030	-0,297	0,285	0,127	-0,248	
		x	x	x	x	x	x	x	x	x			-0,248	-0,685	0,309	-0,406	-0,430	
NO ₃ -N	x	x									x	x	-0,442	-0,382	0,539	-0,758	-0,127	
				x	x	x	x	x	x	x			-0,394	-0,624	0,382	-0,830	-0,418	
NO ₂ -N	x	x									x	x	-0,418	-0,527	0,455	-0,673	-0,139	
				x	x	x	x	x	x	x			-0,273	-0,552	0,455	-0,818	-0,236	
N gesamt	x	x									x	x	-0,830	-0,564	-0,006	-0,927	-0,152	
				x	x	x	x	x	x	x			-0,418	-0,661	0,430	-0,782	-0,224	
PO ₄ -P	x	x									x	x	x	-0,273	-0,515	0,503	-0,418	-0,115
				x	x	x	x	x						-0,273	-0,709	0,055	-0,236	-0,224
P gesamt	x	x										x	-0,042	-0,200	0,636	-0,309	-0,236	
				x	x	x	x	x	x				-0,552	-0,673	-0,067	-0,212	-0,612	
SiO ₄ -Si	x	x									x	x	x	-0,321	0,018	0,491	-0,406	0,030
				x	x	x	x	x						-0,248	-0,539	0,576	-0,564	-0,248

8.3.2 BALCOSIS

Die Datengrundlage zur Validierung des Bewertungssystems der Makroalgen für die äußeren Küstengewässer war sehr umfangreich. Auf der Seite der Biologie standen Daten zu Vegetationskartierungen aus den Jahren 2006 bis 2009 zur Verfügung; die Mehrzahl der

Kartierungen stammt aus den Monaten Juli bis September. Auf der Seite der Abiotik lagen Messwerte von 13 physikalisch-chemischen Parametern aus den Jahren 2004 bis 2009 in Form monatlicher Einzelmessungen vor. Abgedeckt wurde die gesamte deutsche Ostseeküstenlinie von der Flensburger Förde bis zum Greifswalder Bodden.

Analog zur Vorgehensweise bei der MarBIT-Analyse wurden die Begleitparameter auf Autokorrelation getestet, mit dem Ergebnis, dass auch in diesem Fall die beiden Pärchen Nitrat/Nitrit ($r = 8,73$) und Orthophosphat/Gesamtphosphor ($r = 0,77$) als hoch miteinander korreliert ausgewiesen wurden. Aufgrund der breiten Datenunterfütterung wurde, im Gegensatz zu MarBIT, bei der Hauptanalyse nicht mit Zeitfenstern und Mittelwerten gearbeitet, sondern die Korrelationen erfolgten unter Verwendung der physikalisch-chemischen Einzelmessungen. Dazu wurden die Bewertungsfaktoren (Basis- und Begleitparameter, Gesamtindex und Gesamtbedeckung) mit den Umweltfaktoren der vor der Kartierung liegenden Monate korreliert.

Wie die Ergebnisse aus Tabelle 42 zeigen, bestehen starke Zusammenhänge zu Nährstoffparametern, aber auch zu Salinität, O_2 -Gehalt und SiO_4 . Bei den Teilindizes tritt die Fucus-Tiefengrenze (als wichtiger Basisparameter) als auch die Artenreduktion typischer Rotalgentaxa hervor, wohingegen der zweite Basisparameter überraschenderweise zurückfällt. Der Gesamtindex (ausgedrückt durch den Median A) weist recht hohe Koeffizienten bei Nitrat und Orthophosphat auf. Insgesamt gesehen ist zu sagen, dass insbesondere die hoch korrelierten Nährstoffparameter sehr anschaulich die Abhängigkeit des Pflanzenwachstums von den Winterwerten der Parametern der vorangegangenen Saison ausdrücken. Während die Juni-Werte des Vorjahres so gut wie keine Korrelationen über 0,30 aufweisen, steigen diese zum Jahresende hin an und bleiben von November bis März auf einem hohen Niveau, um in den Monaten danach wieder deutlich abzufallen. Ohne näher auf weitere der zahlreichen Zusammenhänge einzugehen, kann aus dem Gesamtbild der Schluss gezogen werden, dass das Verfahren, wie es sich nach der Analyse darstellt, stoffliche Einflüsse zufriedenstellend widerspiegelt.

Tabelle 42: Korrelationsergebnisse BALCOSIS (ZOS = Zostera, FUC = Fucus, ROT = Rotalgen; Opp. = Opportunisten, Bedeck. = Bedeckung, Furc. = Furcellaria [Anteil an Biomasse]; **gelbe Signatur**: Korrelationen mit einem Betrag größer 0,30; **grüne Signatur**: Korrelationen mit einem Betrag größer 0,50; Signifikanz: alle farbig markierten Koeffizienten sind signifikant mit $p < 0,05$; dunkelgraue Spalte markiert Beginn der Vegetationsaufnahme) ... *Fortsetzung nächste Seiten*

Umweltfaktoren Bewertungsmetrics	Jahr vor der Kartierung							Kartierungsjahr					
	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun
Secchi-Tiefe													
ZOS Tiefengrenze	0,04	0,16	0,45	-0,06	0,04	-0,14	0,07	-0,11	0,00	-0,07	0,16	0,16	0,00
ZOS Biomasse Opp.	0,16	-0,13	0,31	-0,14	-0,07	-0,23	-0,09	-0,03	0,05	-0,30	-0,05	-0,15	-0,07
FUC Tiefengrenze	-0,26	0,21	0,54	-0,09	0,18	0,13	0,15	0,09	-0,18	-0,33	-0,05	0,24	-0,13
FUC Anteil Bedeck.	-0,16	0,44	-0,03	-0,14	0,22	-0,19	0,03	-0,09	-0,21	-0,28	-0,03	0,13	-0,32
ROT Biomasse Opp.	0,02	-0,34	0,00	-0,18	-0,29	-0,10	-0,49	-0,10	0,07	0,13	0,22	-0,19	0,14
ROT Artenreduktion	-0,16	-0,52	-0,72	-0,25	-0,39	-0,23	-0,36	-0,19	0,03	0,59	0,15	-0,32	0,24
ROT Biomasse Furc.	-0,14	-0,03	-0,48	0,11	0,25	-0,13	0,42	0,02	0,27	0,33	-0,03	0,04	0,04
EQR (Median A)	0,04	0,47	0,45	0,16	0,28	0,10	0,68	0,20	-0,01	-0,30	-0,06	0,23	-0,26
Gesamtbedeckung	0,04	-0,06	0,19	-0,02	0,16	0,20	0,28	0,17	0,14	-0,03	0,00	0,13	0,18
Wassertemperatur													
ZOS Tiefengrenze	-0,09	-0,27	-0,05	-0,21	-0,31	0,13	-0,36	-0,20	-0,02	0,08	-0,10	0,14	-0,09
ZOS Biomasse Opp.	0,07	0,31	-0,18	0,41	-0,10	0,16	0,40	-0,40	-0,08	0,14	0,22	0,20	0,10
FUC Tiefengrenze	0,17	-0,35	0,17	-0,14	-0,21	0,02	0,01	-0,03	0,03	0,54	-0,03	0,27	0,32
FUC Anteil Bedeckg.	0,14	0,02	0,20	0,01	-0,10	-0,01	-0,20	0,28	0,11	0,53	0,19	0,18	0,41
ROT Biomasse Opp.	0,18	0,14	-0,22	0,07	-0,03	-0,04	0,22	-0,12	0,11	-0,07	0,03	0,11	0,21
ROT Artenreduktion	0,33	-0,01	-0,10	0,03	0,14	-0,28	0,07	0,07	0,09	-0,54	0,00	-0,14	0,27
ROT Biomasse Furc.	0,20	0,41	0,00	0,24	0,24	-0,22	-0,35	0,18	-0,13	-0,33	-0,03	-0,23	0,04
EQR (Median A)	-0,14	0,03	0,02	-0,15	-0,14	0,03	-0,76	-0,08	-0,13	0,37	-0,04	0,22	-0,11
Gesamtbedeckung	0,00	-0,03	-0,02	-0,07	-0,13	-0,04	-0,50	-0,14	-0,22	0,05	-0,10	0,09	-0,11
Salinität													
ZOS Tiefengrenze	-0,02	0,23	0,22	0,29	0,20	0,19	0,04	0,23	0,13	0,26	0,02	0,21	-0,23
ZOS Biomasse Opp.	0,22	-0,26	-0,33	0,06	-0,37	0,05	-0,15	-0,20	-0,02	-0,10	0,01	0,18	-0,24
FUC Tiefengrenze	-0,09	0,41	0,60	0,42	0,50	0,42	0,64	0,68	0,43	0,64	0,42	0,35	-0,17
FUC Anteil Bedeckg.	-0,02	0,23	0,20	0,42	0,27	0,40	0,22	0,53	0,38	0,48	0,26	0,37	-0,31
ROT Biomasse Opp.	-0,19	-0,26	-0,38	-0,20	-0,30	-0,19	-0,46	-0,18	-0,33	-0,03	-0,28	-0,22	-0,30
ROT Artenreduktion	-0,30	-0,33	-0,64	-0,58	-0,33	-0,51	-0,90	-0,71	-0,66	-0,51	-0,49	-0,64	-0,25
ROT Biomasse Furc.	-0,02	-0,58	-0,43	-0,36	-0,43	-0,44	-0,44	-0,34	-0,29	-0,40	-0,08	-0,43	0,05
EQR (Median A)	0,10	0,28	0,45	0,42	0,29	0,33	0,00	0,55	0,44	0,39	0,39	0,45	0,06
Gesamtbedeckung	0,06	0,05	0,18	0,07	0,17	0,03	-0,09	0,29	0,03	0,11	0,26	0,07	0,15
pH-Wert													
ZOS Tiefengrenze	-0,22	-0,34	-0,08	-0,16	0,21	-0,18	0,52	-0,29	-0,33	-0,23	-0,26	0,16	-0,07
ZOS Biomasse Opp.	-0,27	0,01	-0,44	0,32	0,14	-0,19	-0,43	-0,22	-0,36	0,07	-0,07	0,22	0,09
FUC Tiefengrenze	0,14	0,16	0,48	-0,05	0,27	-0,14	-0,18	-0,05	-0,15	-0,04	-0,28	0,05	0,13
FUC Anteil Bedeckg.	0,00	0,15	0,48	0,03	0,16	-0,21	0,04	0,25	-0,21	0,15	-0,28	-0,17	0,45
ROT Biomasse Opp.	-0,18	-0,16	-0,45	0,11	-0,08	-0,13	0,08	-0,21	-0,03	-0,11	0,03	0,17	-0,19
ROT Artenreduktion	-0,07	-0,05	-0,42	-0,09	-0,44	0,26	0,46	-0,17	0,22	-0,19	0,10	-0,03	-0,08
ROT Biomasse Furc.	0,15	0,28	-0,07	0,17	0,13	0,43	0,16	0,27	0,17	-0,12	0,27	-0,15	-0,27
EQR (Median A)	0,16	0,10	0,30	0,06	0,38	-0,16	0,52	0,01	-0,27	0,00	-0,15	0,12	0,14
Gesamtbedeckung	0,08	-0,10	-0,14	0,03	0,06	0,03	0,21	-0,03	-0,06	-0,08	-0,12	0,25	-0,02

Tabelle „Korrelationsergebnisse BALCOSIS“: Fortsetzung (1)

Umweltfaktoren Bewertungsmetrics	Jahr vor der Kartierung							Kartierungsjahr					
	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun
O₂-Gehalt													
ZOS Tiefengrenze	0,19	0,63	0,10	0,33	0,02	-0,08	-0,20	0,31	0,29	0,31	0,46	-0,06	
ZOS Biomasse Opp.	0,53	0,28	-0,31	0,02	0,30	-0,03	0,21	0,38	-0,10	0,19	0,06	0,25	
FUC Tiefengrenze	-0,86	0,67	0,51	0,60	-0,39	-0,36		-0,09	0,18		0,23		
FUC Anteil Bedeckg.	-0,74	0,13	0,22	0,42	-0,37	-0,10	0,31	-0,46	0,11	-0,19	0,21	0,27	
ROT Biomasse Opp.	0,37	0,08	-0,12	-0,15	0,36	-0,19	-0,60	0,00	-0,24	-0,40	-0,20	-0,32	
ROT Artenreduktion	0,67	-0,55	-0,04	-0,63	0,27	0,58	0,35	0,39	0,45	-0,04	0,18	0,20	
ROT Biomasse Furc.	-0,51	-0,52	-0,12	-0,06	-0,05	0,31	0,53	-0,08	0,22	0,25	0,02	0,31	
EQR (Median A)	-0,33	0,63	0,17	0,61	-0,21	-0,20	0,39	0,17	0,50	0,38	0,32	0,46	
Gesamtbedeckung	0,08	0,34	-0,04	0,24	0,06	-0,20	0,63	0,15	0,25	0,28	0,04	0,11	
SSI													
ZOS Tiefengrenze	0,11	-0,01	0,24	-0,28	0,20	0,09	-0,64	-0,13	0,05	0,24	0,29	0,04	0,00
ZOS Biomasse Opp.	0,16	-0,06	-0,33	0,06	0,27	0,02	0,59	-0,22	-0,17	0,09	0,21	0,07	-0,12
FUC Tiefengrenze	0,23	0,27	0,57	-0,33	-0,04	0,17	0,24	0,14	0,33	0,47	0,20	0,11	0,04
FUC Anteil Bedeckg.	0,36	0,37	0,32	-0,38	-0,07	0,24	-0,06	0,31	0,13	0,55	0,22	-0,01	0,16
ROT Biomasse Opp.	0,00	-0,19	-0,14	0,12	0,14	-0,05	-0,26	-0,10	-0,20	-0,27	0,15	0,05	-0,37
ROT Artenreduktion	-0,09	-0,35	-0,31	0,12	-0,15	-0,11	-0,56	-0,16	-0,22	-0,70	-0,34	-0,05	-0,26
ROT Biomasse Furc.	-0,05	-0,07	-0,30	0,09	0,06	0,09	-0,03	0,15	0,13	-0,16	0,09	0,07	-0,15
EQR (Median A)	0,24	0,39	0,14	-0,21	0,18	0,13	-0,47	0,10	0,22	0,56	0,29	0,21	0,23
Gesamtbedeckung	0,02	0,02	-0,11	0,02	0,04	-0,07	-0,10	0,07	0,16	0,14	0,12	0,24	0,03
Ammonium-N													
ZOS Tiefengrenze	-0,06	-0,27	-0,27	-0,43	-0,27	-0,21	-0,82	-0,25	-0,13	-0,37	-0,10	-0,25	-0,13
ZOS Biomasse Opp.	0,20	0,10	0,17	-0,01	0,19	-0,22	0,90	0,17	-0,04	-0,04	0,22	-0,16	-0,16
FUC Tiefengrenze	0,03	-0,58	-0,56	-0,08	-0,34	-0,29	-0,78	-0,61	-0,34	-0,58	-0,52	-0,28	0,03
FUC Anteil Bedeckg.	0,06	-0,31	-0,20	0,05	-0,11	-0,13	-0,78	-0,44	-0,21	-0,59	-0,30	-0,23	-0,07
ROT Biomasse Opp.	-0,22	0,15	0,28	0,05	0,11	0,03	0,89	0,19	-0,06	0,21	0,17	0,10	-0,07
ROT Artenreduktion	-0,12	0,38	0,53	0,35	0,38	0,31	0,74	0,63	0,26	0,68	0,40	0,54	-0,07
ROT Biomasse Furc.	0,03	0,42	0,36	0,31	0,16	0,19	0,07	0,04	-0,06	0,11	-0,09	0,39	0,29
EQR (Median A)	0,06	-0,31	-0,20	0,05	-0,11	-0,13	-0,78	-0,44	-0,21	-0,59	-0,30	-0,23	-0,07
Gesamtbedeckung	0,01	-0,33	-0,38	-0,17	-0,39	-0,22	-0,71	-0,55	-0,27	-0,59	-0,33	-0,38	0,01
Nitrat-N													
ZOS Tiefengrenze	-0,02	-0,19	-0,19	-0,30	-0,13	-0,05	-0,59	-0,22	-0,27	-0,27	-0,14	-0,17	0,09
ZOS Biomasse Opp.	0,03	0,36	0,56	0,32	0,13	0,30	0,62	0,04	0,28	-0,22	0,39	-0,36	0,08
FUC Tiefengrenze	0,22	-0,59	-0,72	-0,43	-0,52	-0,59	-0,38	-0,74	-0,59	-0,59	-0,66	-0,26	0,21
FUC Anteil Bedeckg.	0,22	-0,30	-0,41	-0,33	-0,31	-0,43	-0,38	-0,48	-0,50	-0,58	-0,62	-0,13	0,14
ROT Biomasse Opp.	0,17	0,27	0,54	0,25	0,28	0,42	0,66	0,22	0,26	0,22	0,27	-0,15	0,01
ROT Artenreduktion	-0,19	0,29	0,63	0,45	0,57	0,54	0,83	0,77	0,66	0,69	0,52	0,39	-0,12
ROT Biomasse Furc.	0,25	0,40	0,35	0,19	-0,12	0,00	-0,50	0,19	-0,06	0,34	-0,21	0,28	0,16
EQR (Median A)	0,12	-0,35	-0,39	-0,36	-0,48	-0,42	-0,94	-0,72	-0,63	-0,57	-0,57	-0,26	0,10
Gesamtbedeckung	0,13	-0,12	-0,10	-0,12	-0,14	-0,04	-0,47	-0,33	-0,18	-0,14	-0,16	-0,18	-0,10

Tabelle „Korrelationsergebnisse BALCOSIS“: Fortsetzung (2)

Umweltfaktoren Bewertungsmetrics	Jahr vor der Kartierung							Kartierungsjahr					
	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun
Nitrit-N													
ZOS Tiefengrenze	-0,03	-0,31	-0,15	-0,37	-0,16	-0,19	-0,59	-0,10	0,00	-0,14	-0,05	-0,28	0,12
ZOS Biomasse Opp.	0,11	0,37	0,64	0,28	0,23	-0,09	0,62	0,23	0,55	-0,11	0,28	-0,23	-0,24
FUC Tiefengrenze	0,19	-0,70	-0,56	-0,19	-0,51	-0,41	-0,38	-0,52	-0,45	-0,39	-0,62	-0,06	0,24
FUC Anteil Bedeckg.	0,22	-0,43	-0,31	-0,07	-0,39	-0,32	-0,38	-0,53	-0,41	-0,36	-0,42	-0,01	0,20
ROT Biomasse Opp.	0,01	0,25	0,39	0,12	0,40	-0,04	0,66	0,39	0,36	0,18	0,27	-0,22	-0,05
ROT Artenreduktion	-0,16	0,44	0,42	0,21	0,54	0,33	0,83	0,69	0,40	0,54	0,34	0,20	-0,01
ROT Biomasse Furc.	0,18	0,37	0,26	0,24	-0,20	0,02	-0,50	0,07	-0,23	0,41	-0,07	0,14	-0,01
EQR (Median A)	0,02	-0,45	-0,25	-0,16	-0,53	-0,40	-0,94	-0,52	-0,36	-0,40	-0,41	-0,14	0,00
Gesamtbedeckung	0,08	-0,04	-0,02	-0,09	-0,10	-0,09	-0,47	-0,15	-0,13	-0,13	-0,23	-0,09	0,03
Gesamtstickstoff													
ZOS Tiefengrenze	-0,17	-0,26	-0,24	-0,29	-0,32	0,31	0,33	0,09	-0,08	-0,05	0,18	0,23	-0,12
ZOS Biomasse Opp.	-0,24	0,13	0,23	-0,11	0,29	0,20	-0,31	0,25	0,19	0,29	0,39	0,23	0,29
FUC Tiefengrenze	0,09	-0,30	-0,68	-0,32	-0,61	-0,05	0,30	-0,14	0,06	-0,25	0,21	-0,02	0,17
FUC Anteil Bedeckg.	0,04	-0,18	-0,28	-0,32	-0,48	0,09	0,30	-0,17	0,24	-0,22	0,24	0,05	0,12
ROT Biomasse Opp.	0,04	0,34	0,47	0,31	0,40	0,32	0,08	0,20	-0,05	0,21	-0,03	0,21	0,13
ROT Artenreduktion	0,32	0,44	0,66	0,66	0,61	-0,04	0,49	0,23	0,00	-0,11	-0,33	-0,04	0,26
ROT Biomasse Furc.	0,09	0,25	0,34	0,15	0,02	-0,42	-0,96	-0,03	-0,01	-0,11	-0,23	-0,23	0,03
EQR (Median A)	-0,11	-0,31	-0,49	-0,49	-0,55	0,17	-0,59	-0,18	-0,03	-0,10	0,23	0,05	-0,20
Gesamtbedeckung	-0,02	-0,04	-0,23	-0,08	-0,19	-0,10	-0,34	-0,04	-0,09	-0,07	0,00	-0,06	-0,05
Orthophosphat-P													
ZOS Tiefengrenze	0,15	-0,29	-0,13	-0,13	-0,04	-0,19	-0,56	-0,33	-0,16	-0,35	-0,19	-0,22	0,08
ZOS Biomasse Opp.	-0,11	0,17	0,42	-0,08	0,08	0,11	0,71	0,14	0,24	0,10	0,04	-0,24	0,10
FUC Tiefengrenze	0,15	-0,63	-0,62	-0,31	-0,30	-0,65	-0,78	-0,66	-0,57	-0,65	-0,27	-0,20	0,30
FUC Anteil Bedeckg.	0,21	-0,65	-0,34	-0,15	-0,32	-0,65	-0,78	-0,51	-0,41	-0,64	-0,19	-0,18	0,41
ROT Biomasse Opp.	0,12	0,53	0,48	0,04	0,28	0,32	0,98	0,15	0,26	0,25	-0,05	0,10	0,47
ROT Artenreduktion	0,13	0,74	0,55	0,40	0,42	0,65	0,82	0,67	0,63	0,71	0,31	0,45	0,34
ROT Biomasse Furc.	0,04	0,19	0,37	0,06	-0,42	0,08	-0,07	0,23	0,04	0,23	0,12	0,34	0,04
EQR (Median A)	0,02	-0,61	-0,24	-0,18	-0,44	-0,51	-0,71	-0,60	-0,50	-0,56	-0,29	-0,26	-0,02
Gesamtbedeckung	-0,09	0,06	0,00	-0,06	-0,10	0,02	-0,38	-0,21	-0,18	-0,17	-0,22	-0,03	-0,07
Gesamtphosphor													
ZOS Tiefengrenze	0,06	-0,27	-0,12	-0,10	-0,14	-0,07	-0,25	-0,22	-0,12	-0,29	-0,27	-0,13	-0,03
ZOS Biomasse Opp.	0,11	0,05	0,45	-0,05	-0,09	0,06	0,33	0,09	0,10	0,16	0,04	0,22	-0,08
FUC Tiefengrenze	0,15	-0,44	-0,60	-0,28	-0,38	-0,30	-0,36	-0,24	-0,36	-0,67	-0,01	-0,09	0,26
FUC Anteil Bedeckg.	0,25	-0,52	-0,26	-0,22	-0,32	-0,31	-0,36	-0,38	-0,11	-0,59	-0,02	-0,07	0,27
ROT Biomasse Opp.	-0,01	0,61	0,50	-0,05	0,15	0,07	0,32	0,08	-0,05	0,12	-0,10	0,07	0,23
ROT Artenreduktion	-0,16	0,70	0,65	0,30	0,47	0,17	0,32	0,25	0,21	0,44	0,07	0,27	0,14
ROT Biomasse Furc.	0,18	-0,01	0,32	-0,05	-0,16	-0,20	0,25	0,05	0,13	0,13	0,19	0,01	0,08
EQR (Median A)	0,20	-0,56	-0,35	-0,24	-0,50	-0,18	-0,36	-0,20	-0,17	-0,52	-0,14	-0,24	0,03
Gesamtbedeckung	-0,03	0,10	-0,13	-0,09	-0,18	-0,01	0,28	0,11	-0,17	-0,23	-0,18	-0,12	0,08

Tabelle „Korrelationsergebnisse BALCOSIS“: Fortsetzung (3)

Umweltfaktoren Bewertungsmetrics	Jahr vor der Kartierung							Kartierungsjahr					
	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun
Siliciumoxid-Si													
ZOS Tiefengrenze	0,17	-0,33	-0,15	-0,20	-0,23	-0,15	-0,82	-0,18	-0,16	-0,22	-0,16	-0,23	0,15
ZOS Biomasse Opp.	-0,33	0,04	0,41	0,01	0,23	0,16	0,90	0,19	0,34	0,10	-0,02	-0,40	0,23
FUC Tiefengrenze	-0,01	-0,60	-0,53	-0,41	-0,60	-0,64	-0,78	-0,67	-0,63	-0,69	-0,48	-0,20	0,00
FUC Anteil Bedeckg.	-0,01	-0,54	-0,22	-0,28	-0,44	-0,59	-0,78	-0,62	-0,56	-0,61	-0,45	-0,20	0,13
ROT Biomasse Opp.	0,04	0,43	0,33	0,09	0,36	0,47	0,89	0,18	0,36	0,27	0,03	0,15	0,40
ROT Artenreduktion	0,07	0,70	0,48	0,51	0,58	0,61	0,74	0,71	0,73	0,61	0,42	0,59	0,31
ROT Biomasse Furc.	-0,11	0,20	0,38	0,13	-0,08	0,20	0,07	0,09	-0,09	0,29	0,00	0,35	-0,07
EQR (Median A)	-0,03	-0,64	-0,25	-0,34	-0,56	-0,46	-0,71	-0,64	-0,64	-0,55	-0,40	-0,37	-0,18
Gesamtbedeckung	-0,02	-0,10	0,00	-0,13	-0,15	0,05	-0,27	-0,25	-0,18	-0,25	-0,25	-0,11	-0,09

9. Abschätzung der Zuverlässigkeit von Bewertungsergebnissen

9.1 Einführung

Die derzeit in Deutschland verwandten Verfahren zur Bewertung der ökologischen Qualität von Fließgewässern sind nunmehr seit einigen Jahren im Einsatz. Die zugehörigen Bewertungsindizes und Verrechnungsalgorithmen unterlagen in dieser Zeit intensiven Diskussionen und wurden unter Berücksichtigung der Rückmeldungen zahlreicher Anwender optimiert. Nach wie vor fehlen jedoch quantitative Erkenntnisse zur Stabilität der Verfahren und damit zur Reproduzierbarkeit konkreter Zustandsklassen. Hauptursache für nicht reproduzierbare Bewertungsergebnisse ist die Variabilität, der biologische Felddaten prinzipiell unterliegen. Diese Variabilität kann natürlichen Ursprungs sein (z. B. „Patchiness“ hinsichtlich der Verteilung der Individuen) oder aber methodisch bedingte Ursachen haben (unterschiedliche Bearbeiter bzw. Erhebungsmethoden). In jedem Fall beeinflusst sie die Reproduzierbarkeit von im Feld gewonnenen Daten. Hiervon betroffen sind die einzelnen Bewertungsbausteine (Metrics) als auch die aus ihnen generierten summarischen Indizes bzw. Zustandsklassen. Für die Beurteilung von Monitoringergebnissen bzw. für die Durchführung einer objektiven Maßnahmenplanung ist es daher wesentlich, die Variabilität zu kennen, um somit Aussagen zur Zuverlässigkeit von Bewertungsklassen treffen zu können. Der nun folgende Projektteil beinhaltet eine Methode, die Zuverlässigkeit numerisch zu erfassen.

9.1.1 Methodenbeschreibung

Für die Abschätzung der Variabilität sind so genannte Wiederholungsproben unerlässlich. Dies sind Probenpaare, die an ein- und derselben Messstelle erhoben wurden und sich lediglich in einem zu untersuchenden Faktor unterscheiden. Dies kann die Jahreszeit sein, der Bearbeiter, die Erhebungsmethodik oder die Probe selbst. In letzterem Fall müssten beide Proben an derselben Stelle, am selben Tag und vom selben Bearbeiter mit einer einheitlichen Methodik erhoben werden, um die Variabilität innerhalb einer Messstelle ermitteln zu können. Sollte die jahreszeitlich bedingte Variabilität von Interesse sein, sind Haupt- und Wiederholungsprobe zweier unterschiedlicher Jahreszeiten heranzuziehen.

Im vorliegenden Fall wurde zur Ermittlung verschiedener Typen von Variabilität die im STAR-Projekt entwickelte Software STARBUGS (Version 1.2) verwendet. Die Software ist darauf ausgelegt, auf Basis der Metricergebnisse von Mehrfachbeprobungen eine Bewertung zu simulieren, um daraus Wahrscheinlichkeiten für die fünf ökologischen Zustandsklassen abzuleiten. Der genaue Ablauf der Berechnung ist Abbildung 17 zu entnehmen. Ausgehend von den Ergebnissen der Doppelbeprobungen werden für jeden Teilindex (z. B. Faunaindex)

die Differenzen zwischen Haupt- und Wiederholungsprobe bestimmt und aus diesen wiederum die Standardabweichung. Der Wert der Standardabweichung stellt ein Maß für die Stabilität eines Metrics dar und wird von der Software dazu benutzt, eine bestimmte Anzahl weiterer Bewertungsdurchgänge zu simulieren (im konkreten Beispiel 10.000). Ergebnis der Simulation ist eine Liste von Wahrscheinlichkeiten, mit denen die einzelnen Zustandsklassen theoretisch anzutreffen sind. Im abgebildeten Beispiel beträgt die Wahrscheinlichkeit für das Eintreffen des guten Zustandes (= reales Bewertungsergebnis) 70 %, wohingegen die Wahrscheinlichkeiten für das Eintreffen benachbarter Zustandsklassen deutlich darunter liegen. Für die Umsetzung in die Praxis bedeutet dies eine Wahrscheinlichkeit von etwa 70 %, mit einer Wiederholungsprobe das bestehende Ergebnisse zu reproduzieren.

		Metricergebnisse (beispielsweise Faunaindex)		
Gewässer	Hauptprobe (main)	Wiederholungsprobe (replicate)	Differenz	
A	0,63	0,74	0,11	
B	0,18	0,24	0,06	
C	0,89	0,81	-0,08	
D	0,82	0,83	0,01	
E	0,81	0,72	-0,09	
Standardabweichung (SD):			0,087	
STARBUGS - Beispiel				
Ablauf in STARBUGS	Beobachteter Metricwert in Gewässer „x“: 0,74 (gut) Standardabweichung : 0,087			
	Simulation 10.000 weiterer Metricwerte			
	Verteilung der simulierten Werte auf Zustandsklassen			
	1	2	3	4
25 %	70%	5%	-	-

Abbildung 17: Schematische Darstellung zur Berechnungen der Variabilität.

9.1.2 Datengrundlage und Auswertung

Für die oben beschriebenen Analysen wurde mehrheitlich auf Doppelbeprobungen aus dem STAR-Projekt zurückgegriffen. Die Beprobungen wurden an Gewässern der Typen 5 und 15 durchgeführt und behandelten die Aspekte:

- probenbedingte Variabilität,
- jahreszeitenbedingte Variabilität;
- substratbedingte Variabilität.

Tabelle 43 gibt einen Überblick über die für die genannten Aspekte wichtigen Rahmenbedingungen. Bei der Zusammenstellung des Datenmaterials musste aufgrund der beschränkten Menge geeigneter Messstellen auch auf Datensätze der im STAR-Projekt involvierten Partnerländer zurückgegriffen werden. So wurden zur Bestimmung der Variabilität von MZB-Proben für Gewässertyp 5 zusätzlich Daten aus Österreich und Tschechien verwandt, für Gewässertyp 15 zusätzlich Daten aus Dänemark und Polen. Im Falle der Diatomeen standen ausschließlich Daten aus Lettland zur Verfügung. Für alle weiteren Qualitätskomponenten bzw. Gewässertypen lagen keine geeigneten Daten vor. Im Falle der Makrophyten wurden Literaturangaben herangezogen.

Tabelle 43: Übersicht der für die Ermittlung der Variabilität verwendeten Messstellen und Qualitätskomponenten.

Ursache für Variabilität	Qualitätskomponente	Gewässertyp	Anzahl Datensätze ¹	Anmerkung zu unveränderlichen Rahmenbedingungen
probenbedingt	MZB	5	16	Messstelle, Bearbeiter, Methode, Tag
	MZB	15	13	
jahreszeitenbedingt	MZB	5	49	Messstelle, Bearbeiter, Methode
	MZB	15	23	
substratbedingt	Diatomeen	15	42	Messstelle, Bearbeiter, Tag

¹ Anzahl an Datensatzpaaren

Wie in Abschnitt 9.1.2 angemerkt müssen die Messstellen, für die Wahrscheinlichkeiten errechnet werden, nicht identisch mit denjenigen Stellen sein, an denen Mehrfachbeprobungen vorgenommen wurden. Für die Ermittlung der Zuverlässigkeit wurde daher eine größere Anzahl an Messstellen verwandt, die selektiv der Projektdatenbank entnommen wurden. Betreffs des Makrozoobenthos sind dies 125 Messstellen für Gewässertyp 5 bzw. 95 Messstellen für Gewässertyp 15, betreffs der Diatomeen standen 39 Messstellen aus Gewässertyp 15 zur Verfügung.

9.2 Ergebnisse

9.2.1 Variabilität

Die ermittelten Standardabweichungen der Differenzen zwischen Haupt- und Wiederholungsprobe differieren je nach Metric (Tabelle 44), liegen mehrheitlich jedoch im Bereich zwischen 0,10 und 0,15. Der Gesamtindex MMI zeigt geringere Schwankungen (die Standardabweichung liegt bei etwa 0,07), wohingegen der Metric Pelal% deutlich größeren Schwankungen unterworfen ist; zu ihm ist zu sagen, dass er mit dem kommenden Update der Bewertungssoftware als Core Metric für den Typ 15 entfallen wird. Beim Vergleich der Standardabweichungen zwischen probenbedingter und jahreszeitlich bedingter Variabilität fällt auf, dass sich Unterschiede betreffs des Typs 15 nur marginal äußern (Ausnahme: SI), während bei Typ 5 für einige Metrics die jahreszeitlich bedingte Variabilität markant höher ausfällt. Ein solches Verhalten ist durchaus plausibel, da sich jahreszeitliche Schwankungen (Temperatur, Abfluss, Beschattung etc.) auf kleine Gewässer naturgemäß deutlich stärker auswirken als auf Flüsse und sich diese Unterschiede in abgeschwächter Form auch in der Biologie wiederfinden.

Bei den Diatomeen weist der Trophieindex die geringste Streubreite auf und liegt mit einer Standardabweichung von 0,070 in der Größenordnung des MMI. Der Wert für den Teilindex Referenzartensumme fällt deutlich schlechter aus.

Tabelle 44: Standardabweichungen der Core Metrics (bezogen auf die Unterschiede zwischen Haupt- und Wiederholungsprobe).

Makrozoobenthos						Diatomeen	
Metric	Typ 5		Metric	Typ 15		Metric	Typ 15
	Probe	Jahreszeit		Probe	Jahreszeit		Substrat
MMI	0,073	0,073	MMI	0,065	0,061	Diatomeenindex	0,088
FI05	0,106	0,079	FI15/17	0,087	0,094	Referenzarten- summe	0,121
EPT%	0,086	0,155	EPT%	0,109	0,111	Trophieindex	0,070
HR%	0,089	0,174	Litoral%	0,159	0,141		
Rheoindex	0,092	0,140	Pelal%	0,323	0,301		
			no_Trich	0,170	0,184		
SI neu ¹	0,068	0,124	SI neu ¹	0,070	0,114		

¹ Der Saprobienindex ist gesondert dargestellt, da er aufgrund seiner Spanne von 1 bis 4 mit den Scores der übrigen Metrics (Spanne 0 bis 1) nicht direkt vergleichbar ist.

9.2.2 Zuverlässigkeit

Bevor die Analyseergebnisse der STARBUGS-Software dargestellt und erläutert werden, sollen zunächst einige allgemeine Anmerkungen vorangestellt werden, die einerseits theoretische Vorüberlegungen behandeln, andererseits auf die Darstellungsweise nachfolgender Abbildungen eingehen.

Bei der Berechnung von Wahrscheinlichkeiten ist es hilfreich, sich diejenigen Parameter ins Gedächtnis zu rufen, die Einfluss auf die Ergebnisse nehmen, um damit die (zumindest theoretisch) zu erwartenden Spannbreiten abzuschätzen. Die Wahrscheinlichkeit, mit der der Score eines Metrics in eine bestimmte Zustandsklasse fällt, ist dabei im Wesentlichen von zwei Größen abhängig: zum einen von der Stabilität des Metrics (je größer die Streubreite, desto größer die Wahrscheinlichkeit, dass eine der „korrekten“ Zustandsklasse benachbarte „falsche“ Klasse getroffen wird), zum anderen von der Lage des Ergebnisses zur nächsten Klassengrenze. Je näher ein Score an einer Klassengrenze liegt, desto höher ist prinzipiell die Wahrscheinlichkeit der Zuordnung zu einer benachbarten Zustandsklasse. Im Idealfall eines (bezogen auf die Streubreite) stabilen Metrics läge die Eintreffwahrscheinlichkeit für eine Zustandsklasse nahe der Klassengrenze bei 50 %, würde zur Mitte der Klasse hin kontinuierlich ansteigen (ähnlich einer Sättigungskurve) und im Bereich der Klassenmitte selbst 100 % erreichen. Anhand des Vergleichs realer Ergebnisse mit diesem idealen Kurvenverhalten lassen sich stabile Metrics von weniger stabilen Metrics separieren. Praktisch betrachtet symbolisieren die in den nachfolgenden Abbildungen dargestellten Werte die Wahrscheinlichkeiten, mit denen eine Zustandsklasse bei einer erneuten Probenahme reproduzierbar ist.

Um nicht für jede der fünf Zustandsklassen eigene grafische Darstellungen zu generieren (und damit die beschränkte Anzahl an Datensätzen entsprechend zu vermindern), wurden die Scores der Core Metrics in relative Koordinateneinheiten bezogen auf die Klassenmitten umgerechnet. Score-Ergebnisse von 0,1 (bzw. 0,3 / 0,5 / 0,7 / 0,9 als die jeweiligen Mitten der Zustandsklassen) erhalten dadurch die einheitliche Koordinate 0,0. Allen Scores oberhalb der Klassenmitten werden positive, allen Scores unterhalb der Klassenmitten negative Koordinaten zugeordnet. Die Klassengrenzen werden somit als -0,1 bzw. +0,1 in den Abbildungen dargestellt (zur Veranschaulichung des Prinzips siehe Abbildung 18).

Zur Berechnung der Variabilitäten beim Saprobienindex musste ein leicht angewandeltes Verfahren herangezogen werden. Da die Klassengrenzen nicht äquidistant ausgewiesen sind, war es erforderlich, die Abstände der Bewertungsergebnisse zu den jeweiligen Klassenmitten vor der grafischen Darstellung zu normieren. Gleiches gilt für die Metrics der Diatomeen. Hier kommt hinzu, dass lediglich für den Diatomeenindex (Gesamtindex) Grenzwerte existieren, nicht aber für die Teilindizes. Zur Berechnung der Zuverlässigkeit

sind Grenzwerte jedoch unabdingbar. Um dennoch auch die Teilindizes zu berücksichtigen, wurden die Klassengrenzen des Diatomeenindex eins zu eins auf die Teilindizes übertragen.

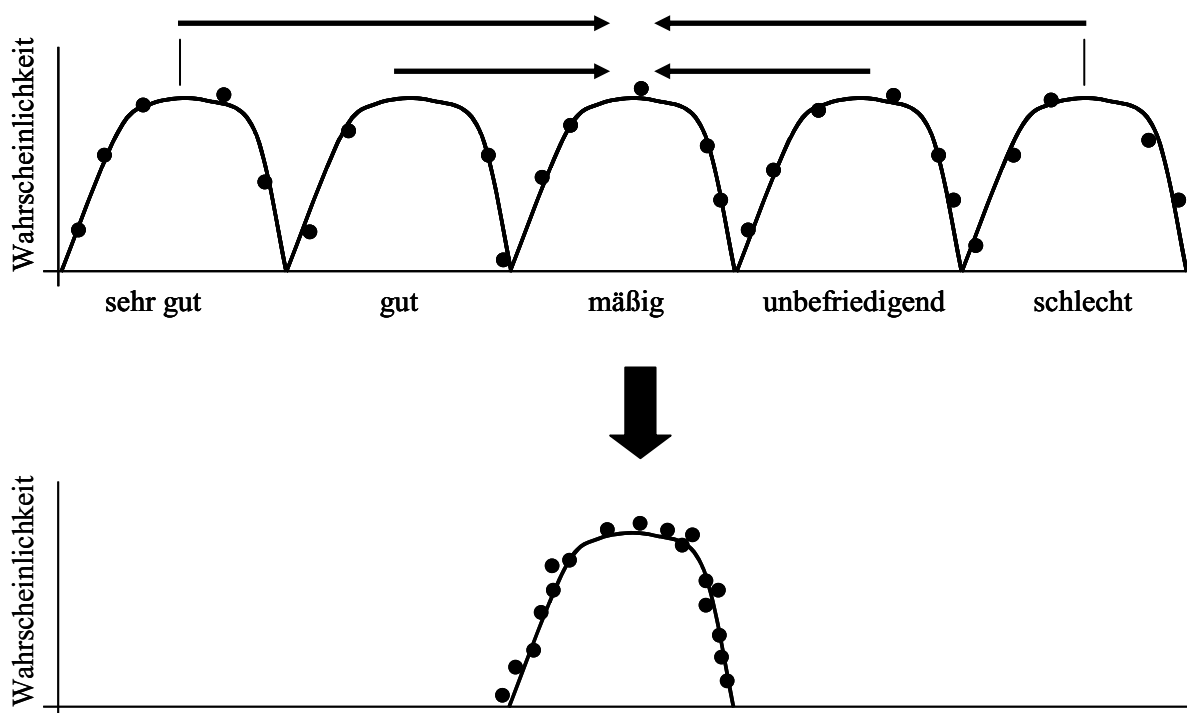


Abbildung 18: Grafische Veranschaulichung der Herangehensweise bei der Berechnung relativer Koordinaten (Schritt 1: Darstellung der Wahrscheinlichkeiten je Bewertungsklasse; Schritt 2: Zusammenschieben der fünf Einzelkurven zu einer Gesamtkurve).

a) Probenbedingte Variabilität

Die Ergebnisse des Gewässertyps 5 stellen sich für die Core Metrics und den MMI als sehr ähnlich dar (Abbildung 19, links). Die Wahrscheinlichkeiten betragen an den Klassengrenzen einheitlich 50 %, was für geringe Streubreiten aller Indizes spricht, und in den Klassenmitten zwischen 70 % (Faunaindex) und 90 % (MMI). Bei Typ 15 hingegen (Abbildung 19, rechts) sind deutliche Unterschiede zwischen den Metrics zu erkennen. Der MMI erreicht in den Klassenmitten eine Wahrscheinlichkeit von annähernd 90 %, Faunaindex und EPT% liegen bei etwa 77 % bzw. 64 %. Alle übrigen Metrics weisen vergleichsweise niedrige Wahrscheinlichkeiten auf. Am schlechtesten schneidet der „Anteil Pelalbesiedler“ ab, für den hohe Eintreffwahrscheinlichkeiten vielfach über alle Zustandsklassen hinweg ermittelt wurden, woraus zu schließen ist, dass der Metric vergleichsweise unpräzise Vorhersagen liefert¹⁹. Für drei der Metrics wurden an den Klassengrenzen Wahrscheinlichkeiten von deutlich unter

¹⁹ Für Messstellen, bei denen der Metric Pelal% von der Bewertungssoftware als „mäßig“ ausgewiesen wurde, wurden Eintreffwahrscheinlichkeiten von je 23 % auch für die Klassen „sehr gut“ und „gut“ sowie Wahrscheinlichkeiten von je 14 % für die Klassen „unbefriedigend“ und „schlecht“ errechnet.

50 % berechnet, was auf eine große Streubreite über mehrere Klassen hinweg zurückzuführen ist. Der Saprobienindex hingegen liefert äußerst stabile Ergebnisse (Abbildung 20), die kaum Spielraum für Verbesserungen zulassen.

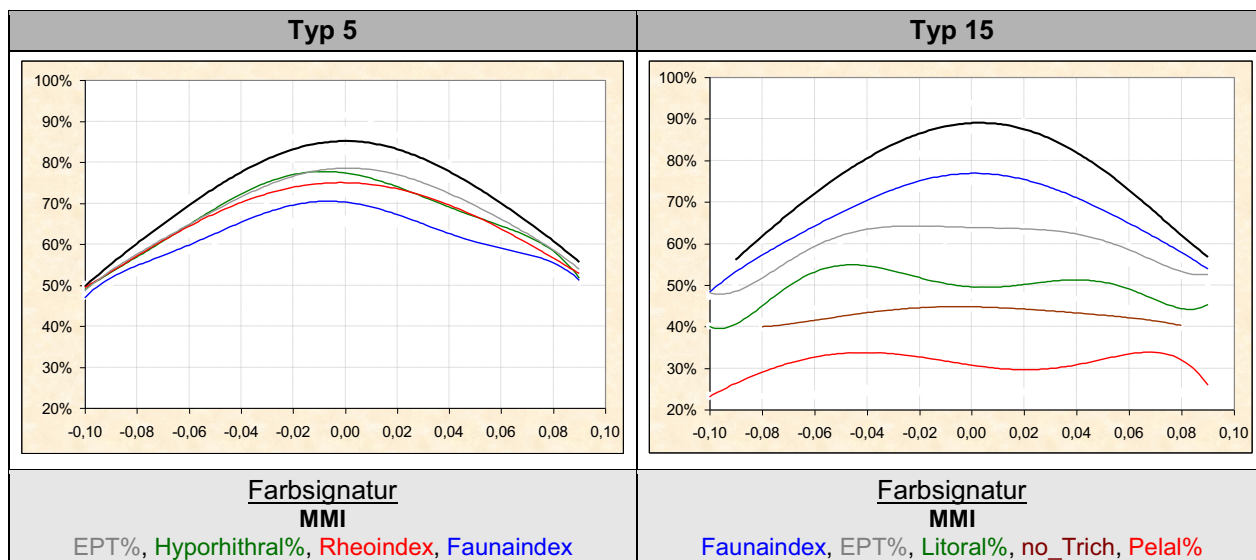


Abbildung 19: Zuverlässigkeit vor dem Hintergrund probenbedingter Variabilität: Modul „Allgemeine Degradation“ (Erläuterungen zur Art der Darstellung siehe einleitenden Text des Kapitels 9.2.2; EPT% = Anteil Eintags-/Stein-/Köcherfliegen, no_Trich = Taxazahl Trichoptera).

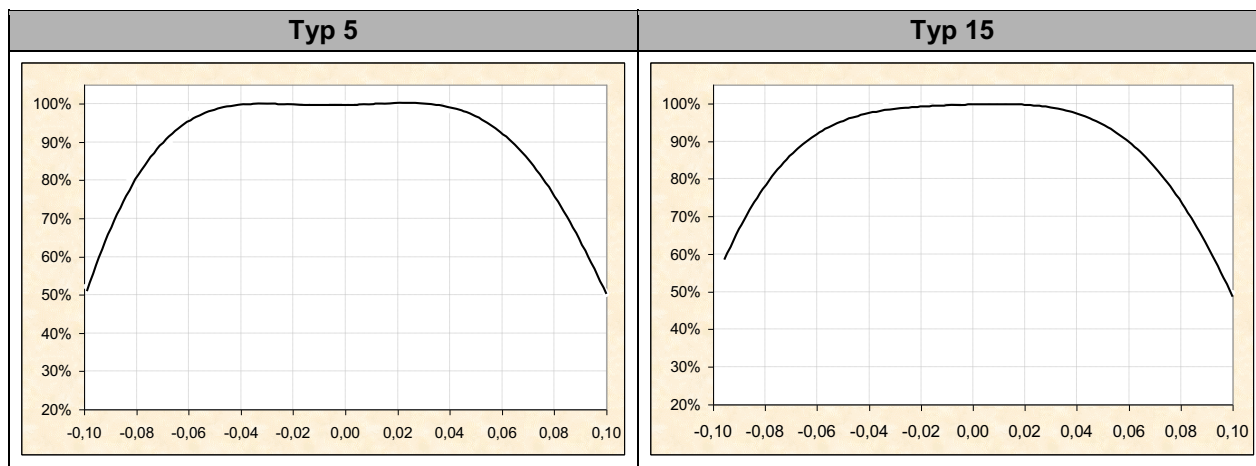


Abbildung 20: Zuverlässigkeit vor dem Hintergrund probenbedingter Variabilität: Modul Saprobie (Erläuterungen zur Art der Darstellung siehe einleitenden Text des Kapitels 9.2.2).

b) Jahreszeitenbedingte Variabilität

Im Vergleich zur probenbedingten Variabilität liegen die Wahrscheinlichkeiten für drei der Metrics des Typs 5 (Abbildung 21, links) nun deutlich niedriger, für den Faunaindex geringfügig höher und für den MMI auf einem vergleichbaren Niveau. Die Indizes Rheoindex, Hyporhithralpräferenz und EPT-Anteil scheinen somit wesentlich stärker jahreszeitenabhängig zu sein (vermutlich aufgrund veränderter Abflussregime), als dies beim Faunaindex der

Fall ist. Die teilweise auftretende Asymmetrie in den Kurven (z. B. Hyporhithral) ist eine Folge fehlender Daten in den entsprechenden Skalenbereichen bzw. vorhandener Ausreißer. Die Ergebnisse des Typs 15 folgen weitgehend den im vorhergehenden Abschnitt getroffenen Aussagen. Wie weiter oben bereits ausgeführt ist ein solches Verhalten plausibel und lässt sich mit der größeren Trägheit bzw. den in Flüssen herrschenden ausgeglicheneren abiotischen Bedingungen begründen. Die Wahrscheinlichkeiten für die Saprobie (Abbildung 22) fallen etwas geringer aus; insbesondere die Plateaus um die Klassenmitten herum erscheinen, im Vergleich zur probenbedingten Variabilität, nicht derart ausgeprägt

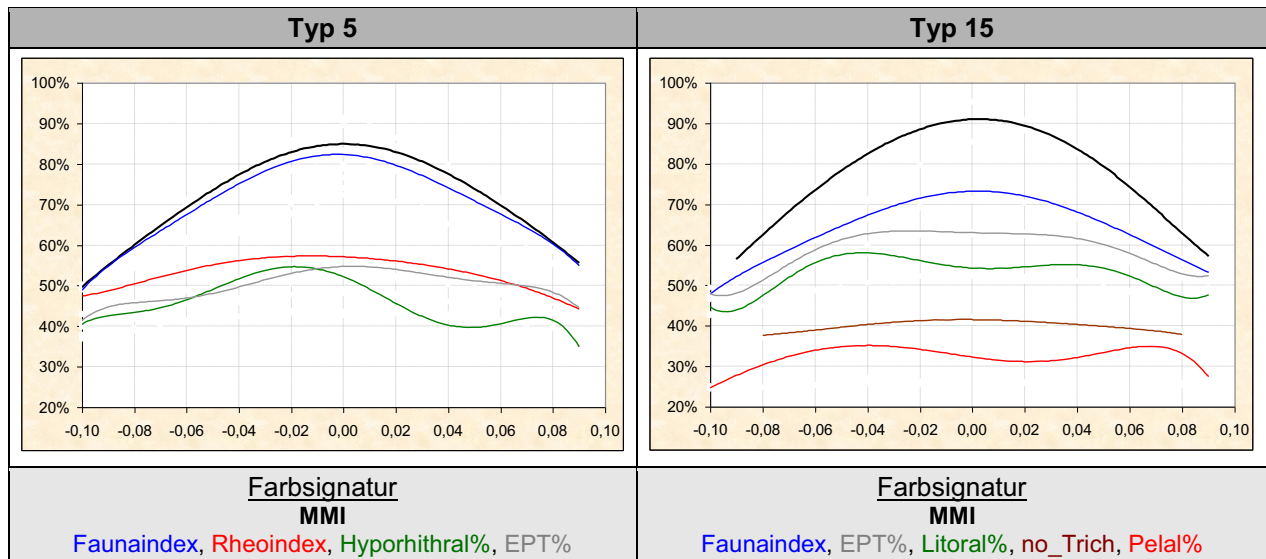


Abbildung 21: Zuverlässigkeit vor dem Hintergrund jahreszeitlich bedingter Variabilität: Modul „Allgemeine Degradation“ (Erläuterungen zur Art der Darstellung siehe einleitenden Text des Kapitels 9.2.2; EPT% = Anteil Eintags-/Stein-/Köcherfliegen, no_Trich = Taxazahl Trichoptera).

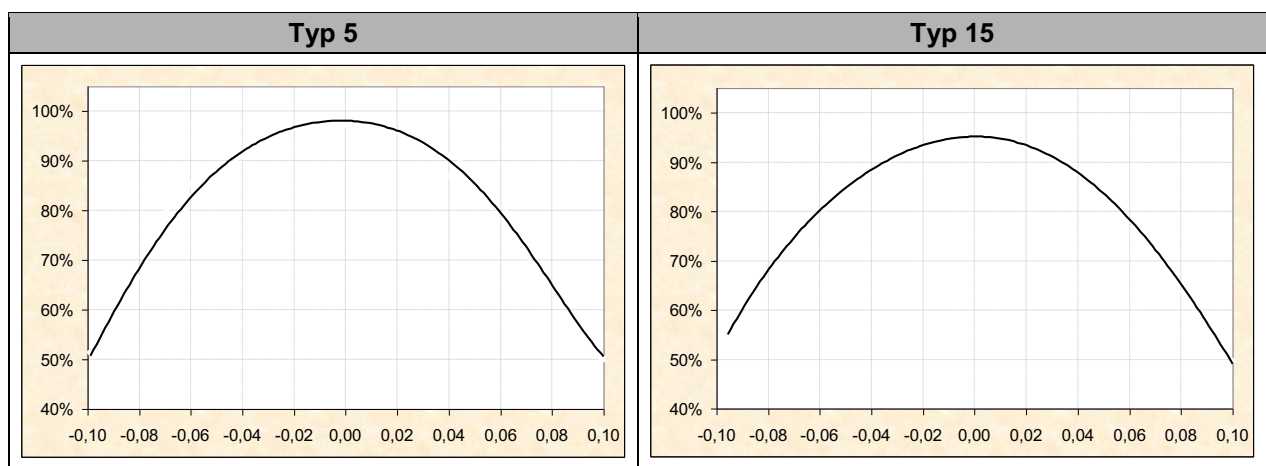


Abbildung 22: Zuverlässigkeit vor dem Hintergrund jahreszeitlich bedingter Variabilität: Modul Saprobie (Erläuterungen zur Art der Darstellung siehe einleitenden Text des Kapitels 9.2.2;).

c) Substratbedingte Variabilität

Die Ergebnisse der Diatomeen unterscheiden sich deutlich von denen des Makrozoobenthos (Abbildung 23). Am auffälligsten wird dies an der vergleichsweise niedrigen maximalen Eintreffwahrscheinlichkeit des Diatomeenindex (70 %), der damit deutlich hinter den Werten eines seiner Teilindizes zurückbleibt. Seine hohe Variabilität rührt in erster Linie von der Instabilität des Referenzartenindex, der Wahrscheinlichkeiten von lediglich 55 % erzielt. Die Zuverlässigkeit des Trophieindex ist sehr hoch und vergleichbar mit der Situation bei der Saprobie. Die sattelförmige Vertiefung in der Mitte der Kurve hat artifizielle Ursachen (dort fehlende Messwerte).

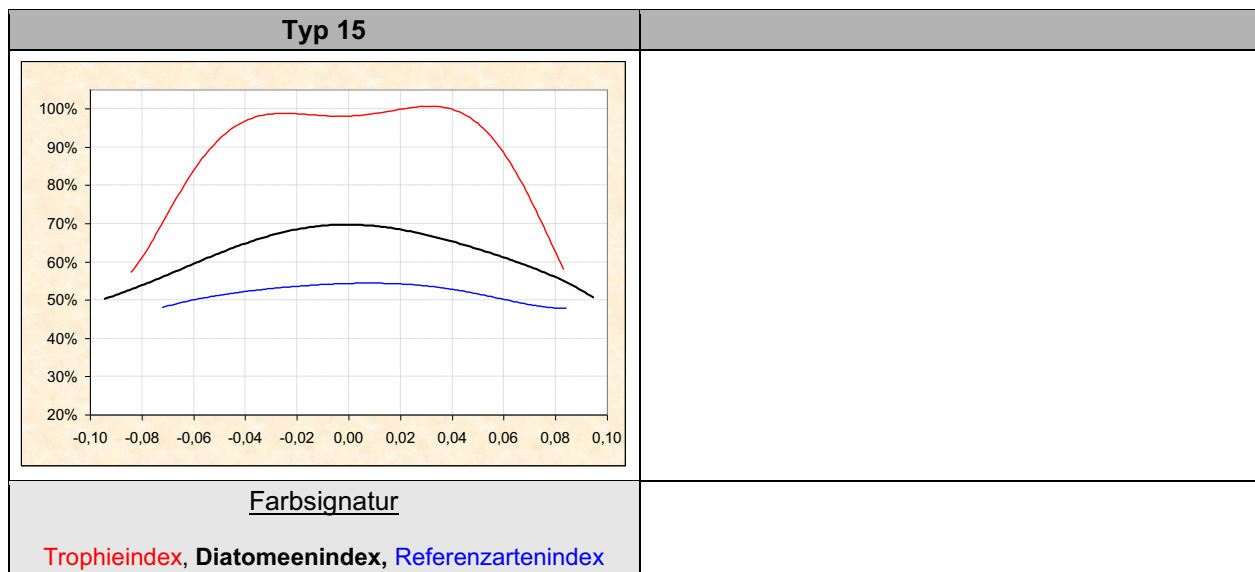


Abbildung 23: Zuverlässigkeit vor dem Hintergrund substratbedingter Variabilität (Erläuterungen zur Art der Darstellung siehe einleitenden Text des Kapitels 9.2.2).

Die Aussagekraft der Ergebnisse für die Diatomeen ist allerdings aus mehrerlei Gründen eingeschränkt. Zum einen musste zur Ermittlung der Variabilität auf Messstellen zurückgegriffen werden, die in einer anderen Ökoregion mit einer deutlich kontinentaleren Prägung liegen (Ökoregion 15: Baltikum). Etwa ein Drittel der dort vorkommenden Taxa sind in der Referenzliste des Phylibsystems nicht enthalten; nicht wenige von ihnen gehören Gattungen an, die in Westeuropa nicht vorkommen. Ein Großteil der Bewertungsergebnisse war somit nicht abgesichert. Zum anderen ist nicht auszuschließen, dass die Variabilität, die aus der Beprobung unterschiedlicher Substrate hervorgeht, prinzipiell höher ausfallen könnte als die Variabilität, die unterschiedlichen Proben oder Jahreszeiten geschuldet ist. Der Wechsel von Jahreszeiten bedingt zwar auch signifikante Änderungen in der Lebensgemeinschaft von Invertebraten, jedoch handelt es sich bei den betrachteten Metrics vorwiegend um Summenparameter, die funktionale Eigenschaften der Biozönosen widerspiegeln, und weniger um Ähnlichkeitsindizes mit Fokus auf Artenidentitäten. Der wichtigste Unterschied zwischen beiden Organismengruppen, der sich auch auf die Resultate niederschlagen dürfte, ist der,

dass im Fall des Makrozoobenthos Biozönosen in ihrer Gesamtheit bewertet wurden, im Fall der Diatomeen jedoch ausgewählte Teilzönosen (Artengemeinschaften mit Sand- bzw. Makrophytenprägung). Neben den fachlichen Argumenten gibt es einen weiteren Aspekt, der den direkten Vergleich zwischen beiden Organismengruppen erschwert: die Datengrundlage. Während sich die Darstellungen des Makrozoobenthos auf etwa 80 Datenpunkte (Gewässertyp 5) bzw. 55 Datenpunkte (Gewässertyp 15) stützen, sind es bei den Diatomeen nur etwa 15 Werte²⁰. Ursache für die niedrige Messstellenzahl bei den Diatomeen ist, neben der eingeschränkten Verfügbarkeit, der hohe Anteil an Ausreißern, der im Zusammenspiel mit der geringen Datenanzahl die grafische Darstellung stark verzerrt hätte.

d) Zusammenfassung

Die Auswertungen haben Folgendes gezeigt.

- für das Makrozoobenthos:

- Die Zuverlässigkeit der Metrics ist unterschiedlich. Einige Metrics weisen vergleichsweise hohe Wahrscheinlichkeiten auf (Faunaindex, EPT%), andere vergleichsweise niedrige Wahrscheinlichkeiten (Pelal%, Taxazahl Trichoptera). Alle übrigen Metrics siedeln sich im Mittelfeld an.
- Der MMI besitzt von allen Teilindizes des Moduls „Allgemeine Degradation“ die höchste Zuverlässigkeit. Offenbar nivelliert der Gesamtindex Unterschiede in den einzelnen Metrics aus und liefert somit stabilere Ergebnisse als es die einzelnen Bausteine tun. Dieses Ergebnis festigt den Ansatz eines multivariaten Systems.
- Der Faunaindex stellt in drei der vier Auswertungen den zweitstabilsten Index dar.
- Der Metric Pelal% erscheint für eine zuverlässige Bewertung zu instabil. Die Eignung des Metrics Trichopterenanzahl muss zumindest in Frage gestellt werden.
- Der Saprobienindex stellt eine in hohem Maße robuste Methode zur Bewertung der organischen Verschmutzung dar.

- für die Diatomeen:

- Der Trophieindex ist äußerst stabil, der Referenzartenindex vergleichsweise labil. Der Gesamtindex wird durch das schlechte Abschneiden des Referenzartenindex nach unten gezogen.
- Aufgrund der Rahmenbedingungen (Ökoregion, Betrachtung von Teilzönosen, geringe Datengrundlage) sind die Ergebnisse als vorläufig anzusehen.

²⁰ Die Unterschiede zu den Angaben in Tabelle 43 kommen daher, dass für die Abbildungen nur Messstellen berücksichtigt wurden, deren Indexwerte zwischen 0,1 und 0,9 lagen, um auf diese Weise Artefakte zu vermeiden. Artefakte entstehen beispielsweise durch das Abschneiden von Scores größer 1, wodurch die Wahrscheinlichkeit für das Eintreffen der Klasse „sehr gut“ am oberen bzw. der Klasse „schlecht“ am unteren Skalenende künstlich vergrößert wird.

Zur Allgemeingültigkeit der Ergebnisse ist zu sagen, dass die Aussagekraft statistischer Untersuchungen generell mit der Anzahl verfügbarer Datensätze steigt. Aufgrund der vergleichsweise geringen Anzahl an Parallelbeprobungen, insbesondere was die probenbedingte Variabilität betrifft, müssen verständlicherweise gewisse Einschränkungen hinsichtlich der Aussagekraft der vorgestellten Ergebnisse gemacht werden. Unabhängig davon und ungeachtet der fachlichen Tauglichkeit diverser Kenngrößen ist die verwandte Methode jedoch in hervorragender Weise geeignet, prinzipielle Aussagen zur Zuverlässigkeit und Stabilität von Metrics zu treffen, sodass sich nach Durchführung einer ausreichenden Zahl an Doppelbeprobungen zeitaufwändige Praxistests vielfach erübrigten. Vor diesem Hintergrund wäre es wünschenswert, die bislang dünne Datengrundlage (insbesondere hinsichtlich der Diatomeen) zu vergrößern, um zukünftig belastbarere Aussagen treffen zu können.

9.2.3 Makrophyten

Für die Teilkomponente der Makrophyten lagen keine Paralleldaten vor. Daher muss in diesem Fall auf Literaturangaben zurückgegriffen werden, die auf Untersuchungen im Rahmen des EU-Forschungsvorhabens STAR zurückgehen. Die Untersuchungen wurden in den Jahren 2003 und 2004 an 50 polnischen Gewässern (LAWA-Typ 15) der Ökoregionen 14 (zentrales Flachland) und 16 (östliches Flachland) durchgeführt. Jedes Gewässer wurde mehrfach begangen, u. a. mit dem Ziel, die durch folgende Einflussgrößen eingebrachte „uncertainty“ zu bestimmen: Probennehmer, Untersuchungsjahr, Jahreszeit, Beschattung, anthropogene Veränderungen (z. B. Uferbefestigung). Für jede Fragestellung wurde ein maximales Set von 26 Erhebungen durchgeführt. Als Bewertungseinheiten wurden verwendet: MTR (mean trophic rank), Ellenberg-Index und IBMR (macrophyte biological index for rivers). Die Vorgehensweise zur Berechnung der Zuverlässigkeit deckt sich weitgehend mit dem im vorliegenden Projekt angewandten Prozedere, d. h. es wurde zunächst die Standardabweichung bestimmt, um daraus in einem zweiten Schritt Eintreffwahrscheinlichkeiten zu generieren. Die Ergebnisse sind in Abbildung 24 wiedergegeben. Zu beachten ist, dass dort nicht die Zuverlässigkeit der Indizes dargestellt ist, sondern der umgekehrte Fall, d. h. die Wahrscheinlichkeit einer Fehleinstufung. Zudem wird die Wahrscheinlichkeit für jede Bewertungsklasse separat abgebildet.

Bezüglich des MTR sind die größten Übereinstimmungen zwischen Parallelerhebungen bei der Einflussgröße „Probennehmer“ zu verzeichnen (Fehleinstufungsrate in den Klassenmitten = 15 %). Damit besitzt dieser Index eine dem MMI vergleichbare Zuverlässigkeit. Für die weiteren Einflussgrößen wurden deutlich höhere Fehleinstufungsraten ermittelt, und zwar in der Reihenfolge Beschattung < Jahreszeit < Untersuchungsjahr. Hinsichtlich des IBMR gibt kaum Unterschiede zwischen den Einflussgrößen (Ausnahme: Beschattung). Der Index nach

Ellenberg schneidet am schlechtesten ab und weist Fehleinstufungsraten von stellenweise über 50 % auf. Das bei allen Indizes an den Rändern der Verteilung zu beobachtende Absinken der Raten in Richtung 0 % bis 10 % ist ein Artefakt und resultiert aus der Tatsache, dass oberhalb des sehr guten bzw. unterhalb des schlechten Zustandes keine weiteren Klassen angrenzen.

Insgesamt bestätigen die Ergebnisse der Makrophyten den weiter oben gezogenen Schluss, dass proben- bzw. probennehmerbedingte Variabilitäten höher ausfallen als die durch Jahreszeiten induzierten Unterschiede. Über die Stabilität des Makrophyten-Moduls innerhalb des deutschen Bewertungssystems Phylib geben die Resultate keinen Aufschluss.

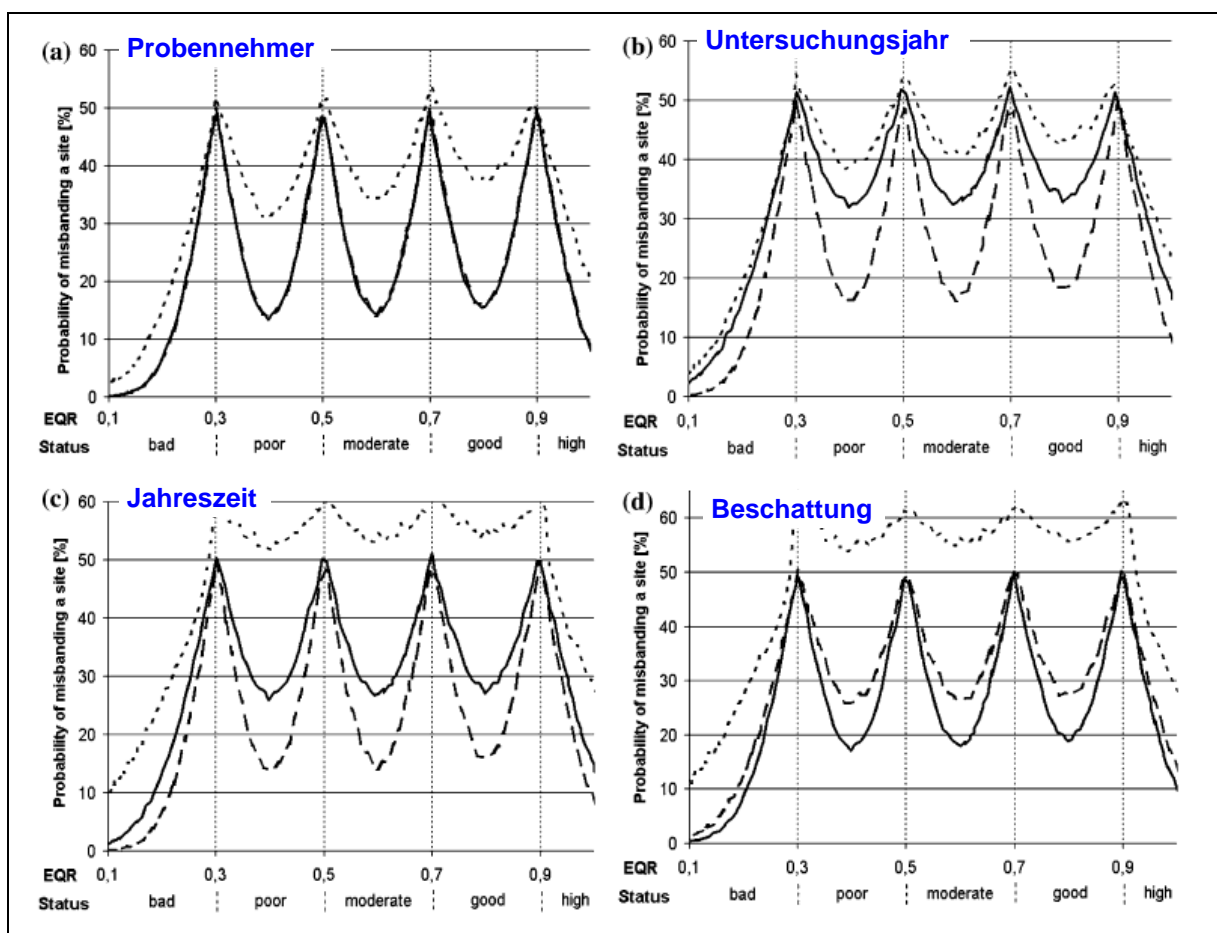


Abbildung 24: Wahrscheinlichkeit für Fehleinstufung von Makrophyten-Indizes (aus STANISZEWSKI et al., 2006) (Signaturen: durchgezogen = MTR, gestrichelt = IBMR, punktiert = Ellenberg-Index).

9.2.4 Fazit

Die Zuverlässigkeit und Stabilität von Indizes sind entscheidende Komponenten hinsichtlich der Vertrauenswürdigkeit organismischer Bewertung. Von daher sollten für alle Indizes, die als Bausteine organismischer Bewertungsverfahren dienen, entsprechende Analysen angestrebt werden. Wo dies in noch nicht ausreichendem Maße erfolgt ist (Fische, Makrophyten, Diatomeen) sollten Doppelbeprobungen angestrengt werden, um bestehende Wissenslücken zu füllen. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse, dass die Zuverlässigkeit in Richtung der Klassengrenzen deutlich abfällt, sodass zur Absicherung kostenträchtiger Entscheidungen Wiederholungsbeprobungen nicht nur sinnvoll, sondern notwendig sind.

10. Ausblick

Der vorliegende Bericht umfasst eine weite Spanne an Themenkomplexen der Fließgewässer- und Küstengewässerbewertung. Er gibt zahlreiche Antworten und Empfehlungen, setzt Fixpunkte und eröffnet neue Perspektiven. Gleichzeitig bleiben aber auch Fragen offen, insbesondere Arbeitsfelder betreffend, deren Dringlichkeit vor Durchführung des Vorhabens noch nicht gesehen wurde. Ein solches Feld ist das der Bewertung erheblich veränderter Gewässer, für das die im Vorlauf des Projekts eruierte Bearbeitungszeit nicht ausreichte. Aus diesem Grund musste die Bearbeitung an weiterführende, von der LAWA oder einzelnen Bundesländern finanzierte Projekte übergeben werden, die ihre Arbeit mittlerweile aufgenommen haben. Hauptanliegen dieser Projekte ist die Erarbeitung bundesweit einheitlicher, an die Verfahren zur Bewertung „natürlicher Gewässer“ angelehnter Systeme – zunächst als Verfahrensvorschlag ohne gleichzeitige Anpassung der Berechnungsprogramme. Eine zeitnahe Implementierung in die jeweilige Software wäre aus Praxissicht zu begrüßen.

Darüberhinaus besteht weiterer Forschungsbedarf in den Bereichen „Maßnahmenrelevante Faktoren“ sowie „Weiterentwicklung von Bewertungsverfahren“.

a) Maßnahmenrelevante Faktoren

Die Auswertungen haben gezeigt, welchen Einfluss ausgewählte Umweltfaktoren auf die organismische Bewertung nehmen, wie stark dieser Einfluss ist und welche Faktoren dominant bzw. weniger relevant sind. Dabei wurden die Faktoren ausschließlich singulär betrachtet, denkbare Interaktionen in Form verstärkender oder hemmender Wirkungsweisen fanden keine Berücksichtigung. Die Beschränkung auf monokausale Zusammenhänge war erforderlich, da die Lückenhaftigkeit im Datenbestand multivariate Analysen nicht zuließ. Zur Realisierung einer solchen oder vergleichbaren Analyseform wäre die Vollständigkeit im Datenbestand unabdingbare Voraussetzung. Von daher stellen die erzielten Ergebnisse und daraus gezogenen Schlüsse einen ersten Ansatz dar, die qualitativ bekannten Wirkungsketten mit harten Zahlen zu hinterlegen. Wegen der Bedeutung des Themenkomplexes für die zukünftige Bewirtschaftung und Maßnahmenplanung darf es jedoch aus Sicht der Projektnehmer bei diesem Ansatz nicht bleiben. Insofern wäre es anzustreben, die verfügbare Datengrundlage zu verbessern, was nicht zwangsläufig bedeuten muss, komplett neue Daten zu erheben. Die Sichtung und Ergänzung bereits vorhandener Daten wäre ein erster, aber wichtiger Schritt. Gezielte Nacherhebungen könnten Lücken füllen oder Fehldaten korrigieren. In diesem Zusammenhang wäre auch über bundesweit einheitliche Strukturen bzw. Rahmenbedingungen hinsichtlich der Datenhaltung nachzudenken – ein Ziel, das zunächst einiges an Anstrengungen erfordert, sich im Endeffekt jedoch bezahlt machen

dürfte, da der Wert der Daten nur dann zur Gänze ausgeschöpft werden kann, wenn diese über Ländergrenzen hinweg leicht zugänglich sind. Unter Verwendung entsprechender Daten, die gegebenenfalls auf einzelne Naturräume zu beschränkt sind, könnten dann multiple bzw. multivariate Untersuchungsverfahren angesetzt werden, um die bislang erzielten Ergebnisse, insbesondere hinsichtlich der Aussagen zu Eintreffwahrscheinlichkeiten bei Über- bzw. Unterschreitung zuvor festgelegter Schwellenwerte (in Kombination verschiedener Faktoren), zu ergänzen und zu verfeinern. Besonderes Augenmerk sollte dabei auch auf die gewässermorphologischen Faktoren gelegt werden, die häufig lediglich in Form ordinalskalierten Daten (Einstufungsklassen) vorliegen und damit gegenüber den intervallskalierten Messwerten der physikalisch-chemischen Parameter in ihrer Aussagekraft benachteiligt sind. Was die Landnutzung im Einzugsgebiet angeht, sollte sie, schon allein wegen ihrer Rolle für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes, in zukünftigen Auswertungen operationalisiert werden. Natürlich kann es nicht Ziel von Renaturierungen sein, die Landnutzung ganzer Einzugsgebiete zu verändern; hingegen sind Art und Intensität der Nutzung von Uferstreifen im Rahmen von Renaturierungsplanungen durchaus zugänglich. Aussagen über Umfang und Wirkung derartiger Pufferstreifen sind daher von hoher Praxisrelevanz.

Weiterentwicklung von Bewertungsverfahren

Bei der Weiterentwicklung der Bewertungsverfahren Perloides, Phylib und PhytoFluss wurden große Fortschritte erzielt. So konnten die meisten der zu Projektbeginn aufgeworfenen Probleme zur Zufriedenheit aller Beteiligten gelöst werden. Gleichzeitig wurden im Verlauf der Diskussionen innerhalb der projektgleitenden Beiräte aber auch neue Baustellen aufgedeckt, deren Bearbeitung nur teilweise vom Projekt geleistet werden konnte. Diese betreffen sowohl Fragen der Typologie als auch solche der Bewertung und sollen im Folgenden kurz skizziert werden.

- LAWA-Typologie
 - Überprüfung des Typs 6 auf Differenzierung in die Subtypen 6 und 6K, wie dies bereits von einigen Bundesländern praktiziert wird; Begründung: spezifischere Bewertung feinmaterialreicher, karbonatischer Gewässerabschnitte;
 - Überprüfung des Typs 14 auf regionale Differenzierung in die Subtypen West und Ost zum Zwecke der zielgerichteteren Einstellung von Ankerpunkten (Perloides);
 - Überprüfung der Notwendigkeit, den Typen 11 und 12 teilmineralische Typen zur Seite zu stellen;
- Bewertungsverfahren „Perloides“
 - Überarbeitung der „Operationellen Taxaliste“ inklusive Anpassung an aktuelle Belange (Anmerkung: die Liste wurde im Jahr 2004 erarbeitet und seitdem nicht mehr verändert; sämtliche in der Zwischenzeit für Deutschland neu gemeldete Taxa, u. a. auch bewertungsrelevante Arten des PTI, sind daher nicht berücksichtigt);

- Überarbeitung der Autökologie-Datenbank (konkret: Validierung fraglicher Einstufungen; Überarbeitung der Einstufungen für den Faunaindex der Typen 11 und 12; Harmonisierung der Einstufungen für die drei „Stadien“ der Coleoptera [adult, larval, ohne Zusatz]; Überarbeitung der Zuordnungsvorschrift der operationellen Taxa)
 - Abgleich zwischen Autökologie-Datenbank und „Operationeller Taxaliste“ (Anmerkung: etliche der in Perloides eingestufteten Arten werden nicht in der operationellen Taxaliste geführt und daher vor einer Berechnung herausgefiltert; zudem sind nicht alle in den Typsteckbriefen genannten Charakterarten mit einer Einstufung im entsprechenden Faunaindex versehen);
 - Abgleich zwischen „Operationeller Taxaliste“ und DIN-Liste (Anmerkung: der Berechnung des Saprobienindex wird, unabhängig von der Aktivierung der Filteroption, zwar immer die ungefilterte Liste zugrunde gelegt, jedoch besteht die Möglichkeit, dass im Zuge der Bestimmung gezielt das Niveau der operationellen Liste angestrebt wird und einzelne DIN-Taxa, die auf dieser Liste beabsichtigt fehlen, aus der Berechnung der Saprobie herausfallen);
 - Programmierung einer Microsoft-unabhängigen (internetgestützten) Software-Version;
 - Bewertungsverfahren „Phylib“
 - *festzulegen, sobald Update verfügbar,*
 - Bewertungsverfahren „Phytofluss“
 - verbindliche Aussagen zur Bewertung stauregulierter Flussabschnitte.
-

11. Literatur

- Behrendt, H. & Opitz, D. (1996): Ableitung einer Klassifikation für die Gewässergüte von planktondominierten Fließgewässern und Flusseen im Berliner Raum. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz. Berichte des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V. Heft 1: 1-26.
- Bohl, M. (1982): Zucht und Produktion von Süßwasserfischen. DLG-Verlag, München.
- Booth, D. B. & C. R. Jackson (1997): Urbanization of aquatic systems: degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. *Journal of the American Water Resources Association* 33 (5): 1077-1090.
- Borja A., J. Franco & V. Pérez (2000): A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar.Poll.Bull.* 40(12): 1100-1114.
- EWG (1978): Richtlinie des Rates vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten (78/659/EWG).
- Haider, G. (1986): Nutzfische halten. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- HBIO (2010a): Ableitung ökologisch begründeter Schwellenwerte des Chloridgehaltes und Abschätzung des Einflusses der Gewässerstruktur auf das Makrozoobenthos in NRW (i. A. des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen): 44 S.
- HBIO (2010b): Einfluss des Salzgehaltes auf die makrozoobenthische Besiedlung Sachsen-Anhalts (unveröff. Bericht i. A. des LHW Sachsen-Anhalt 81(02/10): 38 S.
- Jens, G. (1980): Die Bewertung der Fischgewässer. Maßstäbe und Anleitungen zur Wertbestimmung bei Nutzung, Kauf, Pacht und Schadensfällen. 2. Auflage. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Klose, H. (1968): Untersuchungen über den Indikationswert des Potamoplanktons. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 53: 781-805.
- Koenzen, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland - Typologie und Leitbilder. Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Typologie und Leitbildentwicklung für Flussauen in der Bundesrepublik Deutschland“ des Bundesamtes für Naturschutz FKZ 80382100. - *Angewandte Landschaftsökologie* 65, 327 S. + Karte.
- Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (1986-91): Bacillariophyceae. Bd. 2/1: Naviculaceae; Bd. 2/2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae; Bd. 2/3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae; Bd. 2/4: Achnantheaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heyning, H. & Mollenhauer, D. [Hrsg.]: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 2/1–2/4. – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- LAWA-AK „Zielvorhaben“ (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Güteklassifikation. LAWA, Berlin.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin, 74 S.
- LAWA-Unterarbeitskreis „Planktonführende Fließgewässer“ (2002): Methode zur Klassifikation der Trophie planktonführender Fließgewässer - Ergebnisse der Erprobungsphase. Im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Deutschland. Saarbrücken, 54 S.
- LAWA-Arbeitsorganisation (2007). RAKON-Rahmenkonzeption Monitoring - Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen.
- Lorenz, A., Hering, D., Feld, C. K. & Rolaufts, P. (2004): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna in five German stream types. *Hydrobiologia* 516: 107-127.
- Mauch, E., Schmedtje, U., Maetze, A. & Fischer, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. - Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 1/03: 1-388 + CD-ROM. Stand April (2006).
- Meier, C., Böhmer, J., Biss, R.; Feld, C., Haase, P., Lorenz, A., Rawer-Jost, C., Rolaufts, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Zenker, A. & Hering, D. (2006): Weiterentwicklung

- und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de> [Stand Mai 2006].
- Meyer, Th., T. Berg & K. Fürhaupter (2008): Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie. Referenz-Artenlisten, Bewertungsmodell und Monitoring. Gutachten im Auftrag der Universität Rostock.
- Mischke, U. & Behrendt, H. (2007): Handbuch zum Praxistest eines Bewertungsverfahrens von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland – Mit Auszügen aus der harmonisierten Taxaliste des Phytoplanktons. WeißenseeVerlag ISBN 978-3-89998-105-6, 88 S.
- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. & Nixdorf, B. (2008): Praxistest zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons gemäß EU-WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt (O 5.05). In: Mischke, U. & Nixdorf, B. (Hrsg.): Gewässerreport (Nr. 10), BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU Cottbus, S. 7-115.
- Muxika I., A. Borja & J. Bald (2007): Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Mar.Poll.Bull.* 55(1-6): 16-29.
- OECD - Organization for Economic Cooperation and Development (1982): *Eutrophication of Waters – monitoring, assessment and control*. Paris, 154 S.
- Pottgiesser, T., Kail, J., Seuter, S. & Halle, M. (2004): Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL, Teil II. Endbericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 20 S.
- Pottgiesser, T., Kail J., Halle, M., Mischke, U., Müller, A., Seuter, S., van de Weyer, K. & Wolter, C. (2008): Endbericht PEWA II - Das gute ökologische Potenzial: Methodische Herleitung und Beschreibung- Morphologische und biologische Entwicklungspotenziale der Landes- und Bundeswasserstraßen im Elbegebiet. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin (SenGesUmV). Projektleitung ube, Essen, 234 S.
- RaKon - LAWA (07.03.2007): LAWA-AO - Rahmenkonzeption Monitoring - Teil B – Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen - Arbeitspapier II - Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten. Download von Internet-Plattform Wasserblick.de: [Rakon_B_Teil_II_Arbeitspapier_chem_physikal.pdf](#).
- Rott, E., Hofmann, G., Pall, K., Pfister, P., Pipp, E. (1997): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 1: Saprobielle Indikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 73 S.
- Rott, E., Pfister, P., Van Dam, H., Pipp, E., Pall, K., Binder, N., Ortler, K. (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern, Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenz, taxonomische und toxikologische Anmerkungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 248 S.
- Roy A. H., A. D. Rosemond, M. J. Paul, D. S. Leigh & J. B. Wallace (2003): Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology* 48 (2): 329-346.
- Staniszewski, R., K. Szoszkiewicz, J. Zbierska, J. Lesny, S. Jusik & R. T. Clarke (2006): Assessment of sources of uncertainty in macrophyte surveys and the consequences for river classification. *Hydrobiologia* 566: 235-246.
- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Stelzer, P., Hofmann, G., Gutowski, A., Foerster, J. (2004): Erarbeitung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Schlussbericht. – Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ 0330033), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (O 11.03).
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A. & Foerster, J. (2005): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren „Makrophyten & Phytobenthos“ in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL. Endbericht im Auftrag der LAWA (Projekt-Nr. O 2.04): 230 S.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A. & Foerster, J. (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos, Stand Januar 2006.

- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Vogel, A., Gutowski, A. (2010): Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Teilvorhaben Makrophyten & Phytobenthos, Oktober 2010.
- Schmedtje, U., Gutowski, A., Hofmann, G., Leukart, P., Melzer, A., Mollenhauer, D., Schneider, S., Tremp, H. (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/98, 501 S.
- Schwäglar, U., Simon-Morth, B. & Ouan, B. (2003): Gewässergütebericht 2003 für das Flusseinzugsgebiet der Rhume, Hrsg.: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz - Betriebsstelle Süd-, NLWK - Schriftenreihe Bd. 7.
- Wagner, F. (2006). Effekte des anthropogenen beeinflussten Temperaturregimes der Saale auf die Fischzenonose - Fischökologisches Gutachten im Auftrag des Staatlichen Umweltamtes Gera.
- Wagner, F. & J. Arle (2008) : Zusammenhang zwischen ökologischem Zustand und der Gewässerstruktur - Hinweise auf eine mögliche Strahlwirkung. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landschaftspflege 81: 123 -127.
- Wagner, F. (2009). Temperaturregim der Saale unterhalb der Talsperren in Thüringen – Konsequenzen für die Fischfauna? Artenschutzreport 25, S. 12-17.
- Wang, L., J. Lyons, P. Kanehl & R. Gatti (1997): Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. Fisheries 22 (6): 6-12.
-