

TEXTE

104/2018

Weiterentwicklung des deutschen Makrozoobenthos- Bewertungsverfahrens für Seen ‚AESHNA‘ zu einer Strukturgütegestützten Gesamtseebewertung

Abschlussbericht

TEXTE 104/2018

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3712 24 223
UBA-FB 002703

Weiterentwicklung des deutschen Makrozoobenthos- Bewertungsverfahrens für Seen ‚AESHNA‘ zu einer Strukturstützten Gesamtseebewertung

von

Oliver Miler, Martin Pusch
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin

Jürgen Böhmer
bioforum GmbH, Kirchheim/Teck

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Müggelseedamm 301
12587 Berlin

Abschlussdatum:

Februar 2016

Redaktion:

Fachgebiet II 2.4 Binnengewässer
Dr. Jens Arle

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, Dezember 2018

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) fordert von den Mitgliedsstaaten eine Bewertung des ökologischen Zustandes der Oberflächengewässer, d.h. auch des hydromorphologischen Zustands der Seeufer, anhand der biologischen Qualitätselemente (BQE) Phytoplankton, Makrophyten, Fische und Makrozoobenthos. Zur hydromorphologischen Seeuferbewertung in Deutschland wurde das makrozoobenthosbasierte Seeuferbewertungsverfahren AESHNA entwickelt. In diesem Projekt wurden wissenschaftliche Empfehlungen zur Verbesserung der Zuverlässigkeit und Genauigkeit von AESHNA erarbeitet. Die Effizienz der Probenahmemethodik wurde verbessert und die Stressorspezifität von AESHNA optimiert. Hierbei wurde der Einfluss von Neozoen, trophischer Belastung, natürlicher Windexposition und anthropogener Wellenschlagsbelastung auf das eulitorale Makrozoobenthos und die hydromorphologische Bewertung mit AESHNA untersucht und quantifiziert. Anhand einer Beprobung von vier referenznahen Flusseen in Westpolen wurde die Referenz-Makrozoobenthosgemeinschaft von Flusseen des Tieflandes (Seotyp 12) beschrieben und bewertungsrelevante Metrics ermittelt. Von der Firma 'biota' wurde eine bundesweit einheitliche Methode zur Erfassung und Bewertung der Uferstrukturen an natürlichen Seen entwickelt, welche mit biologischen Seebewertungsmethoden, basierend auf Makrozoobenthos und Makrophyten, verknüpft werden sollen. Es wurde ein Ansatz zur strukturgüte-gestützten ökologischen Gesamtseebewertung durch Korrelationen von AESHNA mit der HMS ('Hydromorphologie Seen') Methode entwickelt. Des Weiteren wurde der bereits vorhandene biologische Bewertungsansatz für die Hydromorphologie von künstlichen Seen mit AESHNA weiterentwickelt. Die Verbesserung des ökologischen Zustandes von Seeufern durch Ufer-Revitalisierung mit den komplexen Habitaten Totholz, submersen Wurzeln und emerser Vegetation wurde untersucht. Es wurde die HMWB Bewertung in ASTERICS integriert und ein Referenzstreckenkataster von Seen und Fließgewässern in Deutschland erstellt.

Abstract

The EU Water Framework Directive (EU-WFD) requires the ecological assessment of surface waters, including the hydromorphological state of lake shores, by the member states of the European Union (EU) via the biological quality elements (BQE) phytoplankton, macrophytes, fish and macroinvertebrates. In Germany, the hydromorphological lake shore assessment method AESHNA based on eulittoral macroinvertebrate community composition has been developed in recent years. In this project scientific recommendations to improve the reliability and precision of AESHNA have been developed and are described in this report. The efficiency of the sampling methodology has been improved and the stressor specificity has been optimised. The influence of invasive species, trophic state, wind exposition and anthropogenic wave action on the eulittoral macroinvertebrate community composition and the hydromorphological assessment with AESHNA was analysed and quantified. Through a survey of four near-reference fluvial lakes in Western Poland the reference macroinvertebrate community of fluvial lowland lakes (lake type 12) could be described and assessment relevant metrics identified. A standardized, nation-wide and GIS-based physical lake shore assessment method has been developed by the company 'biota' and is currently correlated with macrophyte- and macroinvertebrate-based biological lake assessment methods. A whole lake hydromorphological assessment approach with AESHNA aided by the physical lake assessment method HMS ('Hydromorphologie Seen') was developed. Furthermore, the existing biological approach to assess the hydromorphology of artificial lakes with AESHNA was improved and developed further. The potential improvement of the ecological lake shore condition through shore restoration via the introduction of complex littoral habitats such as submerged roots, coarse woody debris and emerged

macrophytes, was analysed. The assessment of highly modified water bodies was integrated in ASTER-ICS and a national registry of lakes and rivers in Germany was compiled.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	5
Abbildungsverzeichnis	9
Tabellenverzeichnis.....	13
Abkürzungsverzeichnis.....	17
Zusammenfassung	21
Summary	31
1 Einleitung.....	41
2 Datenbasis und Methodik.....	43
2.1 Datenbasis.....	43
2.2 Statistische Methodik.....	45
3 Ergebnisse	46
3.1 Untersuchungen und Weiterentwicklungen der Zuverlässigkeit und Genauigkeit von AESHNA (IGB)	46
3.1.1 Untersuchung der Umweltparameter aus dem erweiterten Feldprotokoll.....	46
3.1.2 Natürliche Windexposition (IGB)	72
3.1.3 Einfluss der Trophie auf die morphologische Uferbewertung (IGB).....	76
3.1.3.1 Einleitung	76
3.1.3.2 Methoden	77
3.1.3.3 Ergebnisse und Diskussion	78
3.1.4 Neozoen (IGB)	82
3.1.4.1 Einleitung	82
3.1.4.2 Material und Methoden	83
3.1.4.3 Ergebnisse und Diskussion	84
3.1.4.4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	86
3.1.5 Optimierungen der Kosteneffizienz der Probenahmemethodik und – strategie (IGB)	88
3.1.6 Anthropogener Wellenschlag (IGB).....	88
3.2 Entwicklung einer bundesweit einheitlichen Methode zur Erfassung und Bewertung der Uferstrukturen an natürlichen Seen (biota, bioforum GmbH, IGB)....	98
3.3 Korrelationen der AESHNA-Metrics mit den Strukturparametern (bioforum GmbH)	102

3.4	Strukturgüte-gestützte ökologische Gesamtseebewertung (Oliver Miler, IGB)	105
3.4.1	Datensatz	105
3.4.2	Methodik	105
3.4.3	Ergebnisse	106
3.4.4	Diskussion und Schlussfolgerungen	108
3.5	Weiterentwicklung eines biologischen Bewertungsansatzes für die Hydromorphologie von künstlichen und natürlichen Seen (bioforum GmbH)	111
3.5.1	Erarbeitung einer Ufertypologie	111
3.5.2	Einstufung der Faunaindexwerte der Taxa.....	113
3.5.3	Tests weiterer Metrics und Änderungen der multimetrischen Indices.....	115
3.5.3.1	Ableitung der Ankerpunkte	115
3.5.3.2	Überarbeitung der Metrickombinationen	115
3.5.3.3	Resultierende multimetrische Indices:	117
3.5.4	Besonderheiten der Bewertung künstlicher Seen	117
3.5.5	Anpassung an die Interkalibrierungsergebnisse	117
3.5.6	Bewertungstool.....	118
3.6	Ufer-Revitalisierung mit Totholz und Schilf zur Erreichung des „Guten Ökologischen Zustands“ bzw. Potenzials (IGB)	120
3.6.1	Vergleich der AESHNA Bewertung, Makrozoobenthosdiversität und des Neozoenanteils in verschiedenen Habitaten (IGB).....	120
3.6.1.1	Probenahme	120
3.6.1.2	Ergebnisse und Diskussion	120
3.6.1.3	Schlussfolgerungen	126
3.6.2	Organisation von AESHNA Workshops (IGB, bioforum GmbH).....	126
3.6.2.1	Tagesordnung AESHNA Workshop am 4./5.2.2014 in Berlin	126
3.6.2.2	Tagesordnung AESHNA Workshop am 12./13.8.2015 in Berlin	127
3.6.2.3	Fazit AESHNA Workshop am 12./13.8.2015 in Berlin	129
3.6.3	Organisation von AESHNA Beiratstreffen (IGB, bioforum GmbH)	133
3.6.3.1	Tagesordnung AESHNA Beiratstreffen am 10.6.2014 in Berlin	133
3.6.3.2	Tagesordnung AESHNA Beiratstreffen am 20.10.2014 in Berlin	134
3.7	Integration der HMWB-Bewertung in ASTERICS (UDE) -The assessment and planning of heavily modified water bodies (HMWB) and artificial water bodies (AWB) in Germany.....	135
3.7.1	Introduction	135

3.7.2	Methodology.....	136
3.7.2.1	Assessing HMWB/AWB	136
3.7.2.2	Determining the ecological potential	136
3.7.3	Method design	137
3.7.3.1	HMWB case groups	138
3.7.3.2	Habitat conditions	141
3.7.3.3	Biological assessment	142
3.7.3.4	Measures for achieving good ecological potential	143
3.7.4	Application of the method	147
3.7.4.1	Steps of application	147
3.7.4.2	Case studies	148
3.7.5	Summary and perspectives	156
3.7.6	Acknowledgments	157
3.7.7	Annex: HMWB case group profile ‘Land drainage and flood protection’	157
3.7.7.1	Summary	157
3.7.7.2	Measure and habitat scheme	157
3.7.7.3	Relevant stream type groups	158
3.7.7.4	Status quo	158
3.7.7.5	Maximum Ecological Potential (MEP)	158
3.7.7.6	Good Ecological Potential (GEP)	160
3.8	Erstellung von Referenzstrecken-Katastern (bioforum GmbH).....	162
3.8.1	Fließgewässer	162
3.8.1.1	Hintergrund und Projektziele	162
3.8.1.2	Untersuchung der Eignung der Gewässertypen für die geplanten Probenahmen	162
3.8.1.3	Vorgehensweise zur schrittweisen Auswahl der Messstellen	165
3.8.1.4	Ergebnisse	170
3.8.1.5	Dominante und Typische Taxa	176
3.8.1.6	Vorschlag von zusätzlichen Referenzparametern für Fischdurchgängigkeit	176
3.8.1.7	Fazit	177
3.8.2	Seen.....	177
4	Zusammenfassung.....	178
5	Ausblick.....	178

6 Quellenverzeichnis..... 178

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Korrelation ausgewählter Makrozoobenthosmetrics (‘Megaloptera (%)‘, ‘Anzahl Taxa‘, ‘Anzahl EPTCBO Taxa‘) mit den aus Feldprotokolldaten berechneten Variablen ‘Anzahl Ufervegetationstypen‘, der ‘Shannon Wiener Diversität Ufervegetation‘ und dem ‘Pressure Index‘. Die Berechnung der Variablen aus Feldprotokolldaten ist in Tabelle 2 erläutert. Rho und p Werte sind in Tabelle 4 und Tabelle 5 aufgeführt.....	55
Abbildung 2: Korrelation des Makrozoobenthosmetrics ‘Anteil Taxa‘ mit den aus Feldprotokolldaten berechneten Variablen ‘Anzahl anthr. Stressoren 20 m‘, ‘Anzahl anthr. Stressoren 100 m‘, ‘Anzahl stark anthr. Stressoren 20 m‘ und ‘Anzahl stark anthr. Stressoren 100 m‘. Die Berechnung der Variablen aus Feldprotokolldaten ist in Tabelle 2 erläutert. Rho und p Werte sind in Tabelle 4 und Tabelle 5 aufgeführt.....	56
Abbildung 3: Korrelation ausgewählter Makrozoobenthosmetrics (‘Anteil r/K Strategen‘, ‘Anzahl Coleoptera Taxa‘) mit den aus Feldprotokolldaten berechneten Variablen ‘% stark anthr. Landnutzungstypen 20 m‘, ‘% stark anthr. Landnutzungstypen 100 m‘, ‘% natürliche Landnutzungstypen 20 m‘, ‘% natürliche Landnutzungstypen 100 m‘. Die Berechnung der Variablen aus Feldprotokolldaten ist in Tabelle 2 erläutert. Rho und p Werte sind in Tabelle 4 und Tabelle 5 aufgeführt.....	57
Abbildung 4: Korrelation ausgewählter Makrozoobenthosmetrics (‘Anteil r/K Strategen‘, ‘Anzahl Coleoptera Taxa‘) mit den aus Feldprotokolldaten berechneten Variablen ‘Umlandindex 20 m‘ und ‘Umlandindex 100 m‘. Die Berechnung der Variablen aus Feldprotokolldaten ist in Tabelle 2 erläutert. Rho und p Werte sind in Tabelle 4 und Tabelle 5 aufgeführt.	58
Abbildung 5: NMDS Plot und Environmental Fit von Makrozoobenthosgemeinschaften in Deutschland und Polen	86
Abbildung 6: Vergleich der Box Plots und ANOVA der Metrics ‘% ETO Taxa‘, ‘Anzahl ETO Taxa‘, ‘% Bivalvia‘ und ‘% Crustacea‘ zwischen Flusseen in Deutschland (DE) und Polen (PL).....	87
Abbildung 7: Vergleich der Box Plots und ANOVA der Metrics ‘Shannon-Wiener Diversität‘, ‘r/k Strategen‘, ‘% Aktive Filtrierer‘ und ‘% Zerkleinerer‘ zwischen Flusseen in Deutschland (DE) und Polen (PL).	88
Abbildung 8: Mit Druckloggern des Typs ‘P-Log3020 PA‘ der Firma ‘Driesen & Kern GmbH‘ am Tegeler See (Stelle SenStadtUm2_03-11) vom 20.6.14, 7:00 bis 23.6.14, 7:00 gemessene Druckschwankungen in 10 ² Pa.....	90
Abbildung 9: Mit Druckloggern des Typs ‘P-Log3020 PA‘ der Firma ‘Driesen & Kern GmbH‘ am Tegeler See (Stelle SenStadtUm2_03-11) vom 20.6.14, 7:00 bis 23.6.14, 7:00 gemessene und mit Bezug auf den Umgebungsluftdruck normierte Druckschwankungen in 10 ² Pa.....	90

Abbildung 10: Zonen der Seeuferklassifizierungsmethode nach Mehl et al. (2014 a, b) und Böx et al. (2015)	99
Abbildung 11: Vergleich der Korrelationsstärken ufertypspezifischer Faunaindices mit den verfügbaren Strukturparametern im Tiefland; die Pfeile zeigen, die zugehörigen Parameter der aggregierten Indices.	102
Abbildung 12: Vergleich der Korrelationsstärken ufertypspezifischer Faunaindices mit den verfügbaren Strukturparametern im Alpenvorland; die Pfeile zeigen, die zugehörigen Parameter der aggregierten Indices.....	103
Abbildung 13: Korrelationen der wichtigsten Strukturparameter mit den Einzelmetrics - Beispiel Sedimentfresser (alle Daten aller Typen)	103
Abbildung 14: Photographische Dokumentation der Probestellen: A natürliche Stelle am Dollgowsee (D1, hauptsächlich emerse Makrophyten und Seerosen), B Badestrand am Grienericksee (G2), C Steg am Grienericksee (G7), D natürliche Stelle am Lake Grienericksee (G9, hauptsächlich Totholz und emerse Makrophyten), E natürliche Stelle am Möllensee (M3, hauptsächlich emerse Makrophyten), F natürliche Stelle am Großen Tietzensee (T4, hauptsächlich emerse Makrophyten) und G natürliche Stelle am Wittwensee (W4, hauptsächlich emerse Makrophyten).	110
Abbildung 15: Vergleich der Korrelationsstärken ufertypspezifischer Faunaindices mit der SUK Strukturgüteklassifizierung.....	112
Abbildung 16: Vergleich der Korrelationsstärken des Faunaindex mit der SUK Strukturgüteklassifizierung zwischen den Ufertypen	113
Abbildung 17: Prinzip der Abundanz- und Stetigkeits-gewichteten Ableitung der Faunaindexwerte der Taxa	114
Abbildung 18: Startseite	118
Abbildung 19: Template für Datenimport.....	119
Abbildung 20: Register Datenbearbeitung.....	119
Abbildung 21: Register Export	120
Abbildung 22: NMDS Plot der Makrozoobenthosgemeinschaften an den untersuchten Probestellen (getrennt nach See, Stelle, Habitat und Replikat). Emerse Makrophyten (EM), Totholz (TH), submerse Wurzeln (W), Sand (SA).	121
Abbildung 23: Metric-Werte an den untersuchten Probestellen (pro See, Stelle, Habitat und Replikat), farblich getrennt nach Habitaten: MMI = multimetrischer Index, FI = Faunaindex, Taxazahl und no_EPTCBO = Anzahl Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Coleoptera, Bivalvia, Plecoptera Taxa. Rot = emerse Makrophyten (Schilf), grün = Sand, blau = Totholz, lila = Baumwurzeln.....	123

Abbildung 24: Anteil invasiver Arten (% Häufigkeit) an den untersuchten Probestellen (pro See, Stelle, Habitat und Replikat), farblich getrennt nach Habitaten. Rot = emerse Makrophyten (Schilf), grün = Sand, blau = Totholz, lila = Baumwurzeln.	124
Abbildung 25: Comparison of Prague method and CIS method according to the basic process steps; black arrows indicate similarities, blue arrows denote differences (MEP = maximum ecological potential, GEP = good ecological potential).....	137
Abbildung 26: Frequency of specified uses given to designate the HMWB stored in the project database (n= 1934 HMWB, covering eleven German federal states).....	138
Abbildung 27: Similarity of invertebrate communities sampled at HMWB (n=1928 samples; Detrended Correspondence Analysis, Jongman et al. 1995), showing significant differences among five stream type groups as revealed by an analysis of similarity (ANOSIM, Clarke 1993).....	139
Abbildung 28: Scheme to identify the ‘formative use’ in case of use combinations assigned to a water body.	141
Abbildung 29: Application of the HMWB assessment method	147
Abbildung 30: Measure and habitat scheme at MEP for the Wagenfelder Aue (lowland stream with land drainage and flood protection).....	149
Abbildung 31: Habitat conditions at GEP for the Wagenfelder Aue (lowland stream with land drainage and flood protection).....	149
Abbildung 32: Measure and habitat scheme at MEP for the Unterer Salzbach (upland brook with urbanisation and flood protection, without foreland).....	151
Abbildung 33: Habitat conditions at GEP for the Unterer Salzbach (upland brook with urbanisation and flood protection, without foreland).	151
Abbildung 34: Measure and habitat scheme at MEP for the Saale, impounded section (lowland river with navigation in impounded sections).....	153
Abbildung 35: Habitat conditions at GEP for the Saale, impounded section (lowland river with navigation in impounded sections).	154
Abbildung 36: Measure and habitat scheme at MEP for the Saale, free-flowing section (lowland river with navigation in free-flowing sections).	155
Abbildung 37: Habitat conditions at GEP for the Saale, free-flowing section (lowland river with navigation in free-flowing sections).	155
Abbildung 38: Measure and habitat scheme	157
Abbildung 39: Possible measures to achieve good ecological potential.....	161
Abbildung 40: Filterschema zur Auswahl Fließgewässer.	167
Abbildung 41: Vorauswahl der Fließgewässer auf der Basis von Saprobie	169

Abbildung 42: MZB-Bewertungsergebnisse der abiotisch besten oder referenznahen Fließgewässerabschnitte.)	169
Abbildung 43: MZB-Bewertungsergebnisse der von der LAWA ausgewählten besten oder referenznahen Fließgewässerabschnitte.	170
Abbildung 44: Makrozoobenthosbewertungsergebnisse für die referenznahen Stellen (jeweils neueste Frühjahrsprobe zu jeder Stelle).....	172
Abbildung 45: Makrozoobenthosbewertungsergebnisse für alle Proben der referenznahen Stellen	172
Abbildung 46: Lauflängen der FG-Typen (km jedes Typs).	173
Abbildung 47: MZB – Zusätzliche beste Stellen – alle Proben.	173
Abbildung 48: Makrophyten/Phytobenthos nach LAWA-Typ – alle gesicherten Proben (N=238).....	174
Abbildung 49: Diatomeen nach Diatomeen-Typ – alle gesicherten Proben (N =182).....	174
Abbildung 50: Makrophyten nach Makrophyten-Typ – alle gesicherten Proben (N =64).	174
Abbildung 51: PoD nach PoD-Typ – alle gesicherten Proben (N =45).....	175
Abbildung 52: Worst Case Bewertung MZB und Makrophyten/Phytobenthos.	175
Abbildung 53: Stellenbewertungen MZB und MP/PB im direkten Vergleich.....	176
Abbildung 54: Median und Streuung MZB, MP/PB und Fische im direkten Vergleich.....	176

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht über die im Projekt verwendete Datenbasis (Referenzseen sind hervorgehoben)	44
Tabelle 2: Berechnung der analysierten Umweltvariablen aus Feldprotokollparametern.	47
Tabelle 3: Kategorien der ‘Landwärtigen Uferstruktur‘ und ‘Anthropogenen Beeinträchtigungen‘ mit zugewiesenem Grad der Beeinträchtigung. Der Grad der Beeinträchtigung jeder Kategorie geht in die Berechnung des Umland Indexes (‘Landwärtige Uferstruktur‘) und des Pressure Indexes (‘Anthropogene Beeinträchtigungen‘) ein.....	51
Tabelle 4: Rho-Werte aus Spearman-Rank Korrelationen der in Tabelle 2 dargestellten Umweltvariablen mit bewertungsrelevanten Makrozoobenthosmetrics. Rho-Werte $\geq 0,19$ sind fett markiert.....	59
Tabelle 5: p-Werte aus Spearman-Rank Korrelationen der in Tabelle 2 dargestellten Umweltvariablen mit bewertungsrelevanten Makrozoobenthosmetrics. Rho-Werte $\leq 0,05$ sind fett markiert.	65
Tabelle 6: Spearman-Rank Korrelationen von Makrozoobenthos Metrics mit der Windexposition nach Brodersen (1995). Metrics wurden mit dem AESHNA Computertool und dem Programm ASTERICS berechnet. Rho-Werte > 0.3 und p-Werte ≤ 0.05 sind fett markiert.	73
Tabelle 7: Metrics, die basierend auf einem Datensatzes aus dem EU Projekt WISER für den Großen Müggelsee nach Korrelation mit der Windexposition ausgewählt wurden. Metrics mit Rho $> 0,7$ wurden ausgewählt. TFC = taxonomische und funktionelle Diversität, D = Diversität, A = Häufigkeit.....	76
Tabelle 8: Jeweiliges Signifikanzniveau (p) der Kovarianzanalyse (ANCOVA) für ausgewählte Seen aus Brandenburg/Berlin (Trebelsee, Grimnitzsee, Parsteiner See, Großer Stechlinsee, Großer Müggelsee) mit Einfluss der Windangriffslänge aus der Hauptwindrichtung Südwest sowie dem Seetyp als Kovariable. Signifikante Ergebnisse sind fett hervorgehoben.	76
Tabelle 9: Environmental fit der Makrozoobenthosdaten mit Feldprotokoll-, Morphometrie- & Gesamtsee-, Trophie und Uferstrukturgüteparametern. Dargestellt sind R ² , p-Werte und Signifikanzen. Experteneinschätzung, Trophieklasse, Seetyp, Bundesland und Schichtungsverhalten sind nominal-skalierte Parameter, alle anderen Parameter sind intervallskaliert. Abkürzungen der Trophie- und Uferstrukturgüteparameter werden in dem Abkürzungsverzeichnis zu Beginn dieses Berichts aufgeführt und erklärt.....	79
Tabelle 10: Redundancy Analysis der Makrozoobenthosdaten mit ausgewählten, signifikanten Morphologie- (Feldprotokoll- und	

Uferstrukturgüteparameter) und Trophieparametern. Abkürzungen der Trophie- und Uferstrukturgüteparameter werden in dem Abkürzungsverzeichnis zu Beginn dieses Berichts aufgeführt und erklärt. Feldprotokollparameter: % emerse Makrophyten, % Sand, % Spundwände, % Steine, % Totholz, % Xylal; Trophieparameter (Chl. asais, TPsaiss, BVsaiss); Uferstrukturgüteparameter: Bau_Gwu_ges, Bau_Ufr_ges, Breite_Flachwasserzone, Breite_potSchilfwuchszone, Fwz_ARz2, Fwz_BFS, Fwz_BRz_bis5, Fwz_BRz_5bis25, Fwz_BRz_25bis50, Fwz_BRz_50bis100, Fwz_PRZ_Bedeck, Gwu_Rand_ausgepraegt, Gwu_Rand_flaechenhaft, Gwu_Rand_kein, Gwu_Rand_Saum, Lws_Gwu_ges, Lws_Ufr_ges, Ubb_Fwz_Div, Ubb_Gwu_Div, Ubb_Gwu_ges, Ubb_Ufr_Div, Ubb_Ufr_ges, Ufr_BUS, Ufr_Morph_Erosion2, Ufr_Verbau_kein, Ufr_Verbau_Mauer.....	82
Tabelle 11: Environmental fit der Makrozoobenthosordination in Bezug auf Stressor- und Gesamtseeparameter.....	84
Tabelle 12: Coefficient of variation (CV), Mittelwert (MW), Standardabweichung (S.D.) und Varianz (Var) der normierten Druckwerte und Anzahl der Minuten mit maximaler Wellenhöhe > 0.5 cm, > 1 cm, > 2.5 cm bzw. > 5 cm. UP = Probestellenkennung.	91
Tabelle 13: Spearman-Rank Korrelationen von Bewertungsmetrics (berechnet mit dem AESHNA Computer Tool und dem Computerprogramm ASTERICS) mit der Wellenschlagsbelastung (Anzahl min mit max. Wellenhöhe). Rho-Werte ≥ 0.3 sind fett markiert.	93
Tabelle 14: Spearman-Rank Korrelationen von Bewertungsmetrics (berechnet mit dem AESHNA Computer Tool und dem Computerprogramm ASTERICS) mit der Wellenschlagsbelastung (Anzahl min mit max. Wellenhöhe). p-Werte < 0.05 sind fett markiert.....	95
Tabelle 15: Seeufer Typen der Seeuferklassifizierungsmethode nach Mehl et al. (2014 a, b).	99
Tabelle 16: Belastungskriterien der Verfahren SUK, HMS, IGKB, SFI und LHS (nach Mehl et al. 2014a, b) (markiert mit B).....	100
Tabelle 17: Belastungskriterien des biota Verfahrens (Mehl et al. 2014 a, b) und Anlehnung an die HMS und SUK Verfahren (markiert mit X).	101
Tabelle 18: Korrelation von LIMCO und 15 ausgewählten Metrics mit dem hydromorphologischen Impact \bar{I}_{ssg} in 1.) dem epilitoralen Subsegment ($\bar{I}_{ssg,epi}$), 2.) dem eulitoralen Subsegment ($\bar{I}_{ssg,eu}$) und 3.) dem sublitoralen Subsegment ($\bar{I}_{ssg,sub}$) (n = 30 Probestellen, alle fünf Seen zusammengenommen). AC = Abundanzklasse. Korrelationen mit $p \leq 0.05$ sind fett markiert.	106
Tabelle 19: Mittelwerte ± S.D. des hydromorphologischen Impacts \bar{I} und von LIMCO, die durch Impact-LIMCO Regressionsgleichungen extrapoliert wurden. Dabei wurden folgende Regressionsgleichungen verwendet:	

LIMCO (Epilitoral) = $(-0.096 * \bar{T}_{ssg,epi}) + 0.66$; LIMCO (Eulitoral) = $(-0.078 * \bar{T}_{ssg,eu}) + 0.63$; LIMCO (Sublitoral) = $(-0.16 * \bar{T}_{ssg,sub}) + 0.70$. Die Berechnungen wurden für jeden See und jede Uferzone (Sublitoral, Eulitoral, Epilitoral) separat durchgeführt. Für LIMCO wurden folgende Klassengrenzen verwendet: LIMCO (sehr gut/gut) = 0.59, LIMCO (gut/mäßig) = 0.44, LIMCO (mäßig/unbefriedigend) = 0.29, LIMCO (unbefriedigend/schlecht) = 0.15 (nach Miler et al. 2013 a)..... 107

Tabelle 20: Korrelationen der getesteten Metrics mit der Uferstrukturgüte..... 116

Tabelle 21: Invasive Arten in den untersuchten Seen (Müggelsee, Bänke, Bauersee, Tegeler See, Groß-Glienicker See). 125

Tabelle 22: HMWB case groups (black) formed from the combination of stream type group and specified use 140

Tabelle 23: Potential effects of the hydromorphological measures on stream morphology, hydrology and continuity..... 142

Tabelle 24: Metrics to assess HMWB using benthic invertebrates for considered stream type groups 143

Tabelle 25: Measures for achieving good ecological potential..... 144

Tabelle 26 continued: Measures for achieving good ecological potential 145

Tabelle 27: Assessment of ecological status and potential of the three water bodies using benthic invertebrates and fish fauna (BQE: Biological Quality Element; WB: Water body; *uncertain due to low number of fish individuals) 156

Tabelle 28: Relevant stream type groups 158

Tabelle 29: Habitats 158

Tabelle 30: Untersuchung der Eignung der Gewässertypen für die geplanten Probenahmen 162

Tabelle 31: Schritte zur Erarbeitung eines Stellennetzes aus Referenzen und bestverfügbaren Stellen. 165

Tabelle 32: Auswahl- und weitere Beurteilungskriterien (soweit vorhanden) für die Vorauswahl der Gewässerstellen. Werte in Klammern = Zielwerte, die meistens eingehalten wurden). Bei mehreren ausgewählten Gewässern pro Typ wurden die besten ausgewählt und damit die Zielwertgrenzen oft weit unterschritten..... 168

Tabelle 33: Verteilung der MZB-Stellen der ersten Rückmeldung auf die LAWA-Typen. 170

Tabelle 34: Verteilung der Makrophytenstellen der ersten Rückmeldung auf die Makrophyten-Typen. 171

Tabelle 35: Verteilung der Diatomeenstellen der ersten Rückmeldung auf die Diatomeen-Typen 171

Tabelle 36: Kriterien für Referenzen und bestverfügbare Stellen 171

Tabelle 37: Beste zwei referenznahe Seen für jeden Typ (Prioritäten: gute Trophie und Landnutzung, mit morphologisch naturnahen Uferbereichen, möglichst auch gute MZB- und MP-Bewertungen: 177

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erklärung
ANCOVA	Analysis of Covariance
ANOVA	Analysis of Variance
ANOSIM	Analysis of Similarity
AQEM	Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates
ASTERICS	AQEM/STAR Ecological River Classification System
EU WRRL	Europäische Union Wasserrahmenrichtlinie
DWD	Deutscher Wetterdienst
EPT	Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera
EPTCBO	Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata
ETO	Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata
FWZ	Flachwasserzone
HMS	Hydromorphologie Seen
IGKB	Internationale Gewässerschutzkommission Bodensee
LAWA	Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LHS	Lake Habitat Survey
LIMCO	Littoral Invertebrate Multimetric Index based on Composite Sampling
LIMHA	Littoral Invertebrate Multimetric Index based on Habitat Sampling
MDS	Multidimensional Scaling
MRT	Multivariate Regression Trees
MZB	Makrozoobenthos
OgewV	Oberflächengewässerverordnung
PCO	Prinicipal Coordinate Analysis
PERMANOVA	Permutational Multivariate Analysis of Variance
SFI	Shorezone Functionality Index
STAR	Standardisation of River Classifications
SUK	Seeuferkartierung
UBA	Umweltbundesamt
UDE	Universität Duisburg-Essen

Abkürzung	Erklärung
UFZ	Uferzone
UMZ	Umlandzone
WISER	Water bodies in Europe: Integrative Systems to assess Ecological status and Recovery
Bau_Fwz_ges	SUK: baulich genutzte Flächen in der Flachwasserzone: gesamt in %
Bau_Fwz_Versiegelt_teil	SUK: Anteil teilweise versiegelter Fläche an den baulich genutzten Flächen (Bau_Fwz_ges) in der Flachwasserzone
Bau_Fwz_Versiegelt_voll	SUK: Anteil vollständig versiegelter Fläche an den baulich genutzten Flächen (Bau_Fwz_ges) in der Flachwasserzone
Bau_Gwu_ges	SUK: baulich genutzte Flächen im Gewässerumfeld: gesamt in %
Bau_Gwu_Versiegelt_teil	SUK: Anteil teilweise versiegelter Fläche an den baulich genutzten Flächen (Bau_Gwu_ges) im Gewässerumfeld
Bau_Gwu_Versiegelt_voll	SUK: Anteil vollständig versiegelter Fläche an den baulich genutzten Flächen (Bau_Gwu_ges) im Gewässerumfeld
Bau_Ufr_ges	SUK: baulich genutzte Flächen des Ufers: gesamt in %
Bau_Ufr_Versiegelt_teil	SUK: Anteil teilweise versiegelter Fläche an den baulich genutzten Flächen (Bau_Ufr_ges) im Uferbereich
Bau_Ufr_Versiegelt_voll	SUK: Anteil vollständig versiegelter Fläche an den baulich genutzten Flächen (Bau_Ufr_ges) im Uferbereich
Breite_Flachwasserzone	SUK: durchschnittliche Breite in m
Breite_potSchilfwuchszone	SUK: durchschnittliche Breite der potenziellen Schilfwuchszone in m
Fwz	Flachwasserzone (SUK - Verfahren)
Fwz_ARz2	SUK modifiziert: Ausbildung der Röhrlichtzone in der Flachwasserzone; semiquantitative Werte
Fwz_BFS	SUK modifiziert: Besondere Flachwasserstrukturen in Röhrlichtzone; semiquantitative Werte
Fwz_BRz_25bis50	SUK: Breite Röhrlichtzone im Flachwasser: 25 bis 50m in %
Fwz_BRz_50bis100	SUK: Breite Röhrlichtzone im Flachwasser: 50 bis 100m in %
Fwz_BRz_5bis25	SUK: Breite Röhrlichtzone im Flachwasser: 5 bis 25m in %
Fwz_BRz_bis5	SUK: Breite Röhrlichtzone im Flachwasser: bis 5m in %
Fwz_BRz_keine	SUK: Breite Röhrlichtzone im Flachwasser: keine
Fwz_BRz_ueber100	SUK: Breite Röhrlichtzone im Flachwasser: >100m in %
Fwz_PRZ_Bedeck	SUK: Röhrlichtzone im Flachwasser: Anteil der mit Röhrlicht bedeckten Flächen an der potenziellen Röhrlichtzone

Abkürzung	Erklärung
Fwz_SRb	SUK modifiziert: Schädigung des Röhrichtbestandes im Flachwasser; semiquantitative Werte
Gwu	Gewässerumfeld (SUK - Verfahren)
Gwu_Rand_ausgepraegt	SUK: Gewässerrandstreifen: ausgeprägt (Breite < 30m) in %
Gwu_Rand_flaechenhaft	SUK: Gewässerrandstreifen: flächenhaft Wald/Sukzession (Breite >= 30m) in %
Gwu_Rand_kein	SUK: Gewässerrandstreifen: kein (Breite < 5m) in %
Gwu_Rand_Saum	SUK: Gewässerrandstreifen: Saumstreifen (Breite < 15m) in %
Lws_Gwu_ges	SUK: Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche am Gewässerumfeld: gesamt in %
Lws_Ufr_ges	SUK: Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche an der Uferfläche: gesamt in %
Schadall	SUK modifiziert: Anzahl der Schadstrukturen in der Flachwasserzone, des Ufers und im Gewässerumfeld
Schad_Fwz	SUK modifiziert: Anzahl der Schadstrukturen in der Flachwasserzone
Schad_Gwu	SUK modifiziert: Anzahl der Schadstrukturen des Ufers
Schad_Ufr	SUK modifiziert: Anzahl der Schadstrukturen im Gewässerumfeld
Ubb_Fwz_Div	SUK modifiziert: Diversität der der "unbebauten" Flächen in der Flachwasserzone
Ubb_Fwz_ges	SUK: Anteil der "unbebauten" Fläche an der Flachwasserzone: gesamt in %
Ubb_Gwu_Div	SUK modifiziert: Diversität der der "unbebauten" Flächen des Ufers
Ubb_Gwu_ges	SUK: Anteil der "unbebauten" Fläche an der Fläche des Gewässerumfelds: gesamt in %
Ubb_Ufr_Div	SUK modifiziert: Diversität der der "unbebauten" Flächen im Gewässerumfeld
Ubb_Ufr_ges	SUK: Anteil der "unbebauten" Fläche des Ufers: gesamt in %
Ufr	Ufer (SUK - Verfahren)
Ufr_BUS	SUK modifiziert: Besondere Uferstrukturen; semiquantitative Werte
UfrFwz_BUSBFS	SUK modifiziert: Besondere Uferstrukturen & Besondere Flachwasserstrukturen in Röhrichtzone; semiquantitative Werte
Ufr_Morph_Erosion2	SUK modifiziert: Ufermorphologie - Erosion; semiquantitative Werte
Ufr_Verbau_Faschinen	SUK: Uferverbau: Holz/Faschinen in %
Ufr_Verbau_kein	SUK: Uferverbau: vorhanden oder nicht
Ufr_Verbau_Mauer	SUK: Uferverbau: Ufermauer/Spundwand in %

Abkürzung	Erklärung
Ufr_Verbau_Sonst	SUK: Uferverbau: Sonstige in %
Ufr_Verbau_Steinschuett	SUK: Uferverbau: Steinschüttung in %
BVsais	saisonaler Mittelwert des Phytoplanktonbiovolumens in mm ³ l ⁻¹
Chl. asais	saisonaler Chlorophyll a Mittelwert in µg l ⁻¹
STsais	saisonaler Mittelwert der Secchitiefe in m
TPFrüh	Gesamtphosphor Frühjahrsmittelwert in µg l ⁻¹ (Frühjahr)
TPsais	Gesamtphosphor Mittelwert in µg l ⁻¹ (saisonal)
TPzirk	Gesamtphosphor Mittelwert in µg l ⁻¹ (Zirkulationsphase)

Zusammenfassung

Aus den bisherigen Erfahrungen bei der Anwendung von AESHNA, sowie aus der umfangreichen Entwicklungsarbeit eines Bewertungsansatzes im Rahmen des EU-Projekts WISER ergab sich folgender weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf, der in diesem Projekt bearbeitet wurde

- a) Untersuchungen und Weiterentwicklungen der Zuverlässigkeit und Genauigkeit von AESHNA
 - ▶ Optimierungen der Kosteneffizienz der Probenahmemethodik und – strategie
 - ▶ Optimierung der **Stressor-Spezifität** von AESHNA durch Minimierung des Einflusses anderer Umwelt-/Belastungsfaktoren, v.a. trophischer Belastung, Schilfgürtelbreite, sowie des Einflusses der natürlichen Windexposition von Seeufern
 - ▶ Analyse des Einflusses des Vorkommens von **Neozoenarten** auf das AESHNA-Bewertungsergebnis
 - Weiterentwicklung eines Bewertungsmoduls für schiffsinduzierte **Wellenschlagsbelastung**
 - Prüfung der Interkalibrations-Kompatibilität der Weiterentwicklungen
- b) Zur Entwicklung einer **bundesweit einheitlichen Methode** zur Erfassung und Bewertung der Uferstrukturen an natürlichen Seen ist die Identifizierung der biologisch wirksamen Kartierungsparameter der in Deutschland verwendeten Strukturgüte-Kartierungsmethoden notwendig, die somit mit der biologischen Bewertung am besten korrelieren.
- c) Strukturgüte-gestützte ökologische **Gesamtseebewertung** unter Nutzung der Daten von Uferstrukturgütekarten
- d) Weiterentwicklung eines biologischen Bewertungsansatzes für die Hydromorphologie von **künstlichen Seen**
- e) **Ufer-Revitalisierung** mit Totholz und Schilf zur Erreichung des „Guten Ökologischen Zustands“ bzw. Potenzials
- f) Integration der **HMWB-Bewertung** in ASTERICS
- g) Erstellung von **Referenzstrecken**-Katastern

Es wurde der Einfluss der natürlichen Windexposition auf die morphologische Seeuferbewertung mithilfe von Makrozoobenthosorganismen untersucht. Basierend auf Makrozoobenthos- und Windexpositionsdaten aus fünf Seen in Berlin (Niederneuendorfer See, Oberhavel, Tegeler See, Unterhavel, Wannsee) und zwei Seen aus Sachsen-Anhalt (Arendsee, Süßer See) wurde der Zusammenhang zwischen Makrozoobenthosbewertungsmetrics und der Windexposition nach Brodersen (1995) untersucht. Der Zusammenhang zwischen Metrics und Windexposition wurde mithilfe von Spearman Rank Korrelationen untersucht. Hierfür wurden ausschließlich Probestellen verwendet, welche a-priori als natürlich eingestuft worden waren. Mehrere Metrics, welche Diversität, Anteil sensitiver Taxa sowie taxonomische und funktionale Makrozoobenthoszusammensetzung indizieren, zeigten starke und signifikante, negative Korrelationen mit der Windexposition, u.a. ‘Odonata HK [%]’, ‘Anzahl ETO Taxa’, ‘Simpson Diversität’, ‘Shannon Wiener Diversität’, ‘Evenness’, ‘Sedimentfresser [%]’, ‘Weidegänger [%]’, ‘Argylalbewohner [%]’ und ‘Anzahl Gastropoda Taxa’. Die Metrics ‘Oligochaeta [%]’ und ‘Anzahl Oligochaeta Taxa’ korrelierten positiv mit der Windexposition (Tabelle 6). Die Ergebnisse zeigen, dass Metrics, welche zur Bewertung von morphologischer Seeuferdegradation verwendet werden, wie z.B. Odonata HK [%]’, ‘Anzahl ETO Taxa’ und ‘Shannon Wiener Diversität’ von der Windexposition beeinflusst werden. Dies stimmt mit Ergebnissen von Lorenz et al. (2013a) überein. Basierend auf Makrozoobenthosdaten aus dem Großen Müggelsee wurden für zehn Metrics in Spearman-Rank Korrelationen mit der Windexposition Rho Werte

> 0,7 gefunden (Tabelle 7, Lorenz et al. 2013a). Ebenso ergab eine Kovarianzanalyse von Makrozoobenthosmetrics mit der Windangriffslänge ausgewählter Seen aus Brandenburg/Berlin (Trebelsee, Grimnitzsee, Parsteiner See, Großer Stechlinsee, Großer Müggelsee) einen signifikanten Einfluss der Windangriffslänge auf den Metric ‘passive Filtrierer [%]’ (Tabelle 8, Lorenz et al. 2013a). Zusammenfassend stützen somit die Ergebnisse von Lorenz et al. (2013a) die hier dargestellten Effekte der Windexposition auf die zur Indikation von morphologischer Seeuferdegradation verwendeten Metrics. Zusammenfassend lassen sich diese Ergebnisse zum Einfluss der Windexposition auf das eulitorale Makrozoobenthos dazu verwenden, nicht plausibel erscheinende morphologische Seeuferbewertungsergebnisse zu überprüfen und die Bewertung ggf. nach Expertenmeinung zu modifizieren.

Der Einfluss von Feldprotokoll-, Morphometrie- & Gesamtsee-, Trophie und Uferstrukturgüteparametern auf das eulitorale Makrozoobenthos wurde mit einer environmental fit Analyse untersucht. Hohe R^2 und p-Werte < 0.05 deuten auf signifikante Zusammenhänge hin (Tabelle 9). Alle Trophie und Morphometriegesamtseeparameter (außer dem Schichtungverhalten) zeigten signifikante Ergebnisse. Bei den Feldprotokollparametern wiesen % Xylal, Shannon Wiener Habitatdiversität, % Spundwände, % Steine, % Sand, % emerse Makrophyten, % Totholz und die Experteneinschätzung signifikante Zusammenhänge mit der Makrozoobenthosstruktur auf. Von 45 analysierten Uferstrukturgüteparametern zeigten 32 Parameter signifikante Zusammenhänge mit der Makrozoobenthoszusammensetzung (Tabelle 9). Hierbei waren vor allem Parameter bedeutsam, welche die Röhrichtstruktur, Ausbreitung und Schädigung (Fwz_ARz2, Breite_Flachwasserzone, Breite_potSchilfwuchszone, Fwz_BRz_keine, Fwz_BRz_bis5, Fwz_BRz_5bis25, Fwz_BRz_25bis50, Fwz_BRz_50bis100, Fwz_PRZ_Bedeck), den Gewässerrandstreifen (Gwu_Rand_ausgepraegt, Gwu_Rand_flaechenhaft, Gwu_Rand_kein, Gwu_Rand_Saum), Ufererosion, besondere Ufer- und Flachwasserstrukturen (Ufr_Morph_Erosion2, Ufr_BUS, Fwz_BFS, UfrFwz_BUSBFS) sowie die Diversität der un bebauten Flächen in Flachwasserzone, Ufer und Gewässerumfeld (Ubb_Fwz_Div, Ubb_Gwu_Div, Ubb_Ufr_Div) beschreiben (Tabelle 9). Mit den Feldprotokoll-, Uferstrukturgüte- und Trophieparametern, welche die höchsten R^2 Werte und niedrigsten p-Werte aufwiesen, und einer Bray-Curtis Similarity Matrix der Makrozoobenthosgemeinschaft wurde eine redundancy analysis und Varianzpartitionierung durchgeführt. Hierfür wurden sechs Feldprotokollparameter (% emerse Makrophyten, % Sand, % Spundwände, % Steine, % Totholz, % Xylal), drei Trophieparameter (Chl. a_{sais} , TP_{sais} , BV_{sais}) und 26 Uferstrukturgüteparameter (Bau_Gwu_ges, Bau_Ufr_ges, Breite_Flachwasserzone, Breite_potSchilfwuchszone, Fwz_ARz2, Fwz_BFS, Fwz_BRz_bis5, Fwz_BRz_5bis25, Fwz_BRz_25bis50, Fwz_BRz_50bis100, Fwz_PRZ_Bedeck, Gwu_Rand_ausgepraegt, Gwu_Rand_flaechenhaft, Gwu_Rand_kein, Gwu_Rand_Saum, Lws_Gwu_ges, Lws_Ufr_ges, Ubb_Fwz_Div, Ubb_Gwu_Div, Ubb_Gwu_ges, Ubb_Ufr_Div, Ubb_Ufr_ges, Ufr_BUS, Ufr_Morph_Erosion2, Ufr_Verbau_kein, Ufr_Verbau_Mauer) in den Analysen verwendet. Insgesamt konnten 29,1 % der Varianz der Makrozoobenthoszusammensetzung durch Morphologie und Trophie erklärt werden (Tabelle 10). Davon konnten 21,2 % nur durch Morphologie, 3,6 % nur durch Trophie und 4,3 % durch beide Einflussparameter gemeinsam erklärt werden (Tabelle 10). Das heißt die Ufermorphologie (21,2 %) erklärt fast 6-mal so viel der insgesamt erklärten Varianz (29,1 %) wie die Trophie (3,6 %).

Die Makrozoobenthosfauna von Flusseen des Tieflandes wird stark dominiert durch invasive Arten; beispielsweise wurden in früheren Untersuchungen bereits *Dikerogammarus* sp. und *Corophium curvispinum* als Indikatorarten für Flusseen des Tieflandes identifiziert (Miler et al. 2013 b). Dieses häufige Vorkommen invasiver Arten ist vermutlich kein Charakteristikum natürlicher Makrozoobenthosgemeinschaften von Flusseen des Tieflandes, sondern liegt an der starken anthropogenen Beeinflussung der untersuchten Seen durch morphologische Seeuferdegradation. Zudem sind die meisten norddeutschen

Flusseen mit Bundeswasserstrassen und anderen vom Bootsverkehr genutzten Wasserwegen verbunden, wie beispielsweise Havel und Spree in Berlin und Brandenburg. Invasive Arten in Europa werden hauptsächlich durch Schiffsverkehr verbreitet und alle großen Einzugsgebiete in Deutschland sind durch Kanäle und Bundeswasserstrassen miteinander verbunden. Des Weiteren konnte gezeigt werden, dass einheimische Makrozoobenthostaxa im Vergleich zu invasiven stärker von anthropogenem Wellenschlag beeinflusst werden (Gabel et al. 2011a, 2012). Ziel dieser Untersuchung ist es, für Flusseen des Tieflandes, die sich im referenznahen Zustand befinden, charakteristische Indikatorarten und Makrozoobenthosmetrics zu identifizieren. Da in Norddeutschland keine referenznahen Flusseen gefunden wurden, wurden vier Seen im westpolnischen Tiefland beprobt. Die Makrozoobenthosfauna dieser Seen wurde mit der von anthropogen beeinflussten und morphologisch degradierten Flusseen im norddeutschen Tiefland verglichen.

Die Makrozoobenthosfauna der untersuchten naturnahen Flusseen bestand hauptsächlich aus einheimischen Arten und nur wenige Neozootaxa wurden in den Proben gefunden: *Orconectes limosus* (Crustacea, Decapoda), *Dugesia tigrina* (Turbellaria) und *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda). *Dreissena polymorpha* war in allen vier Seen häufig. Außer *Orconectes limosus* wurden keine invasiven Crustaceen gefunden, insbesondere keine invasiven Amphipoden, die charakteristisch für anthropogen beeinflusste Flusseen in Deutschland sind (Miler et al. 2013 b). Die Indikatorartenanalyse zeigte, dass die einheimischen Arten *Asellus aquaticus* (Crustacea, Isopoda, Indikatorwert: Indval = 0.98, p = 0.001) und *Gammarus roeseli* (Crustacea, Amphipoda, Indval = 0.38, p = 0.001) die dominanten Crustaceenarten in den vier polnischen Flusseen im Vergleich zu den Flusseen in Deutschland waren. In den deutschen Flusseen waren die invasiven Taxa *Dikerogammarus* sp. (Crustacea, Amphipoda, Indval = 0.80, p = 0.001) und *Corophium curvispinum* (Crustacea, Amphipoda, Indval = 0.75, p = 0.001) die wichtigsten Indikatorarten. *Pontogammarus robustoides* (Crustacea, Amphipoda, Indval = 0.51, p = 0.001) und *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda, Indval = 0.60, p = 0.003) waren ebenfalls charakteristische invasive Indikatorarten für deutsche Flusseen. In polnischen Flusseen waren viele Ephemeroptera und Trichoptertaxa (e.g., *Caenis horaria*, Indval = 0.99, p = 0.001; *Limnephilus stigma*, Indval = 0.96, p = 0.001) Indikatorarten. Zudem wurde *Nemoura* sp. (Plecoptera) nur in den vier untersuchten naturnahen Flusseen festgestellt (Indval = 0.42, p = 0.001). Ein Vergleich charakteristischer Makrozoobenthosmetrics zeigte, dass die vier naturnahen Flusseen höhere prozentuale Dichten und Artenzahlen von ETO (Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata) Taxa aufwiesen (Abbildung 6). Die festgestellten höheren prozentualen Dichten von Bivalvia und Crustacea in deutschen Flusseen lassen sich mit dem stärkeren Vorkommen von *Dreissena* sp. und invasiven Amphipoden erklären. 'Shannon-Wiener Diversität' und '% Zerkleinerer' wiesen höhere Werte in polnischen im Vergleich zu norddeutschen Flusseen auf (Abbildung 7). Das Verhältnis 'r/K Strategen' und '% Zerkleinerer' hingegen zeigten höhere Werte in norddeutschen als in polnischen Flusseen (Abbildung 7). Insgesamt sind die eulitoralen Makrozoobenthosgemeinschaften referenznaher Flusseen diverser als diejenigen degradierten Flusseen und zeichnen sich durch eine geringere Störungshäufigkeit, d.h. einen im Verhältnis geringeren Anteil von r-Strategen, aus (Abbildung 7). Der höhere Anteil '% Aktive Filtrierer' in degradierten Flusseen lässt sich durch den höheren Anteil '% Bivalvia' (Abbildung 6), hauptsächlich *Dreissena* sp., erklären (Abbildung 6 und Abbildung 7). Der höhere Anteil '% Zerkleinerer' in referenznahen Flusseen kommt durch das häufigere Vorkommen von *Asellus aquaticus* und *Gammarus roeseli* zustande (Abbildung 7).

Vor allem in den Bundesländern Berlin und Brandenburg ist anthropogener Wellenschlag durch Bootsverkehr in Binnengewässern ein starker Einflussfaktor auf Makrozoobenthosgemeinschaften (Gabel et al. 2008, 2011 a und b, 2012; Lorenz et al. 2013 b und c). Ebenso werden auch Makrophyten (Ostendorp

1989, Ostendorp *et al.* 1995) und Fische (Stoll *et al.* 2008, 2010) in Seen durch anthropogenen Wellenschlag negativ beeinflusst. Für Makrozoobenthosorganismen konnte gezeigt werden, dass sich speziell für empfindliche Taxa, wie beispielsweise Trichoptera und Odonata die Lebensbedingungen in der eulitoralzone von windgeschützten Stellen eines Sees bei starkem künstlich verursachtem Wellenschlag verschlechtern. Dies wird durch mechanische Belastung verursacht sowie durch die vermehrte Zeitdauer, welche die Organismen durch Verwirbelung in der Wassersäule verbringen (Gabel 2012). Diese Zeit können sie nicht zur Nahrungssuche nutzen bzw. sie sind losgelöst von bodennahen Habitaten auch verstärkt visuellen Prädatoren wie z.B. Fischen ausgesetzt (Gabel 2012). Die Wellenschlagsbelastung wird somit verstärkt an Uferbereichen wirken, welche arm an strukturell komplexen Habitaten sind und nur geringe Rückzugsmöglichkeiten für Makrozoobenthostaxa bieten. Im Endbericht zum Projekt O 5.10/2011 der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) wurden Makrozoobenthosmetrics identifiziert, die verwendet werden können, um anthropogenen Wellenschlag mithilfe eulitoraler Makrozoobenthosgemeinschaften zu bewerten (Miler *et al.* 2013 b). Diese Analysen wurden an einem Datensatz mit Makrozoobenthosorganismen in der Havel durchgeführt, der von Dr. Friederike Gabel in ihrer Doktorarbeit am IGB erhoben wurde (Gabel 2012). Viele dieser Metrics, z.B. ‚Anzahl Taxa‘, ‚Margalef Diversität‘ und ‚r/K Strategie‘, werden auch zur Bewertung morphologischer Seeuferdegradation in AESHNA verwendet (Tabelle 22 in Miler *et al.* 2013 b). Somit lassen sich nach bisherigen Ergebnissen morphologische und hydraulische Belastungen nicht unabhängig voneinander bewerten. Daher wurden im Sommer 2014 und 2015 an Stellen im Tegeler See, Niederneuendorfer See und der Oberhavel, die in AESHNA Makrozoobenthosprobenahmen von 2007 a-priori als natürlich charakterisiert wurden, Wellenschlagsmessungen mit Druckloggern durchgeführt. Die Wellenschlagsintensität wurde mit den bereits vorhandenen Makrozoobenthosdaten korreliert, um Bewertungsmetrics zu identifizieren, die möglichst ausschließlich hydraulische Belastungen anzeigen.

Die statistischen Analysen ergaben signifikante ($p < 0.05$) und starke Korrelationen ($Rho \geq 0.3$) von Metrics, welche auch morphologische Belastungen anzeigen, mit der Wellenschlagsbelastung (Anzahl Minuten mit maximaler Wellenhöhe, Tabelle 13 und Tabelle 14). Bei der Berechnung mit AESHNA waren dies der multimetrische AESHNA Bewertungsindex (‘MMI‘), der ‘Faunaindex‘ (‘FI‘), ‘Anzahl Taxa‘ und ‘r/K Strategie‘. Bei den mit ASTERICS berechneten Metrics zeigten (neben weiteren Metrics, die Diversität, taxonomische und funktionale Zusammensetzung anzeigen) ‘Margalefdiversität‘, ‘Anzahl Familien‘, ‘Anzahl Gattungen‘, ‘Anzahl ETO Taxa‘, ‘Anzahl EPTCBO Taxa‘, ‘Phytabewohner [%]‘, ‘POMBewohner [%]‘, ‘Weidegänger [%]‘, ‘Coleoptera [%]‘, ‘Gastropoda [%]‘ und ‘Turbellaria [%]‘ signifikante ($p < 0.05$) und starke Korrelationen ($Rho \geq 0.3$) mit der Wellenschlagsbelastung. Diese Metrics werden sowohl in AESHNA (Miler *et al.* 2013 b) als auch in anderen morphologischen Bewertungsmethoden für Seeufer gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie verwendet (Miler *et al.* 2012, Böhmer *et al.* 2014; Urbanic *et al.* 2012, Urbanic 2014). Da in dieser Studie nur Makrozoobenthosdaten von Stellen verwendet wurden, die a-priori auf Basis von AESHNA Feldprotokolldaten als natürlich in Bezug auf die Ufermorphologie eingestuft worden sind, ist davon auszugehen, dass die in Tabelle 13 und Tabelle 14 identifizierten signifikanten Metrics hauptsächlich eine anthropogene Wellenschlagsbelastung und keine morphologische Seeuferbelastung anzeigen. Da dieselben Metrics auch zur Indikation morphologischer Belastungen verwendet werden können, ist somit nur eine Indikation der Wellenschlagsbelastung von morphologisch unbelasteten Stellen möglich. An morphologisch degradierten Stellen ist mit den in dieser Studie identifizierten Metrics keine Unterscheidung zwischen morphologischer und hydraulischer Belastung möglich. Ein Ansatz zur differenzierten Bewertung ausschließlich von anthropogenem Wellenschlag wäre die Entwicklung eines eigenen Faunaindexes. Hierfür wäre aber die Erhebung aktueller Makrozoobenthosdaten nach AESHNA Probenahmeprotokoll sowie die gleichzeitige Erhebung von Wellenschlagsdaten über ei-

nen längeren Zeitraum notwendig. Die Erhebung von Langzeitwellenschlagsdaten (über mehrere Wochen bis 1 Jahr bei 8 Hz Messfrequenz) wäre z.B. durch die Anschaffung und das Ausbringen von Loggern des Typs 'P-Log3021-MMC' der Firma 'Driesen & Kern GmbH' möglich. Die in dieser Studie verwendeten Logger des Typs 'P-Log3020 PA' ermöglichen nur eine Aufzeichnung von Messwerten über 72 h bei einer Messfrequenz von 8 Hz. D.h. es können nur einzelne Wochenabschnitte aufgenommen (möglichst sonnige Sommerwochenenden, an denen die meisten Schiffs-/Bootswellen zu erwarten sind). Dies ermöglicht nur einen 'Schnappschuss' der Wellenschlagsbelastung. Zudem standen dem IGB lediglich sechs Logger (zeitweise nur fünf) zur Verfügung, was die Vergleichbarkeit der Messungen an unterschiedlichen Wochenenden erschwert.

Die Entwicklung einer bundesweit einheitlichen Methode zur Erfassung und Bewertung der Uferstrukturen an natürlichen Seen (Übersichtsverfahren) wurde von der Firma biota im Auftrag des Expertenkreises Seen der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) durchgeführt. Dies fand im Rahmen zweier Projekte statt, „Uferstrukturelle Gesamtseeklassifizierung mit einem bundesweit einheitlichen Übersichtsverfahren“ (Projekt-Nr. O 5.13) und „Bewertungsrelevante Strukturkriterien für die Biokomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten/ Phytobenthos an Seen“ (Projekt-Nr. O 2.14). Die Entwicklung der bundesweit einheitlichen Uferstrukturgütekartierungsmethode für natürliche Seen ist in Mehl et al. (2014 a, b) und Böx et al. (2015) im Detail dargestellt. Die Verknüpfung mit der Seeuferbewertungsmethode AESHNA, basierend auf der Zusammensetzung von Makrozoobenthosgemeinschaften, wurde kontinuierlich mit dem UBA Projekt abgestimmt. Da im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie die Uferstrukturgütekartierung keine Bewertung darstellt, wird von Seeuferklassifizierung gesprochen. Die Seeuferklassifizierung erfolgt basierend auf drei Uferzonen (Abbildung 10) und acht Seeufertypen (Tabelle 15). Die Flachwasserzone (FWZ) reicht bis in eine Tiefe von 1 m, hat eine minimale Ausdehnung von 5 m und eine maximale Ausdehnung von 100 m. Die angrenzende Uferzone (UFZ) erstreckt sich von der mittleren Niedrigwasserlinie bis zur mittleren Hochwasserlinie und hat eine minimale Breite von 15 m (Abbildung 10). Landwärts grenzt die Umlandzone (UMZ) an die Uferzone an und erstreckt sich 100 m landwärts von der mittleren Hochwasserlinie (Abbildung 10). Die Ausprägung der Seeufertypen wird bestimmt durch die Uferneigung und den Substrattyp (Tabelle 15; siehe Mehl et al. Tabelle 2-5, 2-6, 2-7). Die insgesamt acht unterschiedenen Seeufertypen (Tabelle 15) sind in Steckbriefen in Mehl et al. (2014 a) beschrieben. Die von der Firma biota entwickelte Seeuferklassifizierungsmethode verwendet Elemente aus bereits vorhandenen Uferstrukturgütekartierungsmethoden. Hierbei wurden vor allem die folgenden Verfahren berücksichtigt: SUK (Seeuferkartierung, Informus 2004, 2009, 2011; Kollatsch et al. 2005, 2006), HMS (Hydromorphologie Seen, Ostendorp and Ostendorp 2014, Ostendorp et al. 2015), IGKB (Internationale Gewässerschutz-kommission Bodensee, Teiber 2009), SFI (Shorezone Functionality Index, Siligardi and Zennaro 2010) und LHS (Lake Habitat Survey, Rowan et al. 2006a,b, 2008). Die Belastungskriterien, nach denen die SUK, HMS, IGKB, SFI und LHS Verfahren klassifizieren, sind in Tabelle 16 dargestellt (nach Mehl et al. 2014a, b). Eine detaillierte Darstellung dieser und weiterer Uferstrukturgütekartierungsmethoden findet sich in Mehl et al. (2014 a) und Ostendorp (2014).

Das von der Firma biota entwickelte Seeuferklassifizierungsverfahren wurde insbesondere an die SUK und HMS Verfahren angelehnt (Tabelle 17; Mehl et al. 2014a, b). Die Abschnittsbildung erfolgt nach dem Prinzip der Homogenität, in erster Linie nach Neigung und Bodentyp (d.h. nach dem Seeufertyp, siehe Tabelle 15 und Mehl et al. 2014a, b), dann nach Sonnenexposition/ Beschattung und Schadstrukturen. Die Abschnittsgrenzen stellen gerade Linien in einem 90 ° Winkel zur Uferlinie dar. Die Länge der Abschnitte reicht von 100 m bis 1000 m. Die drei Zonen (UMZ, UFZ, FWZ, Abbildung 10) jedes Abschnitts werden in fünf Stufen klassifiziert: 1 = unverändert bis sehr gering verändert, 2 = gering verän-

dert, 3 = mäßig verändert, 4 = stark verändert, 5 = sehr stark bis vollständig verändert. Die Klassifizierung erfolgt auf Basis von vier Belastungskriterien: Veränderung des Röhrichts (FWZ), Schadstrukturen (UFZ, FWZ), Uferverbau (UFZ) und Landnutzung (UFZ, UMZ) (Tabelle 17). Die Verrechnung der Belastungskriterien in jeder Zone zu einer Klassifikation ist in Mehl et al. (2014 a, b) im Detail beschrieben. Das Seeuferklassifizierungsverfahren wurde in einem Praxistest an zehn repräsentativen Seen in Deutschland durchgeführt, die in verschiedenen Ökoregionen zu finden sind und Unterschiede in morphologischer Beschaffenheit und Schadpotential aufweisen (Böx et al. 2015). Dies waren die folgenden Seen: Selenter See (Schleswig-Holstein), Breiter Luzin (Mecklenburg-Vorpommern), Steinhuder Meer (Niedersachsen), Tegeler See (Berlin), Süßer See (Sachsen-Anhalt), Olbasee (Sachsen), Laacher See (Rheinland-Pfalz), Titisee (Baden-Württemberg), Chiemsee (Bayern) und Königssee (Bayern). Das Verfahren wurde entsprechend dem Feedback der Firmen biota, Informus und der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser überarbeitet (Böx et al. 2015).

Die Entwicklung der Seeuferklassifizierung erfolgte in Zusammenarbeit mit dem vorliegenden Projekt: Die Korrelationsstärken von Makrozoobenthos-Metrics mit den verschiedenen Parametern der Strukturgüteverfahren wurden bestimmt, um einerseits die MZB-relevanten Strukturparameter für die Weiterentwicklung des LAWA-Strukturgüteverfahrens zu ermitteln und andererseits dienten die Seeuferklassifizierungen als Datengrundlage zur Ableitung der Faunaindexwerte. Folgende Hauptaussagen ließen sich hierbei ableiten: Die Strukturgütebewertungen ließen sich alle gut mit dem FI korrelieren. Auch der Natürlichkeitsindex nach Michels war ähnlich stark mit Faunaindex korreliert. Das Ufer ist deutlich wichtiger für die Ergebnisse der Makrozoobenthosmetrics als die Flachwasserzone, dieses wiederum leicht wichtiger als das Umfeld. Die Gesamtbewertung korreliert noch etwas stärker mit den Metrics als das Ufer. Jeglicher Uferverbau wirkt sich deutlich negativ aus. Unter Flächenanteilsparametern wirkten sich bauliche Flächen stark negativ aus, Landwirtschaft dagegen nur leicht negativ. Summenparameter für Flächen oder Uferlängen korrelierten stärker mit den Metrics als die Einzelparameter; weiter verbesserte Zusammenhänge ließen sich bei gewichteter Summenbildung erzielen (z.B. für verschiedene Arten des Uferverbau).

Grundlage der strukturgütegestützten ökologischen Gesamtseebewertung ist das HMS Verfahren nach Ostendorp (2015) und Ostendorp und Ostendorp (2015). Hierzu wurde die Seeuferbewertung basierend auf der Diversität, dem Anteil sensitiver Taxa sowie der funktionalen und taxonomischen Makrozoobenthoszusammensetzung mit der Uferstrukturgüteklassifizierung nach Ostendorp (2015) korreliert. Eine aus einer solchen Korrelation abgeleitete Geradengleichung kann dazu verwendet werden, die Bewertungsergebnisse der einzelnen Probestellen zu einer Gesamtseebewertung zu berechnen. Es muss beachtet werden, dass die hier dargestellten Korrelationen und Geradengleichungen nicht einfach unverändert für jeden Seetyp und jede Bewertung verwendet werden können. Vielmehr muss für jeden Makrozoobenthos-Seendatensatz eine separate Korrelation und Geradengleichung erstellt werden. Die hier auszugsweise dargestellten Ergebnisse wurden in Miler et al. (2015) veröffentlicht und detailliert beschrieben.

Die Extrapolation der makrozoobenthosbasierten Gesamtseebewertungen mithilfe von Regressionen mit der HMS Methode in drei Uferzonen ergab plausible Bewertungsergebnisse für die fünf untersuchten Seen (Abbildung 11). Die Plausibilität wird durch photographische Dokumentation der Uferstruktur im Freiland bei der Probenahme sowie Luftaufnahmen von Google earth und Bing maps unterstützt. Der Grienericksee besaß den größten Anteil degradiertes Uferbereiche, während die anderen vier Seen vollständig von natürlicher/naturnaher Landnutzung (hauptsächlich Wald und Feuchtgebiete) im Umland mit keiner oder nur geringer anthropogener Beeinflussung umgeben waren. Daher besaß der Grienerick-

see die geringsten LIMCO Werte der epi-, eu- und sublitoralen Zonen und die höchsten hydromorphologischen Impactwerte $\bar{I}_{ssg,epi}$, $\bar{I}_{ssg,eu}$ und $\bar{I}_{ssg,sub}$ der fünf untersuchten Seen (Tabelle 18 und Tabelle 19). Dies resultierte in der Zustandsklasse 'gut' der epi-, eu- und sublitoralen Zonen der fünf Seen, außer der epilitoralen Zone in Grienericksee mit der Zustandsklasse 'mäßig' (Tabelle 19).

Kleinskalige physikalische Parameter, wie z.B. Habitatdiversität im Litoral und Vegetationskomplexität in der Uferzone, können jedoch nicht adäquat mit der HMS Methode erfasst werden. Der minimale räumliche Maßstab digitaler Orthophotos, welche für GIS Analysen in der HMS Methode verwendet werden, beträgt 1:25 000. Zusammen mit Freilanduntersuchungen kann mit der HMS Methode die Ausdehnung submerser und emerser Vegetation im Litoral erfasst werden. Aufgrund der räumlichen Auflösung von Objekten von 5 Pixeln x 5 Pixeln, d.h. ca. 2 m x 2 m, und der häufig vorkommenden Wassertrübung kann das Vorkommen und die räumliche Ausdehnung von Unterwasserhabitaten, z.B. Totholz, submersen Wurzeln und Bodensubstraten (organisches Material, Sand, Steine) nicht auf Basis digitaler Orthophotos bestimmt werden (außer großen Totholzstämmen). Diese Habitate können nur durch detaillierte, zeitaufwendige Freilanduntersuchungen über die gesamte Uferlänge hinweg erfasst werden. Totholz, submerse Wurzeln und Bodensubstrate sind keine relevanten anthropogenen Stressoren in der HMS Uferstrukturgütemethode (Ostendorp und Ostendorp 2015). Vegetationskomplexität, d.h. Vegetationsschichten und -typen, können nur durch detaillierte, aufwendige Freilanduntersuchungen erfasst werden. Habitatdiversität im Litoral und Vegetationskomplexität in der Uferzone stellen wichtige Einflussfaktoren auf die Zusammensetzung von Makrozoobenthosgemeinschaften dar (Miler et al. 2012, McGoff et al. 2013a). Eine hohe litorale Habitatdiversität und Vegetationskomplexität in der Uferzone wirken sich positiv auf bewertungsrelevante Metrics aus (hohe taxonomische Diversität, hohe Taxazahlen und Abundanzen störungssensitiver Arten, z.B. 'Anzahl ETO Taxa', Miler et al. 2012). Da sowohl Habitatdiversität und Vegetationskomplexität nicht adäquat mit der HMS Methode erfasst werden können, können diese nicht als morphologische Parameter in die Regressionsgleichungen miteinbezogen werden, welche hier zur Extrapolation des multimetrischen Bewertungsindex LIMCO verwendet werden. Habitatdiversität und Vegetationskomplexität können jedoch mit der LHS Methode erfasst werden, welche nur spezifische Probenahmestellen im Detail erfasst. Die LHS Methode kann zur Berechnung von Stressorindexvariablen und zur Kalibrierung multimetrischer Bewertungsindices verwendet werden (Miler et al. 2013, 2014). Die GIS-basierte HMS Methode kann potentiell auch zur Quantifizierung von Stressor-Belastungsbeziehungen verwendet werden, jedoch in einem räumlich weniger stark aufgelösten Maßstab im Vergleich zur LHS Methode. Beispielsweise kann die Anzahl und Flächen der HMS Objekttypen (siehe Miler et al. 2015, Ostendorp 2015, Ostendorp und Ostendorp 2015) verwendet werden, um die Diversität der HMS Objekttypen (oder Subsets von HMS Objekttypen) zu berechnen, analog zur Habitatdiversität im Litoral. Zudem kann die HMS Methode potentiell dazu verwendet werden, topologische Beziehungen, z.B. den Grad der Vegetationsbedeckung, zu berechnen, um Stressor-Belastungsbeziehungen zur Bewertungsmethodenentwicklung zu quantifizieren.

Der Focus dieser Analysen lag auf der Gesamtseebewertung von Tieflandseen in Mitteleuropa. Dennoch ist zu erwarten, dass die vorgeschlagene Extrapolationsmethode auch auf andere Seetypen und geographische Regionen angewendet werden kann. Hierfür sollten seetyp- und regionsspezifische Bewertungsindices (z.B. von LIMCO) verwendet werden und die HMS Methode ist unabhängig von Seetyp und geographischer Region. Das Vorkommen von anthropogenen Seeuferbelastungen, wie Steganlagen, Spundwänden und Badestränden, wird denselben negativen Einfluss auf die Ufermorphologie haben in Seen des Tieflandes, Flusseen des Tieflandes und Voralpen-/ Alpenseen wie auch in Mittel-, Nord- und Südeuropa. Die Untersuchung zusätzlicher Seetypen (Flusseen des Tieflandes, Voralpen-/ Alpenseen) und

geographischer Regionen (außerhalb Mitteleuropas) ist notwendig, um die hier dargestellte Extrapolationsmethode zu präzisieren und zu plausibilisieren, da der Einfluss der Ufermorphologie auf die Makrozoobenthosgemeinschaft und die Zusammensetzung multimetrischer Bewertungsmethoden, wie z.B. LIMCO, seetyp- und regionsspezifisch sind. Zusammenfassend liefert die Extrapolation der stellen-spezifischen Bewertung zu einer Gesamtseebewertung mithilfe der Uferstrukturgütegartierung nach Ostendorp (2015) sinnvolle und plausible Gesamtseebewertungen. Eine Auswertung weiterer Uferstrukturgüte- und Makrozoobenthosdaten (zusätzliche Seen und Probestellen, größere Bandbreite an belasteten und natürlichen Stellen) lässt sich dazu verwenden, diese ersten Ergebnisse zu überprüfen und zu validieren.

Die Weiterentwicklung eines biologischen Bewertungsansatzes für die Hydromorphologie von künstlichen und natürlichen Seen umfasst die eigentliche biologische MZB-Bewertung gemäß AESHNA für die Wasserrahmenrichtlinie. Die Weiterentwicklung umfasste in erster Linie die Umstellung der rein gewässertyp-spezifischen Bewertung auf eine gewässer- und ufertyp-spezifische Bewertung. Hierzu wurden nicht nur die Faunaindexstufungen der Taxa sowie die Ankerpunkte der Metrics ufertyp-spezifisch ausgearbeitet, sondern als Grundlage auch die Ufertypen selbst erarbeitet. Hierzu wurden hauptsächlich zwei Ufertypologien getestet: 1) Eine mittels der für alle Stellen vorhandenen Feldprotokoll Daten → Röhricht -- Grobsubstrat (Steine/Kies) -- Feinsubstrat (Sand/Schlamm) -- Organisch (Detritus/Torf) 2) Eine mittels der teilweise vorhandenen Ufertypen des SUK-Verfahrens → Moräne -- Sand -- Moor. Zum Testen der Eignung dieser Ufertypologien wurden auf diesen basierende Faunaindices abgeleitet und mit der Strukturgüte korreliert. Es zeigte sich eindeutig, dass der Gewässertyp alleine keine aussagekräftige Faunaindexstufung hervorbrachte, gut geeignet waren dagegen die drei Ufertypen aus den Feldprotokoll Daten sowie die drei Ufertypen des SUK-Verfahrens (Sand, Moräne, Organisch/Moor). Da letzteres jedoch schwerer nachvollziehbar, aufwändiger zu klassifizieren und zudem nur für einen kleineren Teil der Datensätze zur Verfügung stand, wurde mit den drei Typen auf Basis der Feldprotokolle weiter gearbeitet. Insgesamt sind die Ufertypen also hilfreich für die Makrozoobenthosbewertung. Die bisherige Seentypologie ist aber weiter für die MZB-Bewertung bedeutsam - für die Ankerpunkte der Metrics sowie für die Zusammensetzung des multimetrischen Index.

Die Faunaindexwerte der Taxa wurden im ersten Schritt rein datenbasiert ermittelt, und erst im zweiten Schritt plausibilisiert und mittels Expertenwissen überarbeitet. Im nächsten Schritt war eine Überarbeitung in Kooperation mit Experten auf dem AESHNA-Expertenworkshop geplant. Die anwesenden Experten erachteten es jedoch nicht für sinnvoll, eine Verschneidung der zwei prinzipiell verschiedenen Listen vorzunehmen. Dennoch wurde eine Verschneidung beider Listen nach folgenden Regeln durchgeführt: durch Übernahme der mangels ausreichender Datenbasis nicht eingestuft seltenen Taxa sowie Anpassungen bei Taxa mit deutlichen Einstufungsunterschieden sofern die Korrelation des resultierenden Faunaindices der Stellen mit der Uferstruktur nicht verschlechtert wird. Die resultierende Gesamtliste umfasst 318 Taxa fürs Grobmaterialufer, 328 Taxa fürs Feinmaterialufer und 371 Taxa fürs Schilf-/Organikufer. Neben dieser neuen Version des Faunaindexes wurden aber auch weitere bewertungsrelevante Metrics überprüft. Das AESHNA-Verfahren ist seit 2012 interkalibriert. Daher sind die Metrics festgeschrieben und es war kein Bestandteil des Projekts, die Metric-Kombinationen zu überarbeiten. Da von den Anwendern jedoch neue Metrics zum Test vorgeschlagen wurden und weil sich der Odonatenanteil in der Praxis als unzuverlässig erwies, wurden einige Variationen der bisherigen multimetrischen Indizes getestet, vor allem die von Bayern vorgeschlagenen Metrics. Letztlich wurden die Diversitätsmetrics durch die typspezifische Artenvielfalt ersetzt, der Anteil an Totholzfrassern neu aufgenommen sowie der Odonatenanteil durch den Anteil an EPTCBO-Taxa ersetzt.

Für die Anwender wurde ein Bewertungstool erarbeitet. Dieses ist eine Weiterentwicklung der provisorisch erarbeiteten Vorgängerversion aus 2012. Das Tool ist eine Access-Datenbank mit Formularen und Visual Basic Programmierung. Sie ermöglicht die Berechnung von AESHNA-Bewertungsergebnissen sowie auch die Haltung der zugrundeliegenden Daten. Alle Bewertungsgrundlagen sind voll einsehbar (Tabellen, Abfragen, Visual Basic Programm). Softwarevoraussetzung ist Access 2003 oder höher

Zur Untersuchung der Uferrevitalisierung mit Totholz wurden Makrozoobenthosdaten in fünf Seen im Bundesland Berlin erhoben: (Tegeler See (2 natürliche Stellen), Bauersee (1 natürliche Stelle), Bänke (Teilbecken des Müggelsees, 1 natürliche Stelle), Groß Glienicker See (2 natürliche Stellen), Müggelsee (Hauptbecken, je eine natürliche und degradierte Stelle am Südufer und Nordufer). An jeder Probestelle wurde das Makrozoobenthos der Habitate emerse Makrophyten (EM), Totholz (TH) und submerse Wurzeln (W) sowie an den degradierten Stellen des Habitats Sand (SA) beprobt. Es wurden hierbei 1 bis maximal 3 Replikate pro Stelle und Habitat beprobt. Insgesamt wurden Nord- und Südufer des Müggelsees am schlechtesten bewertet, sowie der Bauersee und die Bänke am besten (MMI, Abbildung 23). Am Müggelsee zeigten sich interessanterweise keine signifikanten Unterschiede in der Bewertung und Taxazahl zwischen den Best-of (MS_N_1 und MS_S_1) und den Defizitstellen (MS_N_2 und MS_S_2) (Abbildung 23, ANOVA, MMI, Südufer: $F = 3.083$, $p = 0.221$, ns; Nordufer: $F = 0.044$, $p = 0.847$, ns; Taxazahl, Südufer: $F = 0.004$, $p = 0.955$, ns; Nordufer: $F = 0.22$, $p = 0.671$, ns). Taxazahl und Anzahl sensibler Arten (ETO Taxa, EPTCBO Taxa) waren am höchsten in Bauersee und Bänke und am niedrigsten im Müggelsee (Abbildung 23). Entsprechende Unterschiede fanden sich auch bei einem Vergleich jeweils innerhalb eines Habitates zwischen den Seen/Seeteilen, vor allem bei Baumwurzeln und emersen Makrophyten. Dies lässt die Schlussfolgerung zu, dass die Verfügbarkeit strukturell komplexer Habitate nicht zwangsläufig zu einer Erhöhung der Gesamtartenzahl und der Anzahl sensibler Arten führen muss. Ist wie im Müggelsee die Artenzahl sensibler Makrozoobenthostaxa verringert, d.h. der zur Wiederbesiedlung zur Verfügung stehende Artenpool verkleinert, findet eine Besiedlung neu gestalteter oder neu eingebrachter komplexer eulitoraler Habitate vorrausichtlich wiederum hauptsächlich durch die bereits dominant vorhandenen Arten statt.

Als neu eingewanderte Neozoenart in Berliner Seen im Vergleich zu früheren Untersuchungen ist die Quaggamuschel, *Dreissena bugensis*, besonders hervorzuheben. Eine Ursache für die geringere Artenzahl im Müggelsee (Gesamtartenzahl und sensitive Arten) könnten die hohen prozentualen Dichten invasiver Makrozoobenthostaxa sein, insbesondere invasiver Amphipoden (Crustacea) (Abbildung 24, Tabelle 21). Bauersee und die Bänke weisen nur sehr geringe prozentuale Häufigkeiten invasiver Arten auf, wohingegen im Müggelsee, Tegeler See und Groß-Glienicker See wesentlich höhere prozentuale Häufigkeiten invasiver Arten zu finden sind (Abbildung 24). Diese weisen eine hohe Variabilität innerhalb jedes Sees zwischen den Habitaten auf. Die Habitate emerse Makrophyten und Wurzeln sind mit durch die höchsten Vorkommen invasiver Arten gekennzeichnet (Abbildung 24). Unklar ist, warum sowohl Bänke als auch Bauersee trotz der Verbindung zum Müggelsee über Kanäle und die Müggelspree fast vollkommen neozoenfrei sind. Eine mögliche Erklärung ist die vermutlich sehr geringe (bzw. im Bauersee vermutlich nicht vorhandene) Wellenschlagsbelastung durch Schiffsverkehr. Eine am IGB durchgeführte Doktorarbeit ist unter anderem zu dem Ergebnis gekommen, dass invasive Makrozoobenthosarten weniger durch anthropogenen Wellenschlag in ihrem Stoffwechsel und Wachstum beeinflusst werden als einheimische Arten (Gabel et al. 2011). Weitere Freilandprobenahmen, welche einen Transekt vom Müggelsee bis zum Bauersee abdecken, zusammen mit der Erhebung abiotischer Parameter wie Temperatur, Druckschwankungen (als Maß für anthropogenen Wellenschlag) und Sauerstoffgehalt, wären notwendig, um herauszufinden, warum Bänke und Bauersee im Gegensatz zum Müggelsee fast neozoenfrei sind.

Im Projektteil zum Referenzstellenkataster wurden referenznahe Stellen an Fließ- und Stehgewässern ermittelt, denn die Wasserrahmenrichtlinie der EU (WRRL) fordert in Anhang II die Errichtung eines Stellennetzes zur Ableitung von Referenzbedingungen. Dies kann jedoch kontrovers interpretiert werden. Einerseits kann man hier die Errichtung eines Referenzstellennetzes durchführen, das den abiotischen Kriterien der REFCOND-Leitlinie genügt. Dabei stellt man jedoch schnell fest, dass es bei strenger Anwendung dieser Referenzkriterien in Mitteleuropa keine echten Referenzen mehr gibt: So wirken beispielsweise Klimaerwärmung und saurer Regen auf alle mitteleuropäischen Gewässer ein. Bei wörtlicher Interpretation reichen jedoch auch Stellen mit sehr gutem Zustand aus, die geeignet sind, Referenzbedingungen für die biologischen Qualitätskomponenten abzuleiten. Die zweite Betrachtungsweise kann dazu herangezogen werden, Referenzbedingungen auch von referenznahen Stellen abzuleiten, die nicht absolut ungestört sind. Vor diesem Hintergrund wurde ein Stellennetz aus referenznahen und – falls diese für einen Typ nicht existieren – den besten verfügbaren Stellen erarbeiten, typ- und biokomponenten-spezifisch. Dieses Netz soll zukünftig im Dienste der nationalen Bewertungsverfahren stehen.

Summary

Based on previous experiences with the lake shore assessment method AESHNA, as well as on the detailed development of an assessment approach within the EU-project WISER, the following needs for research and development were found and analysed in this study.

- a) Improvement of the precision and reliability of AESHNA
 - ▶ Optimization of the cost efficiency of the AESHNA sampling methodology and strategy
 - ▶ Optimization of the stressor specificity of AESHNA by minimizing the influence of environmental pressures other than morphological degradation, such as trophic state, reed belt width and wind exposure, on biotic lake shore assessments
 1. Analysis of the influence of Neozoa on the AESHNA assessment results
 2. Advanced development of an assessment module for ship-induced wave pressures
 3. Ensuring the intercalibration compatibility of the improved and modified lake shore assessment with AESHNA
- b) For the development of a standardized, national survey method to describe and assess the physical habitat quality of shores of natural lakes it is necessary to identify the ecologically meaningful survey parameters that are used by physical habitat survey methods in Germany and that hence are correlating well with biological assessments.
- c) Whole lake ecological shore assessment supported by the use of physical lake shore survey methods
- d) Advanced development of the biological assessment approach for the hydromorphology of artificial lakes
- e) Lake shore revitalization through coarse woody debris and reed to reach the “good” ecological state/potential
- f) Integration of the Heavily Modified Water Body (HMWB) assessment in ASTERICS
- g) Compilation of a registry of water bodies in reference condition

The influence of the natural wind exposure on the morphological lake shore assessment was analysed by studying the composition of benthic macroinvertebrate communities. Based on macroinvertebrate and wind exposure data from five lakes in the state of Berlin (Lake Niederneuendorfer See, Lake Oberhavel, Lake Tegeler See, Lake Unterhavel, Lake Wannsee) and two lakes in Sachsen-Anhalt (Lake Arendsee, Lake Süßer See) the relationship between macroinvertebrate assessment metrics and wind exposure (calculated after Brodersen 1995) was studied with Spearman Rank correlations. Hereby only sampling sites were used that were a-priori classified as natural. Several metrics that indicate diversity, share of disturbance sensitive taxa as well as taxonomic and functional macroinvertebrate composition, showed strong and highly significant, negative correlations with wind exposure, e.g. ‘Odonata AC [%]’, ‘No. ETO Taxa’, ‘Simpson Diversity’, ‘Shannon Wiener Diversity’, ‘Evenness’, ‘Collectors/Gatherers [%]’, ‘Grazers [%]’, ‘Argylal [%]’ and ‘No. Gastropoda Taxa’. The metrics ‘Oligochaeta [%]’ and ‘No. Oligochaeta Taxa’ correlated positively with wind exposure. The results show that metrics that had been used to assess morphological lake shore degradation, e.g. ‘Odonata AC [%]’, ‘No. ETO Taxa’ and ‘Shannon Wiener Diversity’ are influenced by wind exposure. This is in accordance with results from Lorenz et al. (2013a). Based on macroinvertebrate data from Lake Müggelsee, Spearman Rank correlations with wind exposure were conducted and ten metrics with Rho values > 0.7 were identified (Tabelle 7, Lorenz et al. 2013a). Furthermore, a covariance analysis of benthic macroinvertebrate metrics with the wind fetch length of selected

lakes from the states of Brandenburg and Berlin (Lake Trebelsee, Lake Grimnitzsee, Lake Parsteiner See, Lake Großer Stechlinsee, Lake Großer Müggelsee) revealed a significant influence of fetch length on the metric ‘Passive filter-feeders [%]’ (Tabelle 8, Lorenz et al. 2013a). In summary, the results of Lorenz et al. (2013a) support the effects of wind exposure on metrics, which are used to indicate morphological lake shore degradation, shown in this study. These results on the influence of wind exposure on eu littoral macroinvertebrates can be used to further examine implausible morphological lake shore assessment results and modify assessments by expert judgment, if necessary.

The influence of field protocol, lake morphometric & whole lake, trophic state and physical habitat survey parameters on the eu littoral macroinvertebrate fauna has been analyzed with an environmental fit analysis. High R^2 values and p-values < 0.05 indicate significant relationships (Tabelle 9). All trophic and morphometric lake parameters (except lake stratification) showed significant results. The field protocol parameters ‘% Xylal’, ‘Shannon Wiener habitat diversity’, ‘% retaining walls’, ‘% stones’, ‘% sand’, ‘% emerged macrophytes’, ‘% coarse woody debris’ and ‘expert judgment’ significantly influenced macroinvertebrate community structure. 32 out of 45 physical habitat survey parameters showed significant relationships with macroinvertebrate community structure (Tabelle 9). Important were especially parameters describing reed structure, spatial distribution and extent of damage (Fwz_ARz2, Breite_Flachwasserzone, Breite_potSchilfwuchszone, Fwz_BRz_keine, Fwz_BRz_bis5, Fwz_BRz_5bis25, Fwz_BRz_25bis50, Fwz_BRz_50bis100, Fwz_PRZ_Bedeck), the riparian zone (Gwu_Rand_ausgepraegt, Gwu_Rand_flaechenhaft, Gwu_Rand_kein, Gwu_Rand_Saum), shore erosion, special littoral and shore structures (Ufr_Morph_Erosion2, Ufr_BUS, Fwz_BFS, UfrFwz_BUSBFS) as well as the diversity of undisturbed/undeveloped areas in the littoral, shore and riparian zone (Ubb_Fwz_Div, Ubb_Gwu_Div, Ubb_Ufr_Div) (Tabelle 9). With those field protocol, trophic state and physical habitat survey parameters that show the highest R^2 and lowest p-values and a Bray-Curtis Similarity Matrix of the macroinvertebrate community a redundancy analysis and variance partitioning was performed. For this, six field protocol parameters (‘% Xylal’, ‘% retaining walls’, ‘% stones’, ‘% sand’, ‘% emerged macrophytes’, ‘% coarse woody debris’), three trophic parameters (‘Chl. asais’, ‘TP_{sais}’, ‘BV_{sais}’) and 26 physical habitat parameters (Bau_Gwu_ges, Bau_Ufr_ges, Breite_Flachwasserzone, Breite_potSchilfwuchszone, Fwz_ARz2, Fwz_BFS, Fwz_BRz_bis5, Fwz_BRz_5bis25, Fwz_BRz_25bis50, Fwz_BRz_50bis100, Fwz_PRZ_Bedeck, Gwu_Rand_ausgepraegt, Gwu_Rand_flaechenhaft, Gwu_Rand_kein, Gwu_Rand_Saum, Lws_Gwu_ges, Lws_Ufr_ges, Ubb_Fwz_Div, Ubb_Gwu_Div, Ubb_Gwu_ges, Ubb_Ufr_Div, Ubb_Ufr_ges, Ufr_BUS, Ufr_Morph_Erosion2, Ufr_Verbau_kein, Ufr_Verbau_Mauer) were used in the analyses. In total, 29.1 % of the variance of the macroinvertebrate community structure were explained by morphology and trophic state (Tabelle 10). Of this 29.1 %, 21.2 % could be explained by morphology, 3.6 % by trophic state and 4.3 % by trophic state and morphology together (Tabelle 10). I.e. shore morphology (21.2 %) explains 6 times as much of the total variance (29.1 %) than trophic state (3.6 %).

The macroinvertebrate fauna of fluvial lowland lakes is highly dominated by invasive species. In previous studies, *Dikerogammarus* sp. and *Corophium curvispinum* for example were identified as indicator species for fluvial lowland lakes (Miler et al. 2013 b). Such a high occurrence of invasive species is probably not a characteristic of natural macroinvertebrate communities of fluvial lowland lakes, but is due to the strong anthropogenic morphological shore degradation of the studied lakes. Furthermore, most fluvial lakes in North Germany are interconnected via federal and other water ways that are used by boat traffic, such as the Havel and Spree rivers in Berlin and Brandenburg. Invasive species in Europe are distributed mainly via ship traffic and all major river catchments in Germany are connected through channels and rivers that act as ship traffic routes. Furthermore, it could be shown that native macroinvertebrate taxa are influenced more strongly by anthropogenic wave exposure than invasive taxa (Gabel et al.

2011a, 2012). The aim of this study was to identify characteristic indicator species and macroinvertebrate metrics for fluvial lowland lakes in the reference state. Since in North Germany no reference fluvial lakes were found, four lakes in Western Poland were sampled. The macroinvertebrate fauna of these lakes was compared with anthropogenically influenced and morphologically degraded fluvial lakes in North Germany.

The macroinvertebrate fauna of the studied near-natural fluvial lakes consisted mainly of native species and only few invasive taxa were found in the samples: *Orconectes limosus* (Crustacea, Decapoda), *Dugesia tigrina* (Turbellaria) and *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda). *Dreissena polymorpha* was common in all four lakes. Apart from *Orconectes limosus* no invasive crustaceans were found, especially no invasive amphipod species that are characteristic for anthropogenically influenced lowland lakes in Germany (Miler et al. 2013 b). The indicator species analysis showed that the native species *Asellus aquaticus* (Crustacea, Isopoda, indicator value: Indval = 0.98, p = 0.001) and *Gammarus roeseli* (Crustacea, Amphipoda, Indval = 0.38, p = 0.001) are the dominant crustacean species in the four Polish compared to German fluvial lakes. In German fluvial lakes, the invasive taxa *Dikerogammarus* sp. (Crustacea, Amphipoda, Indval = 0.80, p = 0.001) and *Corophium curvispinum* (Crustacea, Amphipoda, Indval = 0.75, p = 0.001) were the most important indicator taxa. *Pontogammarus robustoides* (Crustacea, Amphipoda, Indval = 0.51, p = 0.001) and *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda, Indval = 0.60, p = 0.003) were also characteristic invasive indicator taxa for German fluvial lakes. In Polish fluvial lakes many Ephemeroptera and Trichoptera taxa (e.g., *Caenis horaria*, Indval = 0.99, p = 0.001; *Limnephilus stigma*, Indval = 0.96, p = 0.001) were identified as indicator taxa. Furthermore, *Nemoura* sp. (Plecoptera) could be only found in the four studied near-natural fluvial lakes (Indval = 0.42, p = 0.001). A comparison of characteristic macroinvertebrate metrics showed that the four near-natural fluvial lakes had higher percent densities and taxa numbers of ETO taxa (Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata) (Abbildung 6). The found higher percent densities of Bivalvia and Crustacea taxa in German fluvial lakes can be explained with the higher occurrence of *Dreissena* sp. and invasive amphipods. 'Shannon-Wiener Diversity' and '% Shredders' showed higher values in Polish compared to German fluvial lakes (Abbildung 7). However, the metrics 'r/K Strategists' and '% Shredders' showed higher values in North German and Polish fluvial lakes (Abbildung 7). Altogether, the eulittoral macroinvertebrate communities of fluvial reference lakes were more diverse than those in morphologically degraded fluvial lakes and are characterized by a lower disturbance intensity, i.e. a smaller share of 'r/K Strategists' (Abbildung 7). The higher share of '% Active Filterers' in degraded fluvial lakes can be explained by the higher '% Bivalvia' (Abbildung 6), mainly *Dreissena* sp. (Abbildung 6 and Abbildung 7). The higher '% Shredders' in near-natural fluvial lakes is probably caused by the more common occurrence of *Asellus aquaticus* and *Gammarus roeseli* (Abbildung 7).

Especially in the German states of Berlin and Brandenburg, anthropogenic wave pressure caused by boat traffic is a strong human influence factor shaping macroinvertebrate communities in inland waters (Gabel et al. 2008, 2011 a and b, 2012; Lorenz et al. 2013 b and c). Also macrophytes (Ostendorp 1989, Ostendorp et al. 1995) and fishes (Stoll et al. 2008, 2010) in lakes are negatively influenced by anthropogenic wave pressure. It could be shown for benthic macroinvertebrates, especially for disturbance sensitive taxa such as Trichoptera and Odonata, that habitats in the eulittoral zones of wind-sheltered sites in lakes are diminished by artificial wave action caused by human activities. This is caused by mechanical stress as well as by the increased time period that organisms spend in the water column after a perturbation (Gabel 2012). The invertebrate organisms cannot use this time to search for food and detached from bottom substrates and benthic habitats they are increasingly exposed to visual predators, e.g. fishes (Gabel 2012). Consequently, wave pressure influences those shore lines, that lack structurally complex

habitats and that offer only few refuge areas for macroinvertebrate taxa, most strongly. In the final report for the project O 5.10/2011, funded by the Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), macroinvertebrate metrics have been identified that can be used to assess anthropogenic wave pressure via the structure and composition of eu littoral macroinvertebrate communities (Miler et al. 2013 b). These analyses have been conducted based on a dataset with macroinvertebrates in the river Havel (Brandenburg, Germany) that has been sampled and compiled within the PhD thesis of Dr. Friederike Gabel at the Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB) (Gabel 2012). Many of these metrics, e.g. the 'No. Taxa', 'Margalef Diversity' and 'r/K Strategists' are also used to assess morphological shore degradation in AESHNA (Tabelle 22 in Miler et al. 2013 b). Consequently, based on previous results, morphological and hydraulic pressures could not be assessed independently of each other. Hence, in summer 2014 and 2015 at sampling sites in Lake Tegeler See, Lake Niederneuendorfer See and Lake Oberhavel, that are a-priori classified as natural based on AESHNA sampling data from 2007, wave measurements with pressure loggers were conducted. The wave intensity (wave height) was correlated with existing macroinvertebrate data to identify assessment metrics that indicate hydraulic pressures.

The statistical analyses showed significant ($p < 0.05$) and strong ($Rho \geq 0.3$) correlations of metrics with wave pressure (no. of min. with maximum wave height, Tabelle 13 and Tabelle 14). These metrics also indicate morphological degradation. For the calculation of AESHNA, the multimetric AESHNA assessment index ('MMI'), the 'Faunaindex' ('FI'), 'No. Taxa' and 'r/K Strategists' were used. From those metrics, that were calculated with the software ASTERICS, 'Margalef Diversity', 'No. Families', 'No. Genera', 'No. ETO Taxa', 'No. EPTCBO Taxa', 'Phytal [%]', 'POM [%]', 'Grazer [%]', 'Coleoptera [%]', 'Gastropoda [%]' and 'Turbellaria [%]' showed significant ($p < 0.05$) and strong ($Rho \geq 0.3$) correlations with the wave exposure (amongst other metrics of the metric categories 'Diversity' and 'Taxonomic and Functional composition'). These metrics are used in AESHNA (Miler et al. 2013 b) as well as in other morphological assessment methods for lake shores in compliance with the EU WFD (Miler et al. 2012, Böhmer et al. 2014; Urbanic et al. 2012, Urbanic 2014). Since in this study only macroinvertebrate data from sampling sites have been included, that have been classified a-priori as natural with respect to shore morphology based on field protocol data, we can conclude that the significant metrics identified in Tabelle 13 and Tabelle 14 indicate anthropogenic wave pressures and not morphological shore degradation. Since the same metrics can also be used to indicate morphological pressures, only the assessment of anthropogenic wave pressures at morphologically undisturbed sites is possible. The distinct assessment of morphological as well as hydraulic pressures at morphologically degraded sites is not possible with the metrics identified in this study. A first approach towards a specific assessment only of anthropogenic wave pressure would be the development of a wave-pressure specific 'Faunaindex'. To achieve this, the sampling and compilation of new macroinvertebrate data (sampled according to the AESHNA field sampling protocol) as well as the simultaneous, long-term sampling of wave pressure data would be necessary. The sampling of long-term wave pressure data (over a time period ranging from several weeks to 1 year at a recording frequency of 8 Hz) could be achieved via the purchase and field exposition of data loggers of the type 'P-Log3021-MMC' from the company 'Driesen & Kern GmbH'. The data loggers of the type 'P-Log3020 PA', that have been used in this study, only enable a recording of data values over a period of 72 h at a frequency of 8 Hz. Hence only specific parts of the week (preferably sunny weekends, when the highest ship and boat induced wave pressure can be expected) can be assessed with respect to wave exposure. This enables only a snapshot view of the wave exposure. Furthermore, only six (at times only five) loggers were available at the IGB, which makes the comparability of measurements at different weekends more difficult.

The development of a nationwide applicable, physical habitat survey method to assess the shore structures of natural lakes in Germany (overview method) has been conducted by the company biota on behalf of the expert group lakes of the Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). This has been achieved within two projects: ‘Uferstrukturelle Gesamtseeklassifizierung mit einem bundesweit einheitlichen Übersichtsverfahren’ (Projekt-Nr. O 5.13) and ‘Bewertungsrelevante Strukturkriterien für die Bio-komponenten Makrozoobenthos und Makrophyten/Phytobenthos an Seen’ (Projekt-Nr. O 2.14). The development of a nationwide applicable, physical habitat survey method to assess the shore structures of natural lakes in Germany is described in detail in Mehl et al. (2014 a, b) and Böx et al. (2015). The correlation of the physical habitat survey method with the biotic lake assessment method AESHNA, based on macroinvertebrate communities, has been continuously coordinated with the UBA project. Since according to the EU WFD, physical habitat surveys are not considered assessments, in the following the term ‘classification’ will be used. The lake shore classification is based on three shore zones (Abbildung 10) and eight lake shore types (Tabelle 15). The littoral zone (FWZ) ranges up to a water depth of 1 m, has a minimal width of 5 m and a maximum width of 100m. The adjacent shore zone (UFZ) ranges from the mean low water level until the mean high water line and has a minimum width of 15 m (Abbildung 10). Adjacent to the UFZ ranges the riparian zone (UMZ) 100 m landwards from the mean high water line (Abbildung 10). The lake shore types are determined by the slope of the shore and the substrate type (Tabelle 15; see also Mehl et al. Tabelle 2-5, 2-6, 2-7). The eight different shore types are described in detail in Mehl et al. (2014 a). The physical habitat survey method for lake shores developed by biota uses elements from already existing lake shore physical habitat survey methods. Especially the following methods were considered: SUK (Seeuferkartierung, Informus 2004, 2009, 2011; Kollatsch et al. 2005, 2006), HMS (Hydromorphologie Seen, Ostendorp and Ostendorp 2014, Ostendorp et al. 2015), IGKB (Internationale Gewässerschutz-kommission Bodensee, Teiber 2009), SFI (Shorezone Functionality Index, Sili-gardi and Zennaro 2010) and LHS (Lake Habitat Survey, Rowan et al. 2006 a, b, 2008). The criteria to assess pressures that are the basis of the classifications of the SUK, HMS, IGKB, SFI and LHS methods are described in Tabelle 16 (from Mehl et al. 2014a, b). A detailed description of these and other physical habitat survey methods can be found in Mehl et al. (2014 a) and Ostendorp (2014).

The physical habitat survey method developed by biota is based especially on the SUK and HMS methods (Tabelle 17; Mehl et al. 2014a, b). The formation of shore sections is performed based on the principle of homogeneity, primarily based on shore slope and substrate type (i.e. lake shore type, see Tabelle 15 and Mehl et al. 2014a, b), furthermore based on exposure to sun/shading and sources of morphological degradation. Shore section borders project in a 90° angle to the shore line. The length of the shore sections ranges from 100 m to 1000 m. The three zones (UMZ, UFZ, FWZ, Abbildung 10) of each section are classified in five categories 1 = natural or only slightly degraded, 2 = low degradation, 3 = medium degradation, 4 = strong degradation, 5 = highly or completely degraded. The classification is based on four categories of criteria to measure morphological degradation: alteration of emerged vegetation (reed) (FWZ), sources of morphological degradation (UFZ, FWZ), shore modification (UFZ) and riparian land use (UFZ, UMZ) (Tabelle 17). The calculation of the measures of morphological degradation to a physical habitat index for each shore zone and section is described in detail in Mehl et al. (2014 a, b). The physical habitat survey method developed by biota was tested on ten representative lakes in Germany, located in different ecoregions and showing differences in morphological shore structure and degradation status (Böx et al. 2015). The chosen lakes were: Lake Selenter See (Schleswig-Holstein), Lake Breiter Luzin (Mecklenburg-Vorpommern), Lake Steinhuder Meer (Niedersachsen), Lake Tegeler See (Berlin), Lake Süßer See (Sachsen-Anhalt), Lake Olbasee (Sachsen), Lake Laacher See (Rheinland-Pfalz), Lake Titisee (Baden-Württemberg), Lake Chiemsee (Bayern) and Lake Königssee (Bayern). The method was revised according

to feedback from the companies biota, Informus and the Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Böx et al. 2015).

The development of the nation-wide applicable physical lake shore habitat survey method in Germany was coordinated with the UBA project. Correlation strengths of macroinvertebrate metrics with various physical habitat survey parameters were used to identify physical habitat survey parameters relevant for macroinvertebrate metrics in order to improve the physical habitat survey method developed by biota. Furthermore, the physical lake shore habitat classifications can be used as a database to derive ‘Faunaindex’ (FI) values. Physical habitat survey classifications correlated generally well with the FI. Furthermore, the ‘Naturalness index’ of Michels was similarly strongly correlated with the FI. The shore zone is considerably more important for the results of the macroinvertebrate metrics than the littoral zone, which is in turn more influential than the riparian zone. The physical habitat survey classification results correlate even stronger with macroinvertebrate metrics than the shore zone classification. Shore degradation has highly negative effects on macroinvertebrate metrics. With respect to % area parameters, a high % area with structural developments has negative effects, whereas a high % area with agricultural use has only slightly negative effects. Combined parameters, where areas or shore lengths containing specific types of structural degradation have been summed up, correlate stronger with macroinvertebrate metrics than the single parameters. The results can be improved by using weighted sums to calculate combined parameters (e.g. for different types of morphological shore degradation).

The basis for the ecological whole lake assessment aided by the use of physical habitat surveys is the HMS method (Ostendorp 2015, Ostendorp and Ostendorp 2015). The lake shore assessment based on diversity, the share of disturbance sensitive taxa and the functional and taxonomic composition of macroinvertebrate communities was correlated with the physical habitat survey classification according to Ostendorp (2015). Regression equations derived from these correlations can be used to extrapolate the assessment results of the single sampling sites to a whole lake assessment. However, it has to be taken into account that the correlations and regression equations presented in this report cannot be used unchanged and ‘as is’ for every lake type and assessment. For each lake macroinvertebrate dataset separate correlations and regression equations have to be calculated. The whole lake assessment results presented in this report have been published in Miler et al. (2015) and are described there in detail. The extrapolation of the macroinvertebrate-based whole lake assessments by means of regressions with the HMS method in the three shore zones showed plausible assessment results for the five studied lakes (Abbildung 11). The validation is achieved through the use of photographic documentation of the shore structures in the field during macroinvertebrate sampling as well as through the use of aerial photographs from Google earth and Bing maps. Lake Grienericksee had the highest share of degraded shore line, whereas the other four lakes were completely surrounded by riparian zones with natural/near-natural land use (mainly forested and wetland areas) with little or no anthropogenic influence. Hence, Lake Grienericksee showed the lowest LIMCO values of the epi-, eu- and sublittoral zones and the highest hydromorphological impact values $\bar{I}_{ssg,epi}$, $\bar{I}_{ssg,eu}$ and $\bar{I}_{ssg,sub}$ of the five studied lakes (Tabelle 18 and Tabelle 19). This resulted in the ecological status class ‘good’ of the epi-, eu- and sublittoral zones of the five lakes, except for the epilittoral zone in Lake Grienericksee that showed the ecological status class ‘moderate’ (Tabelle 19).

However, small-scale physical parameters such as littoral habitat diversity and riparian vegetation complexity cannot be assessed appropriately with the HML method. The minimum spatial scale of the digital orthophotographs used for GIS analyses in the HML method is 1:25,000 and in combination with field surveys the extension of submerged and emerged vegetation in the littoral zone can be determined. Due to the spatial resolution of objects of 5 pixels by 5 pixels, i.e. c. 2 m by 2 m and the often occurring water

turbidity, underwater littoral habitats such as woody debris, tree roots and bottom substrates (i.e. organic material, sand and stones) cannot be determined from digital orthophotographs (except for large woody debris, i.e. fallen trees). These habitats can only be recorded by detailed field surveys that are however time-consuming, if applied over the whole shore line length. Woody debris, submerged tree roots and bottom substrates are not considered relevant as anthropogenic stressors within physical habitat assessments conducted using the HML method (Ostendorp and Ostendorp 2015). Vegetation complexity, consisting of height structure (i.e. vegetation layers) and types of riparian vegetation (i.e. woody and herbaceous vegetation), can also only be recorded via detailed field surveys. Littoral habitat diversity and riparian vegetation complexity have been shown to constitute important determinants of macroinvertebrate community structure (Miler et al. 2012, McGoff et al. 2013a). High littoral habitat diversity and riparian vegetation complexity positively affect assessment relevant metrics, i.e. they result in high taxonomic diversity of macroinvertebrates and high taxa numbers/relative abundances of disturbance sensitive taxonomic groups, e.g. ‘ETO taxa’ (Miler et al. 2012). Since both littoral habitat diversity and riparian vegetation complexity are not appropriately assessed with the HML method, they could not be included as morphological parameters in the regression equations used to extrapolate the multimetric assessment index LIMCO in this study. The environmental parameters littoral habitat diversity and riparian vegetation complexity can however be assessed by the LHS method which covers only specific sampling stations in detail and is used to construct stressor index variables for the calibration of multimetric assessment indices (Miler et al. 2013, 2014). The GIS-based HML method has potential for the quantification of pressure-impact relationships to support the development of assessment method as well, but on a larger spatial scale compared to the LHS method. For example, the number and areas of HML object types (see Miler et al. 2015, Ostendorp 2015, Ostendorp and Ostendorp 2015) can be used to calculate the diversity of HML object types (or specific subsets of HML object types), analogous to littoral habitat diversity. In addition, the HML method has the potential to calculate topological relationships, e.g. the degree of surface coverage by vegetation, which can also be used to quantify pressure-impact relationships for assessment method development.

So far, we focus in this study on the whole-lake assessment of lowland lakes in central Europe. Nevertheless, we expect the proposed extrapolation method principally also to function for other lake types and geographical regions, when lake- and region-specific versions of LIMCO are used, since the HML method is not dependent on lake type or geographical region. The occurrence of human shore modifications, such as docks, retaining walls or recreational beaches, will have the same negative impact on shore morphology in lowland lakes, fluvial lowland lakes and prealpine/alpine lakes as well as in Central, Northern and Southern Europe. The study of additional lake types (fluvial lowland lakes, prealpine/alpine lakes) and geographical areas (outside Central Europe) is necessary to verify the extrapolation method presented here, since the effects of shore morphology on macroinvertebrates and on the metric composition of multimetric assessment indices such as LIMCO are lake type- and region-specific. To summarize, the extrapolation of site-specific assessments to a whole-lake assessment via the HMS method (Ostendorp 2015) yields meaningful and reliable results. The inclusion of additional lakes and sampling sites and an enhanced range of human shore alteration states will improve this first, preliminary approach to extrapolate a local to a whole lake morphological macroinvertebrate assessment.

The further development of a biological approach to assess the hydromorphology of artificial and natural lakes includes the biological macroinvertebrate assessment method AESHNA in compliance with the EU WFD. It primarily comprises the switch from a purely lake type-specific to a lake- and shore type-specific assessment. To achieve this, the FI classifications of macroinvertebrate taxa as well as the anchor points of all AESHNA assessment metrics were not only modified in a shore type-specific way, but also the shore

typology itself was developed within this project. Mainly two shore typologies were tested: 1) a typology based on field protocol data that were available for all sampling sites: emerged vegetation (reed)/organic substrates (detritus, mud), coarsely grained substrates (stones, gravel), finely grained substrates (sand, silt) (three shore types) and 2) a typology based on a part of the macroinvertebrate sampling sites for which shore types from the SUK physical habitat survey method were available: moraine, sand, moor (three shore types). To test the applicability of these shore typologies, a FI was derived based on each typology and correlated with physical habitat survey parameters. It could be shown clearly that the lake type alone provides no reliable and meaningful FI classifications, whereas the shore types derived from the field protocol and from the SUK method showed reliable and plausible results. Since the latter approach however was difficult to follow through, more laborious to classify and furthermore only available for a smaller part of the whole macroinvertebrate dataset, it was decided to work with the lake shore types based on the macroinvertebrate sampling field protocol. In summary, the lake shore types are helpful for the macroinvertebrate assessment. The already existing lake typology is still necessary and essential for the macroinvertebrate based lake shore assessment – to determine the anchor points as well as the composition of the multimetric assessment index.

FI classification values of the macroinvertebrate taxa were determined solely based on available data in a first step. In a second step, FI classifications were validated and revised with the help of expert knowledge. Then, a revision of the FI classifications in cooperation with macroinvertebrate experts on the last AESHNA workshop was planned. However, the experts present at the workshop did not approve of combining the two existing FI taxa classification lists that were fundamentally different from each other. Nevertheless, a combination of the two taxa classification lists was performed based on the following rules: rare taxa to which a FI classification value could not be assigned to due to a lack of macroinvertebrate data were assigned values based on expert judgment and for taxa that show strong differences in classifications between the two lists values were adjusted, if the correlation strength at sampling site level of the resulting FI with the morphological shore degradation does not decrease. The resulting list comprises 318 taxa for coarsely grained substrates, 328 taxa for finely grained substrates and 371 taxa for reed/organic substrates. In addition to this new version of the ‘Faunaindex’, the other assessment relevant metrics were also evaluated. AESHNA is an intercalibrated assessment method in compliance with the EU WFD since 2012. Hence, the metric composition of the multimetric assessment index AESHNA is fixed and it was not part of this project, to test and revise the current metric combinations of the multimetric index. New candidate metrics have been proposed by AESHNA users as potential components of the multimetric AESHNA assessment index. Furthermore, metrics based on the % Odonata have been shown to be unreliable in the use of AESHNA. Hence, multimetric indices with a range of combinations of metrics, especially including those new metrics proposed in a recent study financed by the ‘Bayerisches Landesamt für Umwelt’, have been tested. Eventually diversity metrics were replaced by the ‘shore type-specific taxonomic diversity’, the ‘% Odonata’ replaced by the ‘No. EPTCBO taxa’ and the ‘% Xylal Feeders’ was newly added to the multimetric index.

For users of AESHNA, a computer assessment tool was developed as an improved version of the first computer tool from 2012. The computer tool consists of an access database with forms and visual basic programming. It allows for the calculation of AESHNA assessment results, as well as for storage of the underlying information. All components of the assessment tool are openly accessible (tables, queries, visual-basic programs). To use the tool, Access 2003 or newer is required.

For the study of shore revitalization with coarse woody debris, macroinvertebrate data in five lakes in the state of Berlin were collected (Lake Tegeler See (two natural sites), Lake Bauersee (one natural site),

Bänke (sheltered bay that is part of Lake Müggelsee, one natural site), Lake Groß Glienicker See (two natural sites), Lake Müggelsee (one natural and one degraded site each at the north shore and at the south shore). At each sampling site, the macroinvertebrate fauna of the habitats emerged macrophytes (EM), coarse woody debris (TH) and submerged tree roots (W), as well as sand at the degraded sites (SA) was sampled with one to a maximum of three replicates per site and habitat. Overall, the north and south shore of Lake Müggelsee were assessed with the lowest ecological quality and Lake Bauersee as well as Bänke were assessed with the best ecological quality (MMI, Abbildung 23). At Lake Müggelsee no significant differences in AESHNA assessment results (MMI) and ‘No. Taxa’ could be found between natural (MS_N_1 and MS_S_1) and degraded sites (MS_N_2 and MS_S_2) (Abbildung 23, ANOVA, MMI, south shore: $F = 3.083$, $p = 0.221$, ns; north shore: $F = 0.044$, $p = 0.847$, ns; ‘No. Taxa’, south shore: $F = 0.004$, $p = 0.955$, ns; north shore: $F = 0.22$, $p = 0.671$, ns). ‘No. Taxa’, ‘No. ETO Taxa’ and ‘No. EPTCBO Taxa’ were highest in Lake Bauersee and Bänke and lowest in Lake Müggelsee (Abbildung 23). Similar differences were found in comparisons between the lakes within a habitat, especially in the habitats submerged tree roots and emerged macrophytes. We can conclude that the availability of structurally complex habitats does not necessarily lead to an increase in the total ‘No. Taxa’ and ‘No. Sensitive Taxa’ (e.g. ‘No. ETO Taxa’, ‘No. EPTCBO Taxa’). If the total ‘No. Sensitive Taxa’ within a lake has been reduced, as it is the case for Lake Müggelsee, the species pool available for the (re-) colonization of habitats is reduced. Hence, the (re-) colonization of newly created or newly introduced complex littoral habitats will be dominated by the already at the site existing and (in most cases) commonly occurring taxa.

A new invader in Berlin lakes in comparison with previous studies is the Quagga mussel, *Dreissena bugensis*. A probable cause for the lower species numbers in Lake Müggelsee (‘No. Taxa’ and ‘No. Sensitive Taxa’) could be the high % densities of invasive macroinvertebrate taxa, especially invasive amphipods (Crustacea) (Abbildung 24, Tabelle 21). Lake Bauersee and Bänke contained only low % densities of invasive taxa, whereas Lake Müggelsee, Lake Tegeler See and Lake Groß-Glienicker See showed considerably higher % densities of invasive taxa (Abbildung 24). Invasive species showed a high variability of occurrence (% densities) between habitats within each lake. The habitats emerged macrophytes and submerged tree roots had the highest % densities of invasive species (Abbildung 24). It is not yet clear, why Bänke as well as Lake Bauersee are almost completely devoid of invasive species, despite their connectivity to Lake Müggelsee via canals and the river Müggelspre. A potential explanation for this phenomenon is the probably very low (or in the case of Lake Bauersee probably non-existent) anthropogenic wave exposure by ship/boat traffic. A PhD thesis conducted at the IGB by Dr. Friederike Gabel has shown that invasive macroinvertebrate taxa are less influenced in their physiology and growth by anthropogenic wave exposure than native species (Gabel et al. 2011). Further field studies, i.e. the sampling of macroinvertebrates in a transect from Lake Müggelsee to Lake Bauersee, together with the simultaneous collection of abiotic parameters, such as temperature, pressure changes (wave height) and oxygen content, are necessary to determine, why Lake Bauersee and Bänke are almost completely free of Neozoa when compared to Lake Müggelsee.

A database of lotic and lentic (lake and river) reference sites was compiled according the requirements of the EU WFD, as Appendix II of the EU WFD demands the establishment of a network of sites to derive ecological reference conditions. However, this task can be interpreted and conducted in different ways. First, the establishment of a network of reference sites must meet the abiotic criteria of the REFCOND guideline. However, if the REFCOND guideline is applied very strictly, in Central Europe there would be no true reference sites left, as e.g. all water bodies in Central Europe suffer from climate change and acidification. However, when interpreting the REFCOND guideline in a literal sense, also sites in a very good

('high') state are sufficient to derive reference conditions for the assessment with biological quality elements. Based on this second, literal interpretation, reference conditions could be derived from near-reference sites which are not completely undisturbed. On the basis of these thoughts a network of near-reference and best-of (in case no near-reference sites exist for a specific water body type) sites was developed. This network is water body (lake and river) type-specific and will serve the further development of national assessment methods in Germany

1 Einleitung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) fordert von den Mitgliedsstaaten eine Bewertung des ökologischen Zustandes u.a. auch der Seen anhand der biologischen Qualitätselemente (BQE) Phytoplankton, Makrophyten, Fische und Makrozoobenthos. Dabei sind auch hydromorphologische Belastungen zu bewerten. Im Zuge des EU-Forschungsprojekts WISER (Water bodies in Europe: Integrative Systems to assess Ecological status and Recovery, www.wiser.eu) konnte gezeigt werden, dass Phytoplankton ein sehr guter Indikator für trophische Belastungen ist. Makrophyten und Fische hingegen sowohl auf trophische als auch auf hydromorphologische Belastungen reagieren. Zur ökologischen Bewertung hydromorphologischer Belastungen ist das eulitorale Makrozoobenthos am besten geeignet, da das Makrozoobenthos des Eulitorals (der oberen Uferzone zwischen der mittleren Hoch- und Niedrigwasserlinie) stark auf Habitat- und Strukturverlust (Brauns et al. 2007a, b) sowie auch auf anthropogen verstärkten Wellenschlag (Gabel et al. 2008, 2011a) reagiert. Auf Landesebene wurden auf dieser Grundlage bereits vor einigen Jahren erste Bewertungen für Baggerseen in Rheinland-Pfalz (Böhmer 2006, 2007) und natürliche Seen in Brandenburg (Michels und Böhmer 2007) durchgeführt.

Aufgrund dieser positiven Erfahrungen wurde auf der Grundlage der Makrozoobenthosgemeinschaften in Seen im Auftrag der LAWA das hydromorphologische Seebewertungsverfahren AESHNA entwickelt. Dieses wurde bis Mitte Mai 2012 im Rahmen des LAWA Projektes O 5.10/2011 durch das IGB Berlin (Dr. O. Miler und PD Dr. M. Pusch) und der Firma bioforum GmbH als Unterauftragnehmer (PD Dr. J. Böhmer) feinabgestimmt. Das AESHNA-Verfahren ist sowohl für Tieflandseen (Central-Baltic GIG) als auch für Voralpen-/Alpenseen (Alpine GIG) bereits auf EU-Ebene interkalibriert.

Im Rahmen des Arbeitspakets zum Seenmakrozoobenthos innerhalb des EU-Projekts WISER wurden die vergleichbaren Bewertungsmetrics LIMCO und LIMHA entwickelt. Als Eichgrundlage für die Entwicklung der auf Misch- bzw. Habitatproben basierenden multimetrischen Indices LIMCO und LIMHA in WISER wurde das Lake Habitat Survey (LHS) Verfahren verwendet (Rowan 2008), welches analog zum River Habitat Survey Verfahren (Raven et al. 1998) entwickelt wurde. Das LHS Verfahren beruht auf einer umfangreichen, im Feld erhobenen Datenbasis, die sich insbesondere zur Beschreibung des Zustandes einzelner Probestellen eignet. Es ist allerdings für Mitteleuropa nicht optimal geeignet. LIMCO und LIMHA zeigen starke Ähnlichkeiten zu AESHNA, z.B. enthalten sie ähnliche Metrics. Eine Verknüpfung von AESHNA mit LIMCO/LIMHA und dem LHS Verfahren könnte zu einer Optimierung von AESHNA führen, indem z.B. sich für eine Bewertung bzw. Indexberechnung als sinnvoll erweisende Parameter in das Probenahmeprotokoll übernommen werden.

Mehrere Aspekte der WISER-Ergebnisse sind somit auch für das deutsche AESHNA-Verfahren bedeutsam:

- ▶ Die erhaltenen Korrelationen zwischen den Bewertungsmetrics LIMCO und LIMHA sowie dem Stressorindex sind nicht wesentlich schlechter als die für Phytoplankton, zumal die Datengrundlage noch viel kleiner ist.
- ▶ Ein Vergleich erbrachte teilweise über Makrozoobenthos-Mischproben bessere Bewertungsergebnisse, teilweise über habitatspezifische Proben.
- ▶ Die verwendete Uferstrukturgüte-Kartierungsmethode "Lake Habitat Survey", die in Schottland entwickelt worden ist, ist zur Charakterisierung des morphologischen Stressors in Mitteleuropa nicht optimal.
- ▶ Die Extrapolation der punktuell erhobenen biologischen Ergebnisse auf die gesamte Uferstrecke unter Verwendung von Uferstrukturgütedaten erscheint machbar und sinnvoll, um eine Bewertung auf Gesamtsee-Ebene zu erreichen.

Erste Versuche einer biozönotischen Validierung der abiotischen Seetypen des Norddeutschen Tieflandes zeigten, dass der Seetyp 12 (Flusseen) aufgrund der Dominanz aquatischer Neozoen faunistisch distinkt ist (Brauns et al. 2008). Die verbleibenden Tieflandseetypen unterscheiden sich bezüglich ihrer Artenzusammensetzung jedoch nicht voneinander. Allerdings bezogen sich diese Auswertungen auf einen Datensatz, der z. T. anthropogen beeinträchtigte Seen enthielt, so dass eine biozönotische Validierung basierend auf Seen im Referenzzustand noch aussteht. Referenznahe Flusseen in Westpolen dienen dazu, die Referenz-Makrozoobenthosgemeinschaften des Seetyps 12 zu charakterisieren.

Der Einfluss anderer Parameter als die hydromorphologische Degradation auf die Makrozoobenthoszusammensetzung sollte nur geringfügig sein. Daher soll quantifiziert werden, wie die trophische Belastung und die Windexposition das Bewertungsergebnis beeinflusst. Hierbei soll eine vertiefte Analyse der Kovariation trophischer und hydromorphologischer Belastungen mit dem MMI mittels multivariater Methoden und General Linear Mixed Modelling stattfinden. Bezüglich der Windanfälligkeit des AESHNA-MMI soll der Einfluss der natürlichen Windexposition von Seeufern auf die MMI-Bewertung untersucht werden. Die Windexposition kann sich direkt über die Wellenwirkung sowie indirekt über die Anteile an Schilf, Detritus und Steinen in der Uferzone auf die Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaften auswirken.

Die Entwicklung eines Metrics zur Bewertung der ökologischen Auswirkungen des Bootsverkehrs kann auf der Grundlage von Habitat- und/oder Mischproben erfolgen, unter Berücksichtigung des natürlichen Wellenschlags durch Windexposition. Die Entwicklung eines solchen Wellenschlagsmoduls profitiert von den umfangreichen Makrozoobenthos- und Wellendaten, die am IGB im Rahmen der Doktorarbeit von Dr. Friederike Gabel an der Havel erarbeitet worden sind. Diese zeigen die Eignung der Eigenschaften eulitoraler Makrozoobenthosgemeinschaften zur Indikation von Wellenschlagseffekten. Bei der Wellenschlagsbewertung sollen die bereits vorhandenen Informationen zur hydromorphologischen Degradation und zur natürlichen Windexposition der Probestelle berücksichtigt werden. Erste Analysen der IGB-Daten von Dr. Friederike Gabel zeigten, dass hierfür habitatspezifische Probenahmen vermutlich sinnvoller sind als Mischproben. Um ein funktionierendes Wellenschlagsverfahren zu entwickeln, muss ein entsprechender Stressor-spezifischer MZB-Datensatz erhoben werden, indem unterschiedliche Seetypen beprobt und gezielt natürliche Stellen mit unterschiedlicher Windexposition sowie unterschiedlichem anthropogenem Wellenschlag untersucht werden. Hierzu wird das Wellenklima mit den im Projekt beantragten Druckloggern aufgezeichnet. Außerdem wird die Eignung spezifischer Habitate näher untersucht, indem die Zusammensetzungen der Makrozoobenthosgemeinschaften der am stärksten durch Wellenschlag beeinflussten Habitate miteinander verglichen werden.

In Deutschland sowie im internationalen Raum existieren mehrere Verfahren zur Kartierung der physischen Struktur von Seeufern. Eine Übersichtsdarstellung hinsichtlich der Erhebungsmethodik, der jeweils kartierten Parameter, Gewichtungen, Ergebnisdarstellung, Datenlage und vermuteten Korrelation mit biologisch relevanten Habitatstrukturen kann als Grundlage zur Korrelation biologischer und Uferstrukturgüteparameter dienen. Ziel der Arbeiten ist die Erarbeitung eines Vorschlags einer bundesweit einheitlichen Methode zur Erfassung und Bewertung der Uferstrukturen an natürlichen Seen unter Berücksichtigung der Vorgaben der Oberflächengewässerverordnung (OgewV 2011). Entsprechende Übersichten wurden von der Firma biota (Bützow, Mecklenburg-Vorpommern), der Firma Informus (Berlin) und PD Dr. Wolfgang Ostendorf (Universität Konstanz) erstellt und werden hier zusammenfassend präsentiert.

Bisher wurde die Hochrechnung des Bewertungsindex AESHNA von Stellenniveau auf den Gesamtsee durch in der gewichteten Mittelung des MMIs der Probestellen zu einem Gesamtsee MMI und über eine prozentuale a-priori Einteilung der Uferlinie in natürliche und belastete (Badestelle, Steganlage etc.)

Uferabschnitte durchgeführt. Hierbei wurde angenommen, dass die gewählten biologischen Probestellen die Degradationseffekte am gesamten Seeufer ausreichend genau widerspiegeln. Dies ist aber u.a. wegen unterschiedlicher Zugänglichkeit und ungleichmäßiger Verteilung an den Uferabschnitten oft nicht möglich. Da die Uferstrukturgütekartierung jedoch sehr viel feiner aufgelöste Ergebnisse liefert, ermöglicht eine Verschneidung beider Verfahren eine wesentlich genauere Gesamtseebewertung.

Zudem war die Bewertung mit AESHNA bisher nicht ufertypspezifisch. Durch Einteilung der Probestellen in Ufertypen nach dem dominierenden Substrat (Schilf, Sand, organisches Material, Steine etc.) kann der Faunaindex und AESHNA MMI verfeinert und die Genauigkeit verbessert werden.

Aus den bisherigen Erfahrungen bei der Anwendung von AESHNA, sowie aus der umfangreichen Entwicklungsarbeit eines Bewertungsansatzes im Rahmen des EU-Projekts WISER ergab sich folgender weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf, der in diesem Projekt bearbeitet wurde

- a) Untersuchungen und Weiterentwicklungen der Zuverlässigkeit und Genauigkeit von AESHNA
 - ▶ Optimierungen der Kosteneffizienz der Probenahmemethodik und – strategie
 - ▶ Optimierung der **Stressor-Spezifität** von AESHNA durch Minimierung des Einflusses anderer Umwelt-/Belastungsfaktoren, v.a. trophischer Belastung, Schilfgürtelbreite, sowie des Einflusses der natürlichen Windexposition von Seeufern
 - ▶ Analyse des Einflusses des Vorkommens von **Neozoenarten** auf das AESHNA-Bewertungsergebnis
 1. Weiterentwicklung eines Bewertungsmoduls für schiffsinduzierte **Wellenschlagsbelastung**
 2. Prüfung der Interkalibrations-Kompatibilität der Weiterentwicklungen
- b) Zur Entwicklung einer **bundesweit einheitlichen Methode** zur Erfassung und Bewertung der Uferstrukturen an natürlichen Seen ist die Identifizierung der biologisch wirksamen Kartierungsparameter der in Deutschland verwendeten Strukturgüte-Kartierungsmethoden notwendig, die somit mit der biologischen Bewertung am besten korrelieren.
- c) Strukturgüte-gestützte ökologische **Gesamtseebewertung** unter Nutzung der Daten von Uferstrukturgütekarten
- d) Weiterentwicklung eines biologischen Bewertungsansatzes für die Hydromorphologie von **künstlichen Seen**
- e) **Ufer-Revitalisierung** mit Totholz und Schilf zur Erreichung des „Guten Ökologischen Zustands“ bzw. Potenzials
- f) Integration der **HMWB-Bewertung** in ASTERICS
- g) Erstellung von **Referenzstrecken**-Katastern

2 Datenbasis und Methodik

2.1 Datenbasis

Die biozönotische und abiotische Basis aller nachfolgenden Auswertungen bilden Daten, die im Rahmen mehrerer, von den einzelnen Bundesländern finanzierten Projekten erhoben wurden (Tabelle 1).

Tabelle 1: Übersicht über die im Projekt verwendete Datenbasis (Referenzseen sind hervorgehoben)

Bundesland	Anzahl		Stellen	Seetypen	Seen
	Seen gesamt	Referenz- seen			
Berlin	6	4	40	12	Gr. Glienicker See, Niederneuen- dorfer See, Oberhavel, Tegeler See, Unterhavel, Gr. Wannsee
Baden-Würt- temberg	2	2	12	3, 9	Ilmensee, Titisee
Bayern	14	14	143	2-4	Abtsdorfer See, Ammersee, Chiemsee, Gr. Ostersee, Hopfensee, Kochelsee, Königssee, Langbürgner See, Riegsee, Staffelsee, Starnberger See, Tegernsee, Waginger See, Wörthsee
Brandenburg	29	19	191	10-14	Breitlingsee, Dollgowsee, Fel- chowsee, Gehronsee, Göttingsee, Gr. Tietzensee, Grimnitzsee, Gr. Plagesee, Grumsinsee, Heiners- dorfer See, Moderfitzsee, Möl- lensee b. Krangen, Möllensee Grünheide, Nehmitzsee, Parsteiner See, Peetschsee, Peetzsee, Plat- kowsee, Riewendsee, Roofensee, Scharmützelsee, Schwielochsee, Stechlinsee, Tieckowsee, Tre- belsee, Unteruckersee, Wendsee, Werbellinsee, Wittwese

Bundesland	Anzahl		Stellen	Seetypen	Seen
	Seen gesamt	Referenz- seen			
Mecklenburg- Vorpommern	25	25	184	10-14	Borgwallsee, Breiter Luzin, Bützower See, Kummerower See, Müritz (Außenmüritz), Müritz (Außenmüritz/Röbeler Bucht), Müritz (Außenmüritz/Kleine Müritz), Müritz (Binnenmüritz), Plauer See, Schweriner See (Außensee), Schweriner See (Innensee), Langsee, Bossower See, Schwarzer See, Specker See, Rederangsee, Feisnecksee, Tiefwareensee, Petersdorfer See, Großer Kressiner See, Bergsee, Malchower See, Tollensesee, Ziernsee, Carnower See
Niedersachsen	2	1	18	11	Dümmer, Steinhuder Meer
Sachsen-An- halt	3	1	24	11, 13	Arendsee, Schollener See, Süßer See
Schleswig-Hol- stein	17	13	136	10, 11, 13	Belauer See, Bornhöveder See, Dieksee, Gr. Eutiner See, Gr. Küchensee, Gr. Plöner See, Gr. Ratzeburger See, Großensee, Kellersee, Lanker See, Schmalensee, Schöhsee, Selenter See, Stendorfer See, Stocksee, Stolper See, Suhrer See
Polen	4	4	25	12	Bystrzyno Wielkie, Ostrowiec, Plociczno, Sitno
Gesamt	102	83	773		

Aufgrund von Unterschieden in der Bestimmungstiefe zwischen den Daten der einzelnen Projekte wurde eine taxonomische Adjustierung auf das Niveau der OT Seen durchgeführt. Die so bearbeiteten Daten wurden dann spezifisch nach der gegebenen Fragestellung verwendet; dies wird zur besseren Übersichtlichkeit in den jeweiligen Unterkapiteln des Kapitels Ergebnisse aufgeführt.

2.2 Statistische Methodik

Im Zuge der statistischen Datenauswertung wurden ausschließlich nichtmetrische Verfahren verwendet, die für die vorliegenden Daten besonders geeignet sind (Clarke und Gorley 2006). Zur Aggregation der Taxalisten aller Habitate zur Taxaliste einer Probestelle wurden die Dichten in Individuen pro m² unter Gewichtung nach dem Anteil der jeweiligen Habitate berechnet und somit alle Taxa übernommen. Alle ähnlichkeitsbasierten Auswertungen wurden mit Dichten durchgeführt, die vor der Analyse 4.-Wurzel

transformiert wurden, um den Effekt dominanter Arten zu reduzieren. Zur Ordination der Makrozoobenthos-Artenzusammensetzung wurden die Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung (MDS) und die principal coordinates analysis (PCO) verwendet. Beide Ordinationsverfahren basieren auf Ähnlichkeitsmatrizen, die unter Verwendung des Bray-Curtis Ähnlichkeitskoeffizienten erzeugt wurden (Software PRIMER v6, PERMANOVA add-on für PRIMER 6). Ziel der MDS Ordination ist es, Objekte basierend auf ihrer Ähnlichkeit so anzuordnen, dass die Distanz zwischen den Objekten mit abnehmender Bray-Curtis Ähnlichkeit abnimmt. Ein Nachteil dieser Methode ist, dass die Objekte frei innerhalb des Ordinationsraumes rotierbar sind und damit keinen Bezug zu den extrahierten Achsen haben. Weiterhin nimmt die Güte der Ordination, ausgedrückt als Kruskal Stress, bei einer großen Anzahl an Objekten stark ab, so dass die abgebildeten Ähnlichkeiten nur noch eingeschränkt interpretierbar sind. Daher wurde bei Ordinationen umfangreicherer Fallzahlen die PCO Ordination verwendet. Die PCO ordnet die Objekte ebenfalls anhand ihrer Ähnlichkeit zueinander, allerdings geschieht dies in einem euklidischen Raum, so dass die Lage der Objekte bezüglich der extrahierten Achsen bestimmt ist. Ein weiterer Vorteil dieser Methode ist die Möglichkeit der Darstellung von gruppierten Objekten. Hierbei wird von jeder Gruppe von Objekten der Gruppencentroid berechnet und dargestellt, so dass die Ähnlichkeit/Unähnlichkeit von Gruppen mit hoher Fallzahl leichter interpretiert werden kann. Dazu wurde die Software Vegan (Oksanen 2009) unter R verwendet (R Development Core Team 2009).

Im Anschluss an die Ordination wurde geprüft, inwiefern sich die Gruppen signifikant bezüglich ihrer Ähnlichkeit voneinander unterscheiden. Dazu wurde eine Ähnlichkeitsanalyse (analysis of similarity, ANOSIM) durchgeführt, die testet, ob die Ähnlichkeit zwischen Objekten einer Gruppe größer ist als die Ähnlichkeit von Objekten zwischen zwei Gruppen. Dies wird durch die R-Statistik zum Ausdruck gebracht, die eine Skala von 0 (hohe Ähnlichkeit zwischen Gruppen) bis 1 (geringe Ähnlichkeit zwischen den Gruppen) besitzt. Abschließend wurde mittels einer Indikatorartenanalyse geprüft, welche Arten signifikant zur Gruppentrennung beitragen (Dufrene und Legendre 1997). Der daraus resultierende Indikatorwert reicht von 0 (kein Indikator) bis 1 (sehr guter Indikator) und das berechnete Signifikanzniveau gibt an, ob der berechnete Indikatorwert signifikant von Null verschieden ist. Für die Indikatorartenanalyse wurde die Software PCORD (Version 5) verwendet. Weitere verwendete statistische Verfahren werden in den jeweiligen Ergebniskapiteln besprochen.

Die Seentypologie wurde unter Benutzung multivariater Regressionsbäume (multivariate regression trees, MRT) nach De'ath (2002) erstellt. Grundlage der MRT Analysen bildet eine Bray-Curtis Ähnlichkeitsmatrix, bei der die auf Dichten der Makrozoobenthosorganismen basierenden Distanzen der einzelnen Seen bzw. Probestellen zueinander mit einer Regression auf eine oder mehrere abhängige, kontinuierliche Variablen hin analysiert werden. Der Höhe der Aufspaltung der Seen bzw. Probestellen liegt der relative Fehler eines berechneten complexity parameters zugrunde, der minimal sein sollte.

3 Ergebnisse

3.1 Untersuchungen und Weiterentwicklungen der Zuverlässigkeit und Genauigkeit von AESHNA (IGB)

3.1.1 Untersuchung der Umweltparameter aus dem erweiterten Feldprotokoll

In der angehängten Probenahmeverfahren zum Endbericht des LAWA Projektes O 05.10/2011 wurde das Feldprotokoll um mehrere Umweltparameter erweitert. Diese erweiterten Feldprotokollparameter indizieren Uferdegradation und zeigten in früheren wissenschaftlichen Untersuchungen starke, bewertungsrelevante Effekte auf die Zusammensetzung eulitoraler Makrozoobenthosgemeinschaften (Harrison & Hildrew 2001, Harrison & Harris 2002, McGoff et al. 2013 Miler et al. 2013a). Das Feldprotokoll wurde

um die Kategorien ‘Vegetationsstrukturen‘ (nur in der 20 m Umlandzone) und ‘Anthropogene Beeinträchtigungen‘ (in der 20 m und 100 m Umlandzone) erweitert. Des Weiteren wurde die ‘Landwärtige Uferstruktur‘ (in der 20 m und 100 m Umlandzone) um mehrere Kategorien erweitert und zusätzlich in der 100 m Umlandzone erfasst.

Eine hohe strukturelle Diversität der Ufervegetation wirkt sich positiv auf Diversität des Makrozoobenthos und insbesondere der Adultstadien aquatischer Insekten in Fließgewässern aus (Harrison & Hildrew 2001, Harrison & Harris 2002). Ähnliche Ergebnisse wurden für das eulitorale Makrozoobenthos in Seen im Rahmen des WISER Projektes festgestellt und wurden für die hydromorphologische Bewertung von Seeufern mit den biotischen Indices LIMCO und LIMHA verwendet (McGoff et al. 2013, Miler et al. 2013a). Die Anzahl ‘Anthropogener Beeinträchtigungen‘ an einer Probestelle wirkte sich in früheren Studien negativ auf das eulitorale Makrozoobenthos, z.B. in Form einer geringeren Taxazahl, aus (McGoff et al. 2013, Miler et al. 2013a). Auf Basis der Anzahl ‘Anthropogener Beeinträchtigungen‘ wurde ein ‘Pressure index‘ entwickelt, welcher als Bestandteil eines morphologischen Stressorindex zur Auswahl von Kandidatenmetrics und zur Kalibrierung der biotischen Bewertungsindices LIMCO und LIMHA diente (Miler et al. 2013a). Die ‘Landwärtige Uferstruktur‘ in der 20 m Umlandzone (in früheren Versionen der Probenahmervorschrift stattdessen in der 15 m Umlandzone) wurde bereits im ‘Umlandindex‘ als wichtiger Bestandteil des Stressorindex zur Kalibrierung von AESHNA berücksichtigt. Des Weiteren konnte die Bedeutung der ‘Landwärtigen Uferstruktur‘ in der 20 m Umlandzone für das eulitorale Makrozoobenthos in McGoff et al. (2013), Miler et al. (2013a) und Pilotto et al. (2015) gezeigt werden. Um weitere mögliche Parameter zur Erstellung des Stressorindex zur Verfügung zu haben, wurde in der Probenahmervorschrift zum Endbericht des LAWA Projektes O 05.10/2011 zusätzlich die ‘Landwärtige Uferstruktur‘ in der 100 m Umlandzone erfasst.

Der Nutzen der in den Feldprotokollen der Probenahmervorschrift zum Endbericht des LAWA Projektes O 05.10/2011 erfassten Umweltparameter in Bezug auf die Kalibrierung des biotischen, morphologischen Bewertungsindex AESHNA und die Validierung der AESHNA Bewertung wurde mit Korrelationen mit bewertungsrelevanten Makrozoobenthosmetrics getestet. Hierbei wurden sowohl die neuen/veränderten Parameterkategorien ‘Vegetationsstrukturen‘, ‘Anthropogene Beeinträchtigungen‘ und ‘Landwärtige Uferstruktur‘ als auch die weitgehend unveränderten Parameterkategorien ‘Nutzungstyp‘ und ‘Habitatbeschreibung‘ untersucht. Es wurde ein Tieflandseendatensatz mit fünf Seen aus Sachsen-Anhalt (IGB, 2013), 14 Seen aus Mecklenburg-Vorpommern (IfAÖ, 2014) und fünf Seen aus Westpolen (IGB, 2014, siehe 3.1.4). Es wurden Daten aus folgenden Seen verwendet: Langsee, Bossower See, Schwarzer See, Specker See, Rederangsee, Feisnecksee, Tiefwaren, Petersdorfer See, Großer Kressiner See, Bergsee, Malchower See, Tollensesee, Ziernsee, Canower See (Mecklenburg-Vorpommern), Arendsee, Schollener See, Süßer See, Goitzsche, Muldestausee (Sachsen-Anhalt), Jezioro Sitno, Jezioro Plociczno, Jezioro Ostrowiec und Jezioro Bystrzyno Wielkie (Westpolen). Die Berechnung der analysierten Umweltvariablen ist in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Berechnung der analysierten Umweltvariablen aus Feldprotokollparametern.

Variable	Berechnung
% Nutzungstyp 'Verbau'	prozentualer Anteil des Nutzungstyps 'Verbau'
% Nutzungstyp 'Badestrand'	prozentualer Anteil des Nutzungstyps 'Badestrand'
% Nutzungstyp 'Natürlich'	prozentualer Anteil des Nutzungstyps 'Natürlich'

Variable	Berechnung
% Habitat Verbau	prozentualer Anteil des Habitats 'Verbau'
% Habitat emerse Makr.	prozentualer Anteil des Habitats 'emerse Makrophyten'
% Habitat submerse Makr.	prozentualer Anteil des Habitats 'submerse Makrophyten'
% Habitat Sand	prozentualer Anteil des Habitats 'Sand'
% Habitat Steine	prozentualer Anteil des Habitats 'Steine'
% Habitat Wurzeln	prozentualer Anteil des Habitats 'Wurzeln'
% Habitat Totholz	prozentualer Anteil des Habitats 'Totholz'
Shannon-Wiener Habitatdiversität	Shannon-Wiener Diversität der Habitate 'Verbau', 'emerse Makrophyten', 'submerse Makrophyten', 'Sand', 'Steine', 'Wurzeln' und 'Totholz'
Habitatzahl	Gesamtzahl der Habitate 'Verbau', 'emerse Makrophyten', 'submerse Makrophyten', 'Sand', 'Steine', 'Wurzeln' und 'Totholz'
Anzahl Landnutzungstypen 20 m	Anzahl der vorhandenen Landnutzungstypen in der 20 m Umlandzone
Shannon Wiener Diversität Landnutzungstypen 20 m	Shannon-Wiener Diversität der Landnutzungstypen in der 20 m Umlandzone
% nat. Landnutzungstypen 20 m	prozentualer Anteil aller natürlichen Landnutzungstypen in der 20 m Umlandzone
% mäßig anthr. Landnutzungstypen 20 m	prozentualer Anteil aller mäßig anthropogen beeinflussten Landnutzungstypen in der 20 m Umlandzone
% stark anthr. Landnutzungstypen 20 m	prozentualer Anteil aller stark anthropogen beeinflussten Landnutzungstypen in der 20 m Umlandzone
Umland Index 20 m	Ermittlung des % Anteils von Nutzungen in der 20 m Umlandzone, die die Uferstruktur mäßig beeinflussen (Kategorie 1), z.B. Parkanlagen, extensive Badestellen bzw. die Uferstruktur erheblich beeinträchtigen (Kategorie 2), z.B. Acker, Siedlung, Weideland. Verrechnung: $\text{Umlandindex} = (1 * \text{Anteil Kategorie 1} + 2 * \text{Anteil Kategorie 2})/3$
Anzahl Landnutzungstypen 100 m	Anzahl der vorhandenen Landnutzungstypen in der 100 m Umlandzone

Variable	Berechnung
Shannon Wiener Diversität Landnutzungstypen 100 m	Shannon-Wiener Diversität der Landnutzungstypen in der 100 m Umlandzone
% nat. Landnutzungstypen 100 m	prozentualer Anteil aller natürlichen Landnutzungstypen in der 100 m Umlandzone
% mäßig anthr. Landnutzungstypen 100 m	prozentualer Anteil aller mäßig anthropogen beeinflussten Landnutzungstypen in der 100 m Umlandzone
% stark anthr. Landnutzungstypen 100 m	prozentualer Anteil aller stark anthropogen beeinflussten Landnutzungstypen in der 100 m Umlandzone
Umland Index 100 m	Ermittlung des % Anteils von Nutzungen in der 100 m Umlandzone, die die Uferstruktur mäßig beeinflussen (Kategorie 1), z.B. Parkanlagen, extensive Badestellen bzw. die Uferstruktur erheblich beeinträchtigen (Kategorie 2), z.B. Acker, Siedlung, Weideland. Verrechnung: $\text{Umlandindex} = (1 * \text{Anteil Kategorie 1} + 2 * \text{Anteil Kategorie 2})/3$
Anzahl Ufervegetationstypen	Anzahl der vorhandenen 'Vegetationsstrukturen' in der 20 m Umlandzone
Shannon Wiener Diversität Ufervegetation	Shannon-Wiener Diversität der vorhandenen 'Vegetationsstrukturen' in der 20 m Umlandzone
Anzahl anthr. Stressoren 20 m	Anzahl aller 'anthropogenen Beeinträchtigungen' in der 20 m Umlandzone
Anzahl anthr. Stressoren 100 m	Anzahl aller 'anthropogenen Beeinträchtigungen' in der 100 m Umlandzone
Anzahl mäßig anthr. Stressoren 20 m	Anzahl der mäßig 'anthropogenen Beeinträchtigungen' in der 20 m Umlandzone
Anzahl stark anthr. Stressoren 20 m	Anzahl der stark 'anthropogenen Beeinträchtigungen' in der 20 m Umlandzone
Anzahl mäßig anthr. Stressoren 100 m	Anzahl der mäßig 'anthropogenen Beeinträchtigungen' in der 100 m Umlandzone
Anzahl stark anthr. Stressoren 100 m	Anzahl der stark 'anthropogenen Beeinträchtigungen' in der 100 m Umlandzone

Variable	Berechnung
Pressure Index	Anzahl der mäßig 'anthropogenen Beeinträchtigungen' in der 100 m Umlandzone + 2*Anzahl der stark 'anthropogenen Beeinträchtigungen' in der 100 m Umlandzone + 2*Anzahl der mäßig 'anthropogenen Beeinträchtigungen' in der 20 m Umlandzone + 4*Anzahl der stark 'anthropogenen Beeinträchtigungen' in der 20 m Umlandzone

Aus den sieben im erweiterten Feldprotokoll beschriebenen Vegetationsstrukturen im 20 m Umland (Miler et al. 2013a, aktuelle Probenahmeverfahren) wurden die Variablen ‘Anzahl Ufervegetationstypen‘ und ‘Shannon Wiener Diversität Ufervegetation‘ berechnet (Tabelle 2). Die Korrelation mit bewertungsrelevanten Metrics ergab nur für den Metric ‘Megaloptera (%)‘ starke, signifikante und ökologisch sinnvolle Korrelationen (Tabelle 4 und Tabelle 5, Abbildung 1). Dies steht im Gegensatz zu früheren Ergebnissen, u.a. aus dem WISER Projekt, in dem die Anzahl Ufervegetationstypen‘ und ‘Shannon Wiener Diversität Ufervegetation‘ sehr gute Korrelationen mit Bewertungsmetrics ergab und daher in den Stressorindex integriert wurde (s.o., McGoff et al. 2013, Miler et al. 2013a).

Aus den Feldprotokolldaten ‘Anthropogene Beeinträchtigungen‘ im 20 m und 100 m Umland wurde der Parameter ‘Pressure Index‘ berechnet (Tabelle 2). Bei der Berechnung wurden die ‘Anthropogenen Beeinträchtigungen‘ in ‘starke‘ und ‘mäßige‘ eingeteilt, deren Anzahl gewichtet und eine weitere Gewichtung für das 20 m und 100 m Umland vorgenommen (Tabelle 2 und Tabelle 3, siehe auch Miler et al. 2014). Der ‘Pressure Index‘ ergab starke, signifikante und ökologisch sinnvolle Korrelationen für 12 Metrics, u.a. die ‘Anzahl Taxa‘ und ‘Anzahl EPTCBO Taxa‘ (Tabelle 4 und Tabelle 5, Abbildung 1). Die Anzahl ‘Anthropogener Beeinträchtigungen‘ (starker + mäßiger zusammen) und ‘starker Anthropogener Beeinträchtigungen‘ im 20 m und 100 Umland korrelierten stark, signifikant und ökologisch sinnvoll mit jeweils mindestens 9 bis maximal 12 Makrozoobenthosmetrics, u.a. mit der ‘Anzahl Taxa‘ (Tabelle 4 und Tabelle 5, Abbildung 2).

Die Zuordnung der ‘Anthropogenen Beeinträchtigungen‘ in die Kategorien ‘stark‘ und ‘mäßig‘ ist nach Expertenwissen der Bearbeiter des AESHNA Projektes erfolgt, sowie basierend auf der Entwicklung des Stressorindex zur Kalibrierung der Bewertungsindices LIMCO und LIMHA im WISER Projekt (Miler et al. 2013a, Miler et al. 2014). Von Bearbeitern im Freiland wurden die entsprechenden Kategorien ‘Sonstige‘ hinzugefügt und diese wurden in der jetzigen Berechnung der Anzahl der ‘Anthropogenen Beeinträchtigungen‘ und des Pressure Indexes keiner der auf dem Feldprotokoll bereits vorhandenen Kategorien zugeschlagen, sondern extra gezählt. Beispielsweise wurden ‘Sonstige: Festplatz‘ und ‘Sonstige: Schloß‘ nicht ‘Wohnbebauung, Schulen, etc.‘ zugeordnet, sondern als (starke) anthropogen Beeinträchtigungen separat gezählt (Tabelle 3). Hier wäre eine Zuordnung zur Kategorie ‘Wohnbebauung, Schulen, etc.‘ möglich und sinnvoll, fällt aber bei der jetzigen Auswertung nicht ins Gewicht, da ‘Sonstige: Festplatz‘ und ‘Sonstige: Schloß‘ im gesamten Datensatz jeweils nur 1-mal im 100 m Umland vorkommen. Die Kategorie ‘Sonstige: Schlafbaum Kormorankolonie‘ wurde als (mäßige) anthropogene Beeinträchtigung gewertet (Tabelle 3) und könnte auch ganz gestrichen werden. ‘Sonstige: Schlafbaum Kormorankolonie‘ kam jedoch auch nur 1-mal im 100 m Umland im gesamten ausgewerteten Datensatz vor und ein Herausnehmen aus der Auswertung würde das Gesamtergebnis, wenn überhaupt, nur gering beeinflussen. Die Kategorien ‘Weideland (eingezäunt)‘, ‘Weideland (nicht eingezäunt)‘ und ‘Sonstige: Grünland-

nutzung intensiv‘ waren im bisherigen Feldprotokoll noch separate Kategorien mit mäßigem (‘Weideland (eingezäunt)‘, ‘Weideland (nicht eingezäunt)‘) bzw. starkem (‘Sonstige: Grünlandnutzung intensiv‘) Beeinträchtigungsgrad (Tabelle 3), die aber nun aufgrund der in der Praxis nur mühsam und zeitaufwendig durchführbaren Unterscheidung zwischen intensiv und extensiv genutztem Grünland in einer Kategorie Grünland/Weideland (stark beeinflusst) zusammengefasst wurden. In der hier dargestellten Analyse wurde an einer Probestelle jeweils nur eine der drei Kategorien festgestellt; daher fand hier keine Mehrfachzählung der Grünland/Weidelandkategorien an einer Probestelle statt.

Tabelle 3: Kategorien der ‘Landwärtigen Uferstruktur‘ und ‘Anthropogenen Beeinträchtigungen‘ mit zugewiesenem Grad der Beeinträchtigung. Der Grad der Beeinträchtigung jeder Kategorie geht in die Berechnung des Umland Indexes (‘Landwärtige Uferstruktur‘) und des Pressure Indexes (‘Anthropogene Beeinträchtigungen‘) ein.

Landwärtige Uferstruktur (20 m und 100 m Umland)	Grad der Beeinträchtigung
% Parkanlage, Kleingärten	mäßig beeinflusst
% Badestelle	stark beeinflusst
% Gebäude, Straßen, Schienen	stark beeinflusst
% Hafenanlage	stark beeinflusst
% Ackerland	stark beeinflusst
% Grünland/Weideland	stark beeinflusst
% Obstgärten	mäßig beeinflusst
% Laubwald	natürlich
% krautige Vegetation/Ranken/ Farne/Heideland	natürlich
% Gewässer	natürlich
% Nadelwald	natürlich
% Gebüsche/Sträucher/ Einzelbäume	natürlich
% Steine/Geröll/Dünen ohne Vegetation oder vegetationsarm	natürlich
% Auwald, Schilf, Feuchtwiesen, Hoch- und Niedermoore	natürlich
% sonstige: (Wald)wege unbefestigt	mäßig beeinflusst
% sonstige: Wege teilbefestigt/befestigt	stark beeinflusst
% sonstige: Bruchwald (z.B. Erle, Weide, Birke)	natürlich
% sonstige: Mischwald (Nadelwald/Laubwald)	natürlich
% sonstige: Grünstreifen	natürlich
% sonstige: Betriebsgelände alt (mit Grünfläche)	stark beeinflusst
% sonstige: vegetationsfreie Zone ab Schilfkante landeinwärts	stark beeinflusst
% sonstige: Wildschweinspuren	mäßig beeinflusst
% sonstige: Nadelwaldpflanzungen	mäßig beeinflusst

Landwärtige Uferstruktur (20 m und 100 m Umland)	Grad der Beeinträchtigung
% sonstige: Entwässerungsrohre/-bauwerke	stark beeinflusst
% sonstige: Hochspannungsleitungen mit Mast	stark beeinflusst
% sonstige: Ufermauer (Stein)	stark beeinflusst
% sonstige: Waldhäuser	stark beeinflusst
% sonstige: Schonung/Wiederaufforstung	mäßig beeinflusst
% sonstige: Camping/Rastplatz	stark beeinflusst
% sonstige: Laubwaldpflanzung	mäßig beeinflusst
% sonstige: Rodungsfläche	stark beeinflusst
Anthropogene Beeinträchtigungen (20 m und 100 m Umland)	Grad der Beeinträchtigung
Bergbau	stark beeinflusst
Steinbruch	stark beeinflusst
Straßen, Schienen	stark beeinflusst
Camping-/Zeltplätze	stark beeinflusst
Gewerbliche Nutzung	stark beeinflusst
Weideland (eingezäunt)	mäßig beeinflusst
Deiche, Hochwasserschutzwände	stark beeinflusst
Ausbaggern von Litoralsubstraten	stark beeinflusst
Kontrolle/Schnitt von Makrophyten	stark beeinflusst
Pontons, Belüftungssysteme, Fischkäfige und -netze	stark beeinflusst
Verklappen von Steinen, Erde, Schutt, Deponiemüll	stark beeinflusst
Freizeitaktivitäten (Fischen/Jagen, Wassersport, Bootsaktivität)	stark beeinflusst
Wellen- und Sedimentationsschutz (Buhnen, Steinwälle/-schüttungen)	stark beeinflusst
Steinmauern, Spundwände, Staumauern (harter Uferverbau)	stark beeinflusst
Körbe, gepflanzte Weiden, eingebr. org. Material, Kunststoff (weicher Uferverbau)	stark beeinflusst
Torfabbau	stark beeinflusst
Ackerland	stark beeinflusst
Bojenfelder	stark beeinflusst
Brücken/Stege	stark beeinflusst
Obstgärten	mäßig beeinflusst
Weideland (nicht eingezäunt)	mäßig beeinflusst

Landwärtige Uferstruktur (20 m und 100 m Umland)	Grad der Beeinträchtigung
Wohnbebauung, Schulen, etc.	stark beeinflusst
Nadelwaldpflanzungen	mäßig beeinflusst
künstliche Zu- und Abflüsse	stark beeinflusst
Gewerbliche Nutzung	stark beeinflusst
Trampelpfade, Fußwege	mäßig beeinflusst
Verfüllen/Auffüllen des Ufers	stark beeinflusst
Parks, Gärten, Golfplätze	mäßig beeinflusst
Stege, Häfen, Marinas	stark beeinflusst
Sonstige: Müll	stark beeinflusst
Sonstige: Ufererosion	stark beeinflusst
Sonstige: Grünlandnutzung intensiv	stark beeinflusst
Sonstige: Feuerstelle	stark beeinflusst
Sonstige: Zaun	stark beeinflusst
Sonstige: Wassergraben	stark beeinflusst
Sonstige: Festplatz	stark beeinflusst
Sonstige: Hochspannungsleitungen mit Mast	stark beeinflusst
Sonstige: Schloß	stark beeinflusst
Sonstige: Badestrand	stark beeinflusst
Sonstige: Schlafbaum Kormorankolonie	mäßig beeinflusst
Sonstige: Rodungsfläche	stark beeinflusst
Sonstige: Gehölzschnitt	stark beeinflusst
Sonstige: Schonung/Wiederaufforstung	mäßig beeinflusst

Die aus Feldprotokolldaten berechneten Variablen ‘% stark anthr. Landnutzungstypen 100 m’ und ‘% natürliche Landnutzungstypen 100 m’ zeigten starke, signifikante und ökologisch sinnvolle Korrelationen mit dem ‘Anteil r/K Strategen’ bzw. der ‘Anzahl Coleoptera Taxa’, wohingegen ‘% stark anthr. Landnutzungstypen 20 m’ und ‘% natürliche Landnutzungstypen 20 m’ keine signifikanten Korrelationen mit den Metrics ‘Anteil r/K Strategen’ bzw. ‘Anzahl Coleoptera Taxa’ aufwiesen (Tabelle 2 und Tabelle 3, Abbildung 3). Insgesamt korrelierten ‘% natürliche Landnutzungstypen 20 m’, ‘% stark anthr. Landnutzungstypen 20 m’, ‘% natürliche Landnutzungstypen 100 m’ und ‘% stark anthr. Landnutzungstypen 100 m’ mit 0, 1, 4, bzw. 2 Makrozoobenthosmetrics mit $Rho > 0,19$ und $p < 0,05$ (Tabelle 4 und Tabelle 5).

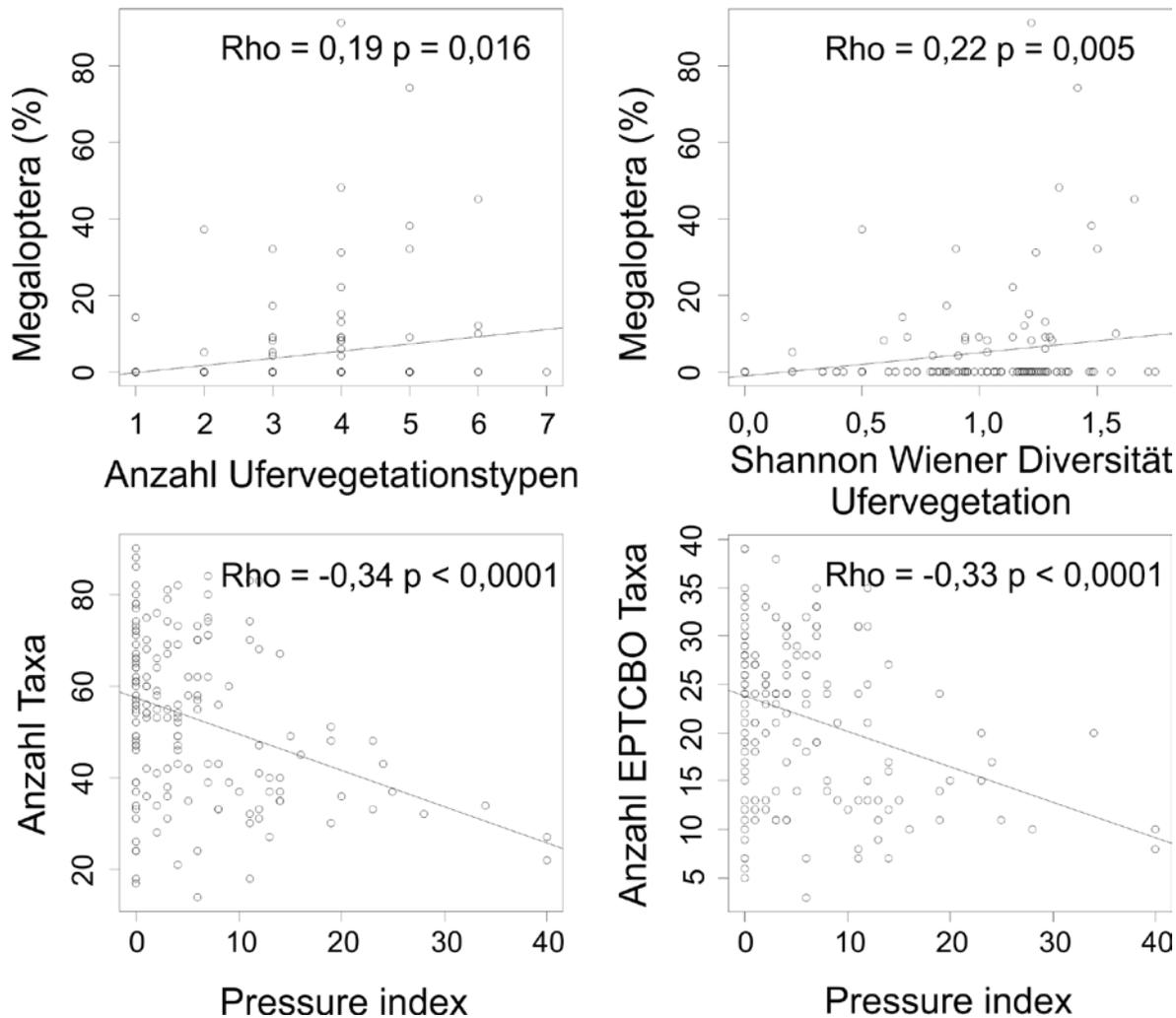
In ähnlicher Weise korrelierte der ‘Umlandindex 100 m’ signifikant mit dem ‘Anteil r/K Strategen’ und der ‘Anzahl Coleoptera Taxa’, jedoch nicht der ‘Umlandindex 20 m’ (Abbildung 4). Der ‘Umlandindex 100 m’ zeigte starke, signifikante und ökologisch sinnvolle Korrelationen mit vier bewertungsrelevanten

Makrozoobenthosmetrics, der ‘Umlandindex 20 m‘ keine signifikanten Korrelationen (Tabelle 4 und Tabelle 5). Die Ergebnisse zeigen deutlich die hohe Bedeutung der im 100 m Umland erfassten ‘Landwärtigen Uferstruktur‘, insbesondere im Vergleich zum 20 m Umland.

Insgesamt zeigt sich, dass die Anzahl ‘Anthropogener Beeinträchtigungen‘, die Anzahl starker ‘Anthropogener Beeinträchtigungen‘ und der Pressure Index die besten Korrelationen mit bewertungsrelevanten Makrozoobenthosmetrics von allen aus den Feldprotokollparametern berechneten Umweltvariablen zeigen (Tabelle 4 und Tabelle 5). Die aus den Parameterkategorien ‘Vegetationsstrukturen‘ und ‘Landwärtige Uferstruktur‘ berechneten Umweltvariablen, z.B. ‘Ufervegetationstypen‘, ‘Shannon Wiener Diversität Ufervegetation‘, ‘Umlandindex‘ und ‘% natürliche Landnutzungstypen‘, korrelierten weniger stark mit den analysierten Makrozoobenthosmetrics. Insgesamt stand jedoch nur ein Datensatz von 159 Probestellen aus 24 Tieflandseen zur Verfügung. Aus Voralpen-/Alpenseen waren nur Daten aus zwei Seen aus Baden-Württemberg vorhanden. Aufgrund dieser geringen Datenmenge konnten daher die Korrelationen von Umweltparametern der Kategorien ‘Anthropogene Beeinträchtigungen‘, ‘Vegetationsstrukturen‘ und ‘Landwärtige Uferstruktur‘ mit Makrozoobenthos Metrics für Voralpen-/Alpenseen nicht durchgeführt werden.

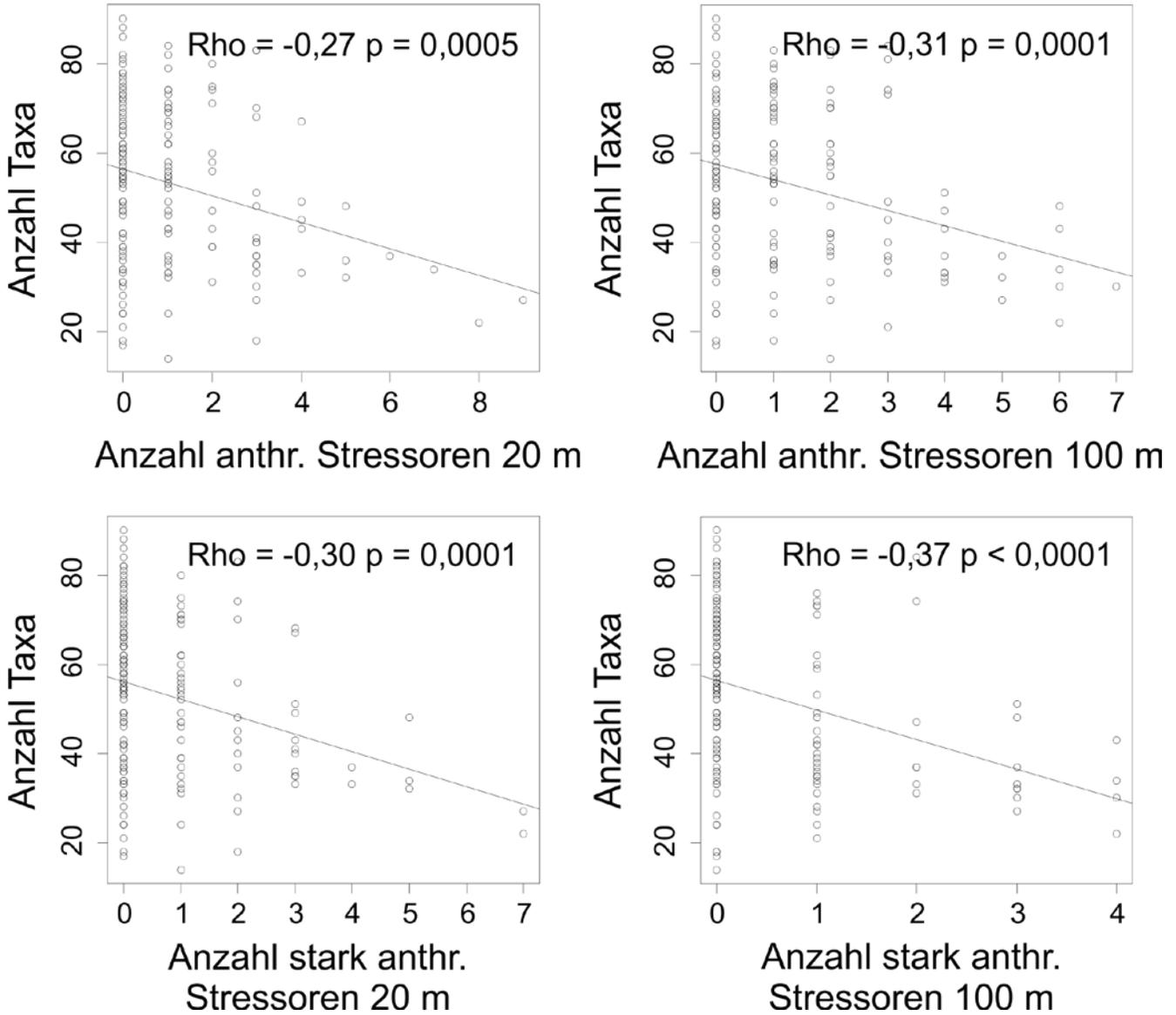
Umweltvariablen aus allen drei erweiterten Feldprotokollparameterkategorien (‘Anthropogene Beeinträchtigungen‘, ‘Vegetationsstrukturen‘ und ‘Landwärtige Uferstruktur‘) korrelierten signifikant mit bewertungsrelevanten Makrozoobenthosmetrics in den analysierten Tieflandseen und sind somit als Stressorvariablen zur Kalibrierung des AESHNA Verfahrens geeignet (Tabelle 4 und Tabelle 5). Zudem können sie dazu verwendet werden, biotische Bewertungen mit AESHNA zu validieren und die Verknüpfung der AESHNA Bewertung mit Uferstrukturgüteparametern zu unterstützen. Zusammenfassend zeigt sich somit die Wichtigkeit und Signifikanz der erweiterten Feldprotokollparameterkategorien für das AESHNA Verfahren und die hydromorphologische Seeuferbewertung mit der biologischen Qualitätskomponente ‘Makrozoobenthos‘. Die erweiterten Feldprotokollparameterkategorien ‘Anthropogener Beeinträchtigungen‘, ‘Vegetationsstrukturen‘ und ‘Landwärtige Uferstruktur‘ sollten unbedingt im Feldprotokoll verbleiben, um die vorgestellten Ergebnisse statistisch weiter abzusichern und auf wissenschaftlichen Grundlagen basierende Entscheidungen zur Überarbeitung der Probenahmenvorschrift treffen zu können.

Abbildung 1: Korrelation ausgewählter Makrozoobenthosmetrics (‘Megaloptera (%)’, ‘Anzahl Taxa’, ‘Anzahl EPTCBO Taxa’) mit den aus Feldprotokolldaten berechneten Variablen ‘Anzahl Ufervegetationstypen’, der ‘Shannon Wiener Diversität Ufervegetation’ und dem ‘Pressure Index’. Die Berechnung der Variablen aus Feldprotokolldaten ist in Tabelle 2 erläutert. Rho und p Werte sind in Tabelle 4 und Tabelle 5 aufgeführt.



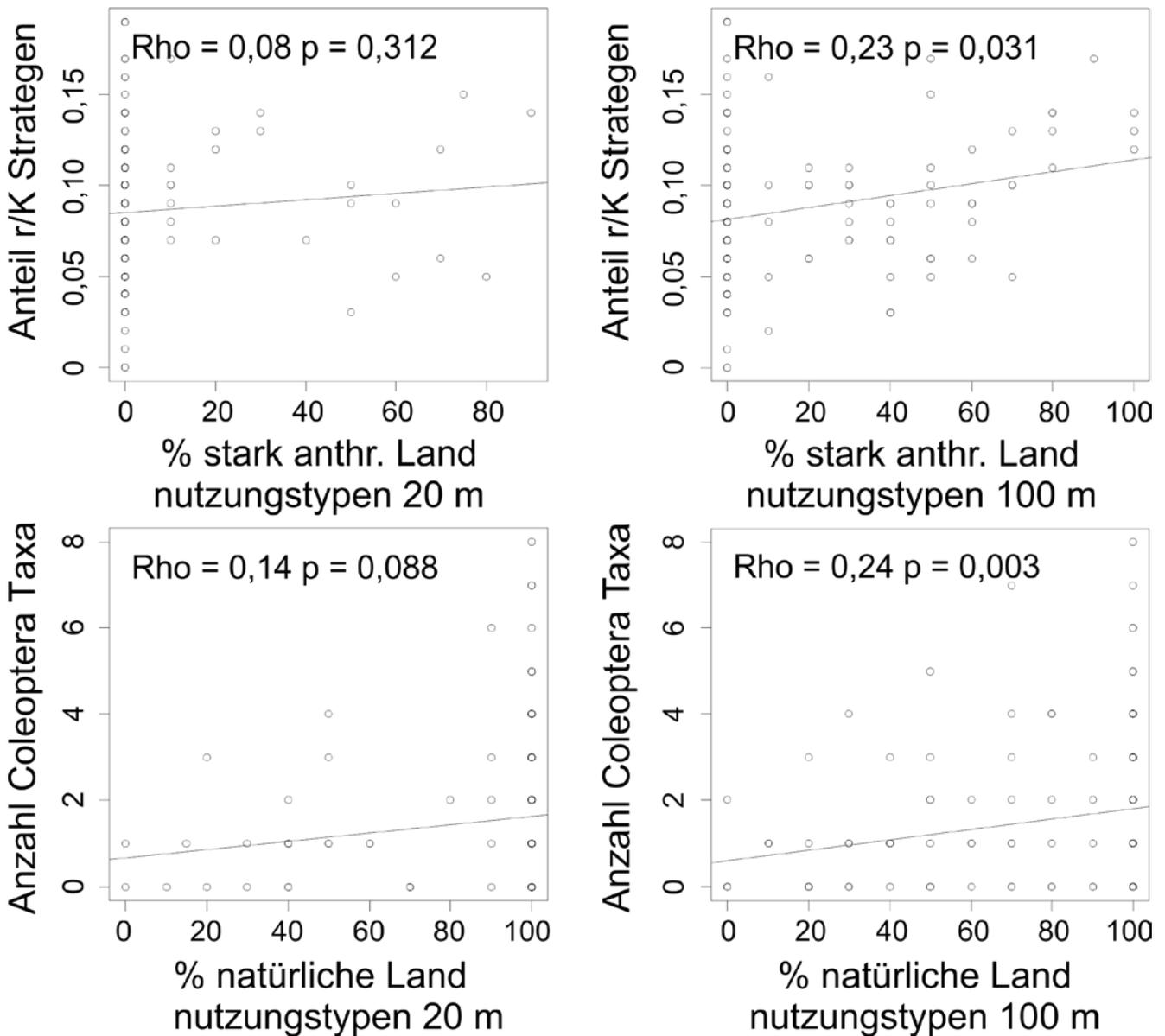
Eigene Darstellung, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

Abbildung 2: Korrelation des Makrozoobenthosmetrics ‘Anteil Taxa‘ mit den aus Feldprotokoll Daten berechneten Variablen ‘Anzahl anthr. Stressoren 20 m‘, ‘Anzahl anthr. Stressoren 100 m‘, ‘Anzahl stark anthr. Stressoren 20 m‘ und ‘Anzahl stark anthr. Stressoren 100 m‘. Die Berechnung der Variablen aus Feldprotokoll Daten ist in Tabelle 2 erläutert. Rho und p Werte sind in Tabelle 4 und Tabelle 5 aufgeführt.



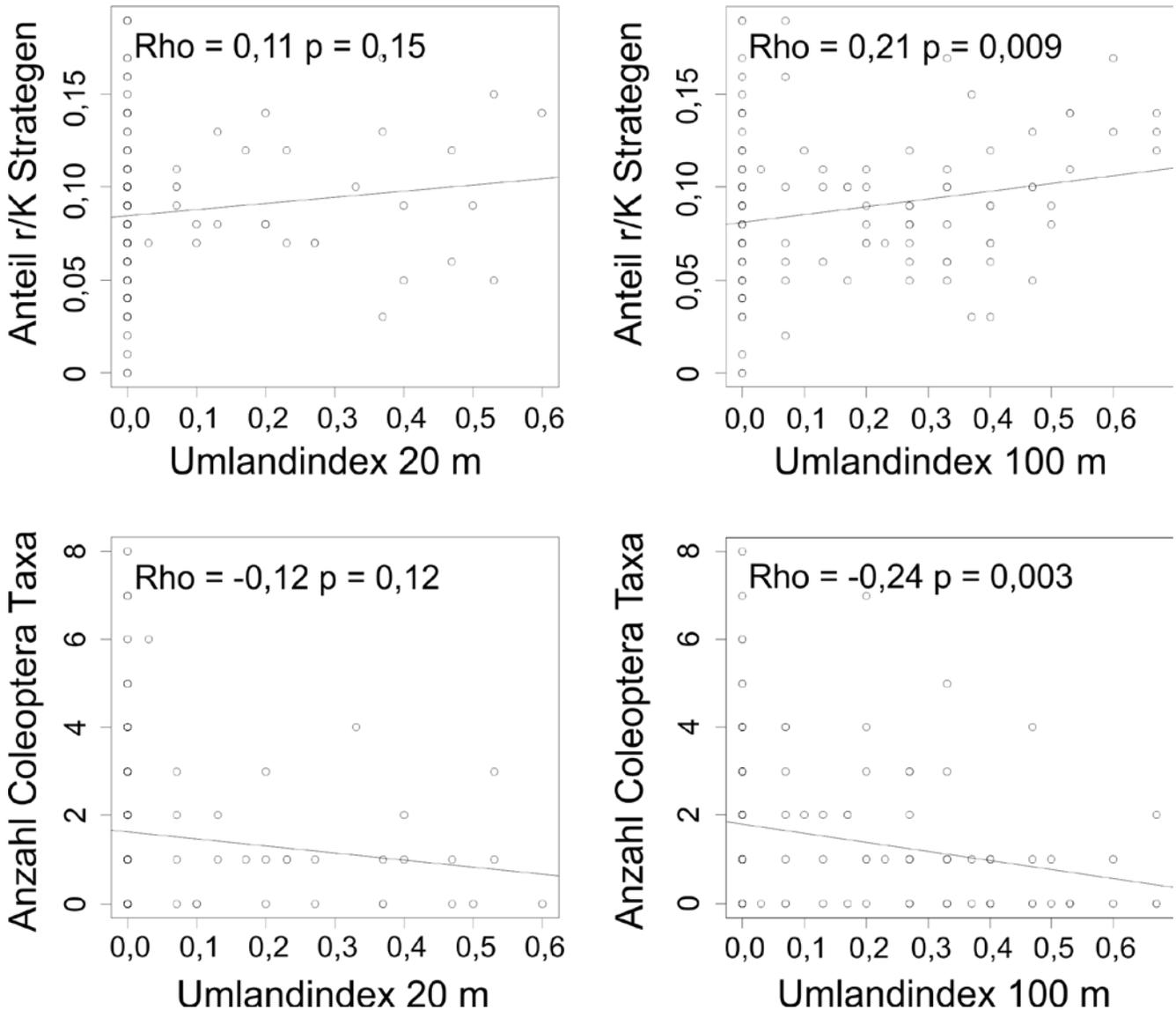
Eigene Darstellung, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

Abbildung 3: Korrelation ausgewählter Makrozoobenthosmetrics (‘Anteil r/K Strategen‘, ‘Anzahl Coleoptera Taxa‘) mit den aus Feldprotokolldaten berechneten Variablen ‘% stark anthr. Landnutzungstypen 20 m‘, ‘% stark anthr. Landnutzungstypen 100 m‘, ‘% natürliche Landnutzungstypen 20 m‘, ‘% natürliche Landnutzungstypen 100 m‘. Die Berechnung der Variablen aus Feldprotokolldaten ist in Tabelle 2 erläutert. Rho und p Werte sind in Tabelle 4 und Tabelle 5 aufgeführt.



Eigene Darstellung, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

Abbildung 4: Korrelation ausgewählter Makrozoobenthosmetrics (‘Anteil r/K Strategen‘, ‘Anzahl Coleoptera Taxa‘) mit den aus Feldprotokolldaten berechneten Variablen ‘Umlandindex 20 m‘ und ‘Umlandindex 100 m‘. Die Berechnung der Variablen aus Feldprotokolldaten ist in Tabelle 2 erläutert. Rho und p Werte sind in Tabelle 4 und Tabelle 5 aufgeführt.



Eigene Darstellung, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

Tabelle 4: Rho-Werte aus Spearman-Rank Korrelationen der in Tabelle 2 dargestellten Umweltvariablen mit bewertungsrelevanten Makrozoobenthosmetrics. Rho-Werte $\geq 0,19$ sind fett markiert.

	% Nutzungs typ Verbau	% Nutzungs typ Badestrand	% Nutzungs typ Natürlich	% Habitat Verbau	% Habitat emerse Makr.	% Habitat submerse Makr.
Taxazahl	-0,19	-0,15	0,25	-0,22	0,21	-0,03
Shannon Wiener Diversität	-0,15	-0,04	0,15	-0,17	0,27	-0,08
Margalefdiversität	-0,24	-0,15	0,28	-0,25	0,23	-0,02
Evenness	-0,09	0,02	0,07	-0,11	0,23	-0,08
r/K Strategen	0,03	0,20	-0,13	0,07	0,02	0,03
Lithalbewohner [%]	-0,17	0,02	0,13	-0,13	-0,11	-0,08
Weidegänger [%]	-0,18	-0,05	0,18	-0,19	0,07	0,13
Zerkleinerer [%]	0,06	-0,03	-0,04	0,03	0,06	-0,04
Sedimentfresser [%]	-0,16	-0,01	0,14	-0,18	0,22	-0,01
Räuber [%]	-0,16	0,02	0,13	-0,18	0,11	0,05
Oligochaeta [%]	-0,13	0,06	0,08	-0,15	0,20	-0,05
Ephemeroptera [%]	-0,11	-0,07	0,13	-0,10	0,12	0,00
Odonata [%]	-0,13	-0,12	0,18	-0,16	0,20	0,00
Plecoptera [%]	-0,06	-0,04	0,07	-0,06	0,06	-0,02
Megaloptera [%]	-0,08	-0,07	0,11	-0,09	0,06	-0,03
Trichoptera [%]	-0,12	-0,04	0,12	-0,15	0,16	-0,06
Coleoptera [%]	-0,08	0,01	0,06	-0,08	-0,03	0,00
Diptera [%]	0,29	0,01	-0,25	0,25	-0,08	0,04
Anzahl Oligochaeta Taxa	-0,01	-0,13	0,07	0,02	0,13	-0,07
Anzahl Ephemeroptera Taxa	-0,02	0,02	0,00	-0,03	0,02	0,10
Anzahl Odonata Taxa	-0,25	-0,14	0,29	-0,27	0,27	0,06
Anzahl Plecoptera Taxa	-0,09	-0,06	0,11	-0,08	0,00	-0,02
Anzahl Megaloptera Taxa	-0,09	-0,11	0,13	-0,14	0,10	-0,04
Anzahl Trichoptera Taxa	-0,17	-0,11	0,20	-0,23	0,15	-0,03
Anzahl Coleoptera Taxa	-0,19	0,05	0,14	-0,20	0,04	-0,03
Anzahl Diptera Taxa	-0,01	-0,04	0,03	-0,03	0,21	-0,14
Anzahl EPTCBO Taxa	-0,22	-0,11	0,25	-0,27	0,15	0,02

Anzahl Familien	-0,27	-0,11	0,29	-0,27	0,18	0,04
EPTCBO Taxa [%]	-0,20	-0,10	0,23	-0,17	0,04	-0,05
ETO Taxa [%]	-0,16	-0,09	0,18	-0,16	0,18	-0,02
Anzahl ETO Taxa	-0,21	-0,13	0,25	-0,26	0,20	0,02
	% Habitat Sand	% Habitat Steine	% Habitat Wurzeln	% Habitat Totholz	Shannon-Wiener Habitatdiversität	Habitatzahl
Taxazahl	-0,36	0,03	0,23	0,29	0,38	0,56
Shannon Wiener Diversität	-0,36	0,07	0,15	0,14	0,33	0,55
Margalefdiversität	-0,40	0,03	0,27	0,30	0,40	0,57
Evenness	-0,26	0,07	0,07	0,03	0,21	0,41
r/K Strategen	-0,06	0,16	-0,15	0,02	-0,11	0,12
Lithalbewohner [%]	0,05	0,26	0,09	0,24	0,26	0,36
Weidegänger [%]	-0,23	0,24	0,04	0,30	0,05	0,12
Zerkleinerer [%]	0,07	0,02	-0,16	-0,21	-0,02	-0,12
Sedimentfresser [%]	-0,03	-0,14	-0,12	-0,17	-0,19	-0,23
Räuber [%]	-0,15	-0,06	0,11	0,12	-0,16	-0,08
Oligochaeta [%]	-0,15	-0,08	0,04	-0,05	0,01	0,03
Ephemeroptera [%]	0,03	-0,15	-0,08	-0,13	-0,15	-0,16
Odonata [%]	-0,16	-0,10	0,09	-0,06	-0,03	0,00
Plecoptera [%]	-0,03	-0,05	-0,09	0,08	-0,10	-0,11
Megaloptera [%]	-0,13	-0,01	0,13	0,15	0,15	0,25
Trichoptera [%]	-0,27	0,28	0,05	0,20	0,12	0,33
Coleoptera [%]	0,03	-0,02	0,14	-0,02	0,05	0,02
Diptera [%]	0,06	-0,12	-0,04	-0,15	-0,10	-0,24
Anzahl Oligochaeta Taxa	-0,33	-0,02	0,28	0,16	0,30	0,54
Anzahl Ephemeroptera Taxa	0,08	-0,13	-0,06	-0,16	-0,15	-0,22
Anzahl Odonata Taxa	-0,30	-0,15	0,14	0,13	0,04	0,15
Anzahl Plecoptera Taxa	0,01	-0,08	-0,14	0,28	-0,03	-0,11
Anzahl Megaloptera Taxa	-0,16	-0,03	0,12	0,16	0,14	0,25
Anzahl Trichoptera Taxa	-0,33	0,11	0,29	0,30	0,30	0,49
Anzahl Coleoptera Taxa	0,02	-0,05	0,15	0,00	0,11	0,10

Anzahl Diptera Taxa	-0,23	0,07	0,11	-0,10	0,29	0,42
Anzahl EPTCBO Taxa	-0,28	-0,01	0,26	0,29	0,26	0,40
Anzahl Familien	-0,34	-0,03	0,19	0,38	0,25	0,38
EPTCBO Taxa [%]	0,00	0,01	0,04	0,08	0,06	0,12
ETO Taxa [%]	-0,08	-0,05	-0,05	-0,06	-0,11	-0,04
Anzahl ETO Taxa	-0,33	0,00	0,25	0,23	0,21	0,37
	Anzahl Land nutzungs typen 20 m	Shannon Wiener Diversität Land nutzungs typen 20 m	% nat. Land nutzungs typen 20 m	% mä- ßig anthr. Land nutzungs typen 20 m	% stark anthr. Land nutzungs typen 20 m	Umland Index 20 m
Taxazahl	0,05	0,07	0,08	0,00	-0,10	-0,09
Shannon Wiener Diversität	0,06	0,09	0,00	0,04	-0,03	-0,01
Margalefdiversität	0,02	0,05	0,11	-0,03	-0,13	-0,13
Evenness	0,04	0,06	-0,03	0,05	0,01	0,02
r/K Strategen	0,08	0,06	-0,13	0,12	0,08	0,11
Lithalbewohner [%]	0,06	0,09	0,08	-0,01	-0,11	-0,10
Weidegänger [%]	0,03	0,01	0,10	-0,07	-0,08	-0,09
Zerkleinerer [%]	-0,15	-0,16	0,07	0,00	-0,10	-0,09
Sedimentfresser [%]	-0,14	-0,08	0,17	-0,15	-0,12	-0,16
Räuber [%]	0,03	-0,07	0,09	-0,07	-0,07	-0,08
Oligochaeta [%]	-0,08	-0,01	0,15	-0,03	-0,18	-0,17
Ephemeroptera [%]	-0,08	-0,08	0,09	-0,16	0,00	-0,05
Odonata [%]	-0,16	-0,18	0,14	-0,05	-0,16	-0,16
Plecoptera [%]	-0,02	-0,03	0,07	-0,05	-0,06	-0,07
Megaloptera [%]	0,18	0,20	0,03	-0,04	-0,01	-0,02
Trichoptera [%]	-0,07	-0,07	0,15	0,00	-0,21	-0,18
Coleoptera [%]	-0,12	-0,15	0,08	-0,06	-0,05	-0,07
Diptera [%]	-0,02	-0,03	-0,15	0,09	0,14	0,15
Anzahl Oligochaeta Taxa	0,15	0,22	-0,11	0,16	0,02	0,07
Anzahl Ephemeroptera Taxa	0,07	-0,01	0,06	-0,17	0,05	-0,02

Gesamtseebewertung

Anzahl Odonata Taxa	0,04	0,01	0,16	-0,12	-0,12	-0,15
Anzahl Plecoptera Taxa	-0,01	-0,06	0,11	-0,07	-0,09	-0,10
Anzahl Megaloptera Taxa	0,17	0,18	0,03	0,00	-0,04	-0,04
Anzahl Trichoptera Taxa	0,07	0,08	0,07	0,04	-0,13	-0,10
Anzahl Coleoptera Taxa	0,03	0,06	0,14	-0,12	-0,09	-0,12
Anzahl Diptera Taxa	-0,05	0,03	-0,05	0,08	0,01	0,04
Anzahl EPTCBO Taxa	0,10	0,08	0,10	-0,05	-0,10	-0,11
Anzahl Familien	0,06	0,08	0,16	-0,10	-0,14	-0,16
EPTCBO Taxa [%]	-0,03	-0,03	0,14	-0,16	-0,07	-0,12
ETO Taxa [%]	-0,11	-0,12	0,15	-0,15	-0,08	-0,12
Anzahl ETO Taxa	0,08	0,07	0,12	-0,05	-0,12	-0,13
	Anzahl Land nutzungs typen 100 m	Shannon Wiener Diversität Land nutzungs typen 100 m	% nat. Land nutzungs typen 100 m	% mäßig anthr. Land nutzungs typen 100 m	% stark anthr. Land nutzungs typen 100 m	Umland Index 100 m
Taxazahl	0,17	0,10	0,07	-0,06	-0,04	-0,06
Shannon Wiener Diversität	0,21	0,20	-0,07	-0,08	0,14	0,10
Margalefdiversität	0,16	0,09	0,09	-0,08	-0,06	-0,08
Evenness	0,19	0,22	-0,12	-0,08	0,19	0,16
r/K Strategen	0,05	0,04	-0,17	-0,04	0,23	0,21
Lithalbewohner [%]	0,21	0,19	0,00	0,03	-0,02	-0,01
Weidegänger [%]	0,02	0,01	0,11	-0,03	-0,12	-0,12
Zerkleinerer [%]	-0,24	-0,23	0,06	0,06	-0,12	-0,09
Sedimentfresser [%]	0,23	0,26	0,07	-0,04	-0,05	-0,06
Räuber [%]	-0,07	-0,11	0,20	-0,20	-0,11	-0,16
Oligochaeta [%]	0,28	0,24	0,07	0,04	-0,11	-0,09
Ephemeroptera [%]	0,18	0,20	0,09	-0,14	0,00	-0,05
Odonata [%]	-0,08	-0,10	0,08	-0,11	-0,01	-0,05
Plecoptera [%]	-0,02	-0,10	0,12	-0,06	-0,10	-0,12
Megaloptera [%]	0,04	0,02	-0,01	-0,06	0,06	0,03
Trichoptera [%]	0,08	0,00	0,08	0,00	-0,10	-0,09

Gesamtseebewertung

Coleoptera [%]	-0,15	-0,15	0,06	-0,08	-0,02	-0,05
Diptera [%]	-0,15	-0,12	-0,15	0,12	0,10	0,13
Anzahl Oligochaeta Taxa	0,21	0,14	-0,18	0,06	0,18	0,19
Anzahl Ephemeroptera Taxa	0,10	0,16	0,13	-0,13	-0,07	-0,11
Anzahl Odonata Taxa	-0,02	-0,03	0,21	-0,17	-0,14	-0,19
Anzahl Plecoptera Taxa	-0,11	-0,17	0,18	-0,09	-0,15	-0,17
Anzahl Megaloptera Taxa	0,12	0,11	-0,03	-0,01	0,04	0,04
Anzahl Trichoptera Taxa	0,06	-0,03	0,09	-0,04	-0,08	-0,09
Anzahl Coleoptera Taxa	-0,01	-0,01	0,24	-0,11	-0,21	-0,24
Anzahl Diptera Taxa	0,29	0,27	-0,18	0,07	0,17	0,19
Anzahl EPTCBO Taxa	0,05	0,00	0,18	-0,12	-0,13	-0,16
Anzahl Familien	0,07	-0,01	0,23	-0,18	-0,16	-0,21
EPTCBO Taxa [%]	0,16	0,15	0,13	-0,19	-0,03	-0,09
ETO Taxa [%]	0,19	0,18	0,11	-0,14	-0,04	-0,08
Anzahl ETO Taxa	0,06	0,01	0,17	-0,11	-0,13	-0,16
	Anzahl Ufer vegetations typen	Shannon Wiener Diversität Ufer vegetation	Anzahl anthr. Stressoren 20 m	Anzahl anthr. Stressoren 100 m	Anzahl mäßig anthr. Stressoren 20 m	Anzahl stark anthr. Stressoren 20 m
Taxazahl	0,03	0,10	-0,27	-0,31	-0,09	-0,30
Shannon Wiener Diversität	-0,03	0,00	-0,13	-0,10	0,06	-0,18
Margalefdiversität	0,04	0,10	-0,29	-0,33	-0,08	-0,32
Evenness	-0,06	-0,06	-0,02	0,02	0,12	-0,08
r/K Strategen	-0,12	-0,13	0,17	0,09	0,10	0,17
Lithalbewohner [%]	0,09	0,07	0,00	-0,07	0,15	-0,06
Weidegänger [%]	0,00	0,07	-0,10	-0,25	-0,11	-0,07
Zerkleinerer [%]	0,07	0,01	-0,02	0,03	-0,01	-0,03
Sedimentfresser [%]	-0,11	-0,09	-0,19	-0,17	-0,17	-0,17
Räuber [%]	-0,03	0,01	-0,17	-0,24	-0,18	-0,13
Oligochaeta [%]	0,03	0,00	-0,10	-0,09	-0,01	-0,12
Ephemeroptera [%]	-0,20	-0,16	-0,16	-0,09	-0,14	-0,13

Odonata [%]	0,02	-0,01	-0,20	-0,22	-0,14	-0,18
Plecoptera [%]	0,02	0,05	-0,09	-0,15	-0,10	-0,07
Megaloptera [%]	0,19	0,22	-0,05	-0,05	-0,07	-0,04
Trichoptera [%]	0,03	0,02	-0,06	-0,11	0,03	-0,09
Coleoptera [%]	-0,06	-0,01	-0,07	-0,10	-0,07	-0,05
Diptera [%]	-0,03	-0,01	0,19	0,26	0,07	0,20
Anzahl Oligochaeta Taxa	0,21	0,19	-0,04	-0,11	0,07	-0,07
Anzahl Ephemeroptera Taxa	-0,13	-0,08	-0,10	0,02	-0,11	-0,07
Anzahl Odonata Taxa	0,08	0,14	-0,28	-0,41	-0,22	-0,25
Anzahl Plecoptera Taxa	0,05	0,09	-0,10	-0,21	-0,15	-0,06
Anzahl Megaloptera Taxa	0,18	0,19	-0,06	-0,09	0,01	-0,08
Anzahl Trichoptera Taxa	0,08	0,15	-0,20	-0,30	-0,06	-0,22
Anzahl Coleoptera Taxa	-0,02	0,06	-0,18	-0,13	-0,05	-0,19
Anzahl Diptera Taxa	0,00	-0,02	-0,10	0,03	0,08	-0,15
Anzahl EPTCBO Taxa	0,07	0,15	-0,26	-0,35	-0,13	-0,26
Anzahl Familien	0,07	0,16	-0,29	-0,41	-0,17	-0,28
EPTCBO Taxa [%]	-0,06	-0,04	-0,15	-0,13	-0,05	-0,17
ETO Taxa [%]	-0,17	-0,15	-0,18	-0,13	-0,13	-0,17
Anzahl ETO Taxa	0,05	0,13	-0,27	-0,35	-0,15	-0,26
	Anzahl mäßig anthr. Stressoren 100 m	Anzahl stark anthr. Stressoren 100 m	Pressure Index			
Taxazahl	-0,16	-0,37	-0,34			
Shannon Wiener Diversität	0,01	-0,18	-0,16			
Margalefdiversität	-0,16	-0,39	-0,36			
Evenness	0,07	-0,03	-0,04			
r/K Strategen	0,13	0,03	0,16			
Lithalbewohner [%]	0,05	-0,17	-0,06			
Weidegänger [%]	-0,23	-0,22	-0,15			
Zerkleinerer [%]	0,00	0,04	-0,01			

Sedimentfresser [%]	-0,19	-0,11	-0,19			
Räuber [%]	-0,24	-0,18	-0,19			
Oligochaeta [%]	-0,02	-0,13	-0,12			
Ephemeroptera [%]	-0,14	-0,01	-0,14			
Odonata [%]	-0,23	-0,15	-0,22			
Plecoptera [%]	-0,16	-0,10	-0,11			
Megaloptera [%]	0,00	-0,08	-0,06			
Trichoptera [%]	-0,01	-0,17	-0,10			
Coleoptera [%]	-0,12	-0,06	-0,08			
Diptera [%]	0,11	0,32	0,25			
Anzahl Oligochaeta Taxa	0,02	-0,19	-0,09			
Anzahl Ephemeroptera Taxa	-0,10	0,12	-0,05			
Anzahl Odonata Taxa	-0,35	-0,36	-0,35			
Anzahl Plecoptera Taxa	-0,23	-0,14	-0,13			
Anzahl Megaloptera Taxa	-0,01	-0,13	-0,09			
Anzahl Trichoptera Taxa	-0,13	-0,37	-0,28			
Anzahl Coleoptera Taxa	-0,05	-0,18	-0,20			
Anzahl Diptera Taxa	0,10	-0,04	-0,09			
Anzahl EPTCBO Taxa	-0,22	-0,38	-0,33			
Anzahl Familien	-0,27	-0,42	-0,37			
EPTCBO Taxa [%]	-0,13	-0,10	-0,17			
ETO Taxa [%]	-0,15	-0,08	-0,18			
Anzahl ETO Taxa	-0,24	-0,36	-0,33			

Tabelle 5: p-Werte aus Spearman-Rank Korrelationen der in Tabelle 2 dargestellten Umweltvariablen mit bewertungsrelevanten Makrozoobenthosmetrics. Rho-Werte $\leq 0,05$ sind fett markiert.

	% Nutzungs- typ Ver- bau	% Nutzungs- typ Ba- destrand	% Nutzungs- typ Na- türlich	% Habi- tat Ver- bau	% Habi- tat emerse Makr.	% Habi- tat sub- merse Makr.
Taxazahl	0.0146	0.0544	0.0018	0.0057	0.0089	0.7285
Shannon Wiener Diversi- tät	0.0550	0.6466	0.0612	0.0318	0.0006	0.3376
Margalefdiversität	0.0029	0.0623	0.0004	0.0014	0.0032	0.7611

Shannon Wiener Diversität	0.0000	0.3985	0.0613	0.0742	0.0000	0.0000
Margalefdiversität	0.0000	0.7351	0.0006	0.0001	0.0000	0.0000
Evenness	0.0009	0.3931	0.4145	0.6681	0.0075	0.0000
r/K Strategen	0.4752	0.0404	0.0650	0.7988	0.1593	0.1395
Lithalbewohner [%]	0.4946	0.0008	0.2765	0.0029	0.0012	0.0000
Weidegänger [%]	0.0036	0.0022	0.6325	0.0001	0.5743	0.1437
Zerkleinerer [%]	0.4002	0.8275	0.0413	0.0096	0.7703	0.1267
Sedimentfresser [%]	0.6632	0.0853	0.1382	0.0335	0.0160	0.0030
Räuber [%]	0.0675	0.4719	0.1689	0.1221	0.0501	0.2953
Oligochaeta [%]	0.0664	0.3375	0.5887	0.5456	0.8828	0.7002
Ephemeroptera [%]	0.7523	0.0629	0.3164	0.0991	0.0567	0.0416
Odonata [%]	0.0399	0.1998	0.2547	0.4274	0.6842	0.9897
Plecoptera [%]	0.7382	0.5068	0.2419	0.3063	0.2263	0.1770
Megaloptera [%]	0.0962	0.8913	0.1127	0.0669	0.0612	0.0013
Trichoptera [%]	0.0007	0.0003	0.5607	0.0134	0.1396	0.0000
Coleoptera [%]	0.7016	0.7860	0.0701	0.7861	0.5052	0.8116
Diptera [%]	0.4442	0.1207	0.5775	0.0634	0.2003	0.0027
Anzahl Oligochaeta Taxa	0.0000	0.7559	0.0004	0.0441	0.0001	0.0000
Anzahl Ephemeroptera Taxa	0.3460	0.1128	0.4745	0.0436	0.0617	0.0061
Anzahl Odonata Taxa	0.0001	0.0547	0.0698	0.0998	0.5750	0.0572
Anzahl Plecoptera Taxa	0.9045	0.3344	0.0883	0.0004	0.6755	0.1599
Anzahl Megaloptera Taxa	0.0492	0.7406	0.1361	0.0483	0.0740	0.0017
Anzahl Trichoptera Taxa	0.0000	0.1769	0.0003	0.0001	0.0001	0.0000
Anzahl Coleoptera Taxa	0.8302	0.5280	0.0630	0.9638	0.1521	0.2092
Anzahl Diptera Taxa	0.0041	0.3560	0.1688	0.1913	0.0002	0.0000
Anzahl EPTCBO Taxa	0.0004	0.8811	0.0011	0.0002	0.0010	0.0000
Anzahl Familien	0.0000	0.6697	0.0158	0.0000	0.0013	0.0000
EPTCBO Taxa [%]	0.9794	0.9350	0.6241	0.3028	0.4457	0.1221
ETO Taxa [%]	0.3242	0.5198	0.5133	0.4373	0.1885	0.6004
Anzahl ETO Taxa	0.0000	0.9607	0.0014	0.0033	0.0083	0.0000

	Anzahl Land nutzungs typen 20 m	Shannon Wiener Diversität Land nutzungs typen 20 m	% nat. Land nutzungs typen 20 m	% mäßig anthr. Land nutzungs typen 20 m	% stark anthr. Land nutzungs typen 20 m	Umland Index 20 m
Taxazahl	0.5652	0.3622	0.3311	0.9779	0.1947	0.2461
Shannon Wiener Diversität	0.4649	0.2677	0.9894	0.6220	0.6876	0.8580
Margalefdiversität	0.8289	0.5533	0.1525	0.7317	0.0944	0.1091
Evenness	0.6475	0.4244	0.6855	0.5353	0.9474	0.7777
r/K Strategen	0.3449	0.4604	0.1010	0.1213	0.3118	0.1503
Lithalbewohner [%]	0.4370	0.2433	0.3085	0.9486	0.1831	0.2339
Weidegänger [%]	0.7473	0.9225	0.2249	0.3766	0.3401	0.2466
Zerkleinerer [%]	0.0645	0.0446	0.3574	0.9974	0.2128	0.2680
Sedimentfresser [%]	0.0871	0.3370	0.0293	0.0555	0.1463	0.0513
Räuber [%]	0.7471	0.3652	0.2645	0.3885	0.4017	0.2943
Oligochaeta [%]	0.3117	0.9096	0.0522	0.6867	0.0203	0.0282
Ephemeroptera [%]	0.3150	0.2973	0.2647	0.0492	0.9883	0.5144
Odonata [%]	0.0444	0.0201	0.0719	0.5364	0.0504	0.0502
Plecoptera [%]	0.8096	0.7095	0.3616	0.5259	0.4585	0.3791
Megaloptera [%]	0.0201	0.0126	0.6816	0.5753	0.9049	0.7587
Trichoptera [%]	0.3820	0.3556	0.0568	0.9688	0.0087	0.0212
Coleoptera [%]	0.1401	0.0633	0.3374	0.4261	0.4972	0.3742
Diptera [%]	0.7898	0.6774	0.0566	0.2774	0.0834	0.0566
Anzahl Oligochaeta Taxa	0.0631	0.0046	0.1755	0.0394	0.8132	0.3569
Anzahl Ephemeroptera Taxa	0.4107	0.9370	0.4343	0.0311	0.5427	0.8432
Anzahl Odonata Taxa	0.6259	0.8880	0.0494	0.1218	0.1471	0.0664
Anzahl Plecoptera Taxa	0.8907	0.4642	0.1843	0.3565	0.2809	0.2007
Anzahl Megaloptera Taxa	0.0284	0.0227	0.6830	0.9620	0.6056	0.6282
Anzahl Trichoptera Taxa	0.3556	0.2998	0.3827	0.5991	0.1102	0.2166
Anzahl Coleoptera Taxa	0.7396	0.4641	0.0882	0.1340	0.2550	0.1210
Anzahl Diptera Taxa	0.5648	0.6792	0.5183	0.3305	0.9064	0.6517
Anzahl EPTCBO Taxa	0.2311	0.2909	0.1901	0.5463	0.1921	0.1690
Anzahl Familien	0.4328	0.3363	0.0450	0.2210	0.0790	0.0462

EPTCBO Taxa [%]	0.7246	0.6936	0.0698	0.0467	0.3652	0.1381
ETO Taxa [%]	0.1636	0.1417	0.0672	0.0605	0.3107	0.1242
Anzahl ETO Taxa	0.2891	0.4132	0.1406	0.5486	0.1264	0.1164
	Anzahl Landnutzungs-typen 100 m	Shannon Wiener Diversität Landnutzungs-typen 100 m	% nat. Landnutzungs-typen 100 m	% mäßig anthr. Landnutzungs-typen 100 m	% stark anthr. Landnutzungs-typen 100 m	Umland Index 100 m
Taxazahl	0.0369	0.2126	0.3786	0.4305	0.5979	0.4475
Shannon Wiener Diversität	0.0083	0.0109	0.4129	0.2968	0.0865	0.2029
Margalefdiversität	0.0421	0.2525	0.2443	0.2970	0.4862	0.3155
Evenness	0.0168	0.0065	0.1430	0.3392	0.0144	0.0464
r/K Strategen	0.4996	0.5803	0.0318	0.6264	0.0031	0.0086
Lithalbewohner [%]	0.0082	0.0147	0.9957	0.7233	0.8133	0.9128
Weidegänger [%]	0.7960	0.8806	0.1612	0.7119	0.1482	0.1346
Zerkleinerer [%]	0.0022	0.0045	0.4312	0.4488	0.1395	0.2474
Sedimentfresser [%]	0.0032	0.0010	0.4055	0.6098	0.5101	0.4355
Räuber [%]	0.3867	0.1852	0.0125	0.0138	0.1834	0.0405
Oligochaeta [%]	0.0005	0.0023	0.4003	0.6539	0.1835	0.2696
Ephemeroptera [%]	0.0264	0.0100	0.2870	0.0719	0.9504	0.5222
Odonata [%]	0.3153	0.2139	0.3477	0.1516	0.8743	0.5425
Plecoptera [%]	0.8048	0.2261	0.1286	0.4196	0.1980	0.1383
Megaloptera [%]	0.5826	0.7989	0.9119	0.4200	0.4922	0.6968
Trichoptera [%]	0.3371	0.9699	0.3201	0.9980	0.2281	0.2488
Coleoptera [%]	0.0623	0.0643	0.4434	0.3452	0.7772	0.5662
Diptera [%]	0.0539	0.1290	0.0616	0.1216	0.2298	0.1018
Anzahl Oligochaeta Taxa	0.0095	0.0831	0.0245	0.4589	0.0267	0.0197
Anzahl Ephemeroptera Taxa	0.1983	0.0417	0.1074	0.1139	0.3859	0.1841
Anzahl Odonata Taxa	0.7889	0.6770	0.0081	0.0339	0.0815	0.0191
Anzahl Plecoptera Taxa	0.1724	0.0285	0.0266	0.2404	0.0607	0.0306
Anzahl Megaloptera Taxa	0.1251	0.1860	0.7035	0.8873	0.5762	0.6260
Anzahl Trichoptera Taxa	0.4618	0.7448	0.2583	0.6504	0.2891	0.2465

Anzahl Coleoptera Taxa	0.8776	0.9031	0.0028	0.1826	0.0070	0.0028
Anzahl Diptera Taxa	0.0002	0.0005	0.0206	0.3567	0.0300	0.0185
Anzahl EPTCBO Taxa	0.5263	0.9580	0.0255	0.1282	0.0976	0.0385
Anzahl Familien	0.4064	0.9253	0.0039	0.0272	0.0493	0.0095
EPTCBO Taxa [%]	0.0511	0.0571	0.1032	0.0150	0.7511	0.2758
ETO Taxa [%]	0.0199	0.0216	0.1591	0.0720	0.6340	0.3000
Anzahl ETO Taxa	0.4288	0.9114	0.0368	0.1636	0.1166	0.0517
	Anzahl Ufer vegetations typen	Shannon Wiener Diversität Ufer vegetation	Anzahl anthr. Stressoren 20 m	Anzahl anthr. Stressoren 100 m	Anzahl mäßig anthr. Stressoren 20 m	Anzahl stark anthr. Stressoren 20 m
Taxazahl	0.6743	0.1946	0.0005	0.0001	0.2690	0.0001
Shannon Wiener Diversität	0.7020	0.9687	0.1105	0.1962	0.4368	0.0228
Margalefdiversität	0.5861	0.2128	0.0002	0.0000	0.3306	0.0000
Evenness	0.4375	0.4788	0.7588	0.7624	0.1444	0.3285
r/K Strategen	0.1435	0.0909	0.0320	0.2449	0.2046	0.0372
Lithalbewohner [%]	0.2549	0.4109	0.9653	0.3583	0.0589	0.4687
Weidegänger [%]	0.9944	0.3760	0.2262	0.0012	0.1652	0.3683
Zerkleinerer [%]	0.3932	0.9315	0.7752	0.7367	0.9397	0.7516
Sedimentfresser [%]	0.1848	0.2677	0.0146	0.0317	0.0368	0.0354
Räuber [%]	0.7055	0.8723	0.0365	0.0027	0.0258	0.1050
Oligochaeta [%]	0.7023	0.9633	0.2009	0.2446	0.8734	0.1353
Ephemeroptera [%]	0.0116	0.0389	0.0494	0.2801	0.0859	0.0931
Odonata [%]	0.7976	0.8958	0.0130	0.0064	0.0886	0.0207
Plecoptera [%]	0.8488	0.5547	0.2503	0.0678	0.1927	0.3893
Megaloptera [%]	0.0158	0.0054	0.4974	0.5285	0.3778	0.6442
Trichoptera [%]	0.6722	0.7893	0.4204	0.1790	0.6974	0.2528
Coleoptera [%]	0.4871	0.8624	0.4147	0.1962	0.4107	0.5137
Diptera [%]	0.7307	0.9045	0.0185	0.0012	0.3681	0.0125
Anzahl Oligochaeta Taxa	0.0076	0.0166	0.6309	0.1861	0.4151	0.3560
Anzahl Ephemeroptera Taxa	0.1133	0.3022	0.2258	0.8237	0.1502	0.3789

Anzahl Odonata Taxa	0.2928	0.0814	0.0003	0.0000	0.0045	0.0013
Anzahl Plecoptera Taxa	0.5085	0.2402	0.2031	0.0076	0.0576	0.4435
Anzahl Megaloptera Taxa	0.0229	0.0145	0.4323	0.2817	0.9029	0.3136
Anzahl Trichoptera Taxa	0.3343	0.0683	0.0112	0.0002	0.4327	0.0056
Anzahl Coleoptera Taxa	0.7752	0.4557	0.0275	0.0922	0.5505	0.0147
Anzahl Diptera Taxa	0.9787	0.7844	0.2226	0.7090	0.3360	0.0587
Anzahl EPTCBO Taxa	0.3921	0.0600	0.0011	0.0000	0.0960	0.0010
Anzahl Familien	0.3778	0.0384	0.0002	0.0000	0.0378	0.0003
EPTCBO Taxa [%]	0.4752	0.6184	0.0540	0.1085	0.5679	0.0346
ETO Taxa [%]	0.0281	0.0641	0.0208	0.0933	0.1076	0.0320
Anzahl ETO Taxa	0.4935	0.0912	0.0007	0.0000	0.0664	0.0008

	Anzahl mäßig anthr. Stresso- ren 100 m	Anzahl stark anthr. Stresso- ren 100 m	Pres- sure In- dex			
Taxazahl	0.0426	0.0000	0.0000			
Shannon Wiener Diversi- tät	0.9352	0.0277	0.0396			
Margalefdiversität	0.0446	0.0000	0.0000			
Evenness	0.3547	0.7395	0.6464			
r/K Strategen	0.0987	0.6678	0.0490			
Lithalbewohner [%]	0.5216	0.0365	0.4836			
Weidegänger [%]	0.0044	0.0066	0.0616			
Zerkleinerer [%]	0.9508	0.6201	0.9194			
Sedimentfresser [%]	0.0178	0.1633	0.0146			
Räuber [%]	0.0028	0.0264	0.0163			
Oligochaeta [%]	0.7947	0.0935	0.1218			
Ephemeroptera [%]	0.0753	0.8559	0.0895			
Odonata [%]	0.0035	0.0651	0.0066			
Plecoptera [%]	0.0465	0.2270	0.1786			
Megaloptera [%]	0.9886	0.3073	0.4699			
Trichoptera [%]	0.9184	0.0341	0.1896			
Coleoptera [%]	0.1201	0.4678	0.3412			

Diptera [%]	0.1612	0.0000	0.0018			
Anzahl Oligochaeta Taxa	0.7822	0.0151	0.2599			
Anzahl Ephemeroptera Taxa	0.1934	0.1255	0.5540			
Anzahl Odonata Taxa	0.0000	0.0000	0.0000			
Anzahl Plecoptera Taxa	0.0036	0.0784	0.1070			
Anzahl Megaloptera Taxa	0.9146	0.0946	0.2539			
Anzahl Trichoptera Taxa	0.0966	0.0000	0.0005			
Anzahl Coleoptera Taxa	0.5586	0.0251	0.0135			
Anzahl Diptera Taxa	0.2120	0.6144	0.2367			
Anzahl EPTCBO Taxa	0.0061	0.0000	0.0000			
Anzahl Familien	0.0005	0.0000	0.0000			
EPTCBO Taxa [%]	0.1094	0.2325	0.0375			
ETO Taxa [%]	0.0538	0.3065	0.0244			
Anzahl ETO Taxa	0.0026	0.0000	0.0000			

3.1.2 Natürliche Windexposition (IGB)

Der Einfluss der Windexposition auf die Zusammensetzung von litoralen Makrozoobenthosgemeinschaften wurde bisher nur in wenigen Studien untersucht (Brodersen 1995, James et al. 1998, Scheifhacken 2006, Scheifhacken et al. 2007, Cai et al. 2011, 2012). Die Makrozoobenthoszusammensetzung an windexponierten Ufern unterscheidet sich deutlich von windgeschützten Ufern innerhalb eines Sees (James et al. 1998, Scheifhacken et al. 2007, Cai et al. 2011, 2012). Windexponierte Stellen in Lake Taihu (Neuseeland) wiesen eine starke Turbulenz von Feinsedimenten, einen geringeren Anteil von Sedimentfressern (Oligochaeta), einen erhöhten Anteil von aktiven Filtrierern (Bivalvia) und eine geringere Artdiversität im Vergleich zu windgeschützten Stellen auf (Cai et al. 2011, 2012). Im Bodensee unterschieden sich windexponierte (Immenstaad, Meersburg) von windgeschützten (Konstanz-Staad) Stellen in ihrer Makrozoobenthoszusammensetzung, jedoch überlagerten sich hier die Effekte von saisonalen Wasserstandsschwankungen und Windexposition (Scheifhacken 2006, Scheifhacken et al. 2007).

Der Einfluss der natürlichen Windexposition auf die morphologische Seeuferbewertung mithilfe von Makrozoobenthosorganismen wurde jedoch bisher noch nicht untersucht. Basierend auf Makrozoobenthos- und Windexpositionsdaten aus 5 Seen in Berlin (Niederneuendorfer See, Oberhavel, Tegeler See, Unterhavel, Wannsee) und 2 Seen aus Sachsen-Anhalt (Arendsee, Süßer See) wurde der Zusammenhang zwischen Bewertungsmetrics und der Windexposition nach Brodersen (1995) untersucht. Die Windexposition nach Brodersen wurde berechnet als $E = \log(1 + fwhd^{-2})$, mit f = mittlerer gewichteter wind fetch (km), w = Anteil des Jahres, an dem der Wind in Richtung der Probestelle weht, h = mittlere Windgeschwindigkeit ($m s^{-1}$), d = Probenahmetiefe (m). Der Zusammenhang zwischen Metrics und Windexposition wurde mithilfe von Spearman Rank Korrelationen untersucht. Hierfür wurden ausschließlich Probestellen verwendet, welche a-priori als natürlich eingestuft worden waren.

Mehrere Metrics, welche Diversität, Anteil sensitiver Taxa sowie taxonomische und funktionale Makrozoobenthoszusammensetzung indizieren, zeigten starke und signifikante, negative Korrelationen mit der Windexposition, u.a. ‘Odonata HK [%]’, ‘Anzahl ETO Taxa’, ‘Simpson Diversität’, ‘Shannon Wiener Diversität’, ‘Evenness’, ‘Sedimentfresser [%]’, ‘Weidegänger [%]’, ‘Argylalbewohner [%]’ und ‘Anzahl Gastropoda Taxa’. Die Metrics ‘Oligochaeta [%]’ und ‘Anzahl Oligochaeta Taxa’ korrelierten positiv mit der Windexposition (Tabelle 6). Die Ergebnisse zeigen, dass Metrics, welche zur Bewertung von morphologischer Seeuferdegradation verwendet werden, wie z.B. Odonata HK [%]’, ‘Anzahl ETO Taxa’ und ‘Shannon Wiener Diversität’ von der Windexposition beeinflusst werden. Dies stimmt mit Ergebnissen von Lorenz et al. (2013a) überein. Basierend auf Makrozoobenthosdaten aus dem Großen Müggelsee wurden für 10 Metrics in Spearman-Rank Korrelationen mit der Windexposition Rho Werte $> 0,7$ gefunden (Tabelle 7, Lorenz et al. 2013a). Ebenso ergab eine Kovarianzanalyse von Makrozoobenthosmetrics mit der Windangriffslänge ausgewählter Seen aus Brandenburg/Berlin (Trebelsee, Grimnitzsee, Parsteiner See, Großer Stechlinsee, Großer Müggelsee) einen signifikanten Einfluss der Windangriffslänge auf den Metric ‘passive Filtrierer [%]’ (Tabelle 8, Lorenz et al. 2013a). Zusammenfassend stützen somit die Ergebnisse von Lorenz et al. (2013a) die hier dargestellten Effekte der Windexposition auf die zur Indikation von morphologischer Seeuferdegradation verwendeten Metrics.

Zusammenfassend lassen sich die in Tabelle 6 dargestellten Ergebnisse dazu verwenden, nicht plausibel erscheinende morphologische Seeuferbewertungsergebnisse zu überprüfen und die Bewertung ggf. nach Expertenmeinung zu modifizieren.

Tabelle 6: Spearman-Rank Korrelationen von Makrozoobenthos Metrics mit der Windexposition nach Brodersen (1995). Metrics wurden mit dem AESHNA Computertool und dem Programm ASTERICS berechnet. Rho-Werte > 0.3 und p-Werte ≤ 0.05 sind fett markiert.

Metrics	Rho	p
Berechnung mit AESHNA		
MMI	-0.30	0.115
Zustandsklasse	0.20	0.295
Taxazahl	-0.32	0.092
Faunaindex	0.21	0.266
Odonata HK [%]	-0.45	0.014
Shannon Wiener Diversität	-0.34	0.068
Sedimentfresser HK [%]	0.03	0.863
r/K Strategie	0.13	0.507
Lithalbewohner HK [%]	-0.03	0.858
Anzahl ETO Taxa	-0.40	0.033
Chironomidae HK [%]	-0.06	0.753
Margalef Diversität	-0.24	0.214
Average Score per Taxon (ASPT)	-0.25	0.197

Metrics	Rho	p
Anzahl EPTCBO Taxa	-0.36	0.057
ETO Taxa HK [%]	-0.21	0.281
Chironominae [%]	-0.26	0.166
Räuber HK [%]	0.03	0.896
Xenosaprobe/Oligosaprobe HK [%]	-0.05	0.812
Gastropoda [%]	0.00	0.995
Insecta HK [%]	-0.14	0.485
Berechnung mit ASTERICS		
Anzahl Taxa	-0.33	0.082
Average Score per Taxon (ASPT)	-0.24	0.218
Simpson Diversität	-0.46	0.011
Shannon Wiener Diversität	-0.48	0.008
Margalef Diversität	-0.28	0.146
Evenness	-0.47	0.011
r/K Strategie	0.29	0.131
Pelalbewohner [%]	-0.19	0.336
Argylalbewohner [%]	-0.43	0.020
Psammalbewohner [%]	0.27	0.151
Akalbewohner [%]	-0.07	0.704
Lithalbewohner [%]	-0.35	0.065
Phytalbewohner [%]	-0.28	0.144
POMBewohner [%]	-0.20	0.302
Weidegänger [%]	-0.44	0.016
Zellstecher/Blattminierer [%]	0.06	0.754
Xylophage [%]	-0.12	0.548
Zerkleinerer [%]	-0.01	0.940
Sedimentfresser [%]	-0.38	0.044
Aktive Filtrierer [%]	-0.36	0.053
Passive Filtrierer [%]	-0.30	0.115
Räuber [%]	-0.03	0.880
Schwimmend/treibend [%]	-0.01	0.957
Schwimmend/tauchend [%]	-0.28	0.143

Metrics	Rho	p
Grabend/bohrend [%]	-0.09	0.634
Kriechend/laufend [%]	-0.15	0.447
(Semi)sessil [%]	-0.11	0.567
Turbellaria [%]	-0.37	0.052
Gastropoda [%]	-0.10	0.590
Bivalvia [%]	0.14	0.459
Oligochaeta [%]	0.38	0.041
Hirudinea [%]	0.18	0.345
Crustacea [%]	-0.09	0.651
Ephemeroptera [%]	-0.20	0.296
Odonata [%]	-0.47	0.009
Heteroptera [%]	-0.25	0.188
Trichoptera [%]	-0.15	0.445
Coleoptera [%]	-0.36	0.058
Diptera [%]	0.10	0.620
EPT Taxa [%]	-0.25	0.189
Anzahl Turbellaria Taxa	-0.28	0.143
Anzahl Gastropoda Taxa	-0.46	0.012
Anzahl Bivalvia Taxa	-0.09	0.637
Anzahl Oligochaeta Taxa	0.37	0.050
Anzahl Hirudinea Taxa	-0.08	0.684
Anzahl Crustacea Taxa	0.15	0.440
Anzahl Ephemeroptera Taxa	-0.01	0.947
Anzahl Odonata Taxa	-0.39	0.037
Anzahl Heteroptera Taxa	-0.18	0.358
Anzahl Trichoptera Taxa	-0.35	0.060
Anzahl Coleoptera Taxa	-0.09	0.645
Anzahl Diptera Taxa	-0.18	0.344
Anzahl EPT Taxa	-0.31	0.102
Anzahl EPTCBO Taxa	-0.35	0.064
Anzahl Familien	-0.36	0.056
Anzahl Gattungen	-0.31	0.102
ETO Taxa [%]	-0.27	0.154

Metrics	Rho	p
EPTCBO Taxa [%]	-0.13	0.488
Anzahl ETO Taxa	-0.37	0.046

Tabelle 7: Metrics, die basierend auf einem Datensatzes aus dem EU Projekt WISER für den Großen Müggelsee nach Korrelation mit der Windexposition ausgewählt wurden. Metrics mit Rho > 0,7 wurden ausgewählt. TFC = taxonomische und funktionelle Diversität, D = Diversität, A = Häufigkeit.

Metric	Rho > 0,7 (Dichte)	Metric Typ
Shannon Wiener Diversität	-0,726	D
Artengleichheit	-0,800	D
% Köcherfliegen	-0,701	A,TFC
% Zweiflügler	0,874	A,TFC
% Pelagial-Bewohner	0,905	TFC
% Phytal-Bewohner	0,811	TFC
% Weidegänger	0,917	TFC
% Räuber	0,843	TFC
% Aktive Filtrierer	0,724	TFC
% Passive Filtrierer	0,823	TFC

Datenquelle: Lorenz et al. (2013a)

Tabelle 8: Jeweiliges Signifikanzniveau (*p*) der Kovarianzanalyse (ANCOVA) für ausgewählte Seen aus Brandenburg/Berlin (Trebelsee, Grimnitzsee, Parsteiner See, Großer Stechlinsee, Großer Müggelsee) mit Einfluss der Windangriffslänge aus der Hauptwindrichtung Südwest sowie dem Seetyp als Kovariable. Signifikante Ergebnisse sind fett hervorgehoben.

Metric	<i>p</i> (Einfluss des Seentypes)	<i>p</i> (Einfluss der Windangriffslänge)
Abundanz (Individuen/m ²)	0,002	0,295
Anzahl der Taxa	0,113	0,501
Diversität (Shannon-Wiener-Index)	0,001	0,253
passiver Filtrierer (%)	0,789	0,001
Trichoptera (%)	0,035	0,305

Datenquelle: Lorenz et al. (2013a)

3.1.3 Einfluss der Trophie auf die morphologische Uferbewertung (IGB)

3.1.3.1 Einleitung

Der morphologische Zustand von Seeufern ist ein wesentlicher Umweltfaktor, der die Struktur eulitoral Makrozoobenthosgemeinschaften beeinflusst (Brauns et al. 2007, de Sousa et al. 2008, Strayer und

Findlay 2010). Donohue et al. (2009) konnten jedoch zeigen, dass der trophische Zustand die Zusammensetzung des eulitoral Makrozoobenthos sowohl auf lokaler Ebene (Unterschiede zwischen Stellen innerhalb eines Sees) als auch auf regionaler Ebene (Unterschiede zwischen Seen) beeinflusst. Dominante Umweltfaktoren auf lokaler Ebene können zu charakteristischen kleinskaligen Verteilungsmustern des eulitoral Makrozoobenthos führen (Hawkins et al. 2000, Johnson et al. 2004). Die Ähnlichkeit benthischer Invertebratengemeinschaften wird durch die räumliche Distanz zwischen den Probestellen bestimmt (Briers und Biggs 2005, Donohue et al. 2009, Hawkins et al. 2000). Ein weiterer Faktor könnte sein, dass die in oligotrophen/mesotrophen Seen vorhandenen Makrophytengemeinschaften, welche als Nahrungshabitat und Prädationsschutz für Makrozoobenthosorganismen dienen und so die Artdiversität erhöhen, bei höheren Nährstoffgehalten und trophischer Belastung oft nicht mehr vorhanden sind. Insgesamt scheint der relative Einfluss von Ufermorphologie zu Trophie auf eulitorale Makrozoobenthosgemeinschaften skalenabhängig zu sein (Brauns et al. 2007, Donohue et al. 2009, Jurca et al. 2012, McGoff und Sandin 2012).

Die Interaktion zwischen Trophie und Morphologie hat bedeutsame Auswirkungen auf die Seebewertung mittels litoralem Makrozoobenthos, da eine starke morphologische Seeuferdegradation oft mit hoher trophischer Belastung einhergeht. Flusseen beispielsweise sind oft durch eine Reihe morphologischer Uferbelastungen charakterisiert und sind gleichzeitig durch Nährstoffeinträge trophisch belastet (Brauns et al. 2011). Es ist bisher unklar, wie die Kovariabilität zwischen Morphologie und Trophie sich auf die Seeuferbewertung auswirkt, was zu unspezifischen Bewertungsergebnissen führen kann. Die Präzision der morphologischen Bewertung mittels eulitoralem Makrozoobenthos beispielsweise mit den Methoden AESHNA und LIMCO (Böhmer et al. 2014, Miler et al. 2013 a) kann durch trophische Belastungen, indiziert durch TP, Chl. a und Secchitiefe, verringert werden. Ebenso läuft dies auch der EU WRRL zuwider, welche stressor-spezifische Bewertungen erfordert. Jedoch fehlen hierfür Belege und Analysen zur Interaktion trophischer und morphologischer Effekte auf das eulitorale Makrozoobenthos und die Seeuferbewertung sind dringend erforderlich.

Hierzu wurde, basierend auf einem Datensatz von 29 Seen aus Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Berlin und Sachsen-Anhalt, der Effekt morphologischer und trophischer Parameter, sowie Längengrad, Breitengrad und Gesamtseeparameter auf die Zusammensetzung eulitoral Makrozoobenthosgemeinschaften untersucht. Als morphologische Parameter wurden Uferstrukturgüteparameter des SUK Verfahrens (Seeuferkartierung, Informus 2004, Kollatsch et al. 2005, 2006) und im AESHNA Feldprotokoll erhobene Probestellenparameter (Miler et al. 2013 b) verwendet.

3.1.3.2 Methoden

Feldprotokollparameter

An jeder Probestelle wurden die prozentualen Anteile der litoralen Habitate Uferverbau, Sand, Steine, emerse Makrophyten, submerse Makrophyten, Totholz und submerse Wurzeln erhoben. % Xylal wurde berechnet als % Totholz + % submerse Wurzeln. Die Umlandnutzung wurde berechnet als % Flächen mit mäßiger anthropogener Landnutzung im 15 m Uferbereich + 2* % Flächen mit starker anthropogener Landnutzung im 15 m Uferbereich. Eine Experteneinschätzung der morphologischen Uferdegradation von 1 (natürlich) bis 5 (stark anthropogen beeinflusst) wurde an jeder Probestelle im Freiland durchgeführt. Zwei Stressorindexvarianten wurden berechnet: Stressorindexvariante 2 = ((Anzahl litorale Habitate + % Xylal + Experteneinschätzung) / 3) und Stressorindexvariante 15 = ((Shannon Wiener Habitatdiversität im Litoral + % Xylal + Experteneinschätzung + Umlandnutzung) / 4). Die Seen wurden in die

trophischen Zustände eutroph’, ‘polytroph’ oder ‘hypertroph’ klassifiziert. Des Weiteren wurden die morphometrischen Parameter Seefläche (km²), Seevolumen (10⁶ m³) und maximale Seetiefe (m) in den statistischen Analysen verwendet.

Uferstrukturgüteparameter (SUK Verfahren)

Das SUK Verfahren besteht aus 19 verschiedenen qualitativen und quantitativen Teilparametern in 3 Gewässerbereichen, Flachwasserzone (Fwz), Ufer (Ufr) und Gewässerumfeld (Gwu), welche zu einem Bewertungsindex für jeden See und jeden Uferabschnitt verrechnet werden (Informus 2004, Kollatsch et al. 2005b, 2006). Der Mittelwert wird über die Indices für Flachwasserzone, Ufer und Gewässerumfeld hinweg gebildet und unter Einbeziehung eines gewässerübergreifenden Malus zu einem Gesamtseebewertungsindex verrechnet. Die entsprechenden Abkürzungen des SUK Verfahrens sind im Abkürzungsverzeichnis erklärt. Die Festlegung der Gewässerbereiche, die Uferabschnittsbildung und die Indexberechnung sind in Informus (2004) und Kollatsch et al. (2005b, 2006) im Detail beschrieben.

Trophieparameter

Die Trophieparameter TP_{sais} (saisonaler TP (total phosphorus) Mittelwert in µg l⁻¹), TP_{Früh} (TP Frühjahrs-mittelwert in µg l⁻¹), TP_{zirk} (TP Mittelwert in µg l⁻¹ während der Zirkulationsphase), ST_{sais} (saisonaler Mittelwert der Secchitiefe in m), Chl. _{asais} (saisonaler Chlorophyll a Mittelwert in µg l⁻¹) und BV_{sais} (saisonaler Mittelwert des Phytoplanktonbiovolumens in mm³ l⁻¹) wurden nach Mischke et al. (2009) und Riedmüller et al. (2013) erhoben und ein trophischer Bewertungsindex berechnet. Die Seen wurden nach Mischke et al. (2009) und Riedmüller et al. (2013) in die Trophiestufen oligotroph, mesotroph, eutroph, polytroph und hypertroph eingeteilt.

3.1.3.3 Ergebnisse und Diskussion

Der Einfluss von Feldprotokoll-, Morphometrie- & Gesamtsee-, Trophie und Uferstrukturgüteparametern auf das eulitorale Makrozoobenthos wurde mit einer environmental fit Analyse untersucht. Hohe R² und p-Werte < 0.05 deuten auf signifikante Zusammenhänge hin (Tabelle 9). Alle Trophie und Morphometriegesamtseeparameter (außer dem Schichtungverhalten) zeigten signifikante Ergebnisse. Bei den Feldprotokollparametern wiesen % Xylal, Shannon Wiener Habitatdiversität, % Spundwände, % Steine, % Sand, % emerse Makrophyten, % Totholz und die Experteneinschätzung signifikante Zusammenhänge mit der Makrozoobenthosstruktur auf.

Von 45 analysierten Uferstrukturgüteparametern zeigten 32 Parameter signifikante Zusammenhänge mit der Makrozoobenthoszusammensetzung (Tabelle 9). Hierbei waren vor allem Parameter bedeutsam, welche die Röhrichtstruktur, Ausbreitung und Schädigung (Fwz_ARz2, Breite_Flachwasserzone, Breite_pot-Schilfwuchszone, Fwz_BRz_keine, Fwz_BRz_bis5, Fwz_BRz_5bis25, Fwz_BRz_25bis50, Fwz_BRz_50bis100, Fwz_PRZ_Bedeck), den Gewässerrandstreifen (Gwu_Rand_ausgepraegt, Gwu_Rand_flaechenhaft, Gwu_Rand_kein, Gwu_Rand_Saum), Ufererosion, besondere Ufer- und Flachwasserstrukturen (Ufr_Morph_Erosion2, Ufr_BUS, Fwz_BFS, UfrFwz_BUSBFS) sowie die Diversität der un bebauten Flächen in Flachwasserzone, Ufer und Gewässerumfeld (Ubb_Fwz_Div, Ubb_Gwu_Div, Ubb_Ufr_Div) beschreiben (Tabelle 9).

Mit den Feldprotokoll-, Uferstrukturgüte- und Trophieparametern, welche die höchsten R² Werte und niedrigsten p-Werte aufwiesen, und einer Bray-Curtis Similarity Matrix der Makrozoobenthosgemeinschaft wurde eine redundancy analysis und Varianzpartitionierung durchgeführt. Hierfür wurden 6 Feldprotokollparameter (% emerse Makrophyten, % Sand, % Spundwände, % Steine, % Totholz, % Xylal), 3

Trophieparameter (Chl. a_{sais} , TP $_{sais}$, BV $_{sais}$) und 26 Uferstrukturgüteparameter (Bau_Gwu_ges, Bau_Ufr_ges, Breite_Flachwasserzone, Breite_potSchilfwuchszone, Fwz_ARz2, Fwz_BFS, Fwz_BRz_bis5, Fwz_BRz_5bis25, Fwz_BRz_25bis50, Fwz_BRz_50bis100, Fwz_PRZ_Bedeck, Gwu_Rand_ausgepraegt, Gwu_Rand_flaechenhaft, Gwu_Rand_kein, Gwu_Rand_Saum, Lws_Gwu_ges, Lws_Ufr_ges, Ubb_Fwz_Div, Ubb_Gwu_Div, Ubb_Gwu_ges, Ubb_Ufr_Div, Ubb_Ufr_ges, Ufr_BUS, Ufr_Morph_Erosion2, Ufr_Verbau_kein, Ufr_Verbau_Mauer) in den Analysen verwendet.

Insgesamt konnten 29,1 % der Varianz der Makrozoobenthoszusammensetzung durch Morphologie und Trophie erklärt werden (Tabelle 10). Davon konnten 21,2 % nur durch Morphologie, 3,6 % nur durch Trophie und 4,3 % durch beide Einflussparameter gemeinsam erklärt werden (Tabelle 10). Das heißt die Ufermorphologie (21,2 %) erklärt fast 6-mal so viel der insgesamt erklärten Varianz (29,1 %) wie die Trophie (3,6 %).

Tabelle 9: Environmental fit der Makrozoobenthosdaten mit Feldprotokoll-, Morphometrie- & Gesamtsee-, Trophie und Uferstrukturgüteparametern. Dargestellt sind R², p-Werte und Signifikanzen. Experteneinschätzung, Trophieklasse, Seetyp, Bundesland und Schichtungsverhalten sind nominal-skalierte Parameter, alle anderen Parameter sind intervallskaliert. Abkürzungen der Trophie- und Uferstrukturgüteparameter werden in dem Abkürzungsverzeichnis zu Beginn dieses Berichts aufgeführt und erklärt.

	Parameter	R ²	p-Wert	Signifikanz
Feldprotokoll	% Xylal	0.025	0.061	*
	Habitatzahl	0.0031	0.705	ns
	Shannon Wiener Habitatdiversität	0.0508	0.002	**
	Umlandnutzung	0.0061	0.515	ns
	Stressorindex Variante 2	0.0012	0.871	ns
	Stressorindex Variante 15	0.0103	0.307	ns
	% Spundwände	0.0443	0.009	**
	% Sand	0.0846	0.001	***
	% emerse Makrophyten	0.1886	0.001	***
	% Steine	0.029	0.037	*
	% submerse Wurzeln	0.0193	0.107	ns
	% Totholz	0.0289	0.029	*
	Experteneinschätzung	0.0375	0.016	*
Morphometrie & Gesamtseeparameter	Seefläche in ha	0.3282	0.001	***
	Seevolumen in Mio. m ³	0.284	0.001	***
	mittlere Tiefe	0.0632	0.002	**
	maximale Tiefe	0.0307	0.04	*

	Parameter	R ²	p-Wert	Signifi- kanz
Trophie	Seetyp	0.1246	0.001	***
	Bundesland	0.4992	0.001	***
	Schichtungsverhalten	0.0051	0.293	ns
	Chl. asais	0.1314	0.001	***
	STsais	0.0585	0.003	**
	TPsais	0.0545	0.002	**
	BVsais	0.0498	0.003	**
	Trophieklasse	0.091	0.001	***
Uferstrukturgütekartierung - SUK Verfahren	Bau_Fwz_ges	0.0034	0.704	ns
	Bau_Fwz_Versiegelt_teil	0.0187	0.112	ns
	Bau_Fwz_Versiegelt_voll	0.0129	0.225	ns
	Bau_Gwu_ges	0.076	0.001	***
	Bau_Gwu_Versiegelt_teil	0.0319	0.019	*
	Bau_Gwu_Versiegelt_voll	0.0254	0.057	ns
	Bau_Ufr_ges	0.0584	0.004	**
	Bau_Ufr_Versiegelt_teil	0.0162	0.162	ns
	Bau_Ufr_Versiegelt_voll	0.0307	0.029	*
	Breite_Flachwasserzone	0.1029	0.001	***
	Breite_potSchilfwuchszone	0.102	0.002	***
	Fwz_BRz_25bis50	0.1045	0.001	***
	Fwz_BRz_50bis100	0.0617	0.005	**
	Fwz_BRz_5bis25	0.0939	0.001	***
	Fwz_BRz_bis5	0.0933	0.001	***
	Fwz_BRz_keine	0.0936	0.001	***
	Fwz_BRz_ueber100	0.0102	0.261	ns
	Fwz_PRZ_Bedeck	0.0564	0.002	**
	Gwu_Rand_ausgepraegt	0.0632	0.001	***
	Gwu_Rand_flaechenhaft	0.0573	0.002	**
	Gwu_Rand_kein	0.0471	0.005	**

	Parameter	R ²	p-Wert	Signifi- kanz
	Gwu_Rand_Saum	0.1211	0.001	***
	Lws_Gwu_ges	0.0346	0.02	*
	Lws_Ufr_ges	0.0461	0.012	*
	Ubb_Fwz_ges	0.0035	0.693	ns
	Ubb_Gwu_ges	0.0388	0.012	*
	Ubb_Ufr_ges	0.0496	0.003	**
	Ufr_Verbau_Faschinen	0.0049	0.564	ns
	Ufr_Verbau_kein	0.0421	0.006	**
	Ufr_Verbau_Mauer	0.057	0.004	**
	Ufr_Verbau_Sonst	0.0362	0.032	*
	Ufr_Verbau_Steinschuett	0.0098	0.319	ns
	Fwz_ARz2	0.0887	0.001	***
	Ufr_Morph_Erosion2	0.1419	0.001	***
	Ufr_BUS	0.1061	0.001	***
	Fwz_BFS	0.0481	0.003	**
	UfrFwz_BUSBFS	0.0913	0.001	***
	Schad_Fwz	0.0067	0.464	ns
	Schad_Gwu	0.0077	0.399	ns
	Schad_Ufr	0.0215	0.084	ns
	Schadall	0.0103	0.309	ns
	Fwz_SRb	0.0112	0.281	ns
	Ubb_Fwz_Div	0.3248	0.001	***
	Ubb_Gwu_Div	0.0879	0.001	***
	Ubb_Ufr_Div	0.2421	0.001	***

Tabelle 10: Redundancy Analysis der Makrozoobenthosdaten mit ausgewählten, signifikanten Morphologie- (Feldprotokoll- und Uferstrukturgüteparameter) und Trophieparametern. Abkürzungen der Trophie- und Uferstrukturgüteparameter werden in dem Abkürzungsverzeichnis zu Beginn dieses Berichts aufgeführt und erklärt. Feldprotokollparameter: % emerse Makrophyten, % Sand, % Spundwände, % Steine, % Totholz, % Xylal; Trophieparameter (Chl. asais, TPsais, BVsais); Uferstrukturgüteparameter: Bau_Gwu_ges, Bau_Ufr_ges, Breite_Flachwasserzone, Breite_potSchilfwuchszone, Fwz_ARz2, Fwz_BFS, Fwz_BRz_bis5, Fwz_BRz_5bis25, Fwz_BRz_25bis50, Fwz_BRz_50bis100, Fwz_PRZ_Bedeck, Gwu_Rand_ausgepraegt, Gwu_Rand_flaechenhaft, Gwu_Rand_kein, Gwu_Rand_Saum, Lws_Gwu_ges, Lws_Ufr_ges, Ubb_Fwz_Div, Ubb_Gwu_Div, Ubb_Gwu_ges, Ubb_Ufr_Div, Ubb_Ufr_ges, Ufr_BUS, Ufr_Morph_Erosion2, Ufr_Verbau_kein, Ufr_Verbau_Mauer

Varianz	adj R ²
Nicht erklärte Varianz	0,709
Erklärte Varianz	0,291
Nur durch Morphologie erklärte Varianz	0,212
Nur durch Trophie erklärte Varianz	0,036
Durch Morphologie und Trophie gemeinsam erklärte Varianz	0,043

3.1.4 Neozoen (IGB)

3.1.4.1 Einleitung

Morphologische Seeuferdegradation, charakterisiert durch Uferverbau, verringerte Dichte und Diversität der Ufervegetation sowie geringe Habitatdiversität und -komplexität im Litoral, ist eine bedeutsame anthropogene Belastung in europäischen Seen (Ostendorp et al. 2004, Schmieder 2004, Brauns et al. 2007). Dies führte in den letzten Jahren zur Entwicklung von Bewertungsmethoden für den morphologischen Zustand von Seeufern gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU WRRL) und basierend auf eulitoral Makrozoobenthosgemeinschaften (Böhmer et al. 2014, Miler et al. 2013 a, b). Bei der Entwicklung von AESHNA zeigte sich basierend auf einem Datensatz von 55 Seen im norddeutschen Tiefland, dass Flusseen des Tieflandes (Seetyp 12, Mathes et al. 2002) sich signifikant von den anderen vier Seetypen (10, 11, 13 und 14) in der Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaften unterscheiden (Miler et al. 2013 b). Daher werden bei der morphologischen Seeuferbewertung mit AESHNA für Seen des Tieflandes und Flusseen des Tieflandes unterschiedliche Metrics und Ankerpunkte zur Normalisierung verwendet. Flusseen des Tieflandes sind ungeschichtet, calcium-reich (> 1.5 mg/l) und sind charakterisiert durch eine geringe Wasseraufenthaltszeit (3-30 Tage) sowie ein großes Einzugsgebiet im Verhältnis zum Seevolumen (> 1.5).

Die Makrozoobenthosfauna von Flusseen des Tieflandes wird stark dominiert durch invasive Arten; beispielsweise wurden *Dikerogammarus* sp. und *Corophium curvispinum* als Indikatorarten für Flusseen des Tieflandes identifiziert (Miler et al. 2013 b). Dieses häufige Vorkommen invasiver Arten ist vermutlich kein Charakteristikum natürlicher Makrozoobenthosgemeinschaften von Flusseen des Tieflandes,

sondern liegt an der starken anthropogenen Beeinflussung der untersuchten Seen durch morphologische Seeuferdegradation. Zudem sind die meisten norddeutschen Flusseen mit Bundeswasserstrassen und anderen vom Bootsverkehr genutzten Wasserwegen verbunden, wie beispielsweise Havel und Spree in Berlin und Brandenburg. Invasive Arten in Europa werden hauptsächlich durch Schiffsverkehr verbreitet und alle großen Einzugsgebiete in Deutschland sind durch Kanäle und Bundeswasserstrassen miteinander verbunden. Des Weiteren konnte gezeigt werden, dass einheimische Makrozoobenthostaxa im Vergleich zu invasiven stärker von anthropogenem Wellenschlag beeinflusst werden (Gabel et al. 2011a, 2012). Ziel dieser Untersuchung ist es, für Flusseen des Tieflandes, die sich im referenznahen Zustand befinden, charakteristische Indikatorarten und Makrozoobenthosmetrics zu identifizieren. Da in Norddeutschland keine referenznahen Flusseen gefunden wurden, wurden 4 Seen im westpolnischen Tiefland beprobt. Die Makrozoobenthosfauna dieser Seen wurde mit der von anthropogen beeinflussten und morphologisch degradierten Flusseen im norddeutschen Tiefland verglichen.

3.1.4.2 Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Drei der vier untersuchten Flusseen, Ostrowiec (Lat. 53.096, Long. 15.978), Plociczno (Lat. 53.136, Long. 16.000) und Sitno (Lat. 53.186, Long. 16.029) liegen im Drawa National Park (DNP). Bystrzyno Wielkie (Lat. 53.834, Long. 15.812) befindet sich ca. 100 km nördlich des DNP. Norddeutsche und westpolnische Tieflandseen befinden sich in derselben biogeographischen Region gemäß EU WRRL und weisen daher ähnliche Umweltbedingungen und eine vergleichbare Makrozoobenthosgemeinschaft im naturnahen Zustand auf. Die beprobten referenznahen Flusseen in Polen wurden mit anthropogen beeinflussten Flusseen aus drei Bundesländern in Deutschland verglichen, welche einen hohen Anteil an invasiven Arten aufwiesen: Berlin (3 Seen), Brandenburg (6 Seen) und Mecklenburg-Vorpommern (1 See).

Makrozoobenthosprobenahme

Die Makrozoobenthosprobenahme wurde nach Brauns et al. (2007) und Miler et al. (2013 a, b) durchgeführt. Proben wurden mit Handkeschern genommen (500 µm Maschenweite). Jedes Habitat im Litoral (Uferverbau, Sand, Steine, emerse Makrophyten, submerse Makrophyten, submerse Wurzeln, Totholz) wurde gemäß des prozentualen Vorkommens anteilig an einer Gesamtfläche von 1 m² beprobt. Die Makrozoobenthosproben wurden in 96 % Ethanol in 1 Liter Plastikgefäßen getrennt nach Habitaten und Probestelle konserviert. Die Makrozoobenthosorganismen wurden, falls möglich, bis auf Artniveau bestimmt. Die Anzahl der Makrozoobenthosorganismen wurde für jede Probestelle über alle Habitats aufsummiert und Dichten in Ind. m⁻² berechnet.

Umweltparameter

An jeder Probestelle wurden die prozentualen Anteile der litoralen Habitats Uferverbau, Sand, Steine, emerse Makrophyten, submerse Makrophyten, Totholz und submerse Wurzeln erhoben. % Xylal wurde berechnet als % Totholz + % submerse Wurzeln. Die Umlandnutzung wurde berechnet als % Flächen mit mäßiger anthropogener Landnutzung im 15 m Uferbereich + 2* % Flächen mit starker anthropogener Landnutzung im 15 m Uferbereich. Eine Experteneinschätzung der morphologischen Uferdegradation von 1 (natürlich) bis 5 (stark anthropogen beeinflusst) wurde an jeder Probestelle im Freiland durchgeführt. Zwei Stressorindexvarianten wurden berechnet: Stressorindexvariante 2 = ((Anzahl litorale Habitats + % Xylal + Experteneinschätzung) / 3) und Stressorindexvariante 15 = ((Shannon Wiener Habitatdiversität im Litoral + % Xylal + Experteneinschätzung + Umlandnutzung) / 4). Die Seen wurden in die

trophischen Zustände eutroph’, ‘polytroph’ oder ‘hypertroph’ klassifiziert. Des Weiteren wurden die morphometrischen Parameter Seefläche (km²), Seevolumen (10⁶ m³) und maximale Seetiefe (m) in den statistischen Analysen verwendet.

Statistische Analysen

Nur Flusseen sowie a-priori als natürlich eingestufte Stellen wurden in die statistischen Analysen mit einbezogen. Der Einfluss von Umweltparametern auf Makrozoobenthosgemeinschaften wurde mit den statistischen Tests 'environmental fit' (intervall-skalierte Variablen) und 'ANOSIM' (kategorische Variablen) analysiert. Indikatortaxa, welche anthropogen beeinflusste Flusseen aus Deutschland von referenznahen Flusseen aus Polen unterscheiden, wurden mithilfe einer Indvalanalyse identifiziert. Mithilfe einer ANOVA wurden die Unterschiede charakteristischer Metrics zwischen deutschen und polnischen Flusseen analysiert. Alle statistischen Analysen wurden mit R 3.0.1 und dem Packet Vegan durchgeführt.

3.1.4.3 Ergebnisse und Diskussion

Die Stressorindexvarianten 2 und 15, % Steine, % emerse Makrophyten, % Totholz, % Xylal, Seefläche und max. Seetiefe zeigten einen Zusammenhang mit der Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaften (Tabelle 11, Abbildung 5). Die Makrozoobenthoszusammensetzung referenznaher Flusseen war charakterisiert durch niedrige Werte der Stressorindexvarianten 2 und 15, sowie hohe Werte der maximalen Seetiefe, % emerse Makrophyten, % Totholz und % Xylal im Vergleich zu anthropogen beeinflussten Seen in Berlin, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern (Tabelle 11, Abbildung 5). Zudem war die Makrozoobenthoszusammensetzung von Ostrowiec, Plociczno, Sitno und Bystrzyno Wielkie durch niedrige Werte der Umweltparameter % Steine und Seefläche im Vergleich zu Flusseen aus Berlin und Brandenburg gekennzeichnet (Tabelle 11, Abbildung 5). Die Makrozoobenthoszusammensetzung war signifikant unterschiedlich zwischen trophischen Zuständen (ANOSIM, Faktorklassen: eutroph, polytroph, hypertroph; $F = 8.03$, $R^2 = 0.182$, $p = 0.001$), Ländern (ANOSIM, Faktorklassen: Deutschland, Polen; $F = 27.54$, $R^2 = 0.274$, $p = 0.001$) und Regionen (ANOSIM, Faktorklassen: Berlin, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Polen; $F = 20.23$, $R^2 = 0.461$, $p = 0.001$).

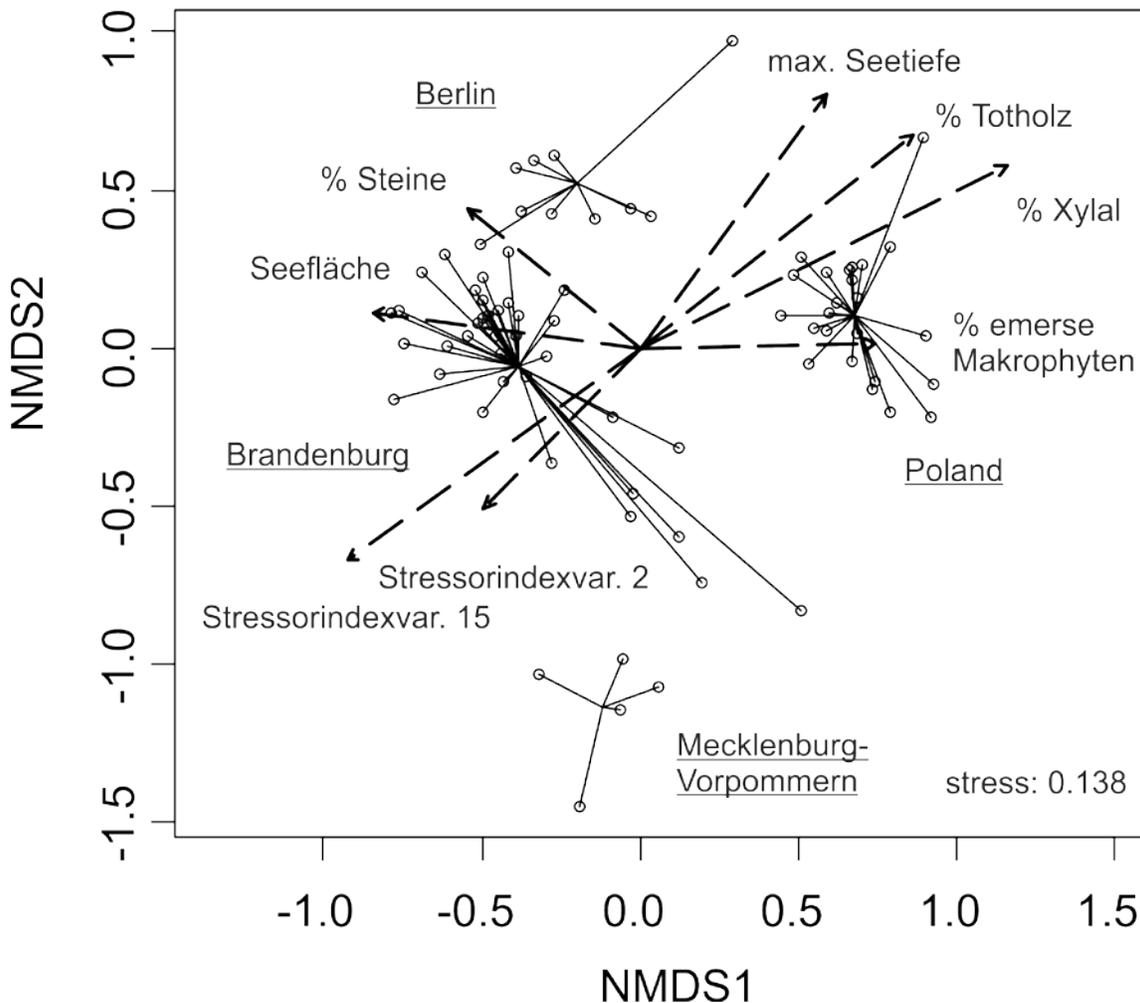
Tabelle 11: Environmental fit der Makrozoobenthosordination in Bezug auf Stressor- und Gesamtseeparameter.

Parameter	R ²	p	Parameter	R ²	p
% emerse Makrophyten	0.119	0.010 **	% Stressorindexvariante 2	0.107	0.022 *
% Steine	0.106	0.017 *	% Stressorindexvariante 15	0.281	0.001 ***
% Totholz	0.256	0.001 ***	Seefläche	0.156	0.005 **
% Xylal	0.360	0.001 ***	max. Seetiefe	0.211	0.002 **

Die Makrozoobenthosfauna naturnaher Flusseen bestand hauptsächlich aus einheimischen Arten und nur wenige Neozootaxa wurden in den Proben gefunden: *Orconectes limosus* (Crustacea, Decapoda), *Dugesia tigrina* (Turbellaria) und *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda). *Dreissena polymorpha* war in allen vier Seen häufig. Außer *Orconectes limosus* wurden keine invasiven Crustaceen gefunden, insbesondere keine invasiven Amphipoden, die charakteristisch für anthropogen beeinflusste Flusseen in

Deutschland sind (Miler et al. 2013 b). Die Indikatorartenanalyse zeigte, dass die einheimischen Arten *Asellus aquaticus* (Crustacea, Isopoda, Indikatorwert: Indval = 0.98, p = 0.001) und *Gammarus roeseli* (Crustacea, Amphipoda, Indval = 0.38, p = 0.001) die dominanten Crustaceenarten in den vier polnischen Flusseen im Vergleich zu den Flusseen in Deutschland waren. In den deutschen Flusseen waren die invasiven Taxa *Dikerogammarus* sp. (Crustacea, Amphipoda, Indval = 0.80, p = 0.001) und *Corophium curvispinum* (Crustacea, Amphipoda, Indval = 0.75, p = 0.001) die wichtigsten Indikatortaxa. *Pontogammarus robustoides* (Crustacea, Amphipoda, Indval = 0.51, p = 0.001) und *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda, Indval = 0.60, p = 0.003) waren ebenfalls charakteristische invasive Indikatorarten für deutsche Flusseen. In polnischen Flusseen waren viele Ephemeroptera und Trichoptera (e.g., *Caelis horaria*, Indval = 0.99, p = 0.001; *Limnephilus stigma*, Indval = 0.96, p = 0.001) Indikatorarten. Zudem wurde *Nemoura* sp. (Plecoptera) nur in den vier untersuchten naturnahen Flusseen festgestellt (Indval = 0.42, p = 0.001). Ein Vergleich charakteristischer Makrozoobenthosmetrics zeigte, dass die vier naturnahen Flusseen höhere prozentuale Dichten und Artenzahlen von ETO (Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata) Taxa aufwiesen (Abbildung 6). Die festgestellten höheren prozentualen Dichten von Bivalvia und Crustacea in deutschen Flusseen lassen sich mit dem stärkeren Vorkommen von *Dreissena* sp. und invasiven Amphipoden erklären. 'Shannon-Wiener Diversität' und '% Zerkleinerer' wiesen höhere Werte in polnischen im Vergleich zu norddeutschen Flusseen auf (Abbildung 7). Das Verhältnis 'r/K Strategen' und '% Zerkleinerer' hingegen zeigten höhere Werte in norddeutschen als in polnischen Flusseen (Abbildung 7). Insgesamt sind die eulitoralen Makrozoobenthosgemeinschaften referenznaher Flusseen diverser als diejenigen degradiert Flusseen und zeichnen sich durch eine geringere Störungshäufigkeit, d.h. einen im Verhältnis geringeren Anteil von r-Strategen, aus (Abbildung 7). Der höhere Anteil '% Aktive Filtrierer' in degradierten Flusseen lässt sich durch den höheren Anteil '% Bivalvia' (Abbildung 6), hauptsächlich *Dreissena* sp., erklären (Abbildung 6 und Abbildung 7). Der höhere Anteil '% Zerkleinerer' in referenznahen Flusseen kommt durch das häufigere Vorkommen von *Asellus aquaticus* und *Gammarus roeseli* zustande (Abbildung 7).

Abbildung 5: NMDS Plot und Environmental Fit von Makrozoobenthosgemeinschaften in Deutschland und Polen

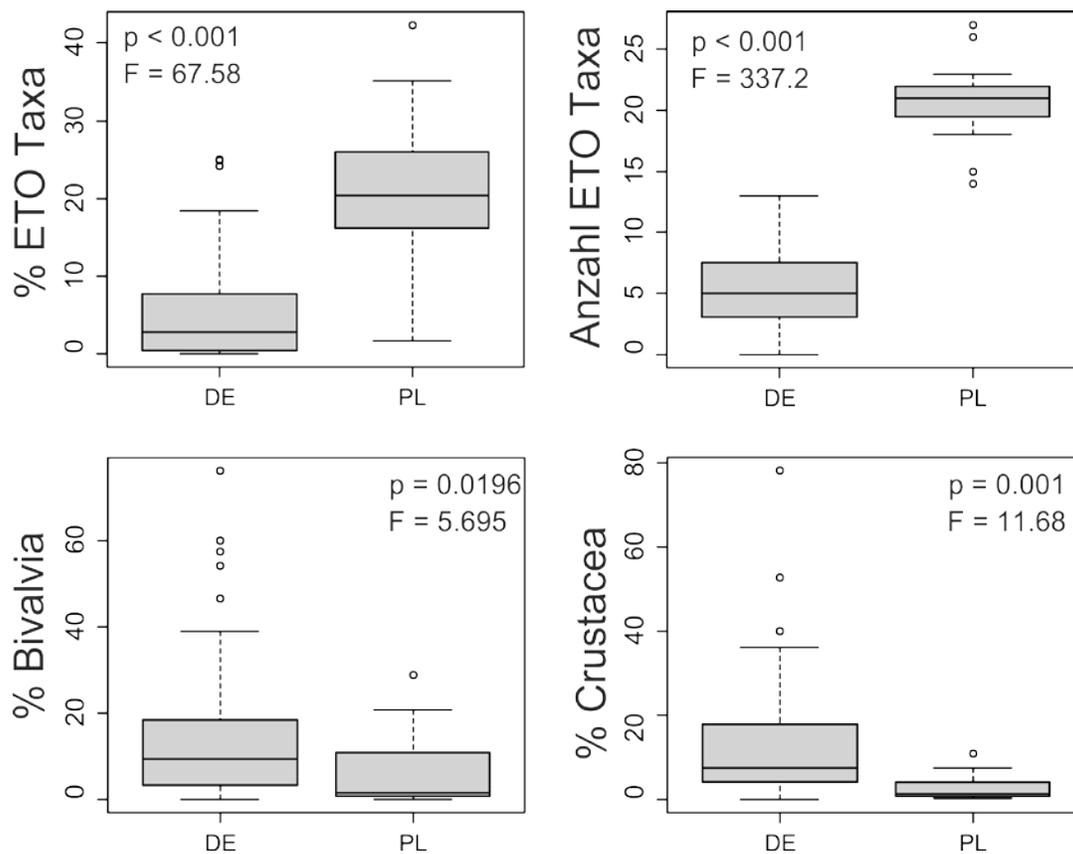


Eigene Darstellung, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

3.1.4.4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

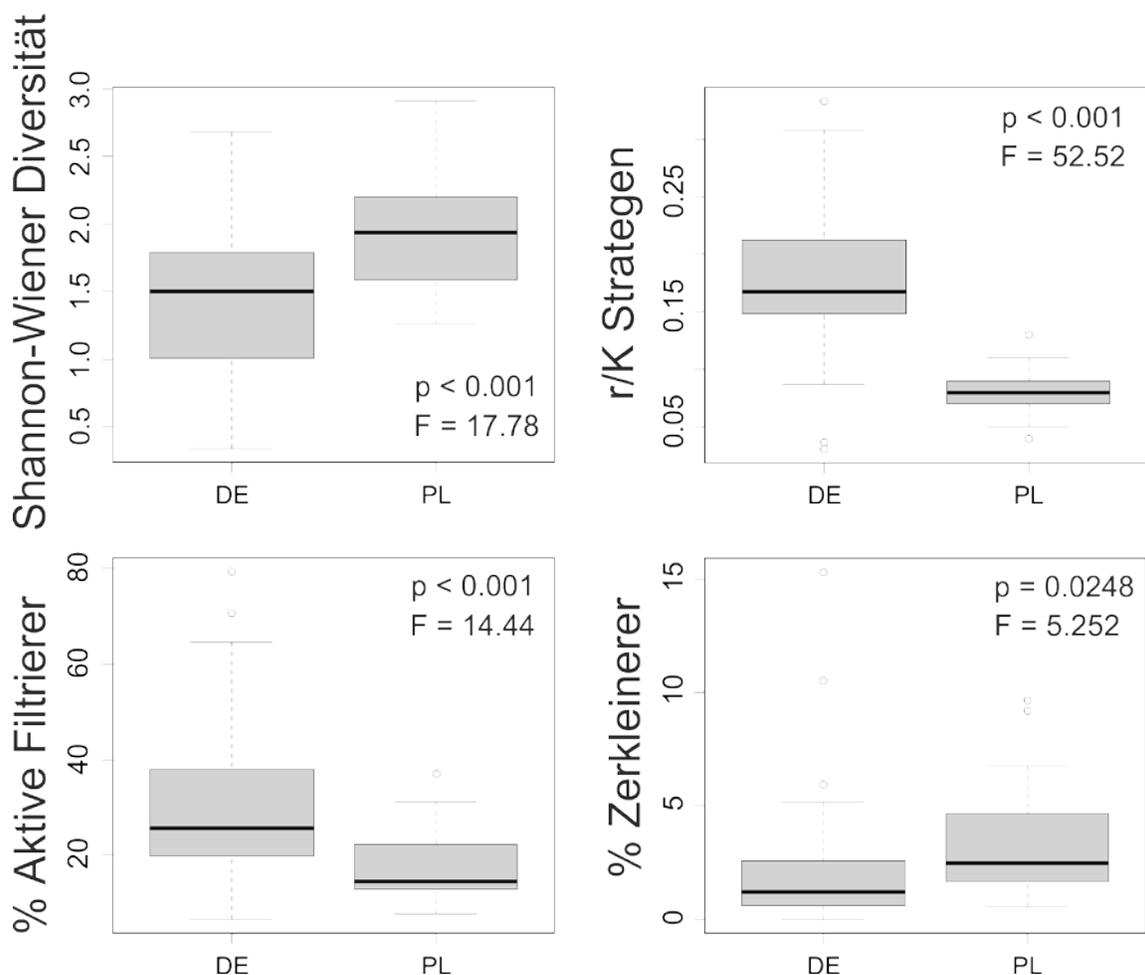
Die naturnahen polnischen Flusseen unterschieden sich signifikant von morphologisch degradierten Flusseen in Deutschland bezüglich der Zusammensetzung der eulitoralischen Makrozoobenthosgemeinschaften. Referenznahe Flusseen waren charakterisiert durch höhere prozentuale Dichten und Artenzahlen von ETO Taxa, das Vorkommen von *Nemoura* sp. (Plecoptera) und das Fehlen dominanter invasiver Crustaceen, insbesondere Amphipoda, im Vergleich zu anthropogen beeinflussten Flusseen. Die Charakterisierung der eulitoralischen Makrozoobenthosfauna referenznaher Flusseen lässt sich dazu verwenden, Auswahl, Präzision und Zuverlässigkeit der morphologischen Bewertungsmetrics zu verbessern. Die Metrics ‘% ETO Taxa’ und ‘Anzahl ETO Taxa’ sind wichtige Metrics zur Indikation morphologischer Degradation in AESHNA (Flusseen, Miler et al. 2013 b), dem multimetrischen Index LIMCO (Miler et al. 2013 a) und in common metrics der Interkalibrierung (Böhmer et al. 2014). Als Ergebnis dieser Untersuchung könnte die Verwendung dieser Metrics bei der multimetrischen Bewertung von Flusseen in Erwägung gezogen werden.

Abbildung 6: Vergleich der Box Plots und ANOVA der Metrics '% ETO Taxa', 'Anzahl ETO Taxa', '% Bivalvia' und '% Crustacea' zwischen Flusseen in Deutschland (DE) und Polen (PL).



Eigene Darstellung, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

Abbildung 7: Vergleich der Box Plots und ANOVA der Metrics 'Shannon-Wiener Diversität', 'r/k Strategen', '% Aktive Filtrierer' und '% Zerkleinerer' zwischen Flusseen in Deutschland (DE) und Polen (PL).



Eigene Darstellung, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

3.1.5 Optimierungen der Kosteneffizienz der Probenahmemethodik und – strategie (IGB)

Die AESHNA Probenahmevervorschrift wurde basierend auf Diskussionen und Entscheidungen auf den Sitzungen des LAWA Expertenkreises Seen, des AESHNA Beirates (10.6.2014, 20.10.2014) und der AESHNA Workshops (4./5.2.2014, 12./13.8.2015) überarbeitet. Die überarbeitete Probenahmevervorschrift ist diesem Abschlussbericht als zusätzliches Dokument in dem auch in LAWA Endberichten verwendeten Format beigelegt.

3.1.6 Anthropogener Wellenschlag (IGB)

Neben der morphologischen ist auch die hydraulische Belastung von Seeufern durch anthropogenen Wellenschlag von großer Bedeutung, insbesondere in Seen mit Motorbootverkehr. Vor allem in den Bundesländern Berlin und Brandenburg ist anthropogener Wellenschlag durch Bootsverkehr in Binnengewässern ein starker Einflussfaktor auf Makrozoobenthosgemeinschaften (Gabel et al. 2008, 2011 a und b, 2012; Lorenz et al. 2013 b und c). Ebenso werden auch Makrophyten (Ostendorp 1989, Ostendorp et

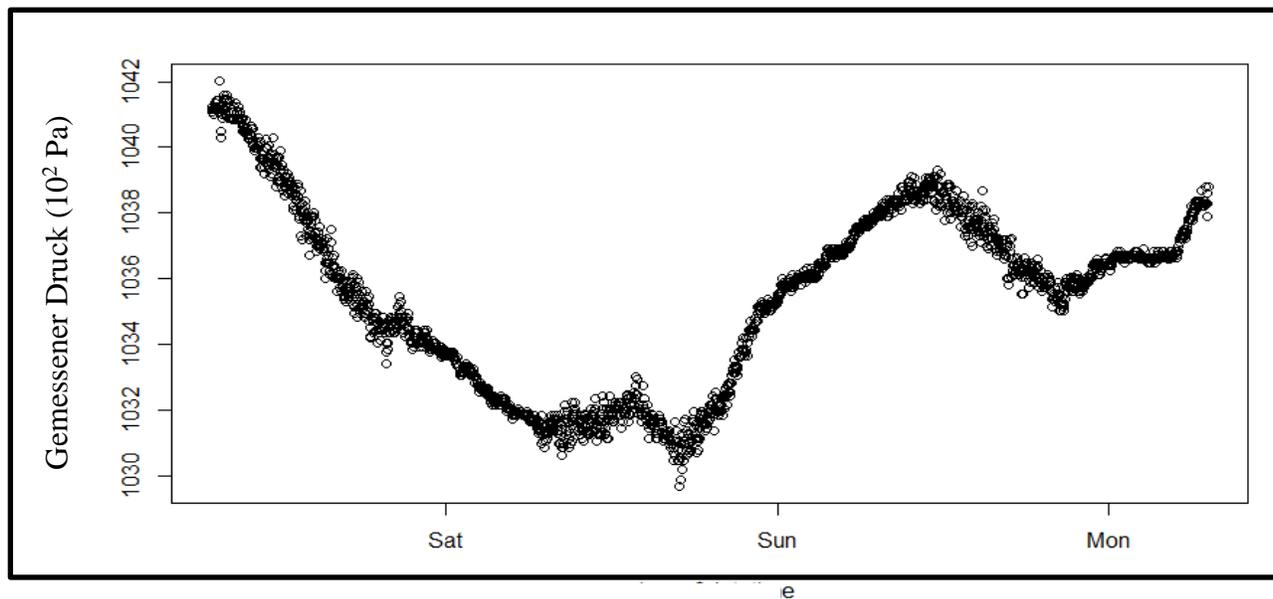
al. 1995) und Fische (Stoll *et al.* 2008, 2010) in Seen durch anthropogenen Wellenschlag negativ beeinflusst. Für Makrozoobenthosorganismen konnte gezeigt werden, dass sich speziell für empfindliche Taxa, wie beispielsweise Trichoptera und Odonata die Lebensbedingungen in der eulitoralischen Uferzone von windgeschützten Stellen eines Sees bei starkem künstlich verursachtem Wellenschlag verschlechtern. Dies wird durch mechanische Belastung verursacht sowie durch die vermehrte Zeitdauer, welche die Organismen durch Verwirbelung in der Wassersäule verbringen (Gabel 2012). Diese Zeit können sie nicht zur Nahrungssuche nutzen bzw. sie sind losgelöst von bodennahen Habitaten auch verstärkt visuellen Prädatoren wie z.B. Fischen ausgesetzt (Gabel 2012). Die Wellenschlagsbelastung wird somit verstärkt an Uferbereichen wirken, welche arm an strukturell komplexen Habitaten sind und nur geringe Rückzugsmöglichkeiten für Makrozoobenthosorganismen bieten.

Im Endbericht zum Projekt O 5.10/2011 der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) wurden Makrozoobenthosmetrics identifiziert, die verwendet werden können, um anthropogenen Wellenschlag mithilfe eulitoralischer Makrozoobenthosgemeinschaften zu bewerten (Miler *et al.* 2013 b). Diese Analysen wurden an einem Datensatz mit Makrozoobenthosorganismen in der Havel durchgeführt, der von Dr. Friederike Gabel in ihrer Doktorarbeit am IGB erhoben wurde (Gabel 2012). Viele dieser Metrics, z.B. Anzahl Taxa, Margalef Diversität und r/K Strategie, werden auch zur Bewertung morphologischer Seeuferdegradation in AESHNA verwendet (Tabelle 22 in Miler *et al.* 2013 b). Somit lassen sich nach bisherigen Ergebnissen morphologische und hydraulische Belastungen nicht unabhängig voneinander bewerten. Daher wurden im Sommer 2014 und 2015 an Stellen im Tegeler See, Niederneuendorfer See und der Oberhavel, die in AESHNA Makrozoobenthosprobenahmen von 2007 a-priori als natürlich charakterisiert wurden, Wellenschlagsmessungen mit Druckloggern durchgeführt. Die Wellenschlagsintensität wurde mit den bereits vorhandenen Makrozoobenthosdaten korreliert, um Bewertungsmetrics zu identifizieren, die möglichst ausschließlich hydraulische Belastungen anzeigen.

Für die Wellenschlagsmessungen wurden Logger des Typs 'P-Log3020 PA' der Firma 'Driesen & Kern GmbH' verwendet. Mit diesen Loggern wurden mit einer Auflösung von 8 Hz die Druckschwankungen in Pa in einer Wassertiefe von 30 cm im Uferbereich gemessen. Eine Messfrequenz zwischen 5 und 10 Hz ist nach Auskunft von Thomas Hintze (IGB) und Weber *et al.* (2012) notwendig, um Schiffs-/Bootswellen adäquat erfassen zu können. Die Kapazität der Logger bei 8 Hz Auflösung reichte für 72 h Messungen über ein Wochenende von Freitag morgens um 7 Uhr bis Montag morgens um 7 Uhr. Dabei wurden nur sonnige Wochenenden ausgewählt, an denen ein hohes und zwischen Wochenenden vergleichbares Aufkommen an Bootsverkehr zu erwarten war.

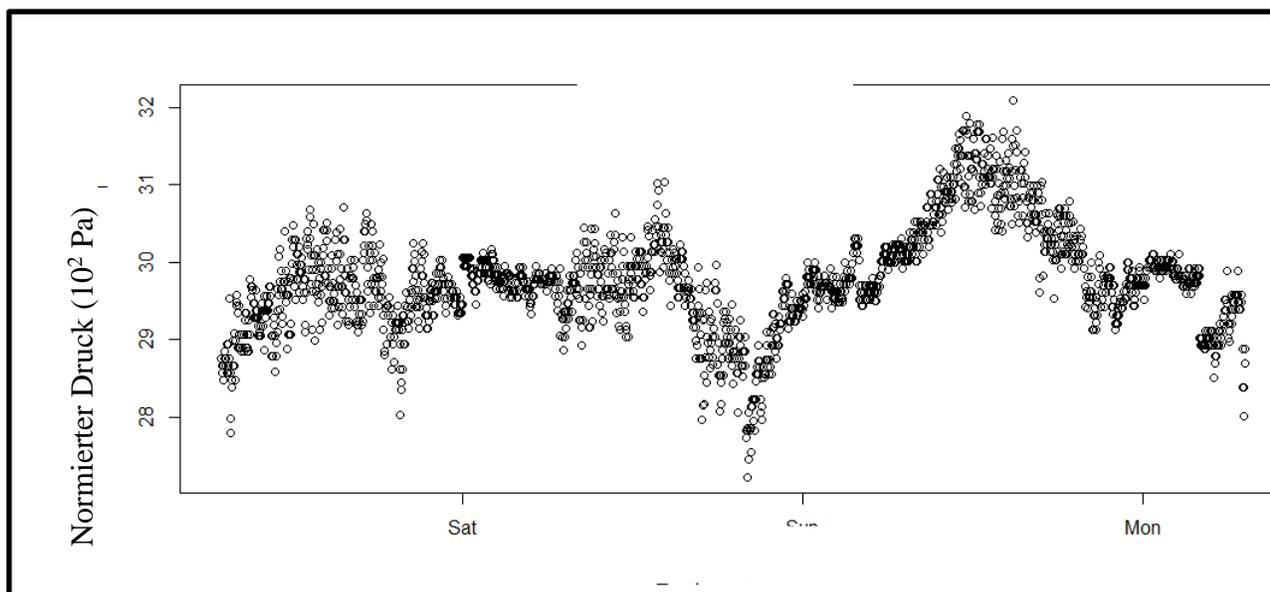
Die Berechnung der Wellenschlagsbelastung erfolgte analog zu Weber *et al.* (2012). Die Wellenschlagsbelastung wurde quantifiziert, indem zunächst der Umgebungsluftdruck (DWD, Station Tegel) von den gemessenen Druckwerten abgezogen wurde, um die Werte in Bezug auf Wetterschwankungen zu normalisieren. Anschließend wurden für jede Minute (60 s x 8 Hz= 480 Druckmesswerte in Pa) der maximale und minimale Druckwert ermittelt und die Differenz daraus gebildet. Über den gesamten Messzeitraum wurden die Druckdifferenzen jeder Minute (72 h x 60 min = 4320 Differenzen) ab bestimmten Schwellenwerten für Wellenhöhen (0,5 cm; 1 cm; 2,5 cm; 5 cm) aufsummiert. Für jede Probestelle ergab sich somit ein Druckdifferenzensummenwert für alle Wellen größer 0,5 cm, ein Druckdifferenzensummenwert für alle Wellen größer 1 cm, etc. (Tabelle 12). Diese Summenwerte sind ein Maß für die Wellenschlagsbelastung, je mehr Wellen an einer Stelle auftreten, desto größer ist der Summenwert und somit die Wellenschlagsbelastung. Die Wellenschlagsbelastung wurde anschließend mit Metrics korreliert (Spearman-Rank Korrelationen), die mit dem AESHNA Computertool (Miler *et al.* 2013 b) und mit dem Computerprogramm ASTERICS (www.fliessgewaesser-bewertung.de/en/download/berechnung) berechnet wurden (Tabelle 13 und Tabelle 14).

Abbildung 8: Mit Druckloggern des Typs 'P-Log3020 PA' der Firma 'Driesen & Kern GmbH' am Tegeler See (Stelle SenStadtUm2_03-11) vom 20.6.14, 7:00 bis 23.6.14, 7:00 gemessene Druckschwankungen in 10^2 Pa.



Eigene Darstellung, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

Abbildung 9: Mit Druckloggern des Typs 'P-Log3020 PA' der Firma 'Driesen & Kern GmbH' am Tegeler See (Stelle SenStadtUm2_03-11) vom 20.6.14, 7:00 bis 23.6.14, 7:00 gemessene und mit Bezug auf den Umgebungsluftdruck normierte Druckschwankungen in 10^2 Pa



Eigene Darstellung, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

Es wurden Logger an 4 Stellen im Tegeler See, Niederneuendorfer See und der Oberhavel am 30.6.2014, an 3 Stellen am 17.7.14, an 3 Stellen am 1.7.2015 und an 5 Stellen am 6.8.2015 ausgebracht. Davon lagen 2 Stellen im Niederneuendorfer See, 6 Stellen in der Oberhavel und 3 Stellen im Tegeler See. An manchen Stellen wurde die Wellenschlagsbelastung mehrmals gemessen. Die niedrigste Wellenschlagsbelastung wurde im vergleichsweise wellenschlagsgeschützten Niederneuendorfer See gemessen. Die höchste Wellenschlagsbewertung wurde in der durch starken Schiffsverkehr (Freizeit- und kommerzielle Schifffahrt) geprägten Oberhavel gemessen.

Tabelle 12: Coefficient of variation (CV), Mittelwert (MW), Standardabweichung (S.D.) und Varianz (Var) der normierten Druckwerte und Anzahl der Minuten mit maximaler Wellenhöhe > 0.5 cm, > 1 cm, > 2.5 cm bzw. > 5 cm. UP = Probestellenkennung.

See	Datum	CV	MV	S.D.	Var	> 0.5 cm	> 1 cm	> 2.5 cm	> 5 cm	UP
Niederneuendorfer See	17.7.14	2.10	27.74	0.58	0.34	1540	73	2	0	SenStadt-Um2_01-01
Niederneuendorfer See	17.7.14	2.21	29.76	0.66	0.43	1548	186	1	0	SenStadt-Um2_01-08
Oberhavel	17.7.14	2.47	28.40	0.70	0.49	3000	2108	887	188	SenStadt-Um2_02-08
Oberhavel	30.6.14	2.07	34.77	0.72	0.52	4191	3035	1560	372	SenStadt-Um2_02-06
Tegeler See	30.6.14	1.59	30.47	0.48	0.24	3911	2003	254	14	SenStadt-Um2_03-11
Oberhavel	30.6.14	1.62	34.22	0.55	0.31	3829	2476	750	61	SenStadt-Um2_02-07
Tegeler See	30.6.14	1.50	34.11	0.51	0.26	3583	1767	158	18	SenStadt-Um2_03-06
Oberhavel	1.7.15	2.36	30.13	1.44	2.08	3667	2688	1086	164	SenStadt-Um2_02-03
Oberhavel	1.7.15	23.00	28.30	6.51	42.37	3271	2452	1061	242	SenStadt-Um2_01-05

See	Datum	CV	MV	S.D.	Var	> 0.5 cm	> 1 cm	> 2.5 cm	> 5 cm	UP
Oberhavel	1.7.15	5.80	27.04	1.57	2.46	3182	2435	1109	364	SenStadt-Um2_01-07
Tegeler See	6.8.15	2.78	24.33	0.68	0.46	3065	2088	947	182	SenStadt-Um2_03-08
Oberhavel	6.8.15	2.63	28.37	0.75	0.56	3514	2480	1122	207	SenStadt-Um2_02-03
Tegeler See	6.8.15	3.44	23.74	0.82	0.67	3126	2244	900	291	SenStadt-Um2_03-06
Oberhavel	6.8.15	3.13	26.50	0.83	0.69	3546	2845	1177	244	SenStadt-Um2_01-05
Oberhavel	6.8.15	2.85	24.94	0.71	0.51	4123	3595	1746	227	SenStadt-Um2_01-07

Die statistischen Analysen ergaben signifikante ($p < 0.05$) und starke Korrelationen ($Rho \geq 0.3$) von Metrics, welche auch morphologische Belastungen anzeigen, mit der Wellenschlagsbelastung (Anzahl Minuten mit maximaler Wellenhöhe, Tabelle 13 und Tabelle 14). Bei der Berechnung mit AESHNA waren dies der multimetrische AESHNA Bewertungsindex (‘MMI’), der ‘Faunaindex’ (‘FI’), ‘Anzahl Taxa’ und ‘r/K Strategie’. Bei den mit ASTERICS berechneten Metrics zeigten (neben weiteren Metrics, die Diversität, taxonomische und funktionale Zusammensetzung anzeigen) ‘Margalefdiversität’, ‘Anzahl Familien’, ‘Anzahl Gattungen’, ‘Anzahl ETO Taxa’, ‘Anzahl EPTCBO Taxa’, ‘Phytalbewohner [%]’, ‘POMBewohner [%]’, ‘Weidegänger [%]’, ‘Coleoptera [%]’, ‘Gastropoda [%]’ und ‘Turbellaria [%]’ signifikante ($p < 0.05$) und starke Korrelationen ($Rho \geq 0.3$) mit der Wellenschlagsbelastung. Diese Metrics werden sowohl in AESHNA (Miler et al. 2013 b) als auch in anderen morphologischen Bewertungsmethoden für Seeufer gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie verwendet (Miler et al. 2012, Böhmer et al. 2014; Urbanic et al. 2012, Urbanic 2014). Da in dieser Studie nur Makrozoobenthosdaten von Stellen verwendet wurden, die a-priori auf Basis von AESHNA Feldprotokolldaten als natürlich in Bezug auf die Ufermorphologie eingestuft worden sind, ist davon auszugehen, dass die in Tabelle 13 und Tabelle 14 identifizierten signifikanten Metrics hauptsächlich eine anthropogene Wellenschlagsbelastung und keine morphologische Seeuferbelastung anzeigen. Da dieselben Metrics auch zur Indikation morphologischer Belastungen verwendet werden können ist somit nur eine Indikation der Wellenschlagsbelastung von morphologisch unbelasteten Stellen möglich. An morphologisch degradierten Stellen ist mit den in dieser Studie identifizierten Metrics keine Unterscheidung zwischen morphologischer und hydraulischer Belastung möglich.

Ein Ansatz zur differenzierten Bewertung ausschließlich von anthropogenem Wellenschlag wäre die Entwicklung eines eigenen Faunaindexes. Hierfür wäre aber die Erhebung aktueller Makrozoobenthosdaten

nach AESHNA Probenahmeprotokoll sowie die gleichzeitige Erhebung von Wellenschlagsdaten über einen längeren Zeitraum notwendig. Die Erhebung von Langzeitwellenschlagsdaten (über mehrere Wochen bis 1 Jahr bei 8 Hz Messfrequenz) wäre z.B. durch die Anschaffung und das Ausbringen von Loggern des Typs 'P-Log3021-MMC' der Firma 'Driesen & Kern GmbH' möglich. Die in dieser Studie verwendeten Logger des Typs 'P-Log3020 PA' ermöglichen nur eine Aufzeichnung von Messwerten über 72 h bei einer Messfrequenz von 8 Hz. D.h. es können nur einzelne Wochenabschnitte aufgenommen (möglichst sonnige Sommerwochenenden, an denen die meisten Schiffs-/Bootswellen zu erwarten sind). Dies ermöglicht nur einen 'Schnappschuss' der Wellenschlagsbelastung. Zudem standen dem IGB lediglich 6 Logger (zeitweise nur 5) zur Verfügung, was die Vergleichbarkeit der Messungen an unterschiedlichen Wochenenden erschwert.

Tabelle 13: Spearman-Rank Korrelationen von Bewertungsmetrics (berechnet mit dem AESHNA Computer Tool und dem Computerprogramm ASTERICS) mit der Wellenschlagsbelastung (Anzahl min mit max. Wellenhöhe). Rho-Werte ≥ 0.3 sind fett markiert.

Metrics	Rho: Korrelation mit Anzahl min mit max. Wellenhöhe			
	> 0.5 cm	> 1 cm	> 2.5 cm	> 5 cm
Berechnung mit AESHNA				
MMI	-0.62	-0.46	-0.19	-0.13
Zustandsklasse	0.36	0.18	0.00	-0.12
Taxazahl	-0.68	-0.52	-0.25	-0.16
Faunaindex	0.60	0.45	0.24	0.17
Odonata HK [%]	-0.51	-0.39	-0.15	-0.15
Shannon Wiener Diversität	-0.21	0.02	0.26	0.36
Sedimentfresser HK [%]	0.38	0.21	-0.09	-0.08
r/K Strategie	0.52	0.23	-0.15	-0.14
Lithalbewohner HK [%]	0.33	0.23	0.08	0.13
Anzahl ETO Taxa	-0.48	-0.25	0.01	-0.03
Chironomidae HK [%]	0.29	0.39	0.35	0.33
Margalef Diversität	-0.46	-0.25	0.02	0.05
Average Score per Taxon (ASPT)	0.04	0.13	0.27	0.15
Anzahl EPTCBO Taxa	-0.45	-0.23	0.03	-0.02
ETO Taxa HK [%]	-0.04	0.10	0.24	0.11
Chironominae [%]	0.00	0.11	0.14	0.05
Räuber HK [%]	0.41	0.44	0.36	0.23
Xenosaprobe/Oligosaprobe HK [%]	-0.49	-0.34	-0.09	-0.10

Gastropoda [%]	-0.48	-0.46	-0.31	-0.28
Insecta HK [%]	-0.03	0.08	0.15	0.12

Berechnung mit ASTERICS				
Anzahl Taxa	-0.71	-0.55	-0.27	-0.20
Average Score per Taxon (ASPT)	-0.05	-0.04	0.02	-0.10
Simpson Diversität	-0.23	-0.03	0.17	0.35
Shannon Wiener Diversität	-0.23	-0.01	0.22	0.34
Margalef Diversität	-0.51	-0.31	-0.02	0.04
Evenness	-0.11	0.11	0.31	0.44
r/K Strategie	0.48	0.18	-0.16	-0.14
Pelalbewohner [%]	0.00	0.05	0.12	0.12
Argylalbewohner [%]	0.13	0.12	-0.03	0.18
Psammalbewohner [%]	0.33	0.38	0.32	0.30
Akalbewohner [%]	-0.13	0.01	0.06	0.20
Lithalbewohner [%]	0.03	0.13	0.25	0.35
Phytalbewohner [%]	-0.65	-0.56	-0.28	-0.23
POMBewohner [%]	-0.52	-0.55	-0.38	-0.26
Weidegänger [%]	-0.61	-0.48	-0.21	-0.14
Zellstecher/Blattminierer [%]	-0.05	0.16	0.37	0.28
Xylophage [%]	0.29	0.34	0.46	0.52
Zerkleinerer [%]	-0.43	-0.33	-0.09	-0.02
Sedimentfresser [%]	0.00	0.24	0.37	0.42
Aktive Filtrierer [%]	0.25	0.24	0.30	0.39
Passive Filtrierer [%]	-0.29	-0.22	-0.10	-0.03
Räuber [%]	0.20	0.38	0.52	0.56
Schwimmend/treibend [%]	-0.01	0.05	0.23	0.36
Schwimmend/tauchend [%]	0.09	0.17	0.27	0.34
Grabend/bohrend [%]	-0.10	-0.01	0.25	0.17
Kriechend/laufend [%]	-0.50	-0.49	-0.32	-0.26
(Semi)sessil [%]	0.18	0.21	0.26	0.36
Turbellaria [%]	-0.60	-0.58	-0.38	-0.33
Gastropoda [%]	-0.53	-0.49	-0.31	-0.25
Bivalvia [%]	0.49	0.34	0.22	0.28

Gesamtseebewertung

Tabelle	Oligochaeta [%]	0.22	0.36	0.35	0.31	14: Spearman-Rank Korrelationen von Bewertungsmetrics (berechnet mit dem
	Hirudinea [%]	0.11	-0.05	-0.21	-0.14	
	Crustacea [%]	0.37	0.53	0.60	0.63	
	Ephemeroptera [%]	0.26	0.20	-0.01	0.16	
	Odonata [%]	-0.28	-0.14	0.05	0.06	
	Heteroptera [%]	-0.40	-0.53	-0.56	-0.52	
	Trichoptera [%]	-0.50	-0.38	-0.18	-0.10	
	Coleoptera [%]	-0.61	-0.62	-0.44	-0.37	
	Diptera [%]	0.21	0.12	-0.07	-0.19	
	EPT Taxa [%]	-0.31	-0.23	-0.18	0.02	
	Anzahl Turbellaria Taxa	-0.60	-0.52	-0.28	-0.28	
	Anzahl Gastropoda Taxa	-0.64	-0.49	-0.25	-0.16	
	Anzahl Bivalvia Taxa	-0.17	-0.17	-0.07	-0.08	
	Anzahl Oligochaeta Taxa	0.60	0.62	0.44	0.37	
	Anzahl Hirudinea Taxa	-0.29	-0.22	-0.06	0.02	
	Anzahl Crustacea Taxa	0.36	0.40	0.36	0.28	
	Anzahl Ephemeroptera Taxa	-0.14	0.03	0.19	0.08	
	Anzahl Odonata Taxa	-0.57	-0.44	-0.19	-0.18	
	Anzahl Heteroptera Taxa	-0.28	-0.46	-0.55	-0.53	
	Anzahl Trichoptera Taxa	-0.52	-0.34	-0.12	-0.12	
	Anzahl Coleoptera Taxa	-0.72	-0.73	-0.53	-0.45	
	Anzahl Diptera Taxa	-0.54	-0.42	-0.26	-0.15	
	Anzahl EPT Taxa	-0.44	-0.24	-0.02	-0.06	
	Anzahl EPTCBO Taxa	-0.69	-0.55	-0.26	-0.26	
	Anzahl Familien	-0.67	-0.57	-0.32	-0.25	
	Anzahl Gattungen	-0.73	-0.59	-0.32	-0.22	
	ETO Taxa [%]	-0.33	-0.24	-0.18	0.02	
	EPTCBO Taxa [%]	-0.03	-0.13	-0.12	0.08	
Anzahl ETO Taxa	-0.55	-0.36	-0.09	-0.12		

AESHNA Computer Tool und dem Computerprogramm ASTERICS) mit der Wellenschlagsbelastung (Anzahl min mit max. Wellenhöhe). p-Werte < 0.05 sind fett markiert.

Metrics	p: Korrelation mit Anzahl min mit max. Wellenhöhe			
	> 0.5 cm	> 1 cm	> 2.5 cm	> 5 cm

Berechnung mit AESHNA				
MMI	0.013	0.086	0.508	0.647
Zustandsklasse	0.193	0.529	0.998	0.676
Taxazahl	0.005	0.048	0.379	0.567
Faunaindex	0.018	0.089	0.384	0.538
Odonata HK [%]	0.052	0.148	0.591	0.600
Shannon Wiener Diversität	0.462	0.937	0.346	0.182
Sedimentfresser HK [%]	0.163	0.443	0.762	0.766
r/K Strategie	0.047	0.420	0.598	0.630
Lithalbewohner HK [%]	0.227	0.412	0.771	0.653
Anzahl ETO Taxa	0.071	0.361	0.972	0.909
Chironomidae HK [%]	0.288	0.147	0.199	0.234
Margalef Diversität	0.088	0.368	0.957	0.859
Average Score per Taxon (ASPT)	0.888	0.634	0.328	0.588
Anzahl EPTCBO Taxa	0.094	0.410	0.906	0.948
ETO Taxa HK [%]	0.896	0.727	0.386	0.683
Chironominae [%]	0.991	0.704	0.623	0.868
Räuber HK [%]	0.134	0.097	0.186	0.414
Xenosaprobe/Oligosaprobe HK [%]	0.063	0.221	0.751	0.736
Gastropoda [%]	0.071	0.082	0.255	0.307
Insecta HK [%]	0.920	0.777	0.593	0.662
Berechnung mit ASTERICS				
Anzahl Taxa	0.003	0.035	0.324	0.475
Average Score per Taxon (ASPT)	0.865	0.900	0.930	0.725
Simpson Diversität	0.419	0.921	0.537	0.205
Shannon Wiener Diversität	0.401	0.975	0.439	0.215
Margalef Diversität	0.050	0.268	0.941	0.881
Evenness	0.701	0.699	0.262	0.102
r/K Strategie	0.069	0.518	0.574	0.610
Pelalbewohner [%]	0.986	0.855	0.667	0.674
Argylalbewohner [%]	0.643	0.664	0.919	0.516
Psammalbewohner [%]	0.233	0.165	0.253	0.274
Akalbewohner [%]	0.640	0.965	0.846	0.479

Lithalbewohner [%]	0.903	0.635	0.365	0.197
Phytalbewohner [%]	0.008	0.032	0.314	0.415
POMBewohner [%]	0.049	0.033	0.163	0.344
Weidegänger [%]	0.016	0.072	0.454	0.609
Zellstecher/Blattminierer [%]	0.868	0.578	0.169	0.312
Xylophage [%]	0.302	0.212	0.085	0.045
Zerkleinerer [%]	0.108	0.235	0.739	0.936
Sedimentfresser [%]	0.996	0.395	0.178	0.116
Aktive Filtrierer [%]	0.377	0.388	0.269	0.151
Passive Filtrierer [%]	0.290	0.442	0.719	0.912
Räuber [%]	0.464	0.157	0.049	0.030
Schwimmend/treibend [%]	0.958	0.846	0.415	0.190
Schwimmend/tauchend [%]	0.739	0.544	0.334	0.217
Grabend/bohrend [%]	0.712	0.983	0.371	0.552
Kriechend/laufend [%]	0.058	0.066	0.246	0.356
(Semi)sessil [%]	0.526	0.456	0.343	0.185
Turbellaria [%]	0.018	0.024	0.158	0.232
Gastropoda [%]	0.041	0.061	0.262	0.363
Bivalvia [%]	0.063	0.211	0.423	0.304
Oligochaeta [%]	0.434	0.193	0.196	0.259
Hirudinea [%]	0.684	0.857	0.445	0.607
Crustacea [%]	0.172	0.043	0.017	0.011
Ephemeroptera [%]	0.346	0.473	0.975	0.573
Odonata [%]	0.311	0.628	0.847	0.831
Heteroptera [%]	0.138	0.040	0.031	0.049
Trichoptera [%]	0.058	0.161	0.520	0.727
Coleoptera [%]	0.016	0.014	0.098	0.169
Diptera [%]	0.461	0.677	0.809	0.494
EPT Taxa [%]	0.266	0.403	0.512	0.956
Anzahl Turbellaria Taxa	0.019	0.047	0.313	0.318
Anzahl Gastropoda Taxa	0.011	0.066	0.360	0.569
Anzahl Bivalvia Taxa	0.533	0.550	0.818	0.764
Anzahl Oligochaeta Taxa	0.017	0.015	0.099	0.170
Anzahl Hirudinea Taxa	0.292	0.436	0.820	0.947

Anzahl Crustacea Taxa	0.193	0.139	0.190	0.309
Anzahl Ephemeroptera Taxa	0.608	0.920	0.505	0.777
Anzahl Odonata Taxa	0.028	0.100	0.506	0.516
Anzahl Heteroptera Taxa	0.315	0.083	0.033	0.044
Anzahl Trichoptera Taxa	0.046	0.213	0.673	0.662
Anzahl Coleoptera Taxa	0.002	0.002	0.043	0.096
Anzahl Diptera Taxa	0.039	0.120	0.345	0.595
Anzahl EPT Taxa	0.102	0.380	0.932	0.821
Anzahl EPTCBO Taxa	0.004	0.034	0.343	0.349
Anzahl Familien	0.007	0.027	0.247	0.362
Anzahl Gattungen	0.002	0.019	0.246	0.426
ETO Taxa [%]	0.230	0.379	0.519	0.943
EPTCBO Taxa [%]	0.923	0.633	0.667	0.771
Anzahl ETO Taxa	0.033	0.194	0.752	0.674

3.2 Entwicklung einer bundesweit einheitlichen Methode zur Erfassung und Bewertung der Uferstrukturen an natürlichen Seen (biota, bioforum GmbH, IGB)

Die Entwicklung einer bundesweit einheitlichen Methode zur Erfassung und Bewertung der Uferstrukturen an natürlichen Seen wurde von der Firma biota im Auftrag des Expertenkreises Seen der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) durchgeführt. Dies fand im Rahmen zweier Projekte statt:

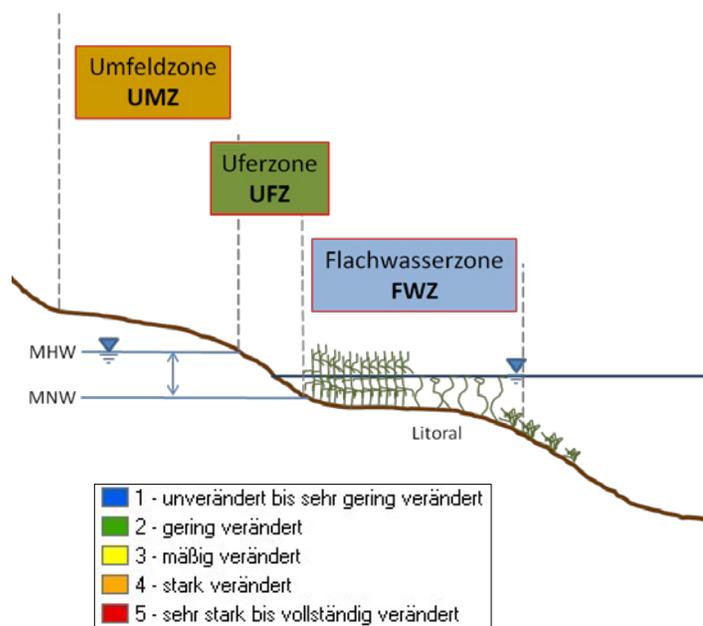
- ▶ „Uferstrukturelle Gesamtseeklassifizierung mit einem bundesweit einheitlichen Übersichtsverfahren“ Projekt-Nr. O 5.13
- ▶ „Bewertungsrelevante Strukturkriterien für die Biokomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten/ Phytobenthos an Seen“ Projekt-Nr. O 2.14

Die Ergebnisse sind in Mehl et al. (2014 a, b) und Böx et al. (2015) im Detail dargestellt. Die neu entwickelte bundesweit einheitliche Uferstrukturgütekartierungsmethode stellt ein Übersichtsverfahren dar. Die Verknüpfung mit der Seeuferbewertungsmethode AESHNA, basierend auf der Zusammensetzung von Makrozoobenthosgemeinschaften, wurde kontinuierlich mit dem UBA Projekt abgestimmt. Da im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie die Uferstrukturgütekartierung keine Bewertung darstellt, wird im Folgenden stattdessen von Seeuferklassifizierung gesprochen.

Die Seeuferklassifizierung erfolgt basierend auf drei Uferzonen (Abbildung 10) und acht Seeufertypen (Tabelle 15). Die Flachwasserzone (FWZ) reicht bis in eine Tiefe von 1 m, hat eine minimale Ausdehnung von 5 m und eine maximale Ausdehnung von 100 m. Die angrenzende Uferzone (UFZ) erstreckt sich von der mittleren Niedrigwasserlinie bis zur mittleren Hochwasserlinie und hat eine minimale Breite von 15 m (Abbildung 10). Landwärts grenzt die Umlandzone (UMZ) an die Uferzone an und erstreckt sich 100 m landwärts von der mittleren Hochwasserlinie (Abbildung 10). Die Ausprägung der Seeufertypen wird bestimmt durch die Uferneigung und den Substrattyp (Tabelle 15; siehe Mehl et al. Tabelle 2-5, 2-6, 2-7).

Die insgesamt acht unterschiedenen Seeuferfentypen (Tabelle 15) sind in Steckbriefen in Mehl et al. (2014 a) beschrieben.

Abbildung 10: Zonen der Seeuferklassifizierungsmethode nach Mehl et al. (2014 a, b) und Böx et al. (2015)



Datenquelle: Mehl et al. (2014 a, b)

Tabelle 15: Seeuferfentypen der Seeuferklassifizierungsmethode nach Mehl et al. (2014 a, b).

8 Seeuferfentypen	
Flache bis mittelsteile Sandufer	Steile Ufer bindiger Böden
Flache bis mittelsteile Ufer bindiger Böden	Steile Grus-/Kiesufer
Moorufer	Steile Schutt-/Geröllufer
Flache bis mittelsteile Kiesufer	Felsufer

Die von der Firma biota entwickelte Seeuferklassifizierungsmethode verwendet Elemente aus bereits vorhandenen Uferstrukturgütekartierungsmethoden. Hierbei wurden vor allem die folgenden Verfahren berücksichtigt: SUK (Seeuferkartierung, Informus 2004, 2009, 2011; Kollatsch et al. 2005, 2006), HMS

(Hydromorphologie Seen, Ostendorp und Ostendorp 2014, Ostendorp et al. 2015), IGKB (Internationale Gewässerschutz-kommission Bodensee, Teiber 2009), SFI (Shorezone Functionality Index, Siligardi und Zennaro 2010) und LHS (Lake Habitat Survey, Rowan et al. 2006a,b, 2008). Die Belastungskriterien, nach denen die SUK, HMS, IGKB, SFI und LHS Verfahren klassifizieren, sind in Tabelle 16 dargestellt (nach Mehl et al. 2014a, b). Eine detaillierte Darstellung dieser und weiterer Uferstrukturgütekartierungsmethoden findet sich in Mehl et al. (2014 a) und Ostendorp (2014).

Tabelle 16: Belastungskriterien der Verfahren SUK, HMS, IGKB, SFI und LHS (nach Mehl et al. 2014a, b) (markiert mit B)

Belastungskriterium	Verfahren				
	SUK	HMS	IGKB	SFI	LHS/Lake-MImAS
Flachwasserzone					
Schwimblattpflanzenzone (Potamogetongürtel)		B	B	B	B
Röhrichtzone (Röhrichtgürtel)	B	B	B	B	B
Nutzung in der Flachwasserzone	B	B	B	B	B
Strukturen in der Flachwasserzone	B	B	B		B
Substrat des subhydrischen Bodens ("Litoralsubstrat")			B		B
Uferzone					
Form der Uferlinie	B		B	B	
Uferform (flach...steil)	B		B	B	(B)
Ufererosion	B	B	(B)		(B)
Uferverbau	B	B	B	B	B
Nutzung in der Uferzone	B	B	B	B	B
Strukturen in der Uferzone	B	B	B	B	B
Ufersubstrat			B		B
Umfeldzone					
Flächennutzung Gewässerumfeld	B	B	B	B	B

Schadstrukturen im Gewässerumfeld	B	B			B
-----------------------------------	---	---	--	--	---

Das von der Firma biota entwickelte Seeuferklassifizierungsverfahren wurde insbesondere an die SUK und HMS Verfahren angelehnt (Tabelle 17; Mehl et al. 2014a, b). Die Abschnittsbildung erfolgt nach dem Prinzip der Homogenität, in erster Linie nach Neigung und Bodentyp (d.h. nach dem Seeuertyp, siehe Tabelle 15 und Mehl et al. 2014a, b), dann nach Sonnenexposition/ Beschattung und Schadstrukturen. Die Abschnittsgrenzen stellen gerade Linien in einem 90 ° Winkel zur Uferlinie dar. Die Länge der Abschnitte reicht von 100 m bis 1000 m. Die drei Zonen (UMZ, UFZ, FWZ, Abbildung 10) jedes Abschnitts werden in fünf Stufen klassifiziert: 1 = unverändert bis sehr gering verändert, 2 = gering verändert, 3 = mäßig verändert, 4 = stark verändert, 5 = sehr stark bis vollständig verändert. Die Klassifizierung erfolgt auf Basis von vier Belastungskriterien: Veränderung des Röhrichts (FWZ), Schadstrukturen (UFZ, FWZ), Uferverbau (UFZ) und Landnutzung (UFZ, UMZ) (Tabelle 17). Die Verrechnung der Belastungskriterien in jeder Zone zu einer Klassifikation ist in Mehl et al. (2014 a, b) im Detail beschrieben.

Tabelle 17: Belastungskriterien des biota Verfahrens (Mehl et al. 2014 a, b).und Anlehnung an die HMS und SUK Verfahren (markiert mit X).

		Verfahrensvergleich				
Belastungskriterium	Verfahrensvorschlag	SUK	HMS	IGKB	SFI	LHS
Veränderung des Röhrichts	Beurteilung des Deckungsgrades	X	x			x
Schadstrukturen	Beurteilung anhand von Objektklassen	x	X	x		x
Uferverbau	Anteil verbauter Länge, gewichtet nach der Art des Verbbaus	X	x	x	x	x
Landnutzung	Berechnung der flächengewichteten Bewertungsklasse der Landnutzungsarten	x	X	x	x	x

Das Seeuferklassifizierungsverfahren wurde in einem Praxistest an zehn repräsentativen Seen in Deutschland durchgeführt, die in verschiedenen Ökoregionen zu finden sind und Unterschiede in morphologischer Beschaffenheit und Schadpotential aufweisen (Böx et al. 2015). Dies waren die folgenden Seen: Selenter See (Schleswig-Holstein), Breiter Luzin (Mecklenburg-Vorpommern), Steinhuder Meer (Niedersachsen), Tegeler See (Berlin), Süßer See (Sachsen-Anhalt), Olbasee (Sachsen), Laacher See (Rheinland-Pfalz), Titisee (Baden-Württemberg), Chiemsee (Bayern) und Königssee (Bayern). Das Verfahren wurde entsprechend dem Feedback der Firmen biota, Informus und der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser überarbeitet (Böx et al. 2015).

Im Wesentlichen wurden die folgenden Änderungen vorgenommen:

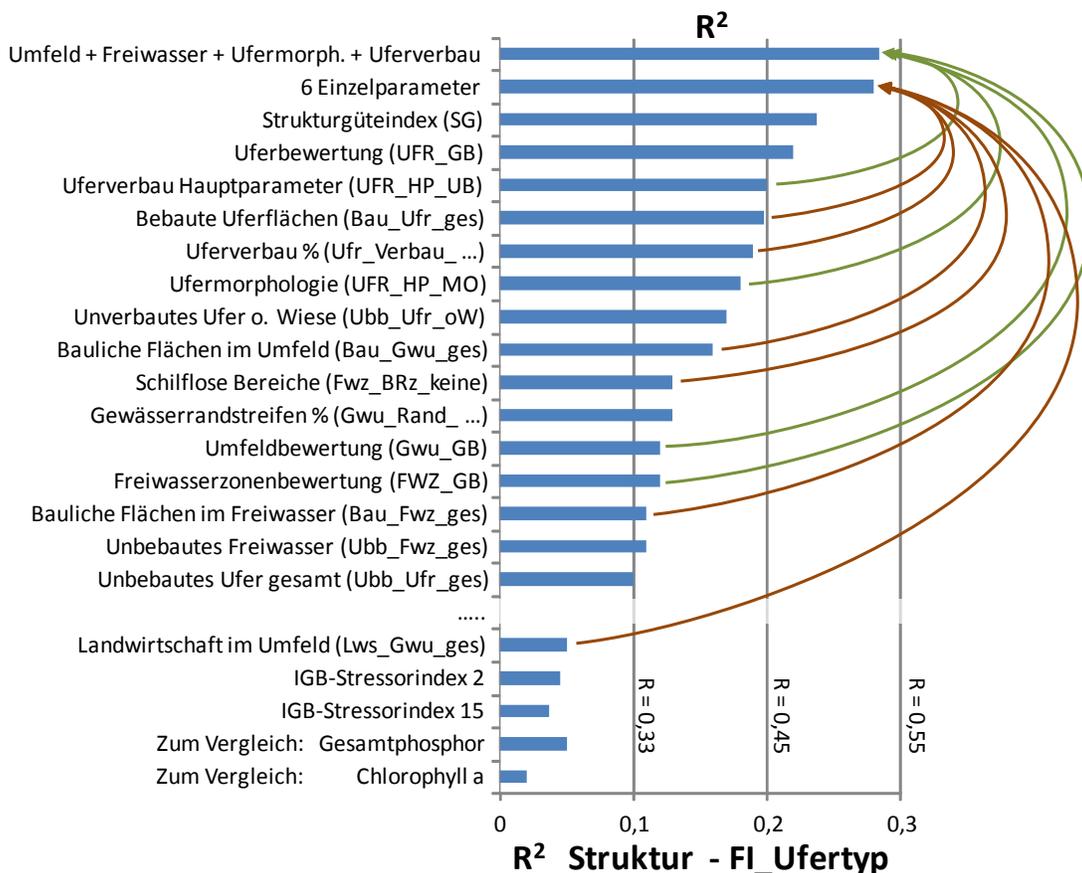
- ▶ Formulierung der Angaben zu den Bearbeitungsalgorithmen, so dass sie –zusammen mit den Ausführungen des Hauptdokumentes – mit beliebigen, geeigneten Programmen angewendet werden können, beispielhafte Erläuterung der Bearbeitung mit ArcMap (ArcGIS 10.2).
- ▶ Herstellung einer Verknüpfung zum Folgeprojekt „Bewertungsrelevante Strukturkriterien für die Bio-komponenten Makrozoobenthos und Makrophyten an Seen“ (Projekt-Nr. O 2.14, im Auftrag der LAWA)
- ▶ Einführung einer Öffnungsklausel
- ▶ Ggf. gelten weitere Änderungen, die sich auf das Hauptdokument beziehen, auch für die Anlage

Weitere spezifische Änderungen sind in Tabelle 3-2 in Böx et al. (2015) dargestellt.

3.3 Korrelationen der AESHNA-Metrics mit den Strukturparametern (bioforum GmbH)

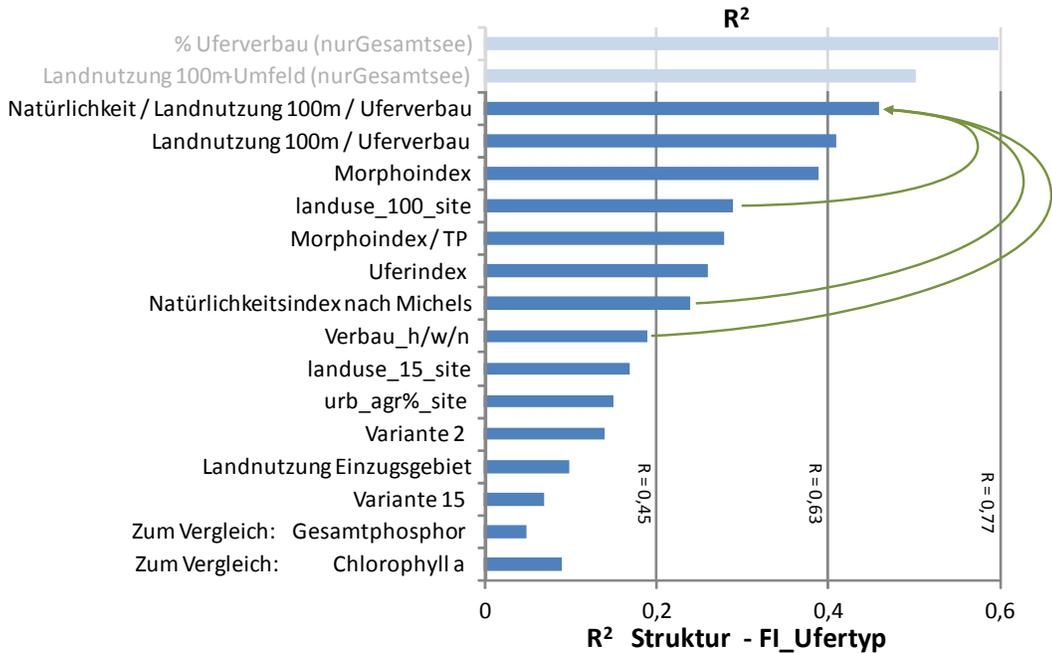
Die Korrelationsstärken des Faunaindex und weiterer Metrics mit den verschiedenen Parametern der Strukturgüteverfahren wurden bestimmt, um einerseits die MZB-relevanten Strukturparameter für die Weiterentwicklung des LAWA-Strukturgüteverfahrens zu ermitteln und andererseits die beste Eichgrundlage zur Ableitung der Faunaindexwerte zu ermitteln.

Abbildung 11: Vergleich der Korrelationsstärken ufertypspezifischer Faunaindices mit den verfügbaren Strukturparametern im Tiefland; die Pfeile zeigen, die zugehörigen Parameter der aggregierten Indices.



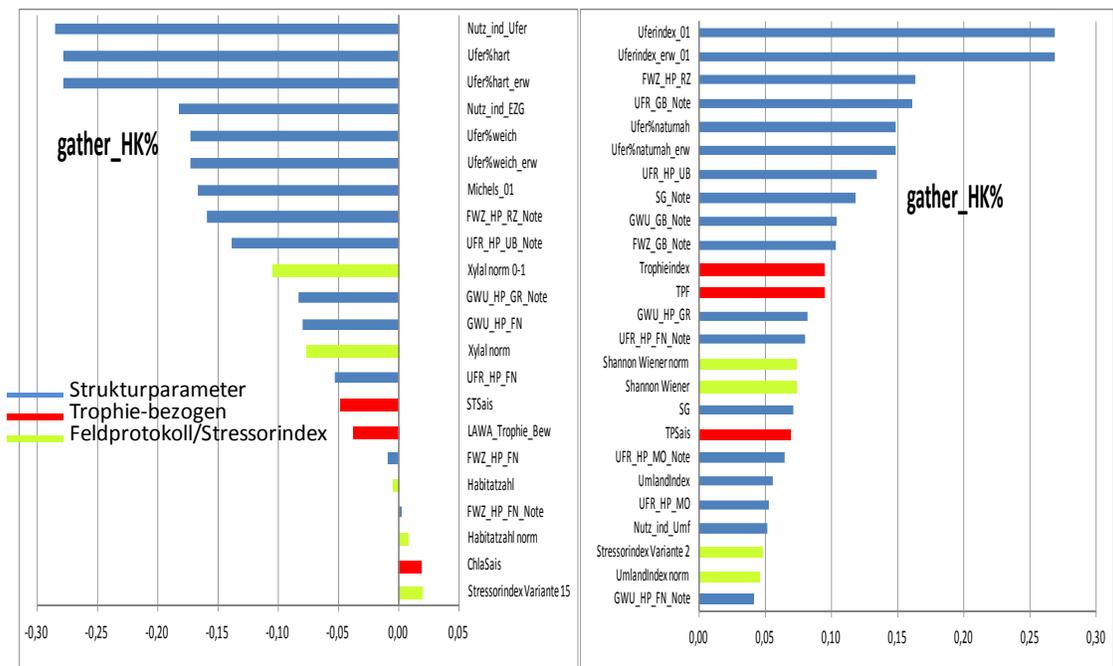
Eigene Darstellung, bioforum GmbH

Abbildung 12: Vergleich der Korrelationsstärken ufertypspezifischer Faunaindices mit den verfügbaren Strukturparametern im Alpenvorland; die Pfeile zeigen, die zugehörigen Parameter der aggregierten Indices.



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

Abbildung 13: Korrelationen der wichtigsten Strukturparameter mit den Einzelmetrics - Beispiel Sedi-mentfresser (alle Daten aller Typen)



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

Folgende allgemeine Aussagen ließen sich aus Sicht des Makrozoobenthos zu den wichtigsten Strukturparametern ableiten:

- ▶ Die Strukturgütebewertung (Informus, bislang nur Tieflanddaten) war besser mit dem FI korreliert als der IGB-Strukturindex (nach Brauns, hauptsächlich Habitatbewertung).
- ▶ Der Morphologieindex Alpen/-vorland (nach Böhmer, Uferstruktur + Landnutzung im Umfeld; nur für Alpenvorlandseen erhoben; auch für Interkalibrierung verwendet) korrelierte stärker mit dem FI als der IGB-Strukturindex.
- ▶ Der Natürlichkeitsindex nach Michels war ähnlich stark mit Faunaindex korreliert wie die Uferzonenbewertung (im Tiefland waren keine Daten für direkte Vergleiche vorhanden) .
- ▶ Das Ufer ist deutlich wichtiger für die Ergebnisse der Makrozoobenthosmetrics als das Freiwasser, dieses wiederum leicht wichtiger als das Umfeld.
- ▶ Die Gesamtbewertung korreliert noch etwas stärker mit den Metrics als das Ufer.
- ▶ Jeglicher Uferverbau wirkt sich deutlich negativ aus.
- ▶ Flächenanteile: Bauliche Flächen wirkten sich stark negativ aus, Landwirtschaft dagegen nur leicht negativ.
- ▶ Summenparameter für Flächen oder Uferlängen korrelierten stärker mit den Metrics als die Einzelparame-ter; weiter verbesserte Zusammenhänge ließen sich bei gewichteter Summenbildung erzielen (z.B. für verschiedene Arten des Uferverbaus).

Die wichtigsten Strukturparameter des SUK-Verfahrens aus Sicht des Makrozoobenthos waren:

- ▶ wichtigste **Einzelparameter** (ohne Unterparameter)
 1. Bebaute Uferflächen (Bau_Ufr_ges)
 2. Uferverbau in % Uferlänge (Summe aller Ufr_Verbau_ ...)
 3. Unbebautes Ufer ohne Wiese (Ubb_Ufr_ges – UBB_Ufr_Wiese)
 4. Bauliche Flächen im Umfeld (Bau_Gwu_ges)
 5. Schilflo- se Bereiche (Fwz_BRz_keine)
 6. Gewässerrandstreifen % (Gwu_Rand_ ...)
 7. Bauliche Flächen im Freiwasser (Bau_Fwz_ges entspricht 100-Ubb_Fwz_ges)

→ wichtigste **Hauptparameter**:

- ▶ Uferverbau Hauptparameter (UFR_HP_UB)
- ▶ Ufermorphologie (UFR_HP_MO)

→ Reihenfolge der Aussagestärke der **aggregierten** Bewertungen:

1. Index aus 6 Einzelparametern, oder diverse Kombinationen aus Einzel- und aggregierten Parametern
2. Strukturgüteindex (SG)
3. Uferbewertung (Ufr_GB); Natürlichkeitsabschätzung nach Michels ähnlich korreliert, aber keine direkt vergleichbaren Daten

4. Freiwasserzonenbewertung (FWZ_GB)
5. Umfeldbewertung (Gwu_GB)

Im Alpenvorland waren die wichtigsten Strukturparameter aus Sicht des Makrozoobenthos:

- a) Uferverbau
- b) Natürlichkeitsabschätzung nach Michels (integriert bereits über Uferverbau, Uferstruktur, Gewässerrandstreifen und Flachwasserverbau)
- c) Landnutzung im Uferbereich
- d) Landnutzung im Umfeld

→ Insgesamt ergab sich also eine entsprechende Aussage wie fürs Tiefland.

3.4 Strukturgüte-gestützte ökologische Gesamtseebewertung (Oliver Miler, IGB)

Grundlage der strukturgütegestützten ökologischen Gesamtseebewertung ist das HMS Verfahren nach Ostendorp (2015) und Ostendorp und Ostendorp (2015). Hierzu wurde die Seeuferbewertung basierend auf der Diversität, dem Anteil sensitiver Taxa sowie der funktionalen und taxonomischen Makrozoobenthoszusammensetzung mit der Uferstrukturgüteklassifizierung nach Ostendorp (2015) korreliert. Eine aus einer solchen Korrelation abgeleitete Geradengleichung kann dazu verwendet werden, die Bewertungsergebnisse der einzelnen Probestellen zu einer Gesamtseebewertung zu berechnen. Es muss beachtet werden, dass die hier dargestellten Korrelationen und Geradengleichungen nicht einfach unverändert für jeden Seetyp und jede Bewertung verwendet werden können. Vielmehr muss für jeden Makrozoobenthos-Seendatensatz eine separate Korrelation und Geradengleichung erstellt werden. Die hier auszugsweise dargestellten Ergebnisse wurden in Miler et al. (2015) veröffentlicht und detailliert beschrieben.

3.4.1 Datensatz

Es wurden Makrozoobenthosdaten von fünf norddeutschen Tieflandseen verwendet: Dollgowsee, Möllensee bei Krangen, Großer Tietzensee, Wittwese und Grienericksee. Hierbei wurden Dollgowsee, Möllensee bei Krangen, Großer Tietzensee und Wittwese vom Landesumweltamt Brandenburg nach der Probenahmemethode von Michels (2007, 2008) beprobt. Der Grienericksee wurde im Rahmen des EU-Projektes WISER beprobt (Miler et al. 2013 a). Beide Datensätze wurden harmonisiert und der Seeuferbewertungsindex LIMCO sowie Metrics nach Miler et al. (2013 a) berechnet. Die Uferstrukturgüteklassifizierung für Sublitoral, Eulitoral und Epilitoral wurde nach Ostendorp (2015) berechnet. Hierbei wurde das Seeufer in 100 m Abschnitte eingeteilt (Segmente). Jedes Segment ist wiederum in 3 Subsegmente (ssg, Sublitoral, Eulitoral, Epilitoral) eingeteilt. Jedem Objekttyp ist ein hydromorphologischer Impact zugeordnet. Basierend auf den in Ostendorp (2015) beschriebenen Gleichungen wird für jedes Subsegment ein Impactwert I berechnet mit Werten von 1 (sehr gut) bis 5 (schlecht).

3.4.2 Methodik

Es wurde Regressionsgleichungen zwischen LIMCO und den hydrodromorphologischen Impactwerten der epi-, eu- und sublitoralen Subsegmente ($\bar{I}_{ssg,epi}$, $\bar{I}_{ssg,eu}$ und $\bar{I}_{ssg,sub}$) ermittelt. Basierend auf diesen Regressionsgleichungen wurden für alle Subsegmente in den fünf untersuchten Seen LIMCO Werte berechnet. LIMCO Werte wurden in fünf ökologische Zustandsklassen eingeteilt, basierend auf Miler et al.

(2013): ‘sehr gut’: LIMCO > 0.59 und ≤ 1, ‘gut’: LIMCO > 0.44 und ≤ 59, ‘mäßig’: LIMCO > 0.29 und ≤ 44, ‘unbefriedigend’: LIMCO > 0.15 und ≤ 29 und ‘schlecht’: LIMCO ≤ 0.15. Die Extrapolation der LIMCO Werte zu je einem Gesamtseewert für die epi-, eu- und sublitoralen Zonen eines Sees wurden durch Mittelwertbildung über die epi-, eu- und sublitoralen Subsegmente gebildet. Da die Makrozoobenthos- und HMSdaten nicht normal verteilt waren und Homoskedastizität nicht gegeben war, wurden Spearman Rank Korrelationen durchgeführt. Die statistischen Analysen wurden mit SAS Version 9.1.3 (SAS Institute Inc. Cary NC) durchgeführt.

3.4.3 Ergebnisse

Basierend auf den ermittelten Regressionsgleichungen zwischen LIMCO und $\bar{I}_{ssg,epi}$ zeigte der Grienericksee einen mittleren Gesamtseewert von LIMCO von 0,41 und Dollgowsee, Möllensee, Großer Tietzensee und Wittwensee mittlere Werte zwischen 0,50 und 0,52 (Tabelle 18). Alle fünf Seen zeigten mittlere Gesamtseewerte von LIMCO zwischen 0,44 und 0,55 basierend auf den Regressionsgleichungen zwischen LIMCO und $\bar{I}_{ssg,eu}/\bar{I}_{ssg,sub}$ (Tabelle 18). Dem Grienericksee wurde die Zustandsklasse ‘mäßig’ (Regression LIMCO - $\bar{I}_{ssg,epi}$) bzw. ‘gut’ (Regression LIMCO - $\bar{I}_{ssg,eu}/\bar{I}_{ssg,sub}$) zugeordnet (Tabelle 19). Dollgowsee, Möllensee, Großem Tietzensee und Wittwensee wurde die Zustandsklasse ‘gut’ zugeordnet (Regression LIMCO - $\bar{I}_{ssg,epi}/\bar{I}_{ssg,eu}/\bar{I}_{ssg,sub}$) (Tabelle 19).

Tabelle 18: Korrelation von LIMCO und 15 ausgewählten Metrics mit dem hydromorphologischen Impact \bar{I}_{ssg} in 1.) dem epilitoralen Subsegment ($\bar{I}_{ssg,epi}$), 2.) dem eulitoralen Subsegment ($\bar{I}_{ssg,eu}$) und 3.) dem sublitoralen Subsegment ($\bar{I}_{ssg,sub}$) (n = 30 Probestellen, alle fünf Seen zusammengenommen). AC = Abundanzklasse. Korrelationen mit $p \leq 0.05$ sind fett markiert.

Metric	Hydromorphologischer Impact $\bar{I}_{ssg,epi}$ (Epilitoral)		Hydromorphologischer Impact $\bar{I}_{ssg,eu}$ (Eulitoral)		Hydromorphologischer Impact $\bar{I}_{ssg,sub}$ (Sublitoral)	
	Rho	p	Rho	p	Rho	p
LIMCO	-0.52	0.003	-0.45	0.013	-0.48	0.007
Margalefdiversität	-0.31	0.092	-0.54	0.002	-0.56	0.001
% Zerkleinerer	0.39	0.032	0.19	0.320	0.19	0.310
% Sedimentfresser AC	-0.52	0.003	-0.26	0.16	-0.24	0.203
% Räuber	-0.62	<0.001	-0.63	<0.001	-0.38	0.037
% Grabend/Bohrend	-0.45	0.013	-0.28	0.140	-0.15	0.310
Gastropoda %	0.31	0.091	0.10	0.600	0.14	0.450
Oligochaeta %	0.47	0.009	0.25	0.190	0.26	0.170
Odonata %	-0.64	<0.001	-0.50	0.005	-0.42	0.021
Heteroptera %	0.44	0.015	0.21	0.280	0.29	0.120
Diptera %	-0.35	0.056	-0.38	0.041	-0.17	0.360
Chironomidae % AC	0.47	0.009	0.43	0.018	0.39	0.031

No. Crustacea Taxa	0.22	0.240	0.13	0.500	0.22	0.240
No. Odonata Taxa	-0.65	<0.001	-0.42	0.021	-0.47	0.010
No. EPTCBO Taxa	-0.35	0.062	-0.32	0.084	-0.40	0.028
No. ETO Taxa	-0.36	0.050	-0.35	0.056	-0.43	0.017

Tabelle 19: Mittelwerte ± S.D. des hydromorphologischen Impacts

\bar{I} und von LIMCO

LIMCO Regressionsgleichungen extrapoliert wurden. Dabei wurden folgende Regressionsgleichungen verwendet: LIMCO (Epilitoral) = $(-0.096 * \bar{I}_{sg,epi}) + 0.66$; LIMCO (Eulitoral) = $(-0.078 * \bar{I}_{sg,eu}) + 0.63$; LIMCO (Sublitoral) = $(-0.16 * \bar{I}_{sg,sub}) + 0.70$. Die Berechnungen wurden für jeden See und jede Uferzone (Sublitoral, Eulitoral, Epilitoral) separat durchgeführt. Für LIMCO wurden folgende Klassengrenzen verwendet: LIMCO (sehr gut/gut) = 0.59, LIMCO (gut/mäßig) = 0.44, LIMCO (mäßig/unbefriedigend) = 0.29, LIMCO (unbefriedigend/schlecht) = 0.15 (nach Miler et al. 2013 a).

Zone	Seename	\bar{I}_{ssg}	LIMCO	Zustandsklasse
Epilitoral	Dollgowsee	1.72 ± 0.45	0.50 ± 0.04	gut
Epilitoral	Grienericksee	2.67 ± 1.40	0.41 ± 0.13	mäßig
Epilitoral	Großer Tietzensee	1.44 ± 0.29	0.52 ± 0.03	gut
Epilitoral	Möllensee	1.52 ± 0.41	0.52 ± 0.04	gut
Epilitoral	Wittwensee	1.42 ± 0.34	0.52 ± 0.03	gut
Eulitoral	Dollgowsee	1.09 ± 0.25	0.54 ± 0.02	gut
Eulitoral	Grienericksee	2.46 ± 1.34	0.44 ± 0.11	gut
Eulitoral	Großer Tietzensee	1.02 ± 0.10	0.55 ± 0.01	gut
Eulitoral	Möllensee	1.09 ± 0.17	0.54 ± 0.01	gut
Eulitoral	Wittwensee	1.13 ± 0.16	0.54 ± 0.01	gut
Sublitoral	Dollgowsee	1.02 ± 0.06	0.55 ± 0.01	gut
Sublitoral	Grienericksee	1.51 ± 0.73	0.47 ± 0.11	gut
Sublitoral	Großer Tietzensee	1.00 ± 0.01	0.55 ± 0.00	gut
Sublitoral	Möllensee	1.02 ± 0.12	0.54 ± 0.02	gut
Sublitoral	Wittwensee	1.01 ± 0.02	0.55 ± 0.00	gut

3.4.4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Extrapolation der makrozoobenthosbasierten Gesamtseebewertungen mithilfe von Regressionen mit der HMS Methode in drei Uferzonen ergab plausible Bewertungsergebnisse für die fünf untersuchten Seen (Abbildung 14). Die Plausibilität wird durch photographische Dokumentation der Uferstruktur im Freiland bei der Probenahme sowie Luftaufnahmen von Google earth und Bing maps unterstützt. Der Grienericksee besaß den größten Anteil degradiertes Uferbereiche, während die anderen vier Seen vollständig von natürlicher/naturnaher Landnutzung (hauptsächlich Wald und Feuchtgebiete) im Umland mit keiner oder nur geringer anthropogener Beeinflussung umgeben waren. Daher besaß der Grienericksee die geringsten LIMCO Werte der epi-, eu- und sublitoralen Zonen und die höchsten hydromorphologischen Impactwerte $\bar{I}_{ssg,epi}$, $\bar{I}_{ssg,eu}$ und $\bar{I}_{ssg,sub}$ der fünf untersuchten Seen (Tabelle 18 und Tabelle 19). Dies resultierte in der Zustandsklasse 'gut' der epi-, eu- und sublitoralen Zonen der fünf Seen, außer der epilitoralen Zone in Grienericksee mit der Zustandsklasse 'mäßig' (Tabelle 19).

Kleinskalige physikalische Parameter, wie z.B. Habitatdiversität im Litoral und Vegetationskomplexität in der Uferzone, können jedoch nicht adäquat mit der HMS Methode erfasst werden. Der minimale räumliche Maßstab digitaler Orthophotos, welche für GIS Analysen in der HMS Methode verwendet werden, beträgt 1:25 000. Zusammen mit Freilanduntersuchungen kann mit der HMS Methode die Ausdehnung submerser und emerser Vegetation im Litoral erfasst werden. Aufgrund der räumlichen Auflösung von Objekten von 5 Pixeln x 5 Pixeln, d.h. ca. 2 m x 2 m, und der häufig vorkommenden Wassertrübung kann das Vorkommen und die räumliche Ausdehnung von Unterwasserhabitaten, z.B. Totholz, submersen Wurzeln und Bodensubstraten (organisches Material, Sand, Steine) nicht auf Basis digitaler Orthophotos bestimmt werden (außer großen Totholzstämmen). Diese Habitate können nur durch detaillierte, zeitaufwendige Freilanduntersuchungen über die gesamte Uferlänge hinweg erfasst werden. Totholz, submerse Wurzeln und Bodensubstrate sind keine relevanten anthropogenen Stressoren in der HMS Uferstrukturgütemethode (Ostendorp und Ostendorp 2015). Vegetationskomplexität, d.h. Vegetationsschichten und -typen, können nur durch detaillierte, aufwendige Freilanduntersuchungen erfasst werden. Habitatdiversität im Litoral und Vegetationskomplexität in der Uferzone stellen wichtige Einflussfaktoren auf die Zusammensetzung von Makrozoobenthosgemeinschaften dar (Miler et al. 2012, McGoff et al. 2013a). Eine hohe litorale Habitatdiversität und Vegetationskomplexität in der Uferzone wirken sich positiv auf bewertungsrelevante Metrics aus (hohe taxonomische Diversität, hohe Taxazahlen und Abundanzen störungssensitiver Arten, z.B. 'Anzahl ETO Taxa', Miler et al. 2012). Da sowohl Habitatdiversität und Vegetationskomplexität nicht adäquat mit der HMS Methode erfasst werden können, können diese nicht als morphologische Parameter in die Regressionsgleichungen miteinbezogen werden, welche hier zur Extrapolation des multimetrischen Bewertungsindex LIMCO verwendet werden. Habitatdiversität und Vegetationskomplexität können jedoch mit der LHS Methode erfasst werden, welche nur spezifische Probenahmestellen im Detail erfasst. Die LHS Methode kann zur Berechnung von Stressorindexvariablen und zur Kalibrierung multimetrischer Bewertungsindices verwendet werden (Miler et al. 2013, 2014). Die GIS-basierte HMS Methode kann potentiell auch zur Quantifizierung von Stressor-Belastungsbeziehungen verwendet werden, jedoch in einem räumlich weniger stark aufgelösten Maßstab im Vergleich zur LHS Methode. Beispielsweise kann die Anzahl und Flächen der HMS Objekttypen (siehe Miler et al. 2015, Ostendorp 2015, Ostendorp und Ostendorp 2015) verwendet werden, um die Diversität der HMS Objekttypen (oder Subsets von HMS Objekttypen) zu berechnen, analog zur Habitatdiversität im Litoral. Zudem kann die HMS Methode potentiell dazu verwendet werden, topologische Beziehungen, z.B. den Grad der Vegetationsbedeckung, zu berechnen, um Stressor-Belastungsbeziehungen zur Bewertungsmethodenentwicklung zu quantifizieren.

Der Focus dieser Analysen lag auf der Gesamtseebewertung von Tieflandseen in Mitteleuropa. Dennoch ist zu erwarten, dass die vorgeschlagene Extrapolationsmethode auch auf andere Seetypen und geographische Regionen angewendet werden kann. Hierfür sollten seetyp- und regionsspezifische Bewertungsindices (z.B. von LIMCO) verwendet werden und die HMS Methode ist unabhängig von Seetyp und geographischer Region. Das Vorkommen von anthropogenen Seeuferbelastungen, wie Steganlagen, Spundwänden und Badestränden, wird denselben negativen Einfluss auf die Ufermorphologie haben in Seen des Tieflandes, Flusseen des Tieflandes und Voralpen-/ Alpenseen wie auch in Mittel-, Nord- und Südeuropa. Die Untersuchung zusätzlicher Seetypen (Flusseen des Tieflandes, Voralpen-/ Alpenseen) und geographischer Regionen (außerhalb Mitteleuropas) ist notwendig, um die hier dargestellte Extrapolationsmethode zu präzisieren und zu plausibilisieren, da der Einfluss der Ufermorphologie auf die Makrozoobenthosgemeinschaft und die Zusammensetzung multimetrischer Bewertungsmethoden, wie z.B. LIMCO, seetyp- und regionsspezifisch sind.

Zusammenfassend liefert die Extrapolation der stellen-spezifischen Bewertung zu einer Gesamtseebewertung mithilfe der Uferstrukturgütegartierung nach Ostendorp (2015) sinnvolle und plausible Gesamtseebewertungen. Eine Auswertung weiterer Uferstrukturgüte- und Makrozoobenthosdaten (zusätzliche Seen und Probestellen, größere Bandbreite an belasteten und natürlichen Stellen) lässt sich dazu verwenden, diese ersten Ergebnisse zu überprüfen und zu validieren.

Abbildung 14: Photographische Dokumentation der Probestellen: A natürliche Stelle am Dollgowsee (D1, hauptsächlich emerse Makrophyten und Seerosen), B Badestrand am Grienericksee (G2), C Steg am Grienericksee (G7), D natürliche Stelle am Lake Grienericksee (G9, hauptsächlich Totholz und emerse Makrophyten), E natürliche Stelle am Möllensee (M3, hauptsächlich emerse Makrophyten), F natürliche Stelle am Großen Tietzensee (T4, hauptsächlich emerse Makrophyten) und G natürliche Stelle am Wittwensee (W4, hauptsächlich emerse Makrophyten).



3.5 Weiterentwicklung eines biologischen Bewertungsansatzes für die Hydro- morphologie von künstlichen und natürlichen Seen (bioforum GmbH)

Ursprünglich war hier nur die Überarbeitung der multimetrischen AESHNA-Indices für künstliche Gewässer vorgesehen. Zu Beginn der Arbeiten wurde jedoch die Umstellung des gewässertypspezifischen Bewertungsansatz in einen Ufertypspezifischen Ansatz für alle Gewässertypen getestet und für wichtig befunden.

Durch die ufertypspezifische Bewertung wurden vor allem auch ufertypspezifische Faunaindices notwendig. Diese Ausarbeitung sowie ein Bewertungstool wurden im Rahmen einer Aufstockung beauftragt.

Die Ergebnisse zeigten, dass keine prinzipielle Unterscheidung zwischen natürlichen und künstlichen Gewässern notwendig war. So wurden beide überwiegend gemeinsam bearbeitet.

3.5.1 Erarbeitung einer Ufertypologie

Als Grundlage für die Zuweisung von Ufertypen standen anfangs nur die Feldprotokolldaten, sowie Strukturgüteklassifizierungsdaten nach Informus zur Verfügung. Hieraus ergaben sich erste Typisierungsansätze nach den dominanten Habitaten. Ein ähnlicher Ansatz, 16 Ufertypen als Kombination von Substrat-, Vegetations- und Ufersteilheitsklassen wurde auch schon 2006 zur Festlegung von Probestellen bei Baggerseen eingesetzt (Böhmer 2006). Derartig viele Typen ließen sich jedoch mittels der geringen verfügbaren Datenbasis nicht aussagekräftig auswerten, so dass zunächst nur die nachfolgenden Ansätze in Betracht gezogen wurden:

1. Mittels der für alle Stellen vorhandenen Daten (Feldprotokoll) → Substrat-/Habitattypen:

Röhricht --- Grobsubstrat (Steine/Kies) -- Feinsubstrat (Sand/Schlamm) -- Organisch (Detritus/Torf)

Ein hierbei auftretendes Problem war, dass die Klassifizierung oft wegen eventuell veränderten Habitaten nicht eindeutig war.

2. Mittels der teilweise vorhandenen Strukturgütedaten - Ufertypen des SUK-Verfahrens:

Moräne -- Sand -- Moor

3. Klassifizierung aufgrund Ufersteilheit und Breite potentieller Schilfwuchszone - Ufervegetations-Habitattypen:

Flachufer: -- Ausgeprägtes Röhricht -- Grobsubstrat / Kaum Röhricht -- Feinsubstrat / kaum Röhricht –
eventuell

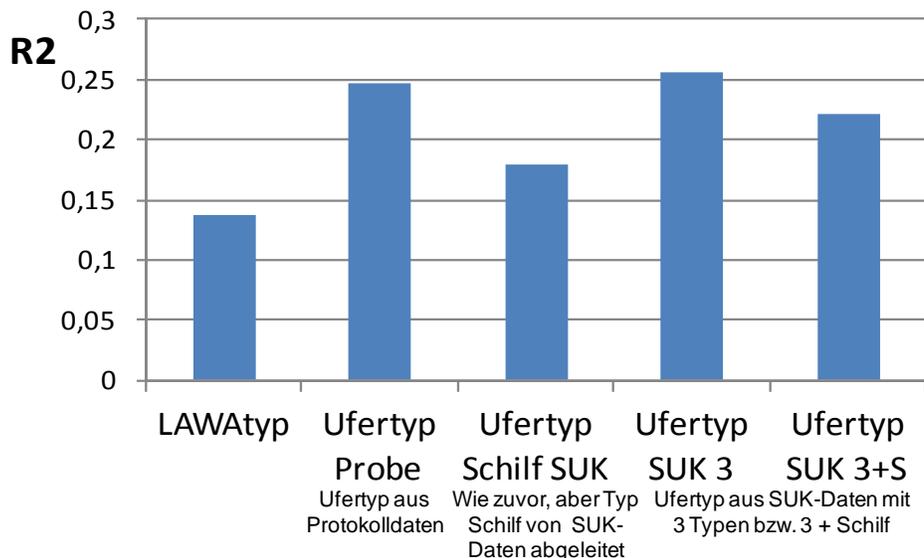
Moorufer

Steilufer: -- Grobsubstrat -- Feinsubstrat

Der dritte Ansatz wurde konnte wegen zu spät verfügbaren Ufersteilheitsdaten nicht getestet werden.

Zum Testen der Eignung der anderen Ufertypologien wurden auf diesen basierende Faunaindices abgeleitet und mit der Strukturgüte korreliert:

Abbildung 15: Vergleich der Korrelationsstärken ufertypspezifischer Faunaindices mit der SUK Struktur-güteklassifizierung



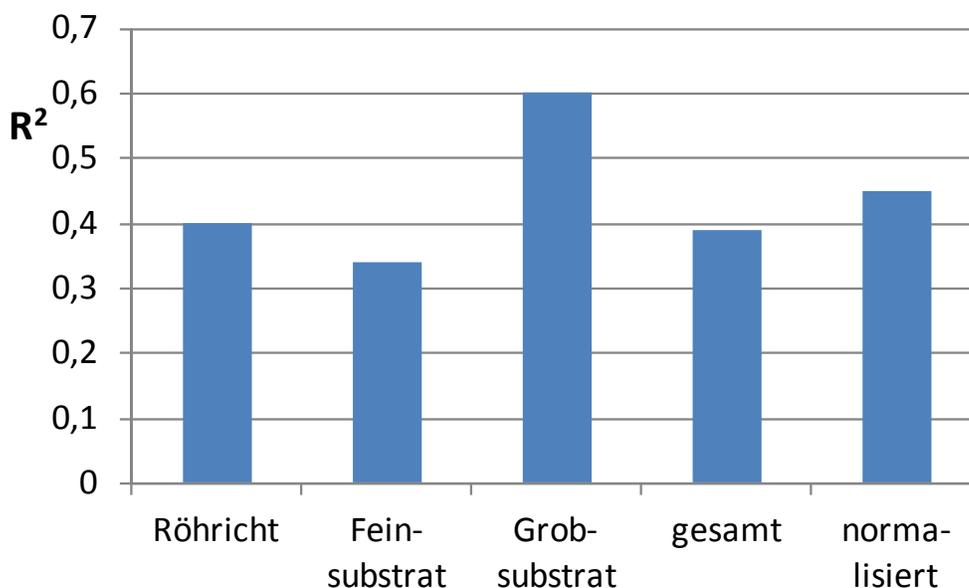
Eigene Darstellung, bioforum GmbH

Es zeigte sich eindeutig, dass der Gewässertyp alleine („LAWA Typ“) keine aussagekräftige Faunaindexstufung hervorbrachte. Gut geeignet waren dagegen die drei Ufertypen aus den Feldprotokoll Daten sowie die drei Ufertypen des SUK-Verfahrens (Sand, Moräne, Organisch/Moor). Da letzteres jedoch schwerer nachvollziehbar, aufwändiger zu klassifizieren und zudem nur für einen kleineren Teil der Datensätze zur Verfügung stand, wurde mit den drei Typen auf Basis der Feldprotokolle weiter gearbeitet:

Grobsubstrat -- Feinsubstrat -- Schilf/Organisch

Die Korrelationsstärken unterschieden sich deutlich zwischen den Ufertypen:

Abbildung 16: Vergleich der Korrelationsstärken des Faunaindex mit der SUK Strukturgüteklassifizierung zwischen den Ufertypen



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

Schlußfolgernd wurde folgendes Fazit zu den Ufertypen gezogen:

- ▶ Ufertyp-spezifische Faunaindices ergeben deutlich bessere Resultate als nur gewässertypspezifische.
- ▶ Auch bei gewässertypspezifischen Faunaindices ergaben sich schon, wenn die Ankerpunkte für die FI-Standardisierung Ufertyp-spezifisch angepasst wurden
- ▶ Leicht verbesserte Resultate ergaben sich in entsprechender Weise auch für die weiteren bewertungsrelevanten Metrics bei ufertypspezifischer Anpassung der Ankerpunkte. Die Ufertypen besaßen also auch eine geringe Relevanz für diese weiteren Metrics.

→ Insgesamt sind die Ufertypen also hilfreich für die Makrozoobenthosbewertung.

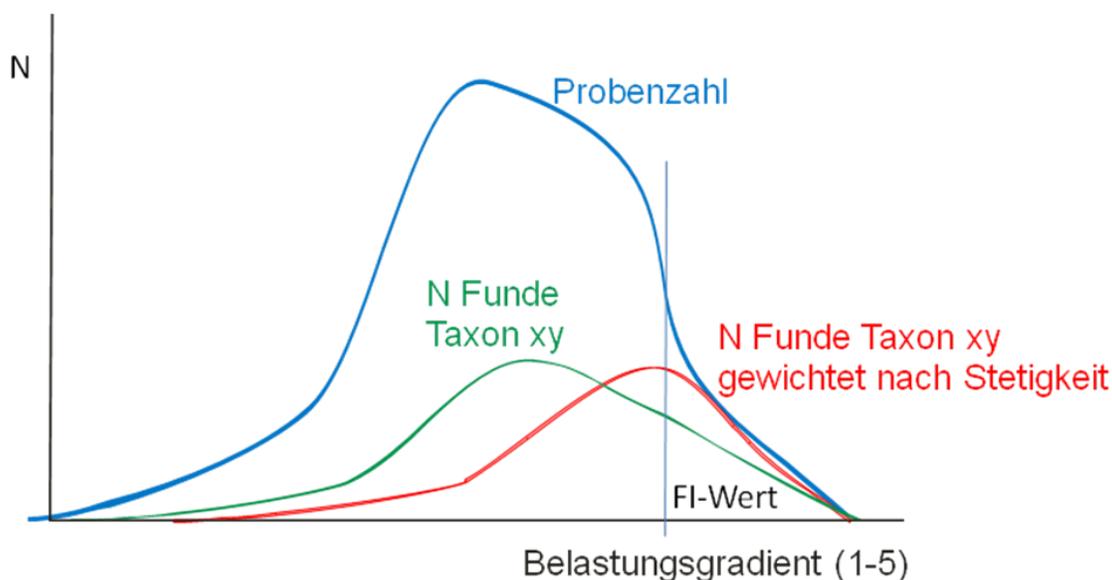
→ Die bisherige Seentypologie ist aber weiter für die MZB-Bewertung bedeutsam - für die Ankerpunkte der Metrics sowie für die Zusammensetzung des Multimetric Index.

3.5.2 Einstufung der Faunaindexwerte der Taxa

Die Faunaindexwerte der Taxa wurden im ersten Schritt rein datenbasiert ermittelt, und erst im zweiten Schritt plausibilisiert und mittels Expertenwissen überarbeitet. Die mathematische Ableitung erfolgte nach den zuvor beschriebenen Ufertypen (Grobmaterialufer, Feinmaterialufer, Schilf) mit mittels den im LAWA-Hydromorphologieprojekt erarbeiteten Strukturparametern sowie der SUK-Strukturklassifizierung nach Informus als Eichgröße. Hierbei wurde nur die Uferzone berücksichtigt, weil diese am deutlichsten mit den Faunaindices korrelierte, und weil einige Bundesländer das Gewässerumfeld soweit wie möglich aus der resultierenden Makrozoobenthosbewertung ausschließen wollten.

Hierzu wird ein Abundanz- und Stetigkeits-gewichteter Schwerpunkt des Vorkommens im Belastungsgradient berechnet (Häufigkeitsklassen-gewichtete Mittel des Strukturindex für jedes Taxon auf der Basis aller Probestellendaten für jeden Ufertyp). Um verlässliche Werte zu erhalten, wurden nur Taxa einbezogen, die mindestens an 10% aller Probestellen oder an mindestens 10% einer einzelnen von 5 Stressorindexklassen vertreten waren. Außerdem wurden mittlere Indexwerte (zwischen 2,70 und 3,30 im Wertebereich von 1,0 bis 5,0) nur dann verwendet, wenn die Taxa einen Verbreitungsschwerpunkt im mittleren Belastungsbereich besaßen, denn bei gleichverteiltem Vorkommen über den gesamten Belastungsgradient besitzt das Taxon keine Aussagekraft bezüglich der Belastung.

Abbildung 17: Prinzip der Abundanz- und Stetigkeits-gewichteten Ableitung der Faunaindexwerte der Taxa



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

Nach Ableitung der Faunaindexwerte musste geprüft werden, für welche Taxa die Ergebnisse plausibel waren (faunistisch taxonomische Einschätzung). Zum einen sind Ergebnisse auf zu geringer Datenbasis unsicher, zum anderen können auch Ergebnisse mit größerer Datenbasis durch lokale Faktoren beeinflusst sein. Unplausible Taxaergebnisse werden zunächst ausgeschlossen, um nach der finalen Ableitung des Faunaindex mit den Expertenklassifizierungen nach Hess et al. (2015) verglichen zu werden.

Einige der zunächst ausgeschlossenen Taxa wurden wieder mit Werten versehen, wenn alle nah verwandten Taxa vergleichbare Indikatorwerte zeigten.

Es resultierten Indikatorwerte für 70 bis 109 Taxa der operationellen Taxaliste, bzw. 123 bis 150 Taxa insgesamt.

Die Berechnung wurde zweimal durchgeführt - im Jahr 2014 als Grundlage für die Analysen/Auswahl der Ufertypen sowie der Gewässerstrukturparameter und im Jahr 2015 erneut auf der Basis der endgültig ausgewählten Strukturparametern und Ufertypen.

Im nächsten Schritt war eine Überarbeitung in Kooperation mit Experten auf dem AESHNA-Expertenworkshop geplant. Die anwesenden Experten erachteten es jedoch nicht für sinnvoll, eine Verschneidung der zwei prinzipiell verschiedenen Listen (zuvor beschriebene, überwiegend datenbasierte AESHNA-Liste sowie die Expertenklassifizierte Liste nach Hess et al. (2015) vorzunehmen.

Dennoch wurde eine Verschneidung beider Listen nach folgenden Regeln durchgeführt:

- a) Übernahme der mangels ausreichender Datenbasis nicht eingestuften seltenen Taxa
- b) Anpassungen bei Taxa mit deutlichen Einstufungsunterschieden sofern die Korrelation des resultierenden Faunaindices der Stellen mit der Uferstruktur nicht verschlechtert wird

Die resultierende Gesamtliste umfasst 318 Taxa fürs Grobmaterialufer, 328 Taxa fürs Feinmaterialufer und 371 Taxa fürs Schilf-/Organikufer.

Der ufertypspezifische Faunaindex wurde dann für die Probenahmen analog zum Saprobienindex wie folgt berechnet:

$$\text{Faunaindex} = \frac{\sum_{i=1}^n IW \times HK \times G}{\sum_{i=1}^n HK \times G}$$

wobei IW = Indikatorwert, HK = Häufigkeitsklasse und G = Indikationsgewicht

3.5.3 Tests weiterer Metrics und Änderungen der multimetrischen Indices

3.5.3.1 Ableitung der Ankerpunkte

Um Indices in die Gesamtbewertung einbeziehen zu können, müssen diese typspezifisch auf 0 bis 1 normiert werden. Die hierzu notwendigen Ankerpunkte für die Kombinationen aus Ufertyp und LAWA-Typ wurden aus den Regressionsgeraden der Belastungsreaktion und den 90/10-Perzentilen der Werteverteilungen abgeleitet.

3.5.3.2 Überarbeitung der Metrickombinationen

Das AESHNA-Verfahren ist seit 2012 interkalibriert. Daher sind die Metrics festgeschrieben und es war kein Bestandteil des Projekts, die Metric-Kombinationen zu überarbeiten.

Da von den Anwendern jedoch neue Metrics zum Test vorgeschlagen wurden und weil sich der Odonatenanteil in der Praxis als unzuverlässig erwies wurden einige Variationen der bisherigen multimetrischen Indizes getestet.

Das bayerische Projekt Hess et al. (2015) schlug einige Metrics zur Integration in AESHNA vor. Diese wurden zunächst für die Projektdaten berechnet und mit den Belastungsdaten korreliert. Hierbei handelte es sich um eine Expertenklassifizierte Version des Faunaindex, die typspezifische Artenvielfalt, den Verlandungsindex, den Neozoenanteil, sowie den Anteil an Holzbewohnern nach einer eigenen Einstufungsliste.

Die Ergebnisse der Korrelationen zeigten, dass der Experten-klassifizierte Faunaindex durchgehend schwächer bis gar nicht mit der Strukturgüteklassifizierung korrelierte als der datenbasierte, wobei die stärkste Korrelation bei den Flusseen sogar negativ statt positiv ausfiel (niedrigerer Faunaindex = bessere Bewertung bei höherer Belastung).

Die weiteren vorgeschlagenen Metrics zeigten mit Ausnahme der Neozoen und des Verlandungsindex in den Flusseen praktisch keine Korrelationen mit der Uferstrukturgüte.

Die insgesamt ungenügenden Korrelationen der bayerischen Metrics mit der Uferstrukturgüte werden von bearbeitenden Experten der Experten-klassifizierten Liste damit begründet, dass die Uferstrukturgüte (sowohl nach LAWa als auch nach Informus) keine Relevanz fürs Makrozoobenthos besitze. Tatsächlich aggregiert die Uferstrukturgüte die Seeuferabschnitte in größeren Bereichen (meist 200-500m) als die Makrozoobenthoserhebungen (50-100m), und auch die betrachteten Schadstrukturen (wie Stege oder Ufermauern) betreffen nicht nur das von den Experten als relevant betrachtete Flachwasser), aber dennoch vertreten wir die Meinung, dass die Uferstrukturgüte auf jeden Fall eine gewisse Relevanz fürs Makrozoobenthos besitzt. Aufgrund dieser Meinungsunterschiede wurde auf dem AESHNA-Workshop beschlossen, für die Zukunft eine MZB-relevante Belastungsklassifizierung zu entwickeln.

Tabelle 20: Korrelationen der getesteten Metrics mit der Uferstrukturgüte

Pearsson's R	Gesamtdaten	Bayerndaten	Tieflanddaten	Tieflanddaten Typ 12
Faunaindex, datenbasiert	0,46	0,45	0,44	0,69
Faunaindex, Experten-klassifiziert	0,09	0,30	-0,07	-0,42
% Neozoa	0,11	0,15	0,18	0,30
% Holzbewohner	-0,04	0,14	-0,02	-0,16
Typspezifische Artenvielfalt	0,07	0,13	-0,01	-0,09
Verlandungsindex	0,15	0,15	-0,17	-0,46

Dennoch wurden zwei dieser Metrics als potentiell Kandidaten für den Multimetricen Gesamtindex getestet:

Die typspezifische Artenvielfalt als Ersatz für die notwendigen aber ebenfalls nur schwach korrelierenden Diversitätsmetrics erbrachte keine deutliche Veränderung der Eignung des Gesamtindex. Da sie jedoch theoretisch mehr Sinn ergibt als reine Diversitätsindizes wurde dieses Metric ausgetauscht.

Der Anteil an Totholzbewohnern eignete sich zwar mangels Korrelation mit der Belastung nicht als Metric. Wegen dem starken Wusch aller Experten und Ländervertreter, den Totholzanteil in den Gewässern in irgendeiner Form zu bewerten, wurde zusätzlich der Anteil an Holzfressern getestet. Dieser korrelierte immerhin etwas mit der Uferstrukturgüte (R je nach Datenbasis zwischen 0,1 und 0,3) so dass diese Metric zusätzlich für alle Typen aufgenommen wurde.

Das dritte zum Austausch getestete Metric ist der Odonatenanteil. Der Odonatenanteil war in den Proben zu starken Zufallsschwankungen unterworfen, weil die Odonaten nur in geringen Dichten vorkommen. Auch hier erbrachte der Ersatz durch den Anteil EPTCBO-Taxa keine bedeutsamen Änderungen, so dass das Metric ersetzt wurde.

Trotz der fehlenden Eignung als Bewertungsmetric werden die Neozoen sowie der Verlandungsindex als informatives Zusatzmetric aufgenommen

3.5.3.3 Resultierende multimetrische Indices:

Die zuvor beschriebenen Änderungen führten zu den folgenden multimetrischen Indizes für die AESHNA-Bewertung:

▶ Alpen/Alpenvorland

$(2 \cdot \text{Faunaindex} + \text{EPTCBOHK\%} + \text{typspezifische Vielfalt} + \text{Sedimentfresser HK\%} + \text{Holzfresser HK\%} + \text{Fortpflanzungsstrategie rk})/7$

▶ Tiefland

1. Untertypen mit unterschiedlichen multimetrischen Indizes und Ankerpunkten

▪ Seen:

$(\text{Faunaindex} + \text{Lithal HK\%} + \text{EPTCBO HK\%} + \text{Typspezifische Vielfalt} + \text{Holzfresser HK\%})/5$

▪ Flusseen:

$(\text{Faunaindex} + \text{Chironomidae HK\%} + \text{Typspezifische Vielfalt} + \text{Holzfresser HK\%})/4$

▶ Bagger-/Tagebauseen

1. Untertypen mit unterschiedlichen multimetrischen Indizes und Ankerpunkten

2. Baggerseen und Tagebauseen:

$(2 \cdot \text{Faunaindex} + \text{Lithal HK\%} + \text{Sedimentfresser HK\%} + \text{Stehgewässerbewohner \%Ind.} + \text{ASPT} + \text{Anzahl EPTCBO-Taxa} + \text{Odonata Ind.\%} + \text{ETO HK\%} + \text{Chironominae Ind.\%})/10$

3. Rheinangebundene Baggerseen :

$(2 \cdot \text{Faunaindex} + \text{Räuber HK\%} + \text{Xenoligosaprobe HK\%} + \text{Anzahl EPTCBO-Taxa} + \text{Gastropoda Ind.\%} + \text{Insecta HK\%})/7$

3.5.4 Besonderheiten der Bewertung künstlicher Seen

Gemäß WRRL wird bei natürlichen Seen eine Bewertung des ökologischen Zustands in 5 Klassen vorgenommen,

Bei künstlichen Wasserkörpern wie Kies-Baggerseen und Tagebauseen orientiert sich die Bewertung unter Berücksichtigung der nutzungsbedingten Einschränkungen an den Verhältnissen des jeweils ähnlichsten natürlichen Seetyps. Wenn diese Einschränkungen die Bewertungsergebnisse beeinflussen, kann keine sehr gute ökologische Zustand mehr erreicht werden und die Bewertung orientiert sich am besten noch erreichbaren Zustand, dem guten ökologischen Potential.

Bei der AESHNA Bewertung werden alle künstlichen Seen entsprechend den natürlichen nach dem ökologischen Zustand in 5 Klassen bewertet. Falls jedoch hydromorphologische, nutzungsbedingte oder andere Beeinträchtigungen vorliegen sollten, die im Sinne der HMWB-Ausweisung nicht beseitigt werden können (z.B. weiterer Kiesabbau oder Versauerung), dann sollte eine Bewertung des ökologischen Potentials erfolgen. Ein Beispiel für die Ableitung des ökologischen Potentials für versauerte Seen wird in Böhmer (2008) gegeben.

3.5.5 Anpassung an die Interkalibrierungsergebnisse

Das AESHNA-Verfahren für natürliche Seen, Stand 2011, ist erfolgreich interkalibriert worden. Durch die in den zuvor beschriebenen Kapiteln erfolgten Verfahrensanpassungen könnten jedoch Verschiebungen in der Bewertungsstrenge erfolgt sein. Daher musste die Bewertungsstrenge überprüft und bei Bedarf angepasst werden. Dies erfolgte durch eine entsprechende Anpassung der Ankerpunkte.

3.5.6 Bewertungstool

- ▶ Softwarevoraussetzung: Access 2003 oder höher
- ▶ Ermöglicht Berechnung von AESHNA-Bewertungsergebnissen sowie Datenhaltung
- ▶ Alle Bewertungsgrundlagen voll einsehbar (Tabellen, Abfragen, Visual Basic Programm)

Änderungen zur Vorversion:

- ▶ Layout und Formulare
 1. Kleinere Änderungen,
u.a. Ausgabe der Taxalisten mit den Einstufungen für die bewertungsrelevanten Metrics
- ▶ Integration der neuen AESHNA-Version mit alternativen Berechnungsmöglichkeiten
 1. Ufertypspezifischer Faunaindex
 - Datenabgeleitet (AESHNA-Version)
 - Expertenklassifiziert (Hess/Otto et al 2015)
 2. Neue nicht bewertungsrelevante Zusatzmetrics, z.B. zu Neozoa
 3. Wegfall der Aggregation habitatspezifischer Proben zu Multihabitatproben

Es folgt eine Kurzübersicht über das Programm. Eine ausführliche Bedienungsanleitung ist im Programm integriert:

Abbildung 18: Startseite



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

Registerkarte Datenimport:

- ▶ Importschaltfläche für Excel-Dateien
- ▶ Datenstruktur entsprechend Asterics Software für Fließgewässer MZB

DV-Nummer oder ID_ART als Taxacode

Probenbezeichnung

Abbildung 19: Template für Datenimport

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1		DV-Nr	ID_ART	TAXON_NAME	102630	102621	102626	102627	102622	102619
2	Seename				See A	See A	See A	See A	See B	See B
3	Seetyp				2	2	2	3	3	3
4	Utertyp				Schilf	Schilf	Grobsubstrat	Feinsubstrat	G	S
5										
6	Probenstelle				A1	A2	A3	A4	B1	B2
7	Datum				17.04.2011	18.04.2011	17.04.2011	17.04.2011	18.04.2011	18.04.2011
8	Rechtswert				4568431					
9	Hochwert				5308190					
10	Anmerkung									
11		17	Oulimnius tuberculatus				3	1	3	
12		21	Platambus maculatus			3				
13		69	Cyrnus trimaculatus					3		
14		96	Hydrometra stagnorum							
15		101	Platycnemis pennipes			29	37		47	1
16		104	Ecnomus tenellus				3	8	13	1
17		126	Limnephilidae						1	
18		148	Limnephilus				18			
19		156	Caenis horaria		368	16	368	533	153	5
20		159	Ischnura elegans		13	18	32	8	24	
21		172	Anacaena limbata			3				
22		190	Goera pilosa							
23		209	Athripsodes aterimus				18			7
24		211	Athripsodes cinereus					27	3	

Eigene Darstellung, bioforum GmbH

Abbildung 20: Register Datenbearbeitung



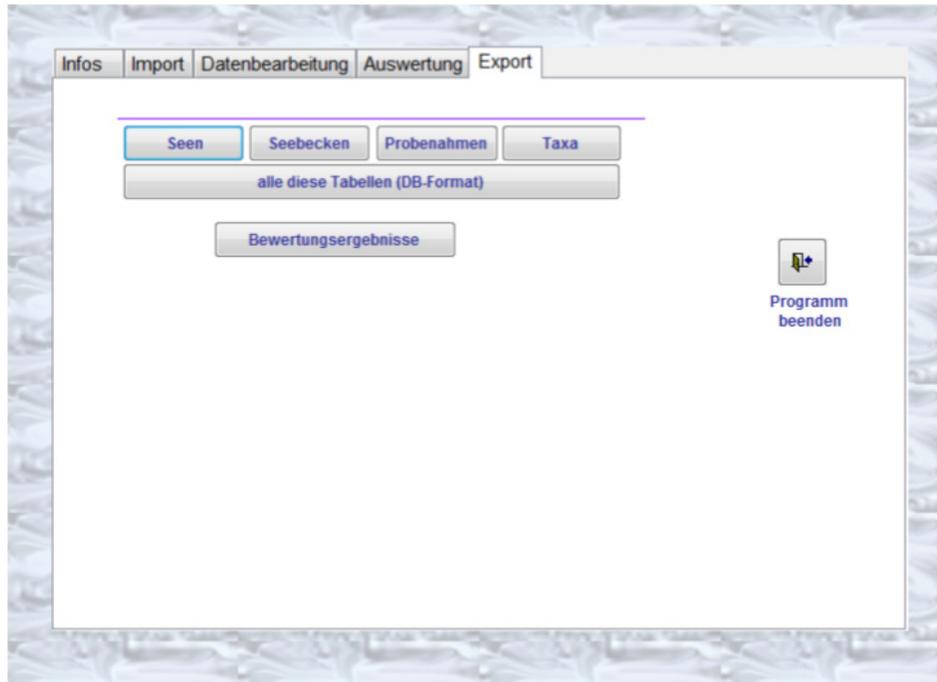
Eigene Darstellung, bioforum GmbH

Register Auswertung

- ▶ Schaltfläche für Darstellung der Bewertungsergebnisse:
- ▶ Gesamtbewertung in zwei Varianten:
 1. Mit datenabgeleitetem Faunaindex
 2. Mit expertenklassifiziertem Faunaindex (BY)
- ▶ Bewertungsrelevante Einzelmetrics, je im Original sowie als EQR

- Auswahl weiterer Metrics zur Interpretation der Ergebnisse

Abbildung 21: Register Export



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

3.6 Ufer-Revitalisierung mit Totholz und Schilf zur Erreichung des „Guten Ökologischen Zustands“ bzw. Potenzials (IGB)

3.6.1 Vergleich der AESHNA Bewertung, Makrozoobenthosdiversität und des Neozoenanteils in verschiedenen Habitaten (IGB)

3.6.1.1 Probenahme

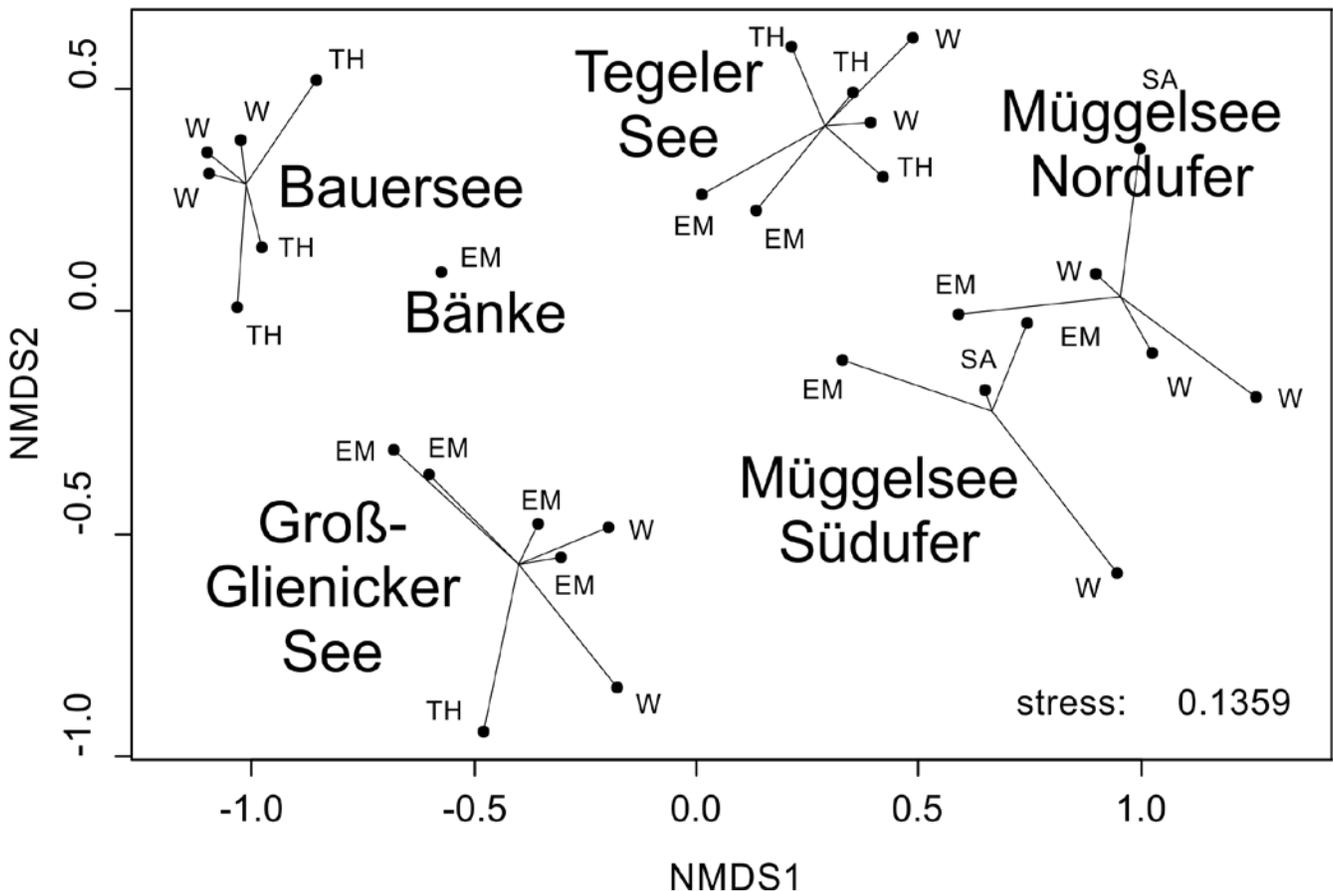
Es wurden Makrozoobenthosdaten von fünf Seen im Bundesland Berlin verwendet: (Tegeler See (2 natürliche Stellen), Bauersee (1 natürliche Stelle), Bänke (Teilbecken des Müggelsees, 1 natürliche Stelle), Groß Glienicker See (2 natürliche Stellen), Müggelsee (Hauptbecken, je eine natürliche und degradierte Stelle am Südufer und Nordufer). An jeder Probestelle wurde das Makrozoobenthos der Habitats emerse Makrophyten (EM), Totholz (TH) und submerse Wurzeln (W) sowie an den degradierten Stellen des Habitats Sand (SA) beprobt. Es wurden hierbei 1 bis maximal 3 Replikate pro Stelle und Habitat beprobt.

3.6.1.2 Ergebnisse und Diskussion

Die Makrozoobenthoszusammensetzung wurde durch die geographische Lage der untersuchten Probestellen beeinflusst, d.h. in welchem See/Seeteil sie sich befanden (ANOSIM, $F = 7.05$, $r^2 = 0.60$, $p = 0.001$ ***; Abbildung 22). Die Makrozoobenthosproben trennen sich deutlich nach den einzelnen Wasserkörpern (Seen/Seeteilen) auf. Interessanterweise weisen die Makrozoobenthosgemeinschaften von Bauersee und Bänke eine größere Ähnlichkeit zu Tegeler See und Groß-Glienicker See als zum Müggelsee auf, ob-

wohl diese mit letzterem durch die Müggelspree und Kanäle eng verbunden sind. Dieser Effekt ist vermutlich auf den geringeren Anteil an Neozoen in Bauersee und Bänke im Vergleich zum Müggelsee zurückzuführen (siehe unten).

Abbildung 22: NMDS Plot der Makrozoobenthosgemeinschaften an den untersuchten Probestellen (getrennt nach See, Stelle, Habitat und Replikat). Emerse Makrophyten (EM), Totholz (TH), submersen Wurzeln (W), Sand (SA).



Eigene Darstellung, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

Obwohl die Zusammensetzung des Makrozoobenthos über alle Wasserkörper hinweg keine signifikanten Unterschiede zwischen den Habitaten zeigte (ANOSIM, $F = 1,51$, $r^2 = 0,15$, $p = 0,064$, ns), ließen sich die Habitate innerhalb der untersuchten Wasserkörper teilweise auftrennen (Abbildung 22, ANOSIM, Groß-Glienicker See: $F = 2,62$, $r^2 = 0,57$, $p = 0,016$ *; Tegeler See: $F = 1,55$, $r^2 = 0,44$, $p = 0,019$ *; Müggelsee Nordufer: $F = 1,42$, $r^2 = 0,59$, $p = 0,3$, ns; Müggelsee Südufer, $F = 1,78$, $r^2 = 0,78$, $p = 0,042$ *; Bauersee, $F = 1,66$, $r^2 = 0,29$, $p = 0,1$, ns).

Die Probestellen der untersuchten Seen wurden mit der Seeuferbewertungsmethode AESHNA Tieflandseen (Miler et al. 2011, 2013 b) bewertet. Dabei wurden wurde nach Seen des Tieflandes (Seetypen 10, 11, 13, 14) und Flusseen des Tieflandes (Seetyp 12) in der Zusammensetzung der Bewertungsmetrics unterschieden:

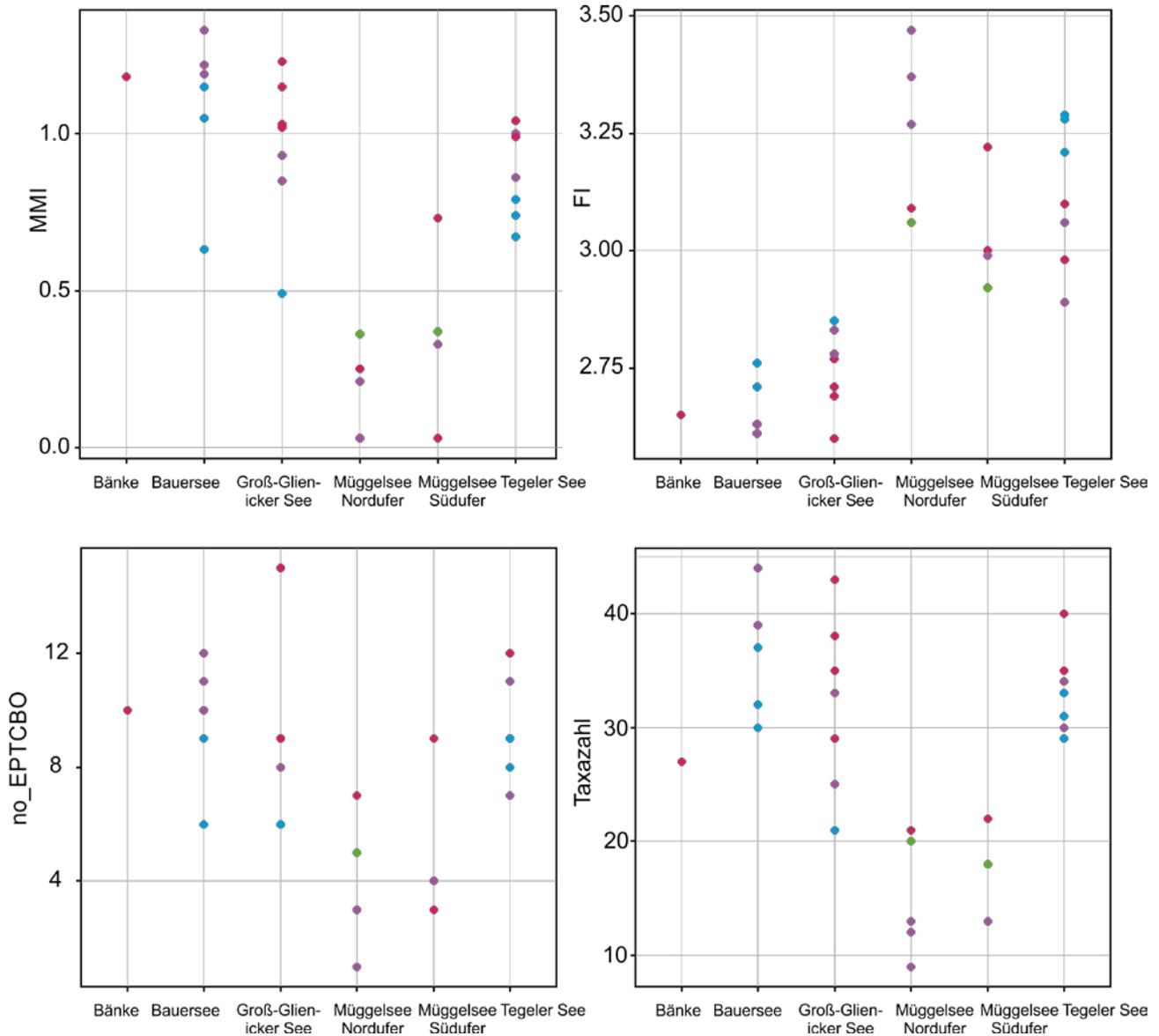
$$\text{Seen des Tieflandes: } \text{MMI} = (\text{FI} + \text{LIT_HKPerc} + \text{Odo_HK} + \text{no_ETO})/4 \quad (1)$$

Flusseen des Tieflandes: $MMI = (FI + \text{Chiro_HKPerc} + \text{Margalef})/3$ (2)

(FI = Faunaindex, LIT_HKPerc = prozentualer Anteil Abundanzklassen der Lithalbewohner, Odo_HK = prozentualer Anteil Abundanzklassen der Odonata, no_ETO = Anzahl Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata Taxa, Chiro_HKPerc = prozentualer Anteil Abundanzklassen der Chironomidae, Margalef = Margalefdiversität)

Die Bänke (Teil des Müggelsees) und der Bauersee (Verbindung zum großen Müggelsee über den kleinen Müggelsee, die Müggelspreewald und einen Kanal) wurden dabei dem Seetyp 11 des Großen Müggelsees zugeordnet. Zusammen mit dem Groß-Glienicker See (Seetyp 13) wurden diese Seen/Seeteile somit den Seen des Tieflandes zugeordnet und mit den entsprechenden Metrics bewertet (siehe Formel (1)). Der Tegeler See wurde dem Seetyp Flusseen des Tieflandes zugeordnet (Seetyp 12) und diese Probestellen mit dem entsprechenden multimetrischen Index bewertet (siehe Formel (2)).

Abbildung 23: Metric-Werte an den untersuchten Probestellen (pro See, Stelle, Habitat und Replikat), farblich getrennt nach Habitaten: MMI = multimetrischer Index, FI = Faunaindex, Taxazahl und no_EPTCBO = Anzahl Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Coleoptera, Bivalvia, Plecoptera Taxa. Rot = emerse Makrophyten (Schilf), grün = Sand, blau = Totholz, lila = Baumwurzeln.



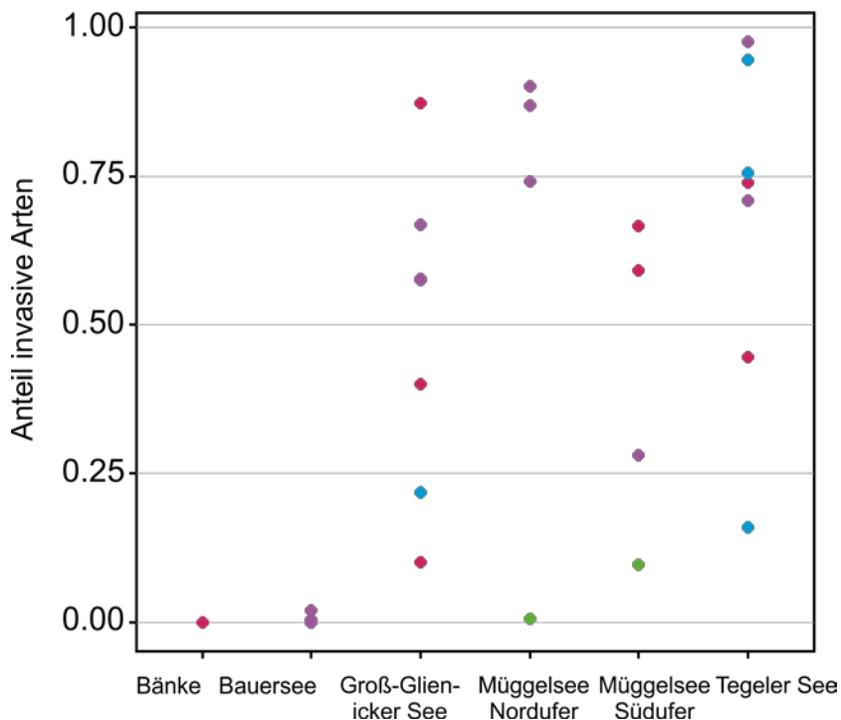
Eigene Darstellung, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

Insgesamt wurden Nord- und Südufer des Müggelsees am schlechtesten bewertet, sowie der Bauersee und die Bänke am besten (MMI, Abbildung 23). Am Müggelsee zeigten sich interessanterweise keine signifikanten Unterschiede in der Bewertung und Taxazahl zwischen den Best-of (MS_N_1 und MS_S_1) und den Defizitstellen (MS_N_2 und MS_S_2) (Abbildung 23, ANOVA, MMI, Südufer: $F = 3.083$, $p = 0.221$, ns; Nordufer: $F = 0.044$, $p = 0.847$, ns; Taxazahl, Südufer: $F = 0.004$, $p = 0.955$, ns; Nordufer: $F = 0.22$, $p = 0.671$, ns). Daher wurden in den Abbildungen und die Proben vom Müggelsee nur nach Nord- und Südufer, aber nicht nach Best-of und Defizitstellen, getrennt dargestellt.

Taxazahl und Anzahl sensibler Arten (ETO Taxa, EPTCBO Taxa) waren am höchsten in Bauersee und Bänke und am niedrigsten im Müggelsee (Abbildung 23). Entsprechende Unterschiede fanden sich auch bei einem Vergleich jeweils innerhalb eines Habitates zwischen den Seen/Seeteilen, vor allem bei Baumwurzeln und emersen Makrophyten. Dies lässt die Schlussfolgerung zu, dass die Verfügbarkeit strukturell komplexer Habitats nicht zwangsläufig zu einer Erhöhung der Gesamtartenzahl und der Anzahl sensibler Arten führen muss. Ist wie im Müggelsee die Artenzahl sensibler Makrozoobenthostaxa verringert, d.h. der zur Wiederbesiedlung zur Verfügung stehende Artenpool verkleinert, findet eine Besiedlung neu gestalteter oder neu eingebrachter komplexer eulitoraler Habitats voraussichtlich wiederum hauptsächlich durch die bereits dominant vorhandenen Arten statt.

Als neu eingewanderte Neozoenart in Berliner Seen im Vergleich zu früheren Untersuchungen ist die Quaggamuschel, *Dreissena bugensis*, besonders hervorzuheben. Eine Ursache für die geringere Artenzahl im Müggelsee (Gesamtartenzahl und sensitive Arten) könnten die hohen prozentualen Dichten invasiver Makrozoobenthostaxa sein, insbesondere invasiver Amphipoden (Crustacea) (Abbildung 24, Tabelle 21).

Abbildung 24: Anteil invasiver Arten (% Häufigkeit) an den untersuchten Probestellen (pro See, Stelle, Habitat und Replikat), farblich getrennt nach Habitats. Rot = emerse Makrophyten (Schilf), grün = Sand, blau = Totholz, lila = Baumwurzeln.



Eigene Darstellung, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei

Bauersee und die Bänke weisen nur sehr geringe prozentuale Häufigkeiten invasiver Arten auf, wohingegen im Müggelsee, Tegeler See und Groß-Glienicker See wesentlich höhere prozentuale Häufigkeiten invasiver Arten zu finden sind (Abbildung 24). Diese weisen eine hohe Variabilität innerhalb jedes Sees zwischen den Habitats auf. Die Habitats emerse Makrophyten und Wurzeln sind mit durch die höchsten Vorkommen invasiver Arten gekennzeichnet (Abbildung 24). Unklar ist, warum sowohl Bänke als auch Bauersee trotz der Verbindung zum Müggelsee über Kanäle und die Müggelspreewald fast vollkommen

neozoenfrei sind. Eine mögliche Erklärung ist die vermutlich sehr geringe (bzw. im Bauersee vermutlich nicht vorhandene) Wellenschlagsbelastung durch Schiffsverkehr. Eine am IGB durchgeführte Doktorarbeit ist unter anderem zu dem Ergebnis gekommen, dass invasive Makrozoobenthosarten weniger durch anthropogenen Wellenschlag in ihrem Stoffwechsel und Wachstum beeinflusst werden als einheimische Arten (Gabel et al. 2011). Weitere Freilandprobenahmen, welche einen Transekt vom Müggelsee bis zum Bauersee abdecken, zusammen mit der Erhebung abiotischer Parameter wie Temperatur, Druckschwankungen (als Maß für anthropogenen Wellenschlag) und Sauerstoffgehalt, wären notwendig, um herauszufinden, warum Bänke und Bauersee im Gegensatz zum Müggelsee fast neozoenfrei sind.

Tabelle 21: Invasive Arten in den untersuchten Seen (Müggelsee, Bänke, Bauersee, Tegeler See, Groß-Glienicker See).

Taxa-gruppe	Familie	Gattung	Art
Bivalvia	DREISSENIDAE	Dreissena	polymorpha
Bivalvia	DREISSENIDAE	Dreissena	rostriformis
Bivalvia	DREISSENIDAE	Dreissena	sp.
Crustacea	ASELLIDAE	Proasellus	coxalis
Crustacea	ATYIDAE	Atyaephyra	desmaresti
Crustacea	COROPHIIDAE	Corophium	curvispinum
Crustacea	CRANGONYCTIDAE	Synurella	ambulans
Crustacea	GAMMARIDAE	Dikerogammarus	hae-mobaphes
Crustacea	GAMMARIDAE	Dikerogammarus	sp.
Crustacea	GAMMARIDAE	Dikerogammarus	villosus
Crustacea	GAMMARIDAE	Echinogammarus	ischnus
Crustacea	GAMMARIDAE	Echinogammarus	sp.
Crustacea	GAMMARIDAE	Echinogammarus	trichiatus
Crustacea	GAMMARIDAE	Gammarus	tigrinus
Crustacea	GAMMARIDAE	Obesogammarus	crassus
Crustacea	GAMMARIDAE	Obesogammarus	obesus
Crustacea	GAMMARIDAE	Pontogammarus	robustoides
Crustacea	JANIRIDAE	Jaera	istri
Crustacea	MYSIDAE	Limnomysis	benedeni
Gastropoda	HYDROBIIDAE	Potamopyrgus	antipodarum

Gastropoda	PHYSIDAE	Physella	heterostropha
Gastropoda	PHYSIDAE	Physella	sp.
Gastropoda	PLANORBIDAE	Menetus	dilatatus
Polychaeta	AMPHARETIDAE	Hypania	invalida
Turbellaria	DUGESIIDAE	Dugesia	tigrina

3.6.1.3 Schlussfolgerungen

Die vorliegenden Ergebnisse lassen darauf schließen, dass eine Verbesserung des guten Zustands/Potentials eines Sees bezüglich der Ufermorphologie durch das Einbringen von Totholz und emerser Vegetation unter bestimmten Umständen möglich ist. Diese hängt vor allem von der im Gesamtsee vorhandenen Diversität ab und wie sehr das Ökosystem von Neozoen dominiert ist. Stark von Neozoen dominierte Seen mit einer vergleichsweise niedrigen Makrozoobenthosdiversität werden sich auch durch das Einbringen von emerseren Makrophyten und Totholz nicht in einen besseren ökologischen Zustand/Potential bringen. Hier muss erst der Einfluss anderer anthropogener Umweltfaktoren, wie z.B. anthropogener Wellenschlag (Gabel et al. 2011a), verringert werden, bevor positive Effekte auf den ökologischen Uferzustand sichtbar werden können.

3.6.2 Organisation von AESHNA Workshops (IGB, bioforum GmbH)

3.6.2.1 Tagesordnung AESHNA Workshop am 4./5.2.2014 in Berlin

Dienstag, 4.02.2014 Vorstellung von AESHNA, Computertool, Ufertypologie

Uhrzeit	
09:00 – 09:45	Dr. Oliver Miler (IGB), PD Dr. Jürgen Böhmer (bioforum GmbH) Vorstellung des AESHNA Bewertungssystems für hydromorphologische Degradation in Seen Hintergrund und Ziele, Seentypologie, Stressorindex und Kalibrierung, bewertungsrelevante Metrics, multimetrischer Bewertungsindex
09:45 – 10:30	Diskussion
10:30 – 11:00	Kaffeepause
11:00 – 11:30	PD Dr. Jürgen Böhmer (bioforum GmbH), Dr. Oliver Miler (IGB) Demonstration des AESHNA Computertools: Berechnung der Bewertungsergebnisse
11:30 – 12:30	Diskussion
12:30 – 13:30	Mittagessen
13:30 – 14:15	Dr. Dr. Dietmar Mehl (biota), PD Dr. Jürgen Böhmer (bioforum GmbH) Vorschläge für eine Seeufertypologie, Bezug zur Seebewertung mit Makrozoobenthos
14:15 – 15:00	Diskussion

Uhrzeit	
15:00 – 15:30	Kaffeepause
15:30 – 15:45	PD Dr. Wolfgang Ostendorp, Universität Konstanz Uferstruktur-Kartierungen nach dem HMS-Verfahren zur Vorbereitung und Validierung von biotischen Probenahmeprogrammen
15:45 – 18:00	Diskussion Zusammenfassung der Diskussion, Empfehlungen

Mittwoch, 5.2.2014 Taxonomie/Faunaindex, Probenahmemethodik

Uhrzeit	
09:00 – 09:15	PD Dr. Jürgen Böhmer (bioforum GmbH) Erläuterungen zum Faunaindex
09:15 – 09:30	Dr. Oliver Miler (IGB) Vorstellung der Probenahmenvorschrift und des Probenahmeprotokolls
09:30 – 10:15	Probenahme / Ökologische Einstufungen für den Faunaindex Diskussion von Vorschlägen der Makrozoobenthosexperten
10:15 – 10:45	Kaffeepause
10:45 – 11:00	Dr. Claus-Joachim Otto/Dr. Stephan Speth - Regionale Aspekte des Bewertungsverfahrens AESHNA (Norddeutschland)
11:00 – 11:15	Monika Hess (Büro H2) - Regionale Aspekte des Bewertungsverfahrens AESHNA (Süddeutschland)
11:15 – 12:30	Probenahme / Ökologische Einstufungen für den Faunaindex Diskussion von Vorschlägen der Makrozoobenthosexperten
12:30 – 13:30	Mittagessen
13:30 – 15:00	Probenahme / Ökologische Einstufungen für den Faunaindex Diskussion von Vorschlägen der Makrozoobenthosexperten
15:00 – 15:30	Kaffeepause
15:30 – 18:00	Probenahme / Ökologische Einstufungen für den Faunaindex Diskussion von Vorschlägen der Makrozoobenthosexperten Zusammenfassung der Diskussion, Empfehlungen

3.6.2.2 Tagesordnung AESHNA Workshop am 12./13.8.2015 in Berlin

Mittwoch, 12.8.2015 Zu indizierende Belastungen, Ufertypen, Faunaindices

Uhrzeit	
09:00 – 9:30	Einführung durch Jürgen Böhmer und Oliver Miler, Organisatorisches, kurze Besprechung der Tagesordnung

Gesamtseebewertung

09:30 – 10:30	Diskussion und Entscheidung zu relevanten und zu indizierenden Belastungen durch die MZB-Bewertung und insbesondere den Faunaindex sowie Prüfmöglichkeiten
10:30 – 11:00	Kaffeepause
11:00 – 12:00	Weiterführung der Diskussion und Entscheidung zu relevanten und zu indizierenden Belastungen durch die MZB-Bewertung und insbesondere den Faunaindex sowie Prüfmöglichkeiten
12:00 – 12:30	Kurze Einführungen zu Ufertypen (je ca. 5 min): Monika Hess, Claus-Joachim Otto, Jürgen Böhmer
12:30 – 13:30	Mittagessen
13:30 – 15:00	Diskussion und Entscheidung über zu verwendende Ufertypen (Zusatztypen für natürliche und künstliche Gewässer, Mischtypen, FI-Einstufungen, Ankerpunkte)
15:00 – 15:30	Kaffeepause
15:30 – 16:30	Weiterführung der Diskussion und Entscheidung über zu verwendende Ufertypen (Zusatztypen für natürliche und künstliche Gewässer, Mischtypen, FI-Einstufungen, Ankerpunkte)
16:30 – 18:00	Faunaindices: Vorstellung der Analysenergebnisse (Monika Hess, Claus-Joachim Otto, Jürgen Böhmer) Diskussion über die Verwendung der verschiedenen Einstufungslisten
ab 19:00	Abendessen in der Trattoria Tresoli, Bölschestrasse 105, 12587 Berlin

Donnerstag, 13.08.2015 Faunaindices (tax. Niveau, Gewichtung, Einstufungen), weitere Metrics

Uhrzeit	
09:00 – 10:30	Faunaindices: Taxonomisches Niveau (evtl. notwendige Anpassungen der operationellen Taxaliste?) Umgang mit Neozoen Gewichtung in der Gesamtbewertung
10:30– 11:00	Kaffeepause
11:00 – 12:30	Faunaindices: Diskussion und Beschluss über die konkreten Einstufungen der Taxa
12:30 – 13:30	Mittagessen
13:30 – 14:30	Mögliche weitere, bewertungsrelevante Zusatz-/Austauschmetrics, Metrics als Zusatzinformationen zum besseren Verständnis der Ergebnisse sowie als mögliche Hilfen bei der Maßnahmenplanung Vorstellung der Analysenergebnisse (Monika Hess, Jürgen Böhmer) Diskussion
14:30 – 15:30	Eventuelle Anpassungen der Probenahmeverfahren Weiteres Vorgehen Weitere Aspekte/Grundlagen der MZB Bewertung

15:30

Veranstaltungsende

3.6.2.3 Fazit AESHNA Workshop am 12./13.8.2015 in Berlin

Teilnehmer

Es nahmen die Verfahrensentwickler von AESHNA sowie folgende Vertreter aus dem LAWA Expertenkreis Seen sowie eingeladene oder von den Bundesländern entsandte MZB-Experten teil:

Oliver Miler – IGB, AESHNA Projekt

Jürgen Böhmer – bioforum GmbH, AESHNA Projekt

Monika Hess – Büro H2 (Bayern)

Christine Schranz – Bayerisches Landesamt für Umwelt

Jochen Schaumburg – Bayerisches Landesamt für Umwelt

Antje Köhler – Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin

Ute Michels - AquaLytis (Brandenburg)

Jörg Schönfelder – Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg
Angela Berlin – biota Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH (Mecklenburg-Vorpommern)

Sebastian Bernhard – Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (Sachsen)

Claus Orendt – Orendt-Hydrobiologie (Bayern, Sachsen)

Martina Jährling – Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt

Anne Holm – Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein

Claus-Joachim Otto – Schleswig-Holstein

Veranlassung

Die letzte bekannt gegebene Version des AESHNA Bewertungsverfahrens für Makrozoobenthos in Seen basiert auf dem Verfahrensstand von 2012. Viele fachliche Grundlagen z.B. zur Belastungssituation der Ufer- und Flachwasserbereiche von Seen sowie zum Makrozoobenthos in Seen lagen damals noch nicht oder nicht in ausreichender Qualität vor. Seitdem wurden viele Schritte unternommen, um diese Situation zu verbessern, z. B.

Entwicklung eines bundesweit gültigen Übersichtsverfahrens zur Klassifizierung der Uferstruktur (ein erster Test dieses Verfahrens läuft)

Entwicklung von Vorschlägen zur Seeufertypologie als Bewertungsgrundlage für MZB

Vorschläge zur Erweiterung der bewertungsrelevanten Taxaliste

Vorschläge zur FaunaindexEinstufung der relevanten Taxa

Vorschläge von bewertungsrelevanten Modulen/Metrics

Viele dieser Fachgrundlagen wurden parallel entwickelt: Die LAWA-Strukturklassifizierung (Übersichtsverfahren) von der Fa. biota in Auftrag des LAWA EK Seen, die Weiterentwicklung von AESHNA durch

die Projektgruppe im Auftrag des UBA sowie Fachgrundlagen für süddeutsche Seetypen in Auftrag des Bundeslandes Bayern durch das Büro H2. Zwar werden alle Weiterentwicklungen in den LAWA-Seen-EK Sitzungen behandelt, dies ist jedoch nicht in der gebotenen fachlichen Tiefe möglich, um wichtige richtungsweisende Entscheidungen für die Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens treffen zu können. Der Workshop diente dazu, die vorliegenden Vorschläge mit eingeladenen MZB-Experten zu diskutieren und wegweisende Vorgehensweisen vorzuschlagen.

Ergebnisse und Vorschläge für die weitere Arbeit

3.6.2.3.1 Belastung - Störung

Die LAWA Uferstrukturgütekartierung wird zurzeit als Eichgrundlage für das zentrale Metric des AESHNA Verfahrens, den Faunaindex (FI) bzw. für die Taxaeinstufungen für diesen Index, verwendet. Es bestand die Annahme, dass die durch diese Strukturkartierung erfassten Eingriffe bzw. Nutzungen am Seeufer auch Belastungen darstellen, welche beim MZB zu Störungen der Biozönose bzw. Änderungen in der Zusammensetzung und Abundanz führen.

Nach den Auswertungen durch das Büro H2 für bayerische Seen ist dieser Zusammenhang nicht immer eindeutig bzw. für manche MZB Probestellen zu bezweifeln. Ein Grund dafür wird in der Tatsache gesehen, dass die Belastung nach LAWA Uferstrukturgütekartierung (nach biota) großflächiger erfasst wird und nicht unbedingt die Verhältnisse im tatsächlich beprobten Bereich widerspiegelt. Außerdem sind nach derzeitigem Stand für die Bewertung des Flachwasserbereichs nur wenige Parameter bestimmend, die nicht notwendigerweise die tatsächliche Habitatqualität bzw. Belastungssituation für das MZB abbilden. Die vorliegenden Ergebnisse umfassen erst eine beschränkte Datenbasis und für belastbarere und sicherere Aussagen müssen weitere Daten in die Analyse miteinbezogen werden. Im Übrigen ist auch ganz generell nicht zu erwarten und auch nicht zu fordern, dass sich die Strukturgüte 1 zu 1 mit der Makrozoobenthos-Besiedlung bzw. deren Natur-/Referenznähe deckt.

J. Schaumburg schlägt deshalb vor, einen erweiterbaren Katalog störender Einflussgrößen in Zusammenarbeit mit MZB Experten zu erstellen und wirksame Störungsvariablen herauszuarbeiten und zu definieren. Störungsvariablen sollen bei der Probenahme an der Probestelle (Länge der Uferstrecke nach Probenahmenvorschrift, ca. 75 bis 100 m lang) erhoben werden. Man hat sich in diesem Zusammenhang darauf verständigt, künftig v.a. für die Belastung, die sich tatsächlich verändernd auf das MZB im beprobten Flachwasserbereich auswirkt, den Begriff **Störung** anstatt Belastung zu verwenden.

Der MZB-spezifische Störungskatalog ist notwendig, da die Störungen durch die LAWA-Uferstrukturgütekartierung bezogen auf den direkten Probenahmebereich in der Flachwasserzone teilweise unplausibel oder zu schlecht abgebildet werden. Außerdem befindet sich das Verfahren der LAWA-Uferstrukturgütekartierung zurzeit noch im bundesweiten Test, Anpassungen und Korrekturen sind noch zu erwarten, v.a. in der Klassifizierung der Flachwasserzone und in Hinblick auf MZB-relevante Störungen.

3.6.2.3.1.2 Ufertypen

Zurzeit basiert die AESHNA Bewertung auf 3 Hauptufertypen (abgeleitet nach Habitatanteilen aus dem AESHNA Feldprotokoll). Diese Hauptufertypen sind mit denjenigen 3 Ufertypen nach dem Bericht des Büros H2 grundsätzlich kompatibel, sie sind allerdings auf den leitbildgemäß zu fordernden Ufertyp zu beziehen und damit nicht umstandslos aus dem Feldprotokoll abzuleiten, das den Ist-Zustand beschreibt.

Es ist erforderlich, dass die Bundesländer ihre Ufertypen (nach dem Bericht des Büros H2) festlegen und bei Bedarf zusätzliche Ufertypen vorschlagen und diese faunistisch begründen. Die nach AESHNA Feldprotokoll von Jürgen Böhmer abgeleiteten H2-Ufertypen werden als Grundlage an die Bundesländer verschickt und sollen von diesen - mit Bezug auf den potenziell natürlichen Ufertyp - überprüft und plausibilisiert werden. Die Bundesländer sollten hierbei soweit möglich auch gleich die Hemerobie sowie ihre referenznahen Stellen ausweisen. Hierzu sollte der Hemerobieindex nach H2-Bericht verwendet werden. Das Büro H2 soll zuvor prüfen, ob die Klassifizierung sinnvoll auf fünf Stufen erweiterbar ist (entsprechend der WRRL-Klassen sowie der Hemerobieklassen von Michels 2007).

3.6.2.3.1.3 Taxalisten

Zurzeit existieren 2 Taxalisten mit FI Einstufungen:

1. die auf MZB-Experten-Bewertung basierte, gestützt auf die habitat- und ufertypspezifischen Bestandsdaten aus den im bayerischen Projektzusammenhang untersuchten Seen, weiteren Daten zum Makrozoobenthos von Seen aus unterschiedlichen Quellen (konkrete Untersuchungen, faunistische Daten u.a.) sowie auf die Kenntnisse zur Ökologie und Verbreitung der betreffenden Arten nach Literatur und eigenen Erfahrungen der beteiligten Experten. Die Liste wurde zunächst für die bayerischen Seetypen entwickelt und von Experten aus anderen Bundesländern bzw. Ökoregionen ergänzt (H2, Otto, et al.),
2. die auf ufertypspezifischen Bestands- und Uferstrukturdaten des gesamten AESHNA-Projekts basierenden FI-Werte im AESHNA Verfahren von Jürgen Böhmer, die aus dem Schwerpunkt der Taxa im Gradient der Uferstrukturklassifizierungen nach LAWA Uferstrukturguterverfahren (Uferzone) sowie nach Informus-Verfahren (Uferzone) vorwiegend rechnerisch abgeleitet wurden. Die resultierenden Faunaindices wurden mittels der Hemerobieinstufungen sowie Vergleichen zwischen referenznahen und referenzferneren Gewässerstellen plausibilisiert.

Die AESHNA Projektnehmer möchten ihre FI Einstufungen dieser 2. Liste aufgrund der deutlicheren Zusammenhänge der resultierenden Bewertungen mit den derzeit verfügbaren Strukturklassifizierungen beibehalten. Die Entwickler der Expertenliste zweifeln die Eichgrundlage (LAWA-Uferstrukturklassen) der AESHNA-Liste und deren Zusammenhang mit tatsächlichen Störungen des MZB in vielen Fällen an. Dies v.a. auch weil ein Zirkelschluss nicht ausgeschlossen werden könne und derzeit eine Plausibilisierung der rechnerisch abgeleiteten FI – Einstufungen nicht vorläge. Abhilfe wird von der angestrebten Aufstellung und Klassifizierung von MZB- und habitatstrukturelevanten Störgrößen auf Probestellenebene erwartet.

Die Taxaliste mit expertenbasierten FI Einstufungen (H2, Otto, et al.) soll bis Ende September von weiteren MZB-Experten überprüft, ergänzt und ggf. verfeinert werden. Ziel der Bundesländer und der AESHNA Workshop Teilnehmer ist letztlich dennoch eine Taxaliste mit einheitlichen FI Einstufungen, die nach derzeitigem Kenntnisstand autökologisch plausibel sind.

Jürgen Böhmer wird für die FI-Liste des in diesem Jahr abzuschließenden UBA-Projektes die mangels Datenbasis nicht eingestuft Taxa (für die rechnerisch kein Schwerpunkt in der Verteilung über die Belastung ermittelt werden konnte) und deren Indexwerte sowie eine Reihe weiterer Taxa aus der Expertenliste (H2, Otto, et al.) übernehmen, soweit der Zusammenhang der resultierenden Faunaindices der Proben mit den verfügbaren Belastungsparametern nicht verschlechtert wird.

Vorschlag zur weiteren Vorgehensweise von J. Schaumburg:

Auch nach Aktualisierung der beiden Listen soll das derzeit in AESHNA geführte und an alle verteilte Format beibehalten werden:

1. Beide Listen sollten in einer Liste geführt werden, d.h. jedes Taxon sollte letztendlich nur einmal vorkommen und das Bestimmungsniveau damit eindeutig vorgegeben sein. Die Liste könnte damit auch als operationelle Taxaliste herangezogen werden, da auch dann, wenn eine (im Rahmen laufender oder kommender Untersuchungskampagnen erstmals festgestellte) Art hinzukommt, anhand der enthaltenen Arten das anzustrebende Bestimmungsniveau der einzelnen Gruppen jedenfalls erkennbar ist.
2. Bis zum Vorliegen der abgestimmten Störungsliste, sollten 2 Spalten mit FI Einstufungen geführt werden, eine AESHNA Spalte und eine Experten Spalte.
3. Eine 0/1-Spalte, welche die operationelle Taxaliste (OT) des AESHNA-Verfahrens kennzeichnet, soll das Filtern der Listen und separate Verwenden für AESHNA Berechnungen ermöglichen.

Somit kann AESHNA auch nach Projektende wie von den Entwicklern vorgeschlagen verwendet/getestet werden. Ebenso sind aber die weiteren Schritte und Tests auch möglich, die eine Weiterentwicklung und Klärung der aufgeworfenen Fragen ermöglichen. In jedem Fall sollte die Erhebung und Bestimmung von Taxa nach dem für die Expertenliste nach H2, Otto, et al. notwendigen Niveau ab sofort möglich sein. Ob man das dann für alle Ufertypen und Ökoregionen beibehalten will, können spätere Auswertungen ergeben.

3.6.2.3.1.4 Metrics

Es muss ein Zusammenhang der bewertungsrelevanten Metrics mit den MZB-relevanten morphologischen Störungen vorhanden sein.

Die Metrics Gesamtabundanz, Holzfresser (% Abundanz Xylal feeding type), Verlandungsindex und typspezifische Artenvielfalt (nach H2 Bericht) sollen auf Eignung zur Indikation morphologischer Störungen überprüft werden. Der Metric Odonata % (Häufigkeit/HK) soll aus dem multimetrischen Index AESHNA herausgenommen werden. Es sind ufertypspezifische Metric-Kombinationen für AESHNA zu finden.

3.6.2.3.1.5 Neozoen

Im Fall von Berechnungsergebnissen, die einen „sehr guten ökologischen Zustand“ ausweisen würden, soll bei gleichzeitig vorliegendem hohem Anteil von Neozoen (Arbeitsvorschlag 20 % Abundanz Neozoen) eine Abwertung auf den „guten ökologischen Zustand“ erfolgen. Gleichzeitig soll die Probestelle als gefährdet/zu beobachten ausgewiesen werden. Entsprechend hohe Neozoen-Werte können ggf. auch zu einer Abwertung führen, wenn der ökologische Zustand nach den übrigen Metrics im Klassen-Grenzbereich liegt. Bewertungen mit einem Neozoenanteil ab 30 % (Arbeitsvorschlag) werden als ungesichert markiert, eine Experteneinschätzung ist hier notwendig.

Da auf dem Workshop das Thema Neozoen nicht abschließend und in der notwendigen Tiefe diskutiert werden konnte, ist es sinnvoll, diese Arbeitsvorschläge vor einer methodischen Festlegung in der Bewertung mit AESHNA fachlich zu überprüfen, d. h. durch Literaturstudien, Datenauswertungen und umfassende Expertenbefragungen. Folgende Fragen sollten zuvor geklärt werden:

Spiegelt ein Neozoenvorkommen an dieser Stelle den anthropogenen "Störungs"-Zustand plausibel wider?

Inwieweit ist das Neozoenvorkommen selbst eine "Störung" für die indigene Zönose? (Hat eine Art (Neozoon oder nicht) einen Dominanzanteil von 30 % ist generell die Frage, ob die Zönose gestört ist).

Solange keine weitergehenden Erkenntnisse vorliegen, kann mit den o.g. Arbeitsvorschlägen als vorläufige Festlegung gearbeitet werden.

3.6.2.3.1.6 Probenahmевorschrift

Die Beschreibung der Sublitoralprobenahme soll aus der AESHNA Probenahmевorschrift herausgenommen und als separate Vorschrift dem AESHNA UBA Endbericht beigelegt werden, damit diese weiterhin zitierfähig ist.

Die habitat-spezifische Probenahme soll nicht mehr als Alternative zur Mischprobenahme beschrieben werden. Stattdessen wird ein separater Abschnitt zur Verwendung ergänzender habitat-spezifischer Probenahmen für andere Anwendungen, z.B. für die Bewertung von Totholz oder einer Habitat-basierten Wellenschlagsbelastung der Probenahmевorschrift beigelegt.

Alle Taxa mit FI Einstufungen, auch die der Expertenliste nach H2, Otto, et al. werden der operationellen Taxaliste hinzugelegt, d.h. die OT wird aktualisiert.

Bezüglich der Puppen und Imagines aquatischer Insekten (z.B. von Trichoptera und Diptera) werden folgende Änderungen im Text der Probenahmевorschrift vorgeschlagen: Puppen aquatischer Insekten an einer Probestelle werden wie Larven soweit wie möglich bestimmt. Um seltene/ungewöhnliche Habitate zu erfassen ist die fakultative Erhebung einer Zusatzprobe (analog zur '21 Probe' in der Fließgewässerbewertung mit Makrozoobenthos) vom Probennehmer möglich. In dieser Zusatzprobe können Imagines merolimnischer Insekten mit erfasst werden zur Absicherung von im Larvenstadium schwer bestimmbar Arten und zur Plausibilisierung des Faunaindexes.

3.6.3 Organisation von AESHNA Beiratstreffen (IGB, bioforum GmbH)

3.6.3.1 Tagesordnung AESHNA Beiratstreffen am 10.6.2014 in Berlin

11:00 – 11:10 h PD Dr. Martin Pusch (IGB): Begrüßung

11:10 – 14:00 h Vorstellung und Diskussion. Dr. Oliver Miler (IGB), PD Dr. Jürgen Böhmer (bioforum GmbH), Dr. Jens Arle (UBA): Aufgaben, die überwiegend in 2014 bearbeitet werden:

- ▶ Übersicht über das Gesamtprojekt
- ▶ MZB-Strukturgüte Korrelationen weitestgehend abgeschlossen; geplante Darstellungen für Bericht
- ▶ Seeufertypologie für alle Seen- Planung der abschließenden Arbeiten in Zusammenarbeit mit dem Hymo-Projekt
- ▶ Minimierung des Einflusses trophischer Belastung auf die hydromorphologische Bewertung- Geplante Arbeiten
- ▶ Bewertungsmodul für Wellenschlagsbelastung (Vorschläge für Metrics, die spezifisch auf Wellenschlag reagieren)- Bisherige Ergebnisse und weitere Planungen
- ▶ Minimierung der „Windanfälligkeit“ des AESHNA-MMI- Geplante Arbeiten
- ▶ Beprobung von referenznahen Flusseen in Westpolen- Kurzbericht zu den durchgeführten Arbeiten
- ▶ Strukturgüte-gestützte ökologische Gesamtseebewertung- Geplante Arbeiten
- ▶ Analyse historischer Daten zu Makrozoobenthos-Gemeinschaften Nordostdeutschland- Streichung zugunsten anderer Arbeiten vorgeschlagen
- ▶ Referenzstrecken-Kataster – Erstellung von Referenznetzen für Steh- und Fließgewässer- Stand der Arbeiten und prinzipielle weitere Vorgehensweise angesichts des LAWA-AO-Beschlusses
- ▶ Anwenderworskshop "Seebewertung mit AESHNA"- abgeschlossen

14:00 – 14:30 h Kaffeepause.

14:30 – 17:00 h Vorstellung und Diskussion. Dr. Oliver Miler (IGB), PD Dr. Jürgen Böhmer (bioforum GmbH), Dr. Jens Arle (UBA): Aufgaben, die überwiegend in 2015 bearbeitet werden:

- ▶ Überarbeitung des Faunaindex- Im Aufstockungsantrag geplante Arbeiten
- ▶ Computertool- Im Aufstockungsantrag geplante Arbeiten
- ▶ Übersicht über existierende Verfahren zur Uferbewertung an natürlichen Seen- Planungen in Abhängigkeit der Biota-Ergebnisse
- ▶ Biologische Bewertung der Hydromorphologie von künstlichen Seen- Stand der Datensammlung und weitere Planungen
- ▶ Ufer-Revitalisierung mit Totholz und Schilf zur Erreichung des „Guten Ökologischen Zustands“ bzw. Potenzials- Stand der laufenden wissenschaftlichen Arbeiten am IGB, Streichung der übrigen Teile zugunsten anderer Arbeiten vorgeschlagen
- ▶ Kosten-/Effizienz-Optimierung der Probenahmemethodik und – strategie- Geplante Arbeiten
- ▶ AESHNA-Interkalibrations-Kompatibilität - Geplante Arbeiten

3.6.3.2 Tagesordnung AESHNA Beiratstreffen am 20.10.2014 in Berlin

11:00 – 12:00 h Vortrag und Diskussion. Dr. Dr. Dietmar Mehl (biota): Entwicklung einer bundesweit einheitlichen Methode der Uferstrukturgütekartierung

12:00 – 14:30 h Vorstellung und Diskussion. Dr. Oliver Miler (IGB), PD Dr. Jürgen Böhmer (bioforum GmbH), Dr. Jens Arle (UBA): Arbeitstand des UBA-Projektes 'AESHNA'

- ▶ Bericht von den letzten Treffen des UnterAK Hydromorphologie und des LAWA Expertenkreises Seen
- ▶ Verschneidung der Seeufertypen basierend auf Uferstrukturgütekartierung und Makrozoobenthos (nach 'AESHNA')
- ▶ Auswertung der Feldprotokollparameter

14:30 – 15:00 h Kaffeepause

15:00 – 17:00 h Vorstellung und Diskussion. Dr. Oliver Miler (IGB), PD Dr. Jürgen Böhmer (bioforum GmbH), Dr. Jens Arle (UBA):

- ▶ Arbeitstand des UBA-Projektes 'AESHNA'
- ▶ Erste Ergebnisse der Wellenschlagsmessungen im Juni/Juli 2014
- ▶ Arbeitsstand der Beprobung und Bewertung von referenznahen Flusseen in Westpolen
- ▶ Technische Fragen zur Berechnung von AESHNA und zur Probenahmeverfahrensvorschrift

3.7 Integration der HMWB-Bewertung in ASTERICS (UDE) -The assessment and planning of heavily modified water bodies (HMWB) and artificial water bodies (AWB) in Germany

Sebastian Döbbelt-Grüne^a, Christian Hartmann^a, Martin Sondermann^a, Eva Bellack^b, Uwe Koenzen^a, Christoph Linnenweber^c, Peter Rolauffs^d, Jörg Strackbein^d, Daniel Hering^d, Sebastian Birk^d

^a Planungsbüro Koenzen – Water and Landscape, Schulstraße 37, 40721 Hilden

^b Lower Saxony Water Management, Coastal Defence and Nature Conservation Agency (NLWKN), An der Scharlake 39, 31135 Hildesheim

^c State Office for the Environment, Water Management and Commerce Inspectorate Rhineland-Palatinate (LUWG), Department of River Basin Management, Kaiser-Friedrich-Straße 7, 55116 Mainz

^d Aquatic Ecology, Faculty of Biology, University of Duisburg-Essen, Universitätsstraße 5, 45141 Essen, Germany

3.7.1 Introduction

Europe's rivers have been changed by humans for centuries for a variety of purposes such as navigation, flood protection, hydropower or drainage of agricultural lands. In many cases, these uses have a significant impact on the structure and functioning of the rivers. Modifications of river morphology, hydrology and continuity cause widespread habitat impoverishment and diminished biodiversity. European water legislation aims at protecting freshwater habitats and enhancing their ecological status, while safeguarding the major socio-economic role that surface waters hold in Europe. In this regard, the EU Water Framework Directive 2000/60/EC (WFD) established the concept of heavily modified water bodies (HMWB), i.e. “a body of surface water which as a result of physical alterations by human activity is substantially changed in character” (Art. 2 No. 9 WFD). A river can be classified as ‘heavily modified’ if changes to its hydromorphological characteristics which would be necessary for achieving good ecological status (i.e. the management objective of natural water bodies) would have significant adverse effects on the usage specified in the WFD. These usages comprise the wider environment, navigation or recreation, water storage (e.g. drinking-water supply), power generation or irrigation, water regulation, flood protection, land drainage or other equally important sustainable human development activities. The ‘good ecological potential’ is thus the binding objective for the management of HMWB. The same applies to artificial water bodies (AWB), i.e. water bodies created by human activity where no natural water body was present prior to their creation.

The WFD obligates European Member States to periodic planning of their river basin management (e.g. Richter et al. 2013). In the first plan, Germany designated about 52% of its water bodies at rivers as HMWB (37%) or AWB (15%). These cannot be conclusively assessed with the methods used to classify natural water bodies because the reference conditions for the management objectives are different. In order to create a uniform basis for the second WFD management plan across all of Germany, a method for assessing the ecological potential of HMWB and AWB was developed. The method complies with the specifications of the WFD and is based on the pertinent European guidelines (European Communities 2002). Furthermore, the method ensures comparability with the status classification of natural water bodies. A manual was compiled for the application of the process (Döbbelt-Grüne et al. 2015a), on the basis of which the ecological potential of individual water bodies can be determined and applied during the planning phase. Here we present the methodology and design of the assessment method, and demonstrate its application on the basis of three selected case-studies.

3.7.2 Methodology

3.7.2.1 Assessing HMWB/AWB

The management objective for HMWB and AWB is the good ecological potential (GEP). According to the WFD, GEP is defined as a slight deviation of the biological parameters from the reference conditions for HMWB/AWB, the ‘maximum ecological potential’ (MEP). With respect to the hydromorphological characteristics of a water body, MEP is defined by implementing all technically feasible measures for the ecological mitigation that have no significant negative impact on its specified uses. The specified uses such as flood protection or urbanization thus play a key role in assessing HMWB/AWB: They define the hydromorphological conditions of the water body that can be achieved by implementing all technically feasible measures under existing usage conditions.

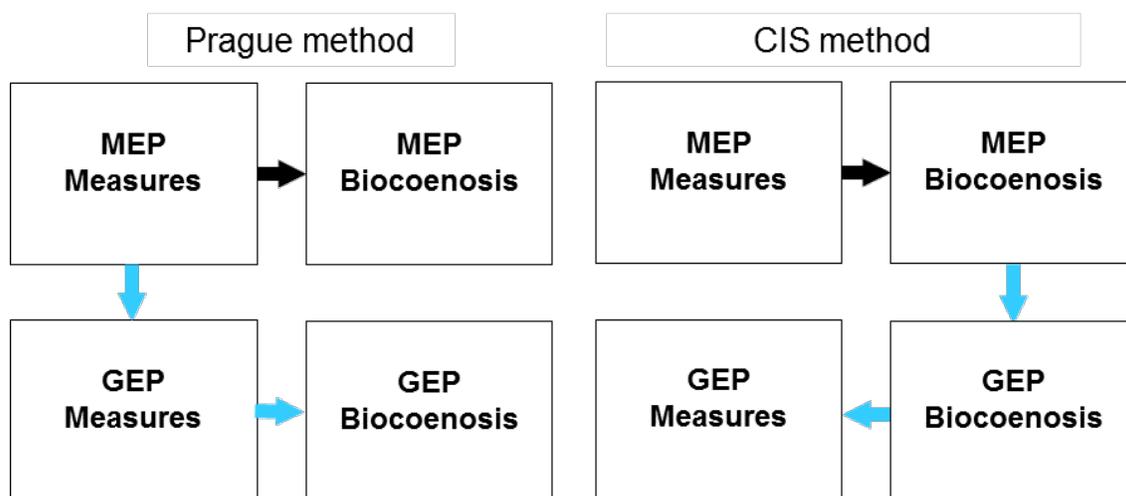
The biological community of the water body is directly affected by the hydromorphological habitat features. Different uses can cause similar hydromorphological pressures, so their impact on the aquatic habitats and their biology can be combined taking into account the natural variance among different stream types. For instance, MEP for the two distinct uses mentioned above (i.e. flood protection and urbanization) is defined the same way for lowland rivers because similar hydromorphological pressures arise from these uses.

3.7.2.2 Determining the ecological potential

The MEP of a water body is determined based on its physical-chemical integrity and low (i.e. near-natural) concentrations of pollutants. Here, comparable types of natural water bodies represent an adequate reference; the specified uses thus only compromise the hydromorphological characteristics of the water body. Against this background the biological conditions representing MEP are determined. GEP is defined as a condition in which the values of the relevant biological quality elements deviate slightly from the values that apply to MEP (according to WFD Annex V No. 1.2.5).

What is termed the ‘Prague method’ or the ‘mitigation measure method’ in HMWB assessment resulted in a pragmatic interpretation of the WFD specifications (Kampa and Laaser 2009). In this method, MEP was determined as the condition that would arise if all possible measures without significant impact on the specified uses were implemented. GEP was defined as the condition with those of these measures omitted that would lead to no or only slight improvements of the biological quality elements. The biological conditions at GEP had to be derived from these measure-based conditions. Therefore, this approach does not contain the definition of the biological conditions at GEP as a slight deviation from the biological conditions at MEP, i.e. the approach prescribed in WFD Annex V. It was primarily prompted by the fact that the results and processes of biological assessments were not yet available at that time.

Abbildung 25: Comparison of Prague method and CIS method according to the basic process steps; black arrows indicate similarities, blue arrows denote differences (MEP = maximum ecological potential, GEP = good ecological potential).



Eigene Darstellung, University of Duisburg-Essen

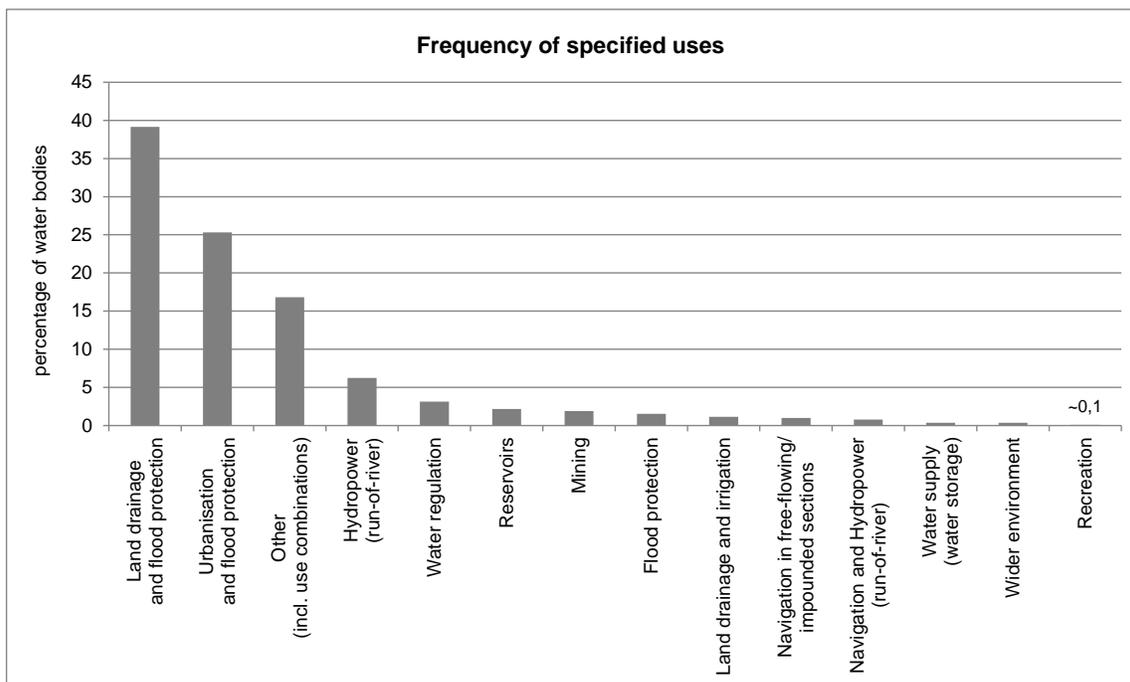
In contrast to this are the explanations of the Guidance Document No. 4 of the WFD Common Implementation Strategy (CIS) identifying heavily modified and artificial water bodies (European Communities 2002). In accordance with the WFD specifications, the guidance document describes several single steps for determining MEP and GEP. While the basic process steps are comparable to those used by the Prague method, there are differences in the step order (Abbildung 25). The MEP definition is comparable regarding the definition of measures and biocoenosis. But there is a major difference in deriving GEP from MEP: Contrary to the Prague method, GEP is defined as a slight deviation from MEP based on the biological conditions. Nevertheless, the CIS method points out the necessity of determining non-biological parameters that are relevant for the biology at GEP. The method presented in this paper corresponds with these WFD principles and with the contents of the CIS guidance document.

3.7.3 Method design

We collated monitoring data of eleven German federal states covering invertebrate and fish samples at more than 1,100 HMWB. In total, 14 specified uses to designate the HMWB were reported (Abbildung 26), with land drainage and urbanisation being mentioned most frequently. On this data basis we developed the assessment method by

- merging stream types and specified uses to obtain ‘HMWB case groups’,
- defining habitat conditions at MEP and GEP via identifying possible mitigation measures not impacting the specified uses significantly,
- establishing case group-specific biological assessment using benthic invertebrates and fish fauna, and devising hydromorphological measures for achieving GEP.

Abbildung 26: Frequency of specified uses given to designate the HMWB stored in the project database (n= 1934 HMWB, covering eleven German federal states).

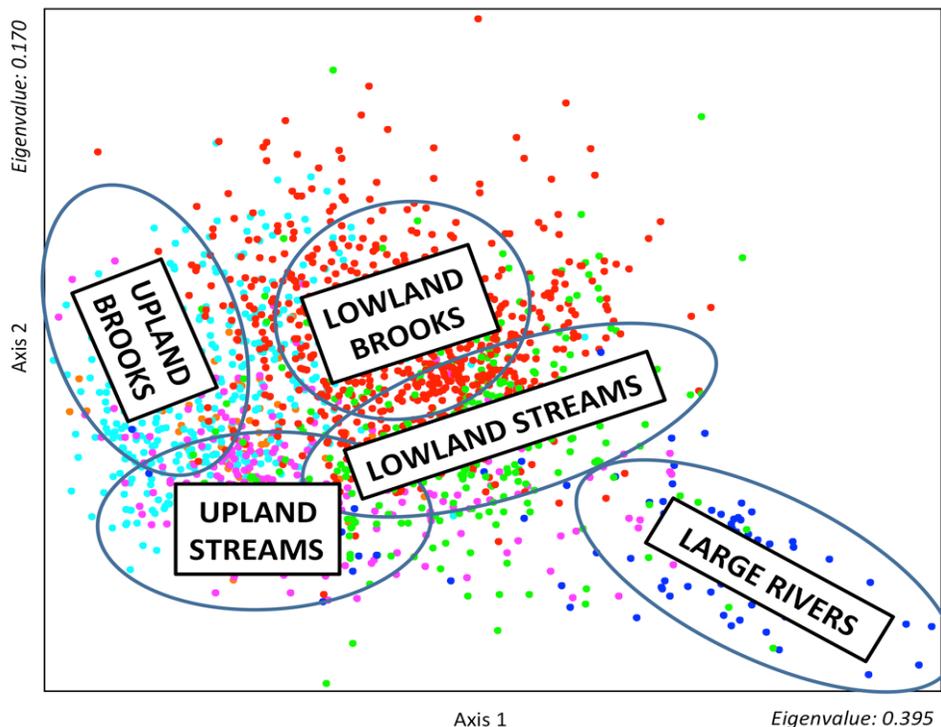


Eigene Darstellung, University of Duisburg-Essen

3.7.3.1 HMWB case groups

To define homogeneous units for assessing the ecological potential we adjusted the existing river typology (Sommerhäuser and Pottgiesser 2008) by devising groups of comparable stream types (Tabelle 22). Across these stream type groups, fish and invertebrate samples at HMWB revealed significant differences among biological populations (Abbildung 27). Within each group the biological response to anthropogenic pressures and their mitigation is expected to be very similar.

Abbildung 27: Similarity of invertebrate communities sampled at HMWB (n=1928 samples; Detrended Correspondence Analysis, Jongman et al. 1995), showing significant differences among five stream type groups as revealed by an analysis of similarity (ANOSIM, Clarke 1993).



Eigene Darstellung, University of Duisburg-Essen

On this basis, a selection of suitable management measures for each of these type groups was defined. For that, we either grouped or differentiated the uses specified by the WFD on a functional basis, i.e. depending on the technical feasibility of the measures to be taken (Tabelle 22). The combination of uses with the relevant groups of stream types yielded a total of 42 HMWB case groups (including one AWB case group covering lowland ditches) for which MEP and GEP were defined. The definition of these case groups means that very special and rare individual uses or use combinations, respectively, cannot be processed uniformly. Hence, these cases must be considered individually to derive their potential. Such uses include, for example, historic monument protection, recreation and nature protection.

Tabelle 22: HMWB case groups (black) formed from the combination of stream type group and specified use

	Land drainage and flood protection	Land drainage and irrigation	Urbanisation and flood protection (with foreland)	Urbanisation and flood protection (without foreland)	Navigation in free-flowing sections	Navigation in impounded sections	Navigation in canals	Flood protection	Mining	Hydropower (run-of-river)	Reservoirs	Lowland ditches (drainage and / or irrigation)
(Pre-)Alpine rivers				X				X		X		
Upland brooks	X		X	X				X		X	[1]	
Upland streams	X		X	X	X	X		X		X		
Upland rivers					X	X		X		X		
Lowland brooks	X	X	X	X				X	X	X		
Lowland streams	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	
Lowland rivers					X	X		X				
Lowland ditches / canals							X					

[1] no differentiation between upland brooks and upland streams

For many HMWB not a single, but various uses are assigned. In case of a ‘predominant use’ (i.e. at least 70% of the water body length is characterised by a single use) the relevant HMWB case group is determined by this predominant use. In case of a ‘formative use’ (i.e. one single use firmly determines the habitat and biological conditions) the relevant HMWB case group is specified by a dichotomous key (Abbildung 28).

Abbildung 28: Scheme to identify the ‘formative use’ in case of use combinations assigned to a water body.

	Other (e.g., wider environment - heritage protection, wider environment - protected areas, recreation, water regulation, water supply)	Dams / Reservoirs	Hydropower	Mining	Navigation in canals	Navigation in impounded sections	Navigation in free-flowing sections	Flood protection	Urbanisation and flood protection (without foreland)	Urbanisation and flood protection (with foreland)	Land drainage and irrigation	Land drainage and flood protection
Land drainage and flood protection	CBC	-	↑	↑	↑	↑	↑	←	↑	↑	-	-
Land drainage and irrigation	CBC	-	←	INT	↑	↑	-	←	INT	←	-	-
Urbanisation and flood protection (with foreland)	CBC	-	↑	↑	↑	↑	↑	←	↑	-	-	-
Urbanisation and flood protection (without foreland)	CBC	-	INT	INT	INT	INT	INT	←	-	-	-	-
Flood protection	CBC	↑	↑	↑	↑	↑	↑	-	-	-	-	-
Navigation in free-flowing sections	CBC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navigation in impounded sections	CBC	-	←	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navigation in canals	CBC	-	INT	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mining	CBC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydropower	CBC	↑	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dams / Reservoirs	CBC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Other (e.g., wider environment - heritage protection, wider environment - protected areas, recreation, water regulation, water supply)	CBC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

↑	Combining both uses, the "characterising use" is listed in the first row (above)
←	Combining both uses, the "characterising use" is listed in the first column (left side)
INT	Combining both uses, MEP / GEP w will be derived by intersecting (INT) the relevant HMWB case group as described in step 1.1 (chapter 3.2.2)
CBC	Combining both uses, MEP / GEP w will be derived by a case-by-case-assessment (CBC), as described in step 1.1 (chapter 3.2.2), as long as the other use(s) are relevant considering the water body in total
-	Combination of both uses: not relevant

Eigene Darstellung, University of Duisburg-Essen

3.7.3.2 Habitat conditions

We defined the habitat conditions at maximum and good potential indirectly by assessing the technical feasibility of restorative measures and their effect on the habitat quality. Measures were considered to be ‘technically feasible’ if they allow for ecological enhancement of the water body without significantly restricting its specified use. Feasibility with regard to the practical and local planning process (e.g. economic costs, availability of riparian areas) for restoration was not considered. The habitat features at maximum ecological potential were estimated for each group of stream types, taking into account the effects of the measures taken on river morphology, hydrology and continuity (Tabelle 23). On this basis, the measures were translated into precise parameter values regarding, for instance, the bed structure or the cross profile of the water body (LAWA 2000, see also Gellert et al. 2014).

Tabelle 23: Potential effects of the hydromorphological measures on stream morphology, hydrology and continuity

Measures	Element	Morphology			Hydrological regime		Longitudinal continuity	Chemical-physical parameters		
		River bed	Riparian zone	Floodplain	Flow conditions	Discharge		Temperature	Oxygene	pH level
Morphologie										
River bed										
Removing / replacing bed fixation		++	o	o	+	o	+	o	+	o
Introducing / tolerating woody debris		++	++	o	++	o	o	+	+	+
Raising river bed level		++	+	+	++	o	+ / o	o	+	o
(Re-)establishing near-natural / improved slope		++ / +	+ / o	+ / o	+	o	+	+	+	o
Conserving / developing near-natural river bed structures		++	+ / o	o	+	o	+	+	+	+ / o
Assessing / improving bedload		++ / +	+	o	+	o	+ / o	o	+	o
Ecological river maintenance		++	+	+	+	+ / o	o	+	+	+
Constructing/improving auxiliary dams		+ / o	+	o	+	+ / o	++ / o	o	o	o
Riparian zone										
Conserving / developing near-natural bank structures		+	++	+	o	o	o	+	+	+
Conserving / developing natural riparian vegetation		+	++	+	o	o	o	+	o	+
Removing / replacing bank reinforcement		+	++	+	+ / o	o	+ / o	o	+	o
Widening the river bed		++	++	+	+	+ / o	+ / o	+	+	+
Reducing bank slopes		+	++	+	+	o	o	o	+	o
Removing / improving groynes		+	+	+	++ / +	o	+ / o	o	+	o
Constructing / improving training walls		+ / o	+	o	++ / +	o	+ / o	+	+	o
Generation of riparian buffers		+ / o	+	+	o	o	o	++ / o	+	+
Floodplain										
(Re-)constructing main channel		++	++	++	+	+	o	+	+	+
Constructing / developing (side) channels		++	+	+	+	+	o	+	+	o
Conserving / developing floodplain elements		o	+	++	+	+	o	+	o	o
Removing / modifying / relocating dykes / embankments		o	o	++ / +	++ / +	++ / +	o	o	o	o
Constructing / developing secondary floodplain		+	+	++	+	+	o	+	+	+
Restoring primary floodplain		+	+	++	+	+	o	+	+	+
Connecting tributaries (near-natural)		+	+	+	+	+	++	o	o	o
Conserving / developing secondary habitats		o	+	+	o	+ / o	o	o	o	o
Removing / replacing non-natural forests		+ / o	+	+	o	o	o	o	o	+
Conserving / developing natural floodplain shrubs / forests		+ / o	+	++	o	o	o	++ / o	+	+
Extensifying / abandoning land use		+ / o	+ / o	++ / +	o	+ / o	o	o	+	+
Conserving / developing wet / harsh meadows, reed and sedge areas		o	o	++	+ / o	+ / o	o	o	o	o
Hydrological regime										
(Re-)establishing near-natural / improved flow conditions		++ / +	++ / +	++ / +	++ / +	o	++ / +	++ / +	++ / +	++ / +
(Re-)establishing near-natural / improved discharge		+	+	+	+	++ / +	+ / o	+	+	+
Assessing / improving detention basins		++ / o	++ / o	++ / o	+	+	++ / +	++ / +	++ / +	++ / +
Removing / mitigating impoundments		++ / +	+	+	++ / +	o	++ / +	++ / +	++ / +	+
Longitudinal continuity										
Constructing / improving bypass / fish ladder		o	o	o	o	o	++ / +	o	o	o
Securing / improving downstream fish migration		+ / o	o	o	o	o	++ / +	o	o	o
Removing / modifying weir / dam		++ / o	++ / o	++ / o	++ / o	o	++	+ / o	+ / o	+ / o
Removing / modifying canalisation / culverts		++ / o	++ / o	++ / o	++ / +	o	++	+ / o	+ / o	+ / o
Removing / modifying ponds that disconnect main channel		++ / o	++ / o	++ / o	++ / +	+ / o	++ / o	+ / o	+ / o	+ / o

++	strong positive effects
+	moderate positive effects
o	no effects
/	intermediate stages: from...to

Eigene Darstellung, University of Duisburg-Essen

3.7.3.3 Biological assessment

The ecological potential has thus far been defined for the biological quality elements of benthic invertebrates and fish. For both elements we referred to the existing methods used to assess the natural water bodies (PERLODES, Meier et al. 2006; FiBS, Diekmann et al. 2005) but modified the reference definitions to accommodate the HMWB situation. For invertebrates, this was done by adjusting the values of the assessment metrics expected at maximum potential for each HMWB case group individually (Tabelle 24). We defined the good potential as a slight deviation from maximum potential, partitioning the ecological potential into equidistant classes. Hence, the good ecological potential is reached when the assessment result deviates 20% to 40% from the maximum value of the maximum potential.

Tabelle 24: Metrics to assess HMWB using benthic invertebrates for considered stream type groups

	DFI	%EPTHK	ER	RHEO	#EPTCBO	MR	PTI	#TRICH	LIT
(Pre-)Alpine rivers [1]	X	X		X					
Upland brooks	X	X	X	X					
Upland streams	X	X		[2]	X	[3]			
Upland rivers									
Lowland brooks	X	X						X	[4]
Lowland streams	X	X						X	[4]
Lowland rivers							X		
Lowland ditches / canals	X	X						X	

DFI = German Fauna Index (Lorenz et al. 2004); %EPTHK = Proportion of individuals of Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (frequency categories); ER = Proportion of epirhithral-preferring individuals; RHEO = Rheoindex (Banning 1998); #EPTCBO = Taxa-number of Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata ; MR = Proportion of metarhithral-preferring individuals; PTI = Potamon-Type-Index (Schöll et al. 2005); #TRICH = Number of Trichoptera-taxa; LIT = Proportion of littoral-preferring individuals (inverse scoring); [1] includes German stream types “1.1” and “1.2”; [2] only pre-Alpine rivers (German stream types “2.1”, “2.2”, “3.1”, “3.2”); [3] only upland streams (German stream types “9”, “9.1”, “9.2”); [4] not applicable to organic substrate-dominated rivers (German stream types “11” and “12”)

To adjust the existing assessment of the fish fauna we modified the descriptions of the fish reference community individually for each case group, accounting for the hydromorphological constraints of the HMWB still acting at MEP. This resulted in modified descriptions of species’ occurrences and dominance patterns underlying the numerical assessment. This basis allows for a unified approach addressing the various reference schemes applied individually by the German states.

3.7.3.4 Measures for achieving good ecological potential

For a comparable examination of measures, a pool of hydromorphological measures for ecological enhancement proven in water body management was compiled (Tabelle 25). These measures are suitable for minimizing the relevant hydromorphological deficits so that the hydromorphology does not limit achieving the good ecological potential. When using the method, the pool of measures must be compared with the current status of the water body to determine the actual need for action. One needs to bear in mind that the concrete planning of actions to achieve the good potential of a water body is the task of water management and depends on the local constraints and the overall status of the water body.

Tabelle 25: Measures for achieving good ecological potential

Measures	Land drainage and flood protection	Land drainage and irrigation	Urbanisation and flood protection (with foreland)	Urbanisation and flood protection (without foreland)	Flood protection	Navigation in free-flowing sections	Navigation in impounded sections	Navigation in canals	Mining	Hydropower (run-of-river)	Reservoirs
Morphology											
River bed											
Removing/replacing bed fixation	x	x	x	x	x	x ³	x ³	x	x	x	-
Introducing/tolerating woody debris	x	x	x	x	x	x ³	x ³	x ¹⁰	x	x	x ¹¹
Raising river bed level	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x ^{7, 8}	-
(Re-)establishing near-natural/improved slope	x	(x)	x	(x)	x	-	-	-	(x)	x ^{7, 8}	-
Conserving/developing near-natural river bed structures	x	x	x	x	x	x ³	x ³	x ¹⁰	x	x	-
Assessing/improving bedload	x	x	x	x	x	x	x	n.r.	x	x	x
Ecological river maintenance	x	x	x	(x)	x	x	x	x	x	x	x
Constructing/improving auxiliary dams	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	x
Riparian zone											
Conserving/developing near-natural bank structures	x	x	x	(x)	x	x ³	x ^{3, 20}	x ¹⁰	x	x	x
Conserving/developing natural riparian vegetation	x	x	x	(x)	x	x	x	x	x	x	x
Removing/replacing bank reinforcement	x	x	x	(x)	x	x	x	(x)	x	x	x
Widening the river bed	x	x	x	-	x	(x)	(x)	-	x	x	n.r.
Reducing bank slopes	x	x	x	(x)	x	x	x	-	x	x	x
Removing/improving groynes	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	x	x	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.
Constructing/improving training walls	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.	x	x ¹⁹	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.
Generation of riparian buffers	x	x	x	-	x ¹ ₅	x	x	-	x	x	x
Floodplain											
(Re-)constructing main channel	x	x ^{5, 17}	x	-	x ²	-	-	-	x	(x)	-

Gesamtseebewertung

Constructing/developing (side) channels	x ⁴	x ⁵	x	-	x ²	x	n.r.	-	x	x	-
Conserving/developing floodplain elements	x ⁴	x ⁵	x	-	x ²	x	x ²⁰	-	x	x	-
Removing/modifying/relocating dykes/embankments	(x)	(x)	(x)	-	(x)	x	(x)	-	x	x	-
Constructing/developing secondary floodplain	x	x ⁵	x	-	x ²	(x)	(x)	-	x	(x)	-
Restoring primary floodplain	-	-	(x)	-	(x) ₂	(x)	-	-	-	(x)	-
Connecting tributaries (near-natural)	x ⁴	x ⁵	x	x	x	x	x	-	x	x	x
Conserving/developing secondary habitats	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Removing/replacing non-natural forests	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Conserving/developing natural floodplain shrubs/forests	x ⁴	x ⁵	x	-	x ^{2,15}	x	x	-	(x)	x	-
Extensifying/abandoning land use	x	x	x	-	x	x	x	n.r. ₉	x	x	x
Conserving/developing wet/harsh meadows, reed and sedge areas	x ⁴	x ⁵	x	(x)	x ²	x	x	x	x	x	(x)

Tabelle 26 continued: Measures for achieving good ecological potential

Measures	Land drainage and flood protection	Land drainage and irrigation	Urbanisation and flood protection (with foreland)	Urbanisation and flood protection (without foreland)	Flood protection	Navigation in free-flowing sections	Navigation in impounded sections	Navigation in canals	Mining	Hydropower (run-of-river)	Reservoirs
Hydrological regime											
(Re-)establishing near-natural/improved flow conditions	(x)	(x)	x	(x)	x	(x)	-	-	(x)	x ^{7,8}	-
(Re-)establishing near-natural/improved discharge	(x)	(x)	x	(x)	x	-	-	-	(x)	x ^{7,8}	-
Assessing/improving detention basins	x	x	x	x	x	n.r.	n.r.	n.r.	x	x	n.r.
Removing/mitigating impoundments	x	(x)	x	x	x	n.r.	-	-	x	x ^{7,8}	-
Longitudinal continuity											

Constructing/improving bypass/fish ladder	x	x	x	x	x	n.r.	x	x ⁶	x	x	(x)
Securing/improving downstream fish migration	x	x	x	x	x	n.r.	x	x ⁶	x	x	x
Removing/modifying weir/dam	x	x ²¹	x	x	x	n.r.	x ²¹	x ⁶	x	x ²¹	-
Removing/modifying canalisation/culverts	x	x	x	x	x	n.r.	n.r.	n.r.	x	x	n.r.
Removing/modifying ponds that disconnect main channel	x	x	x	x	x	n.r.	n.r.	n.r.	x	x	n.r.

x	Measure generally technically feasible
(x)	Measure in particular cases technically feasible
-	Measure generally not technically feasible
n.r.	Measure not relevant

²Restricted to the foreland between dyke and river; ³As long as navigation and navigation channel are not constrained significantly; ⁴Restricted to secondary floodplain; ⁵Restricted to secondary floodplain and limited floodplain dynamics; ⁶Restoration of longitudinal continuity is restricted to particular cases; ⁷In case of controllable weirs (weirs with steerable discharge), this measure is only feasible in combination with constructions that ensure the stability of river bed (e.g. ground sills); ⁸As long as the usage of present hydropower plants (run-of-river) is not constrained significantly because of a reduced water storage; ⁹Not relevant because there is no natural catchment area; ¹⁰In the case of "alte Fahrten"; ¹¹In form of aggregated and fixated floating woody debris; ¹²This measure includes singular improvements of river bed (e.g. establishing of riffles); ¹³This measure is specific for reservoirs; for construction of new auxiliary dams it is mandatory to secure that longitudinal continuity is not constrained by these dams; ¹⁴Measures improving fish migration also include such measures concerning the operation mode of the power plant, especially for the case of different discharge conditions (e.g. ensuring a minimum flow); ¹⁵Only in combination with an enlargement of natural flood retention area (e.g. relocation of dykes); ¹⁶Includes the implementation of gravel, which is an important habitat also in lowland rivers; ¹⁷Relocation and rebuilding of main channel can be an adequate measure in some cases; ¹⁸Not relevant if the existing river bed width is larger than the width of the natural reference profile (this might be the case especially in lowland rivers); ¹⁹Especially for rheophilic species the effectiveness of measures could be constrained if discharge conditions will not be improved at the same time; ²⁰The effectiveness and sustainability of these measures depends on a sufficient residual flow; ²¹In most cases only modifications will be adequate; see also DWA (2014)

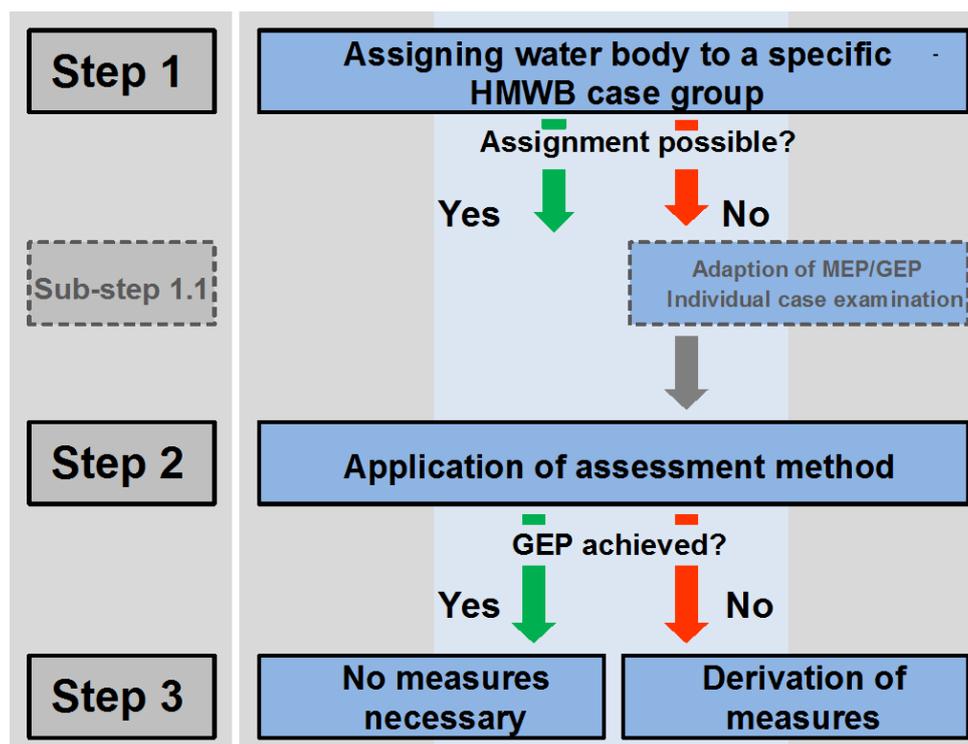
3.7.4 Application of the method

3.7.4.1 Steps of application

The application of the method presented in the manual follows clearly structured individual steps (Abbildung 29). In Step 1, the surface water body to be assessed is assigned to a HMWB case group. In Step 2, the case group-specific assessment method for benthic invertebrates and fishes is applied. If, in exceptional cases, a definite assignment of a case group is impossible, e.g. due to an unusual combination of several specified uses of the water body, the MEP or GEP can be adjusted in Step 1.1. In this case, the assessment method (Step 2) is applied after Step 1.1.

The results of the assessment identify the degree of achieving the ecological potential and, thus, the need for action, which is determined in Step 3. If GEP is achieved (i.e. all relevant biological quality elements indicate at least GEP) there is no need for enhancing the hydromorphological conditions of the water body. If the water body fails to achieve GEP, restorative measures are required. This method can be used for most of the heavily modified water bodies at rivers by assigning the HMWB case groups. If it is not possible to assign a water body to a HMWB case group, MEP and GEP can be derived on a case-by-case basis (Step 1.1).

Abbildung 29: Application of the HMWB assessment method



Eigene Darstellung, University of Duisburg-Essen

The local water managers are responsible for the particular planning of measures to achieve GEP. This concrete planning is thus formally not part of the assessment. However, the manual for assessing HMWB/AWB (Döbbelt-Grüne et al. 2015a) includes information on best practice and presents planning principles referring to the pool of measures defined for each HMWB case group.

3.7.4.2 Case studies

In the following, we exemplarily apply the HMWB assessment method to three water bodies in Germany, comprising status-quo description, step-wise assessment and planning of mitigation measures. These examples were taken from Döbbelt-Grüne et al. (2015b).

Case study 1:

Wagenfelder Aue (Lower Saxony) – Lowland stream with land drainage and flood protection

3.7.4.2.1.1 Status quo of water body

The water body ‘Wagenfelder Aue’ is located in the North German Plain and belongs to the mid-sized sand and loam-dominated lowland streams (German type 15). The river catchment is characterised by agricultural land use (73% cropland). The water body is heavily modified to guarantee optimal land drainage for intensive agriculture. It features a technical standard profile of uniform width and a bed protected by riprap, often covered with fine sediments. Various bed falls constrain the ecological connectivity. Elevated nutrient concentrations and lacking riparian shading cause excessive macrophyte growth that, together with frequent impounding by weirs, decreases flow velocity. This occasionally leads to oxygen deficits on the channel bed. The water body is intensively managed.

3.7.4.2.1.2 Step 1: Assigning the HMWB case group

The water body is assigned to the case group of ‘lowland streams with land drainage and flood protection’ (see Annex).

3.7.4.2.1.3 Step 2: Applying case group-specific assessment

3.7.4.2.1.3.1 Benthic invertebrates

The invertebrate fauna at the Wagenfelder Aue reveals bad ecological potential. This mainly results from the absence of type-specific species and a high proportion of littoral-preferring taxa. The occurrence of freshwater leech (*Erpobdella octoculata*), water sowbug (*Asellus aquaticus*) and sludge worms (Tubificidae) indicate the temporary oxygen deficits on the stream bed.

3.7.4.2.1.3.2 Fish fauna

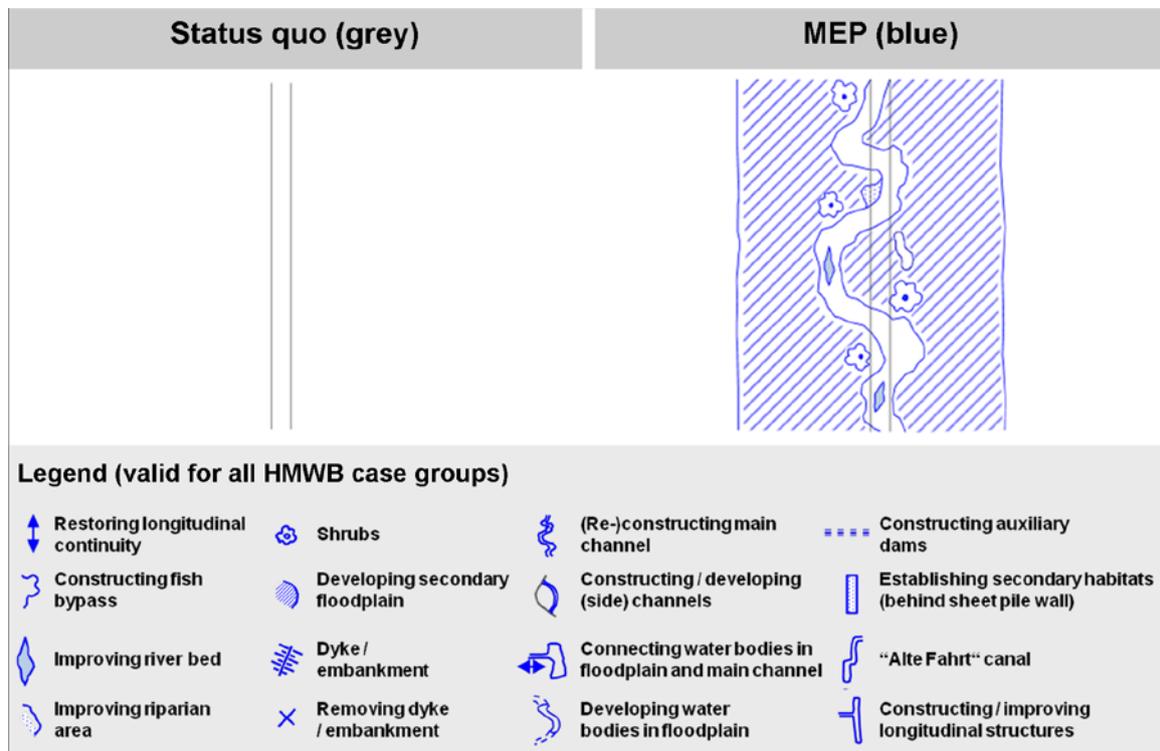
The water body reveals moderate ecological potential according to the fish fauna. This quality element shows low species richness and a low amount of rheophilic species, indicating impounded conditions. Migratory species are lacking, and disturbance indicators (e.g. spined loach) are frequently occurring.

According to the one-out all-out principle the water body’s ecological potential is bad (Tabelle 27). Therefore, appropriate mitigation measures are selected in the following step.

3.7.4.2.1.4 Step 3: Deriving mitigation measures

The habitat conditions at MEP are presented in Abbildung 30.

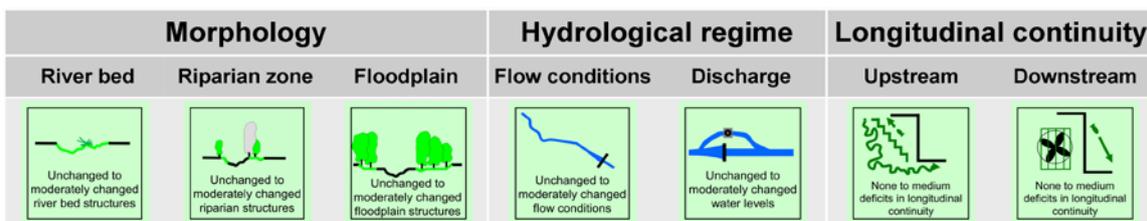
Abbildung 30: Measure and habitat scheme at MEP for the Wagenfelder Aue (lowland stream with land drainage and flood protection).



Eigene Darstellung, University of Duisburg-Essen

The GEP anticipates unchanged to moderately changed morphology, hydrological regime and longitudinal continuity of the water body (Abbildung 31).

Abbildung 31: Habitat conditions at GEP for the Wagenfelder Aue (lowland stream with land drainage and flood protection).



Eigene Darstellung, University of Duisburg-Essen

For achieving GEP the following key factors are decisive:

- ▶ Near-natural bed substrate (sand, gravel and woody debris);
- ▶ Low amount of technical shoring using allochthonous material;
- ▶ Native trees/shrubs (at least on the banks);
- ▶ Natural variation in channel depth (featuring riffles and pools);
- ▶ Constructing/developing secondary floodplain;
- ▶ Floodplain elements (occasional);
- ▶ Self-dynamic river development;
- ▶ Ecological river maintenance;

► Longitudinal continuity.

To develop these key factors, emphasis shall be placed on re-establishing the natural flow conditions. Measures to enhance the river structures are also vital. These include the removal of bed fixation, introduction of woody debris and, in particular, the instalment of riparian buffers. In principle, constructing a secondary floodplain is a technically feasible measure at the Wagenfelder Aue. Modifying the bed falls and removing the weirs restore the ecological connectivity. Implementing an ecological water body maintenance scheme provides additional benefits.

Case study 2:

Unterer Salzbach (Hesse) – Upland brook with urbanisation and flood protection (without foreland)

3.7.4.2.1.5 Status quo of water body

The Salzbach flows through the city of Wiesbaden in the German low mountain range, belonging to the type of small, coarse substrate-dominated, siliceous upland brooks (German type 5). The water body is located in a dense urban setting with large parts being culverted and overbuilt. Open sections are highly modified to protect the adjacent buildings from flooding, featuring a technical standard profile and artificial channel bed. The entire brook passes through a waste water treatment plant. Various migration barriers prevent ecological continuity.

3.7.4.2.1.6 Step 1: Assigning the HMWB case group

The water body is assigned to the case group of ‘upland brooks with urbanisation and flood protection’.

3.7.4.2.1.7 Step 2: Applying case group-specific assessment

3.7.4.2.1.7.1 Benthic invertebrates

The water body features poor ecological potential according to the benthic invertebrate fauna. The community is characterised by low species diversity and, hence, by a low number of type-specific species. Mass occurrences of the mayfly *Baetis rhodani* contribute to the overall low scoring of this water body.

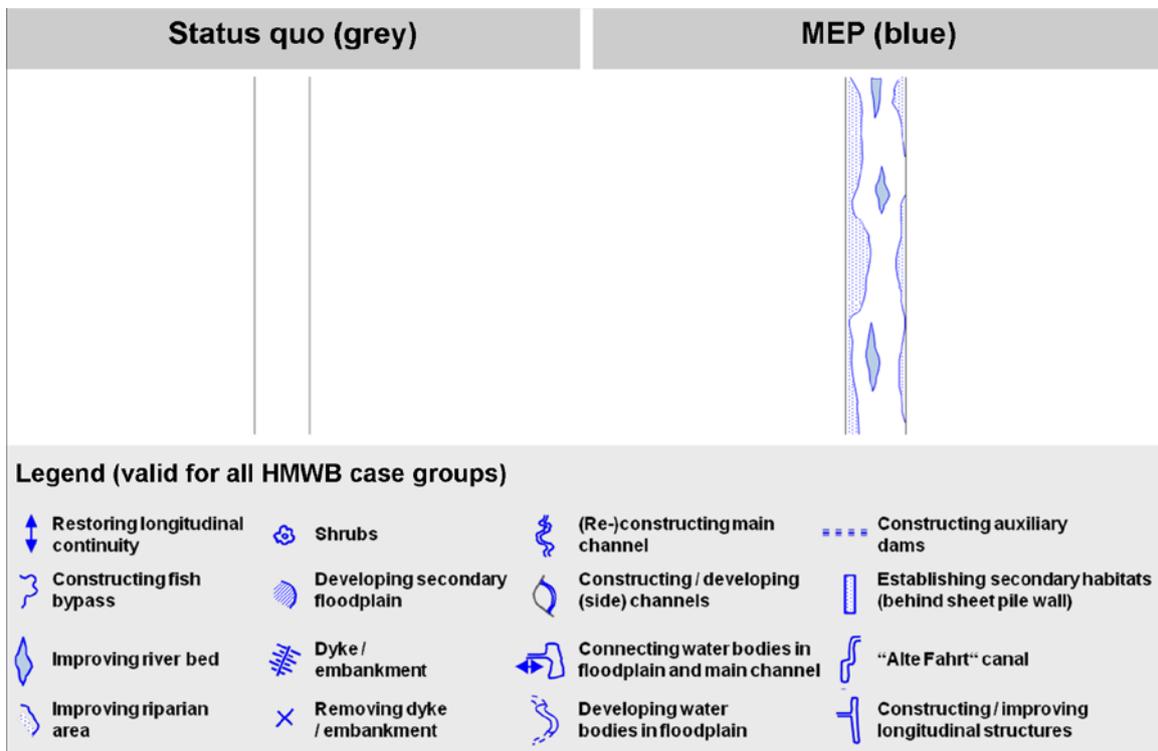
3.7.4.2.1.7.2 Fish fauna

Bad ecological potential is assessed using the fish fauna. However, due to the very low number of individuals sampled (seven specimens of brown trout) the assessment score is uncertain. According to the one-out all-out principle the water body’s ecological potential is bad (see Tabelle 27). Therefore, appropriate mitigation measures are selected in the following step.

3.7.4.2.1.8 Step 3: Deriving mitigation measures

Abbildung 32 outlines the habitat conditions at MEP.

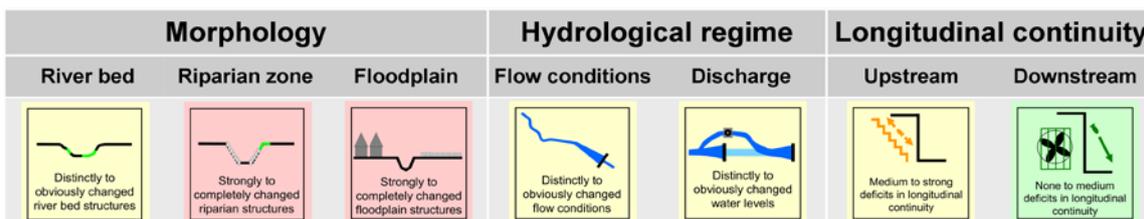
Abbildung 32: Measure and habitat scheme at MEP for the Unterer Salzbach (upland brook with urbanisation and flood protection, without foreland).



Eigene Darstellung, University of Duisburg-Essen

Due to its specific urban setting, the water body is expected to feature strongly to completely changed morphology at GEP (Abbildung 33). Hydrological regime and upstream continuity remain distinctly to obviously changed. Only downstream continuity is unchanged to moderately changed.

Abbildung 33: Habitat conditions at GEP for the Unterer Salzbach (upland brook with urbanisation and flood protection, without foreland).



Eigene Darstellung, University of Duisburg-Essen

For achieving GEP the following key factors are decisive:

- ▶ Natural bed substrate (gravel, pebble and cobble with well-aerated interstitial, low amount of fine sediments, occasionally woody debris);
- ▶ Occasional bed structures, isolated bank structures;
- ▶ Isolated native bushes/scrubs on the banks;
- ▶ Longitudinal continuity;
- ▶ Ecological river maintenance.

On the basis of these key factors a set of potential mitigation measures was devised, focussing on morphological enhancement and ecological connectivity. The measures mainly address the bed structure (e.g. removing bed fixation, introducing woody debris, developing near-natural river bed structures). In selected cases, measures improving the bank structure are possible (e.g. removing bank reinforcement, developing natural riparian vegetation). The current management plan projects to abandon sewage water discharging into the brook, allowing to disconnect the treatment plant and restore the longitudinal continuity. These measures are supported by reconnecting tributaries and increasing the passability of migration barriers.

Case study 3:

Saale (Saxony-Anhalt) – Lowland river with navigation and other uses

3.7.4.2.1.9 Status quo of water body

The lower course of the Saale river is a large gravel-dominated lowland river (German type 17) located in the East-German lowlands, flowing into the Elbe river south of the city of Magdeburg. The water body is a designated federal waterway, and two weir-systems are operated for hydropower generation. The water body can be divided into an upper, impounded section and a lower, free-flowing section. Adjacent land use is dominated by agriculture, interspersed by settlements or forested areas. Industrial and municipal discharges, including the effluents of two waste water treatment plants, represent significant point sources of pollution. High concentrations of chloride and phosphorus imperil the water quality.

3.7.4.2.1.10 Step 1: Assigning the HMWB case group

The different flow character (impounded versus free-flowing) justifies to divide the water body into two sections, assigning individual case groups to each section. At the upper, *impounded section* four uses are present: Land drainage and flood protection, urbanisation and flood protection (with foreland), hydropower and navigation in impounded sections. At the lower, *free-flowing section*, the following uses exist: Land drainage and flood protection, urbanisation and flood protection (with foreland) and navigation in free-flowing sections.

In the event of multiple uses at the water body, a HMWB case group may be assigned by defining the ‘formative use’ (see scheme presented in Abbildung 28). According to this scheme, the formative use at the *impounded section* is ‘navigation in impounded sections’. At the *free-flowing section*, the formative use is ‘navigation in free-flowing sections’.

3.7.4.2.1.11 Step 2: Applying case group-specific assessment

3.7.4.2.1.11.1 Benthic invertebrates

The ecological potential of the water was classified based on three monitoring stations, on average revealing poor ecological potential according to the benthic invertebrate fauna. The results showed that the invertebrate community is dominated by alien species, amounting to 65% of the total abundance. The proportion of EPT-taxa is low, and only two type-specific species are present. Both water body sections (impounded and free-flowing) were assessed using the same multimetric index (see Tabelle 24), but with different reference values defined for the single metrics.

3.7.4.2.1.11.2 Fish fauna

We classified the potential using fish fauna on the basis of a single monitoring station located in the free-flowing section. Adjusting the reference definition to account for the specific HMWB case group,

the water body reaches moderate ecological potential. The fish community is dominated by perch and chub and lacks companion and migratory species. Stagnophilic and phytophilic species are missing, pointing at lacking lateral connectivity and absence of slow flow areas. According to the one-out all-out principle the water body’s ecological potential is poor (see Tabelle 27). Therefore, appropriate mitigation measures are selected in the following step.

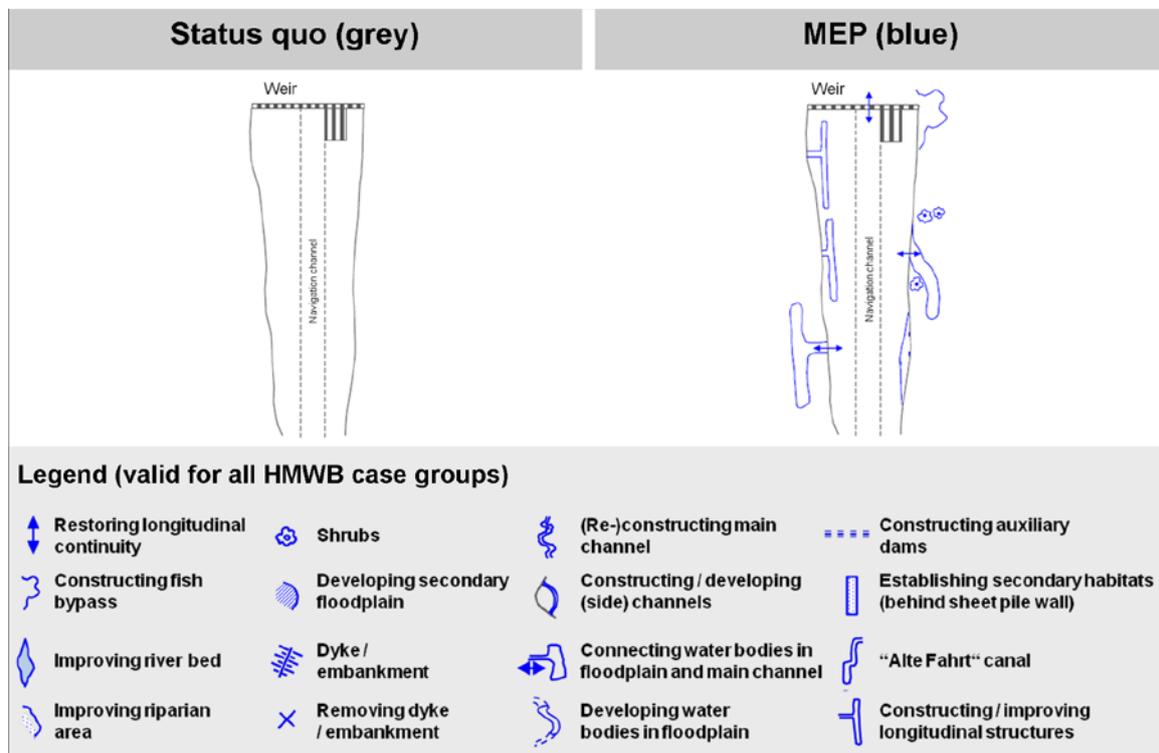
3.7.4.2.1.12 Step 3: Deriving mitigation measures

Above all, the high concentrations of chloride and phosphorus require measures to improve the water quality.

3.7.4.2.1.12.1 Impounded section

The MEP habitat characteristics for the formative use ‘navigation in impounded sections’ are delineated in Abbildung 34.

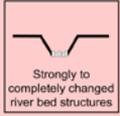
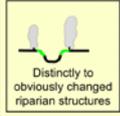
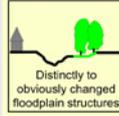
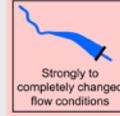
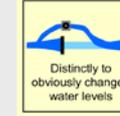
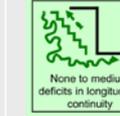
Abbildung 34: Measure and habitat scheme at MEP for the Saale, impounded section (lowland river with navigation in impounded sections).



Eigene Darstellung, University of Duisburg-Essen

At GEP, the water body section is expected to feature strongly to completely changed morphology and hydrological regime (Abbildung 35). Upstream and downstream continuity are unchanged to moderately changed.

Abbildung 35: Habitat conditions at GEP for the Saale, impounded section (lowland river with navigation in impounded sections).

Morphology			Hydrological regime		Longitudinal continuity	
River bed	Riparian zone	Floodplain	Flow conditions	Discharge	Upstream	Downstream
 Strongly to completely changed river bed structures	 Distinctly to obviously changed riparian structures	 Distinctly to obviously changed floodplain structures	 Strongly to completely changed flow conditions	 Distinctly to obviously changed water levels	 None to medium deficits in longitudinal continuity	 None to medium deficits in longitudinal continuity

Eigene Darstellung, University of Duisburg-Essen

GEP is likely to be achieved considering the following key factors:

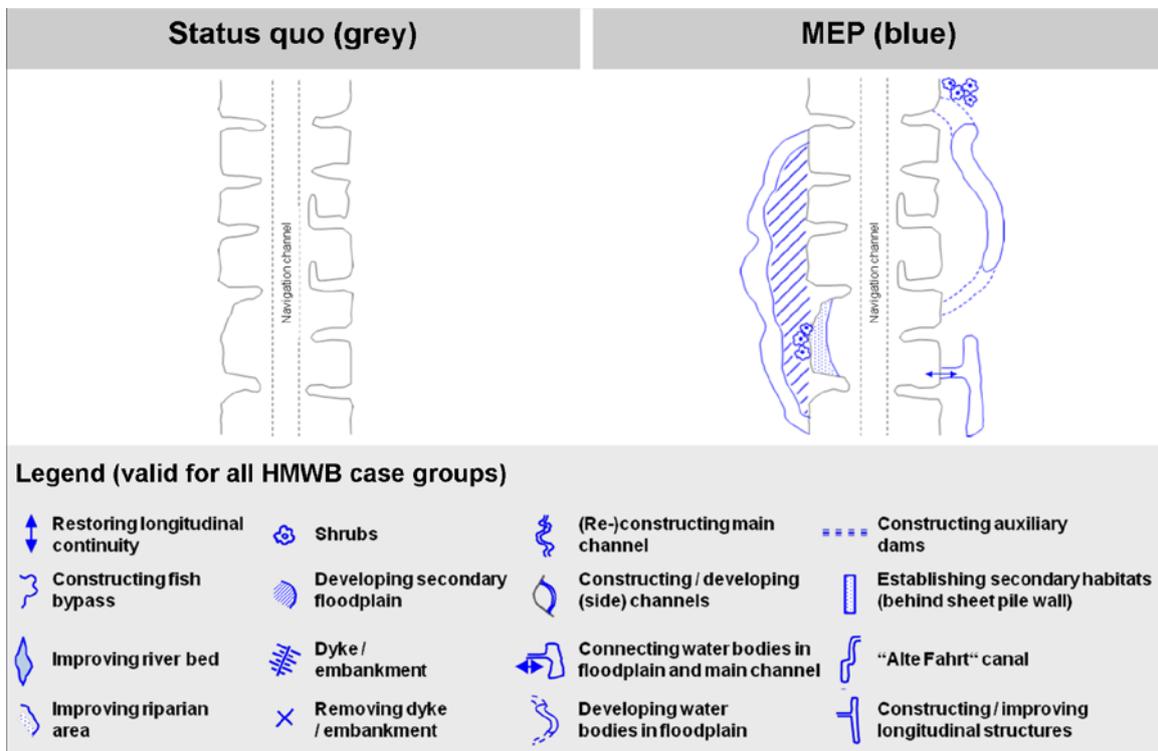
- ▶ Increased amount of near-natural bed substrate (gravel and woody debris, mainly in side-channels, woody debris only outside the navigation channel);
- ▶ Low amount of technical shoring/covering using allochthonous material above highest navigable water level;
- ▶ Shallow and structurally diverse riparian zones, comprising natural riparian vegetation;
- ▶ Areas protected from ship-induced waves, surge and downsurge;
- ▶ Side-channels in discrete sections;
- ▶ Near-naturally connected tributaries;
- ▶ Few floodplain elements;
- ▶ Ecological river maintenance;
- ▶ Longitudinal continuity.

We combined the pools of measures given for the four individual water body uses, revealing a set of possible measures: The floodplain, for instance, can benefit from the development of side-channels and additional floodplain elements. Other measures enhancing the floodplain structure are possible outside the navigation channel and above the highest navigable water level, respectively. Passability of the weir-systems needs to be established to allow for ecological connectivity.

3.7.4.2.1.12.2 Free-flowing section

Abbildung 36 outlines the MEP habitat conditions for the formative use ‘navigation in free-flowing sections’.

Abbildung 36: Measure and habitat scheme at MEP for the Saale, free-flowing section (lowland river with navigation in free-flowing sections).



Eigene Darstellung, University of Duisburg-Essen

Different from impounded sections, floodplain morphology and hydrological regime are only moderately changed at GEP. The river bed remains strongly to completely changed and the banks feature obvious modifications. Longitudinal continuity is fully established (Abbildung 37).

Abbildung 37: Habitat conditions at GEP for the Saale, free-flowing section (lowland river with navigation in free-flowing sections).

Morphology			Hydrological regime		Longitudinal continuity	
River bed	Riparian zone	Floodplain	Flow conditions	Discharge	Upstream	Downstream
Strongly to completely changed river bed structures	Distinctly to obviously changed riparian structures	Unchanged to moderately changed floodplain structures	Unchanged to moderately changed flow conditions	Unchanged to moderately changed water levels	None to medium deficits in longitudinal continuity	None to medium deficits in longitudinal continuity

Eigene Darstellung, University of Duisburg-Essen

Relevant for achieving GEP are the following key factors:

- ▶ Near-natural bed substrate (mainly gravel and woody debris);
- ▶ Low amount of technical shoring/covering above highest navigable water level;
- ▶ Natural riparian vegetation;
- ▶ Fields of groynes and training works at different levels of siltation;
- ▶ Areas protected from ship-induced waves, surge and downsurge;
- ▶ Side-channels in discrete sections;

- ▶ Few floodplain elements;
- ▶ Self-dynamic development above highest navigable water level;
- ▶ Ecological river maintenance.

As above, we combined the pools of measures for the three individual uses. This resulted in a set of measures enhancing bed and bank morphology (e.g. improving bedload, developing near natural bank structures, reducing bank slopes). Various measures addressing floodplain morphology are recommended (e.g. developing side-channels and conserving floodplain elements, developing natural floodplain forests).

Tabelle 27: Assessment of ecological status and potential of the three water bodies using benthic invertebrates and fish fauna (BQE: Biological Quality Element; WB: Water body; *uncertain due to low number of fish individuals)

Water body	BQE	Monitoring site	Monitoring year	Assessment score	Ecological potential	Overall WB potential
Wagenfelder Aue	Benthic invertebrates	Pegel Düste	2006	0.19	bad	bad
	Fish fauna	Donstorf	2011	2.09	moderate	
Unterer Salzbach	Benthic invertebrates	Biebrich Werksge-lände	2005	0.37	poor	bad
		Wiesbaden-Biebrich	2005	0.39	poor	
	Fish fauna	Biebrich Werksge-lände	2009	1.36*	bad	
Saale	Benthic invertebrates	Grim-schleben (Nienburg)	2008	0.33	poor	poor (aver-aged, see text)
		Jesar	2008	0.15	bad	
		Groß-Rosen-burg	2008	0.57	moderate	
	Fish fauna	Groß-Rosen-burg	2009	2.15	moderate	

3.7.5 Summary and perspectives

The manual on assessing and planning for heavily modified water bodies presents a method that can be used across Germany for the second WFD management plan. It accounts for the relevant WFD requirements with respect to the management objectives for HMWB and AWB. The particular challenge in developing the method, on the one hand, was combining the assessment of several biological quality elements with estimating the effect of hydromorphological measures to be implemented. In line with assessing the natural water bodies, the method allows for a standardised classification of HMWB and AWB, still providing the option of individual assessment in exceptional cases.

3.7.6 Acknowledgments

The manual was produced as part of the project “Assessment of HMWB/AWB-running waters and definition of the good and maximum ecological potential” (LFP O 3.10) commissioned by the German Working Group on water issues of the Federal States and the Federal Government (LAWA), funded by the programme “Water, Soil and Waste” of the German Federal States. We thank the project’s advisory board and all colleagues involved from the different states for their constructive cooperation.

3.7.7 Annex: HMWB case group profile ‘Land drainage and flood protection’

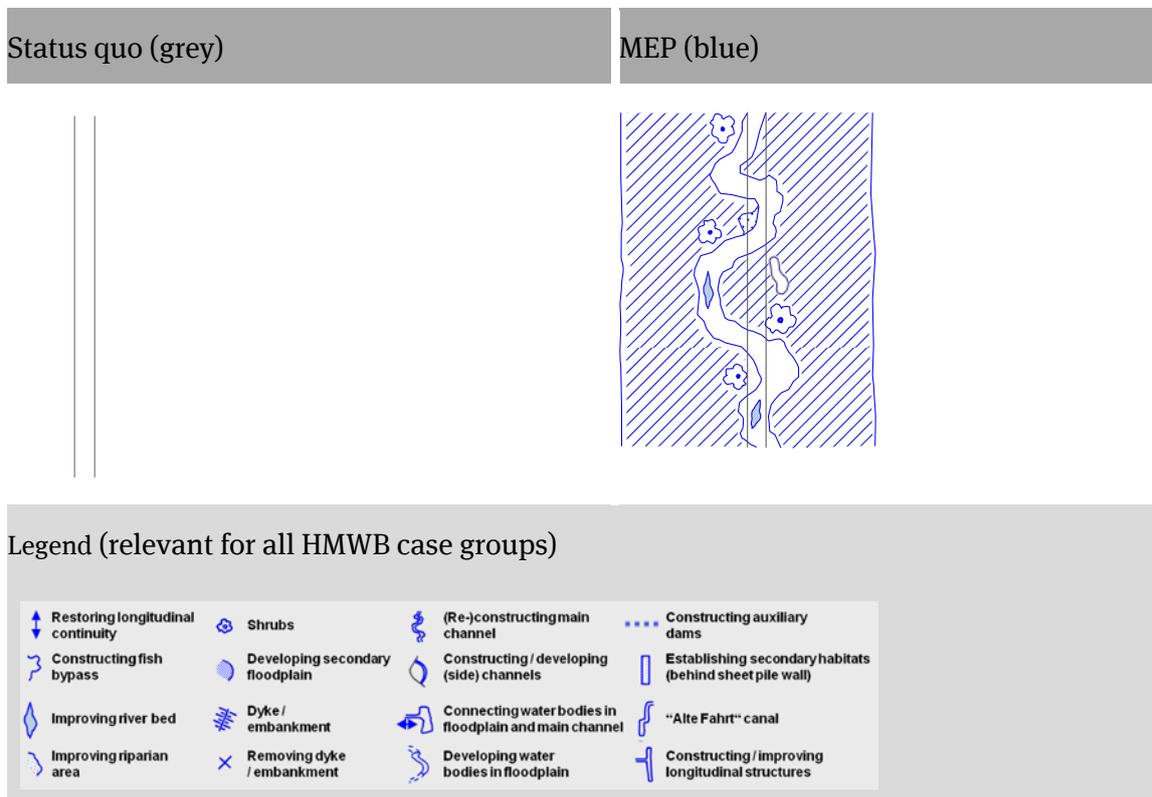
3.7.7.1 Summary

Due to the specific use the water body is deeply incised and lacks lateral connectivity to the floodplain. River bed and riparian zone feature low structural diversity and are intensively managed. Most measures for achieving the good ecological potential are technically feasible (except raising the river bed level or restoring the primary floodplain). Floodplain measures are often restricted to a secondary floodplain, installed by excavation or self-dynamic river development. Habitat conditions at GEP are predominantly unchanged to moderately changed. Important key factors to reach GEP comprise near-natural bed substrates and channel depth variance, low amount of technical shoring and connection with the (secondary) floodplain. This HMWB case group mainly occurs in the lowlands (brooks: 32%, streams: 4%), occasionally also in the uplands (brooks: 4%, streams <1%)*.

*n = 1934 HMWB covering eleven German federal states (source: LAWA-HMWB project database, LAWA 2015a)

3.7.7.2 Measure and habitat scheme

Abbildung 38: Measure and habitat scheme



Eigene Darstellung, University of Duisburg-Essen

3.7.7.3 Relevant stream type groups

Tabelle 28: Relevant stream type groups

(Pre-)Alpine rivers	Upland brooks	Upland streams	Upland rivers	Lowland brooks	Lowland streams	Lowland rivers	Ditches / Canals
	X	X		X	X		

3.7.7.4 Status quo

- ▶ Moderately to strongly incised profile;
- ▶ No or only few structural elements of the river bed and the riparian zone;
- ▶ Lacking lateral connectivity, and no or only few floodplain elements;
- ▶ Conventional and intensive water body maintenance.

3.7.7.5 Maximum Ecological Potential (MEP)

Habitats

Tabelle 29: Habitats

		Land drainage and flood protection				
		Uplands		Lowlands		
		Brooks	Streams and rivers	Brooks	Streams and rivers	
Morphology (according to the LAWA Stream Habitat Assessment – see Gellert et al. 2014)						
River bed	1. Channel development	1.1 Curvature/bends	Slightly curved to meandering (partly with side channels) ¹		Moderately curved to meandering (unbranched) ¹	
		1.2 Erosion at bends	Frequently weak to occasionally strong			Frequently weak to frequently strong
		1.3 Longitudinal bars	One to many		Two to many	
		1.4 Special channel structures	One to many			
	2. Longitudinal structures	2.1 Transverse structures	-			
		2.2 Backwater	None			
		2.3 Piping/Culverts	None			

		Land drainage and flood protection					
		Uplands		Lowlands			
		Brooks	Streams and rivers	Brooks	Streams and rivers		
	2.4	Traverse bars	Two to many	One to several	None to two		
		2.5	Flow variation	Moderate to high			
		2.6	Variation in depth	Moderate to high			
	3. Bed structure	3.1	Bed substrate	Natural (predominantly gravel, pebble, cobble, boulders, woody debris)		Natural (predominantly sand, gravel, clay, loam, silt, organic substrate, woody debris)	
		3.2	Bed protection	No protection			
		3.3	Substrate diversity	Moderate to high	Moderate to very high	Moderate to high	
		3.4	Special bed features	One to several			
	Riparian zone	4. Cross profile	4.1	Profile type			
4.2			Section depth	Shallow to moderately deep	Very shallow to deep	Shallow to moderately deep	Shallow to deep
4.3			Erosion of width	None			
4.4			Variation of width	Moderate to high			
4.5			Passage/Bridge	-			
5. Bank structure		5.1	Bank vegetation	Native wood or line of trees; herbaceous vegetation; native scrub	Native wood or line of trees; herbaceous vegetation; native scrub; none (naturally)	Native wood or line of trees; reed; herbaceous vegetation; native scrub	Native wood or line of trees; reed; herbaceous vegetation; native scrub; none (naturally)
		5.2	Bank protection	No protection			
		5.3	Special bank features	One to several			
Flood-adj.	6. Adjacent	6.1	Land use				Native woodland; typical meadow biotops ² ; fallow land
		6.2	Riparian zone				Buffer strip, flat woodland/succession

			Land drainage and flood protection			
			Uplands		Lowlands	
			Brooks	Streams and rivers	Brooks	Streams and rivers
		6.3 Special land features	Sporadic ² (flood channel, standing water)	Sporadic to multiple ² (e.g. backwater, side or flood channel)	Sporadic ² (flood channel, pond, backwater)	Sporadic to multiple ² (z. B. backwater, flood channel)
Longitudinal continuity						
Upstream continuity			No or insignificant continuity interruptions			
Downstream continuity			No to insignificant continuity interruptions			
Hydrological regime						
Flow characteristics	Flow dynamics		Near-natural to moderately modified			
	River bed clogging in impounded sections		No impounded section			
	Extensive bed protection		No protection			
River discharge			Near-natural to moderately modified			

- parameter not relevant or not available; ¹depending on degree of curvature at reference conditions; ²restricted to secondary floodplain and/or foreland between dyke and river

3.7.7.6 Good Ecological Potential (GEP)

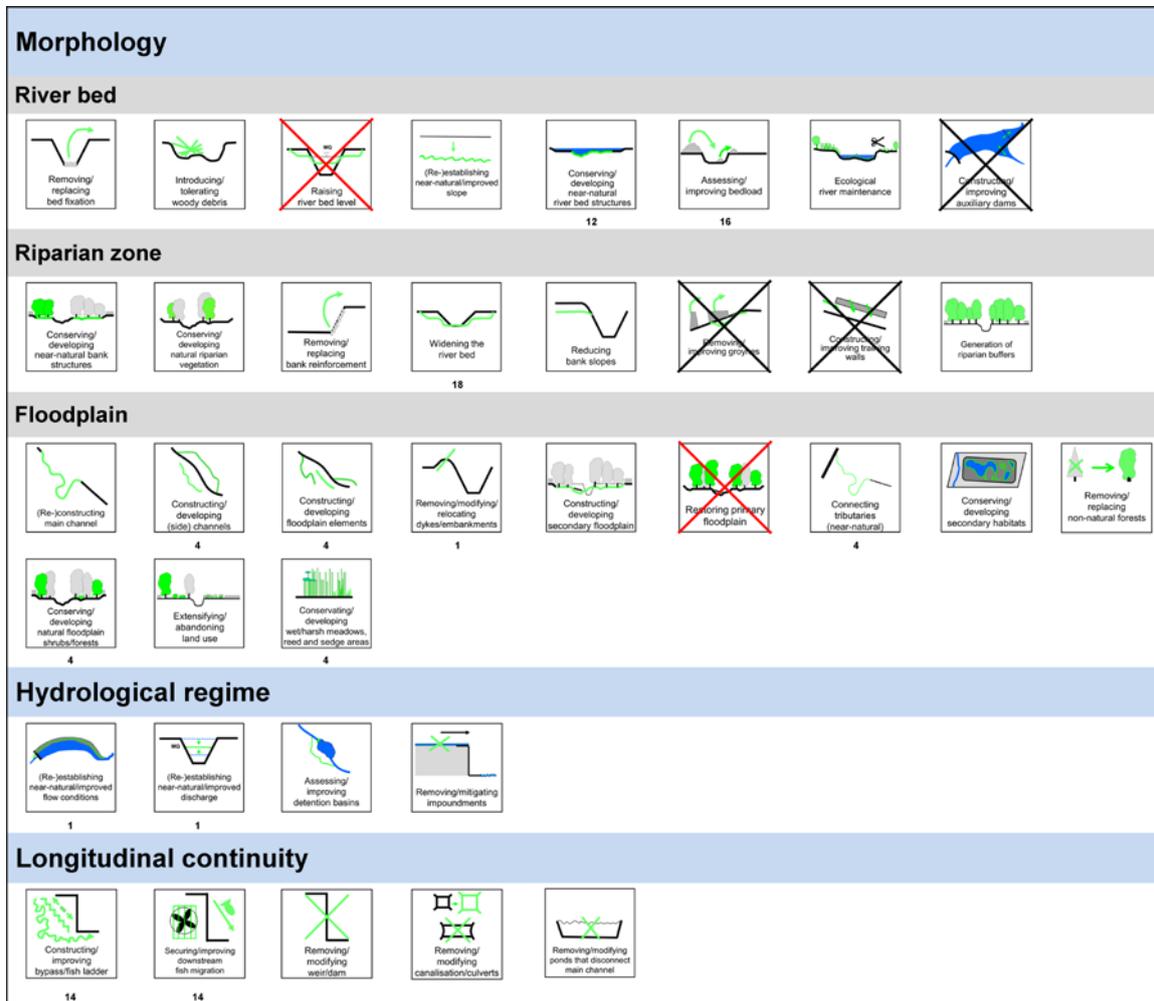
Habitat classification

Habitats – Key factors

- ▶ Natural bed substrate (lowland: sand, gravel and woody debris; upland: gravel, pebble and cobble with well-aerated interstitial, low amount of fine sediments, occasionally woody debris);
- ▶ Low amount of technical shoring using allochthonous material;
- ▶ Native trees (at least on the banks);
- ▶ Natural variation in channel depth (featuring riffles and pools);
- ▶ Side-channels in discrete sections (upland);
- ▶ Connection with secondary floodplain;
- ▶ Occasional floodplain elements (mainly in streams and rivers, but also in lowland brooks);
- ▶ Self-dynamic river development
- ▶ Ecological river maintenance.

Possible measures to achieve good ecological potential

Abbildung 39: Possible measures to achieve good ecological potential



¹ Restricted to particular cases; ⁴ Restricted to secondary floodplain; ¹² This measure includes singular improvements of river bed (e.g. establishing of pools); ¹⁴ Measures improving fish migration also include such measures concerning the operation mode of the power plant, especially for different discharge conditions (e.g. ensuring a minimum flow); ¹⁶ Includes the implementation of gravel, which is an important key habitat especially in lowland rivers; ¹⁸ Not relevant if the existing river bed width is larger than the width of the natural reference profile (this might be the case especially in lowland rivers); red X: Measure technically not feasible; black X: Measure not relevant

Morphology			Hydrological regime		Longitudinal continuity	
River bed	Riparian zone	Floodplain	Flow conditions	Discharge	Upstream	Downstream

Eigene Darstellung, University of Duisburg-Essen

3.8 Erstellung von Referenzstrecken-Katastern (bioforum GmbH)

3.8.1 Fließgewässer

3.8.1.1 Hintergrund und Projektziele

Die Wasserrahmenrichtlinie der EU (WRRL) fordert in Anhang II die Errichtung eines Stellennetzes zur Ableitung von Referenzbedingungen:

„Für raumbezogene typspezifische biologische Referenzbedingungen ist von den Mitgliedstaaten ein Bezugsnetz für jede Art von Oberflächenwasserkörper zu entwickeln. Das Netz muss eine ausreichende Anzahl von Stellen mit sehr gutem Zustand umfassen, damit angesichts der Veränderlichkeit der Werte der Qualitätskomponenten, die einem sehr guten ökologischen Zustand des betreffenden Oberflächenwasserkörpers entsprechen, und angesichts der nach Ziffer v) anzuwendenden Modellierungstechniken ein ausreichender Grad an Zuverlässigkeit der Werte für die Referenzbedingungen gegeben ist.“

Dies kann jedoch kontrovers interpretiert werden. Einerseits kann man hier die Errichtung eines Referenzstellennetzes das den abiotischen Kriterien der REFCOND-Leitlinie genügt (CIS 2003). Dabei stellt man jedoch schnell fest, dass es bei strenger Anwendung dieser Referenzkriterien in Mitteleuropa keine echten Referenzen mehr gibt: So wirken beispielsweise Klimaerwärmung und saurer Regen auf alle mitteleuropäischen Gewässer ein. Bei wörtlicher Interpretation reichen jedoch auch Stellen mit sehr gutem Zustand aus, die geeignet sind Referenzbedingungen für die biologischen Qualitätskomponenten abzuleiten.

Die zweite Betrachtungsweise kann dazu herangezogen werden, Referenzbedingungen auch von referenznahen Stellen abzuleiten, die nicht absolut ungestört sind.

Vor diesem Hintergrund wurde das vorliegende Projekt zur ins Leben gerufen. Es soll ein Stellennetz aus referenznahen und – falls diese für einen Typ nicht existieren – den besten verfügbaren Stellen erarbeiten, Typ- und Biokomponenten-spezifisch, Diese Netz soll zukünftig im Dienste der nationalen Bewertungsverfahren stehen. Darüber hinaus sollen auch Vorschläge erarbeitet werden, welche dieser Stellen für das Stellennetz zur Ableitung von Referenzbedingungen im Sinne der WRRL sind.

3.8.1.2 Untersuchung der Eignung der Gewässertypen für die geplanten Probenahmen

Tabelle 30: Untersuchung der Eignung der Gewässertypen für die geplanten Probenahmen

T y p	Bezeichnung	Ökoregion	Gewässerlandschaft	Substrat		Kalkgehalt		Gewässergröße			
				Grobsubstrat	Feinsubstrat	silikatisch	karbonatisch	Bach	Kleiner Fluss	Großer Fluss	Strom
1	Fließgewässer der Alpen	Alpen(/-vorland)	Kalkalpen	X			X	1.1	1.2	1.2	
2	Fließgewässer des Alpenvorlandes	Alpen(/-vorland)	Terrassen und Moränen	X			X	2.1	2.2		

T y p	Bezeichnung	Ökore- gion	Gewässer- landschaft	Substrat		Kalk-ge- halt		Gewässergröße			
				Grobsubstrat	Feinsubstrat	silikatisch	karbonatisch	Bach	Kleiner Fluss	Großer Fluss	Strom
3	Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes	Alpen(/-vorland)	Jungmoräne	X			X	3.1	3.2		
4	Große Flüsse des Alpenvorlandes	Alpen(/-vorland)	Auen	X			X			X	
5	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	Mittelgebirge	Grundgebirge, Buntsandstein	X		X		X			
5 .	Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	Mittelgebirge	Grundgebirge, Buntsandstein		X	X		X			
6	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	Mittelgebirge	Löss, Keuper, Kreide		X		X	X			
7	Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	Mittelgebirge	Kalke	X			X	X			
9	Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	Mittelgebirge	Grundgebirge, Buntsandstein	X		X			X		
9 .	Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	Mittelgebirge	Kalke	X			X		X		
9 .	Große Flüsse des Mittelgebirges	Mittelgebirge	Kalke	X			X			X	
1 0	Kiesgeprägte Ströme	Mittelgebirge	Moräne	X			x				X
1 4	Sandgeprägte Tieflandbäche	Norddeutsches Tiefland	Sander, Moräne		X	X	X	X			

T y p	Bezeichnung	Ökore- gion	Gewässer- landschaft	Substrat		Kalk-ge- halt		Gewässergroße				
				Grobsubstrat	Feinsubstrat	silikatisch	karbonatisch	Bach	Kleiner Fluss	Großer Fluss	Strom	
1 5	Sand- und lehmgeprägte Tief- landflüsse	Norddeut- sches Tiefland	Sander, Moräne, Löss		X		X		X	X		
1 6	Kiesgeprägte Tief- landbäche	Norddeut- sches Tiefland	Moräne	X		X	X	X				
1 7	Kiesgeprägte Tief- landflüsse	Norddeut- sches Tiefland	Moräne	X		X	X		X	X		
1 8	Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche	Norddeut- sches Tiefland	Löss		X		X	X				
2 0	Sandgeprägte Ströme	Norddeut- sches Tiefland	Auen		X		X					X
2 2	Marschengewässer	Norddeut- sches Tiefland	Marschen		X		X	X	X	X	X	X
2 3	Rückstau- bzw. brackwasser- beeinflusste Ostsee- zuflüsse	Norddeut- sches Tiefland	Moräne		X		X	X	X			
1 1	Organisch geprägte Bäche	Ökore- gion un- abhängig	Moor, Moräne, Auen		Org.	X	X	X				
1 2	Organisch geprägte Flüsse	Ökore- gion un- abhängig	Moor, Moräne		Org.	X	X		X	X		
1 9	Kleine Niederungs- fließgewässer in Fluss- und Stromtä- lern	Ökore- gion un- abhängig	Auen	X	X	X	X	X				
2 1	Seeausflussgeprägte Fließgewässer	Ökore- gion un- abhängig	Diverse	X	X	(X)	X	X	X			

3.8.1.3 Vorgehensweise zur schrittweisen Auswahl der Messstellen

In Absprache mit den LAWA-Expertenkreisen Fließgewässer und Seen wurde eine schrittweise Vorgehensweisen für die Fließgewässer beschlossen (Tabelle 31):

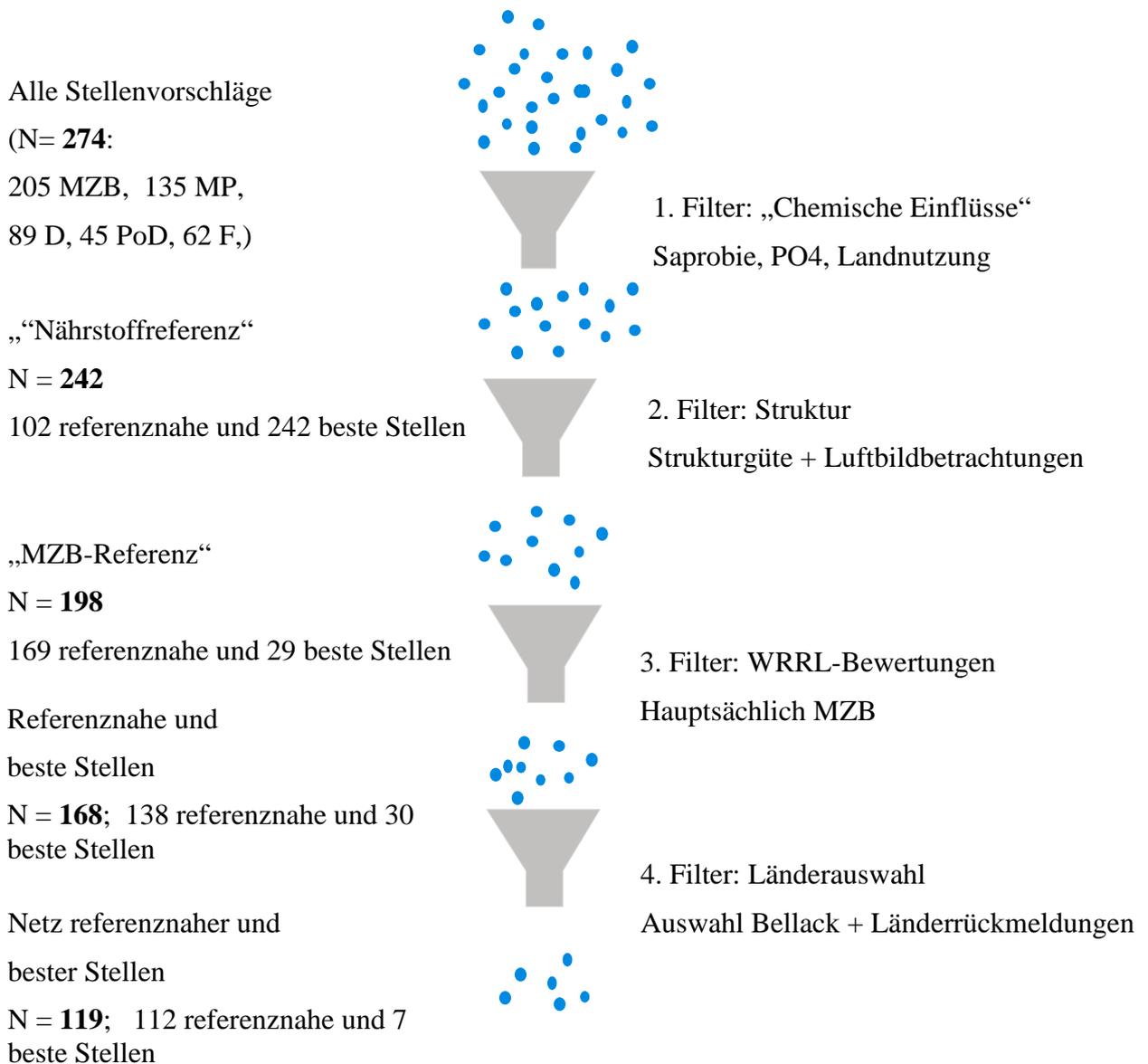
- ▶ Auswahl aus Projekten + zusätzlich aus Bundesländern (insbesondere Stellen für zukünftige Beprobungen)
- ▶ Vorauswahl von Kandidaten mittels leicht verfügbarer Daten und lockeren Kriterien
- ▶ Filterung geeigneter Kandidaten mittels Saprobie, Landnutzung, PO₄ und Struktur
- ▶ Betrachtung der biologischen Bewertungsergebnisse nach WRRL
- ▶ Endauswahl von referenznahen und besten Stellen für jeden Typ
- ▶ Auswahl aus Projekten + zusätzlich aus Bundesländern (insbesondere Stellen für zukünftige Beprobungen)
- ▶ Vorauswahl von Kandidaten mittels leicht verfügbarer Daten und lockeren Kriterien
- ▶ Sichtung der Datenlage plus genauere Ausarbeitung typspezifischer Kriterien
- ▶ Filterung geeigneter Kandidaten
- ▶ Sammlung weiterer Belastungsinformationen sowie der biologischen Daten
- ▶ Überarbeitung der Kriterien
- ▶ Endauswahl von Referenzstellen oder besten Stellen für jeden Typ

Tabelle 31: Schritte zur Erarbeitung eines Stellennetzes aus Referenzen und bestverfügbaren Stellen.

	Parameter	Einzuhaltende Werte
1. Auswahl von Kandidaten durch die Länder Rückmeldung von Kandidaten mittels Tabelle "Schritt_1_Rückmeldung" a) "Beste Stellen" jeden Gewässertyps (nach Abiotik!), b) Referenzen gemäß Experteneinschätzung aus Meldungen für Wise, früheren Abfragen, Interkalibrierung etc. c) Referenzstellen, die noch nicht beprobt sind, aber für zukünftige Probenahmen durch das Bundesland oder Projekte geeignet wären.	Saprobie	"gut" oder "sehr gut"
	PO ₄ -P (Mittel)	Orientierungswerte (70 µg/l für die meisten Typen)
	lokale Strukturklasse (ca. 500m-Bereich); Übersichtsverfahren oder Vor-Ort-Kartierung oder Experteneinschätzung)	1 bis 3 von 7
2. Überprüfung und weitergehende Auswahl der Kandidaten unter Einbeziehung von Landnutzungs- und Strukturparametern (Auswahl und ggf. Datenerhebung durch Projektbearbeiter)	Intensivlandwirtschaft EZG	Kriterien werden noch typspezifisch ausgearbeitet und abgesprochen
	urbane Flächen EZG	
	Karten zur Übersichtsstruktur	
3. Überprüfung weiterer Parameter an den Kandidaten aus 2. und endgültige Auswahl durch Projektbearbeiter (Datenerlieferung durch Länder)		

	Parameter	Einzuhaltende Werte	
a) Weitere Belastungsparameter:	PO4-P	Kriterien werden noch typspezifisch ausgearbeitet und abgesprochen	
	BSB oder CSB		
	NH3/NH4-N		
	Landnutzung		
	Abflussregulierung		
	Vor-Ort-Struktur lokal		
	Vor-Ort-Struktur EZG		
	Durchgängigkeit		
	Invasive Neobiota		
b) Keine Hinweise auf signifikante Einflüsse (Experteneinschätzung) von:	Freizeitaktivitäten lokal (Boote, Badebetrieb etc.)		
	Toxine/Pestizide		
	Biomanipulation		
	Bodenerosion EZG		
	Punktbelastungen		
	Eutrophierung		
	Versauerung		
	Tiefenerosion		
	Fischbesatz oder kommerzielle Fischerei		
	Aquakultur		
	Abflussregulierungen (Ausleitungen, Schwall; Talsperren)		
	4. In Zweifelsfällen eventuell Überprüfung weiterer spezifischer Kriterien	Auenv egetation	
		Messwerte für Experteneinschätzungen	
		Wein-/Obstbau im EZG	
Viehzucht			
Chlorid und/oder weitere chemische Parameter			
5. Bereitstellung der biologischen Daten durch die Länder für Auswertungen	Taxadaten und Daten zur Probenahme (Taxon, DV-Nr, Abundanz, Datum, Methode etc.)		

Abbildung 40: Filterschema zur Auswahl Fließgewässer.



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

Die Datenbasis für die Auswahl der Messstellen waren die im Rahmen des UBA-Projektes „AESHNA“ zusammengetragenen Daten, ergänzt durch weitere Internet-Datenrecherchen und Luftbildbetrachtungen. Ursprünglich sollten mehrere referenznahe Gewässer pro Gewässertyp in Zusammenarbeit mit den LAWA-Expertenkreise Seen und Fließgewässer zur Meldung an die EU sowie für nationale Zwecke ausgewählt werden. Aufgrund des Mangels an echten Referenzgewässern, die wirklich alle hydromorphologischen und wasserchemischen Referenzkriterien erfüllten, beschloss die LAWA jedoch, die Gewässersammlung nur für nationale Zwecke zu verwenden.

Die Kriterien für die Parameter zur Trophie/Wasserchemie sowie zur Landnutzung wurden (Tabelle 32)

Aus der daraus resultierenden Vorauswahl wurden die besten Gewässerstrecken hinsichtlich der hydromorphologischen Kriterien unter gleichzeitiger Berücksichtigung weiterer vorliegender Infor-

mationen (WRRL-Bewertungsergebnisse Makrozoobenthos und Makrophyten/Phytobenthos, Luftbildbetrachtungen, vorkommen der geeigneter Organismen zur Beprobung gemäß UPB) für jeden Gewässertyp gewählt.

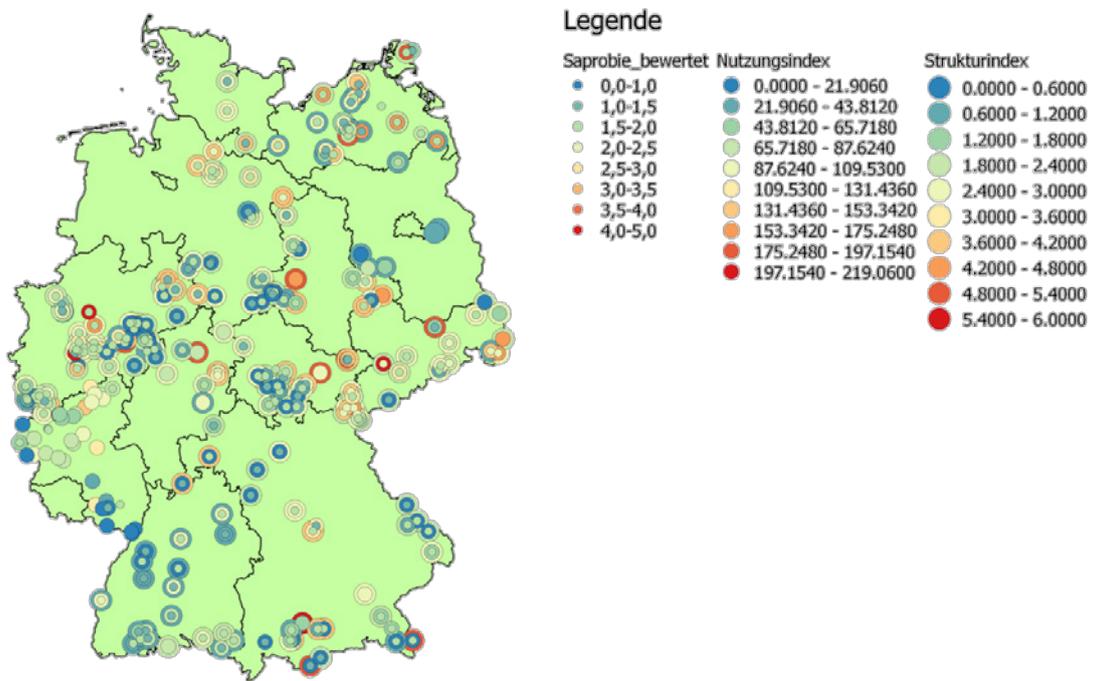
Bei den Fließgewässern wurde dabei das Hauptaugenmerk auf die Landnutzung gelegt, da diese die potentiellen Schadstoffquellen am besten widerspiegelt. Als Belastungsmaß diente der Landnutzungsindex, der im Rahmen der WRRL-Projekte häufig eingesetzt wurde (z.B. Meier et al. 2006). Dieser Index drückt den Anteil naturferner Landnutzungsarten aus, wobei urbane Flächen 4-fach (wegen Siedlungsabwässern, Industrie etc.), landwirtschaftliche Ackerflächen 2-fach (Nährstoffe, Pestizide etc.) und landwirtschaftliche Grünlandflächen einfach gewertet werden. Wald-, Sukzessions- und Gewässerflächen werden nicht dazugerechnet. Der Landnutzungsindex kann Werte von 0 bis 400 annehmen. Die meisten Fließgewässer. Für die meisten Gewässertypen konnten Werte unter 50, für die Hälfte sogar unter 20 erreicht werden. Für die größeren Fließgewässertypen sind Werte unter 50 in Deutschland jedoch höchstens in alpinen Einzugsgebieten zu erreichen, weil es nur dort größere Flächen gibt, die arm an Siedlungen und Äckern sind.

Tabelle 32: Auswahl- und weitere Beurteilungskriterien (soweit vorhanden) für die Vorauswahl der Gewässerstellen. Werte in Klammern = Zielwerte, die meistens eingehalten wurden). Bei mehreren ausgewählten Gewässern pro Typ wurden die besten ausgewählt und damit die Zielwertgrenzen oft weit unterschritten.

Parameter	Fließgewässer	Qualitative Beurteilungskriterien
Saprobiebewertung	< 2,0 (<1,5)	
Trophiebewertung (ÖQ TP)		
PO4-P [µg/l]	<70 (<50)	
Landnutzungsindex Einzugsgebiet	<100 (<50)	
Gewässerstrukturgüte	Klasse 1-3 von 7	Naturnähe im Luftbild
Gewässerumfeld		Gewässerrandstreifen und Ausdehnung / Abstand anthropogen genutzter Flächen
WRRL-Bewertung MZB	Mind. gut	
WRRL-Bewertung Makrophyten/Phytobenthos	Mind. gut	

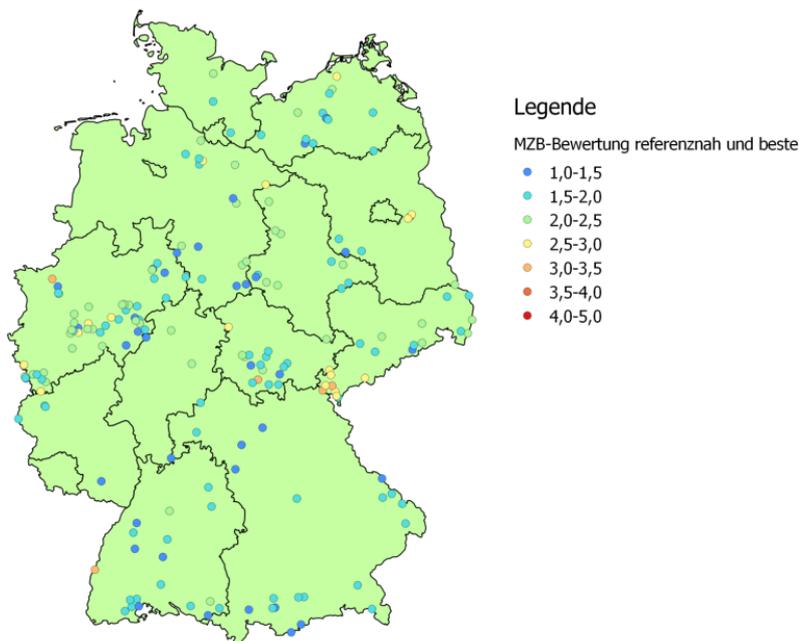
Biologische Bewertungen gemäß WRRL lagen nicht für alle Gewässer vor, dabei überwiegend fürs Makrozoobenthos, daneben auch einige für Makrophyten/Phytobenthos. Weniger als gute Bewertungsergebnisse führten zum Ausschluss des Gewässers.

Abbildung 41: Vorauswahl der Fließgewässer auf der Basis von Saprobie



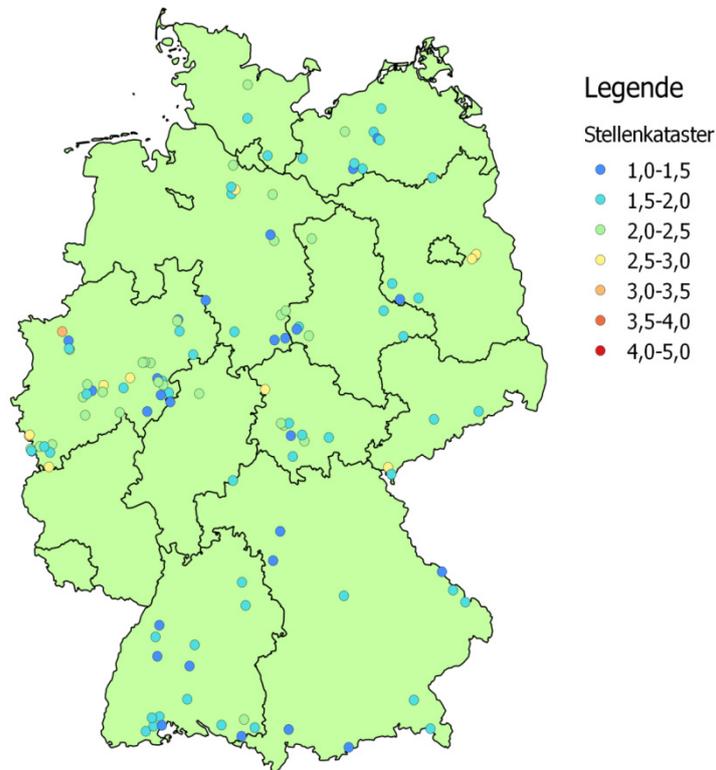
Eigene Darstellung, bioforum GmbH

Abbildung 42: MZB-Bewertungsergebnisse der abiotisch besten oder referenznahen Fließgewässerabschnitte.)



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

Abbildung 43: MZB-Bewertungsergebnisse der von der LAWA ausgewählten besten oder referenznahen Fließgewässerabschnitte.



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

3.8.1.4 Ergebnisse

Aus den ersten Rückmeldungen der Bundesländer und den Daten zur Interkalibrierung ergaben sich insgesamt Vorschläge zu 155 Stellen, davon 117 mit Daten zum Makrozoobenthos, 82 zu Makrophyten/Phytobenthos, 39 zu Fischen und 29 zum Plankton.

Die Verteilung dieser Stellen für MZB, Makrophyten, Diatomeen auf die Biokomponenten-spezifischen Typen geben Tabelle 33, Tabelle 34 und Tabelle 35 wieder.

Tabelle 33: Verteilung der MZB-Stellen der ersten Rückmeldung auf die LAWA-Typen.

Typ-Nr.	1.1	1.2	2.1	2.2	3.1	3.2	4	5	5.1	6	6 K	7	9	9.1	9.1 K	9.2
Kandidaten	3	3	2	0	4	4	0	7	1	1	3	9	3	7	0	6

Tabelle 34: Verteilung der Makrophytenstellen der ersten Rückmeldung auf die Makrophyten-Typen.

Typ-Nr.	10	11	12	14	15	15g	16	17	18	19	20	21_N	21_S	23
Kandidaten	1	5	4	18	4	0	19	4	0	4	2	1	1	3
Typ-Nr.	MP	MPG	MRK	MRS	TNk	TNm	TNg	TR						
Kandidaten	5	1	22	29	1	5	1	23						

Tabelle 35: Verteilung der Diatomeenstellen der ersten Rückmeldung auf die Diatomeen-Typen

Typ	1.1	1.2	2	3	4	5	6	7	8.1	8.2	9.1	9.2	10.1	11.1	12.1	12.2	13.1
Kandi- daten	3	3	1	6	1	24	2	4	7	4	3	1	2	10	13	9	1

Aufgrund der deutlichen Lücken bei einigen Gewässertypen wurden die Länder um weitere Daten-meldungen und gleichzeitige Übermittlung der biologischen Daten gebeten.

Folgende Kriterien wurden für die Auswahl der referenznahen und besten Stellen in Absprache mit dem Expertenkreis angesetzt:

Tabelle 36: Kriterien für Referenzen und bestverfügbare Stellen

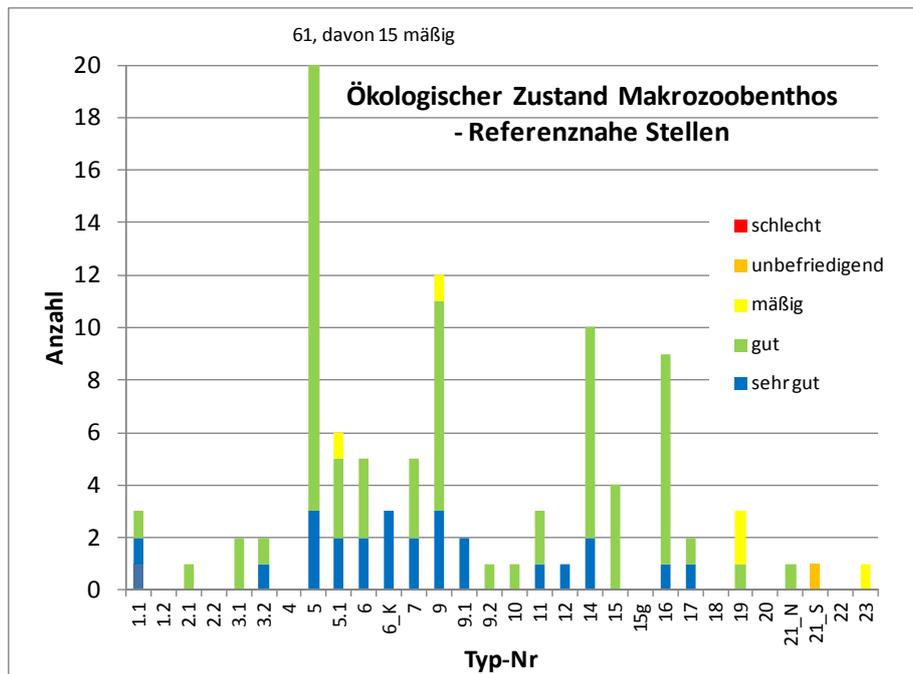
	Referenz	Beste Stelle	ungeeignet
a) Landnutzungsindex	<70	70-115	>115
b) PO ₄ µg/l	<70	70-100	>100
c) Nährstoffe / Chemie (→ „Pflanzenreferenz“)	a und b ok	(a und b +-) oder 1 oder 2 ok	a und b un- geeignet
d) Struktur	1-3	4	5-7
e) Gesamtreferenz (MZB und evtl. Fische)	c mind. +- und d ok	c mind. +-und d +-	c oder d un- geeignet

Hieraus ergaben sich rund 120 Referenz- und 11 beste Stellen, wobei allerdings die Erfüllung der Kriterien wegen fehlender Daten oft teilweise auf Experteneinschätzung beruhte. Für diese Stellen liegen bislang 464 Proben zum MZB, 171 zu Diatomeen, 252 zu weiteren Makrophytenkomponenten, 80 zu Fischen vor.

Aus den biologischen Daten wurden die Bewertungsergebnisse fürs MZB berechnet. Die Bewertungen fielen überwiegend gut aus, für viele auch sehr gut und nur für wenige schlechter (Abbildung 44 und Abbildung 45). Die teilweise schlechteren Bewertungsergebnisse der Einzelproben beruhen größtenteils auf Wiederholungsproben zu ungünstigen Zeiten (viele Sommer- und Herbstproben statt der empfohlenen Frühjahrsproben).

- Überwiegend gute Bewertungen, viele sehr gut

Abbildung 44: Makrozoobenthosbewertungsergebnisse für die referenznahe Stellen (jeweils neueste Frühjahrsprobe zu jeder Stelle).

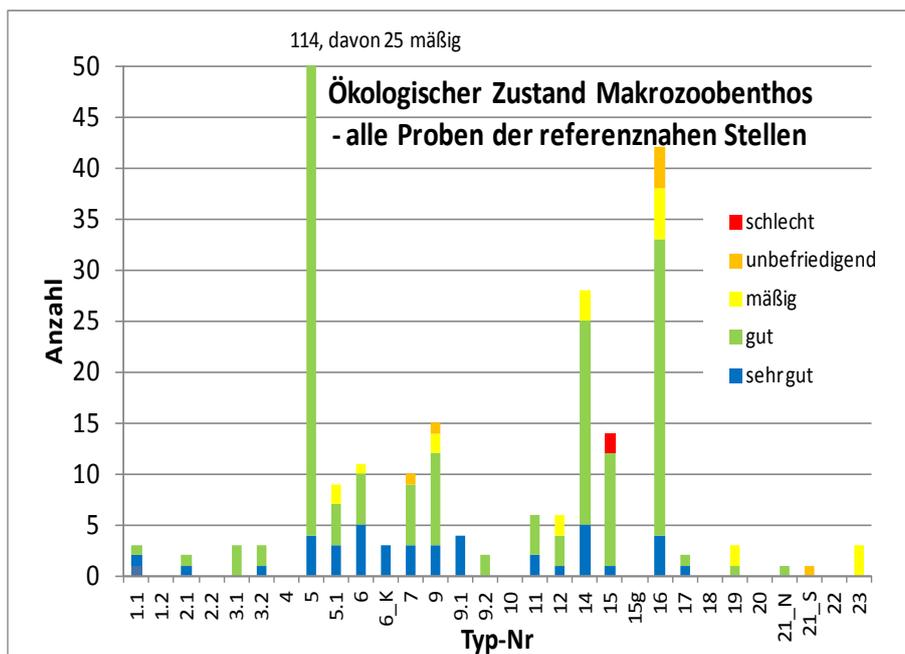


Eigene Darstellung, bioforum GmbH

► Ähnliche Verteilung wie zuvor

Mäßige und schlechtere Bewertungen überwiegend durch Wiederholungsproben zu ungünstigen Zeiten

Abbildung 45: Makrozoobenthosbewertungsergebnisse für alle Proben der referenznahe Stellen



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

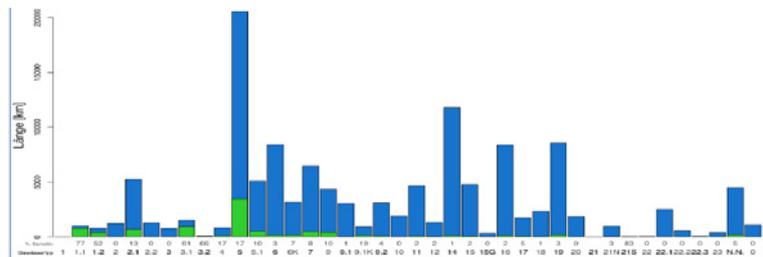
Für die Makrophyten- und Fischbewertung ergaben sich folgende vorläufige Trendaussagen:

- ▶ Etwa zwei Drittel der Stellen mit Makrophytendaten
- ▶ Bewertungen bei den Makrophyten überwiegend gut
- ▶ Im Endeffekt ist grob die Hälfte aller Kandidatenstellen mit mindestens guter Makrozoobenthos- und Makrophytenbewertung
- ▶ Verschneidung mit Fischbewertungen wird schon aus Gründen der geringen Stellenzahl zu einer starker Reduktion der Stellen mit mindestens guter ökologischer Gesamtbewertung führen

→ Lösung: Ausweisung biokomponentenspezifischer Referenzstellen / besten Stellen

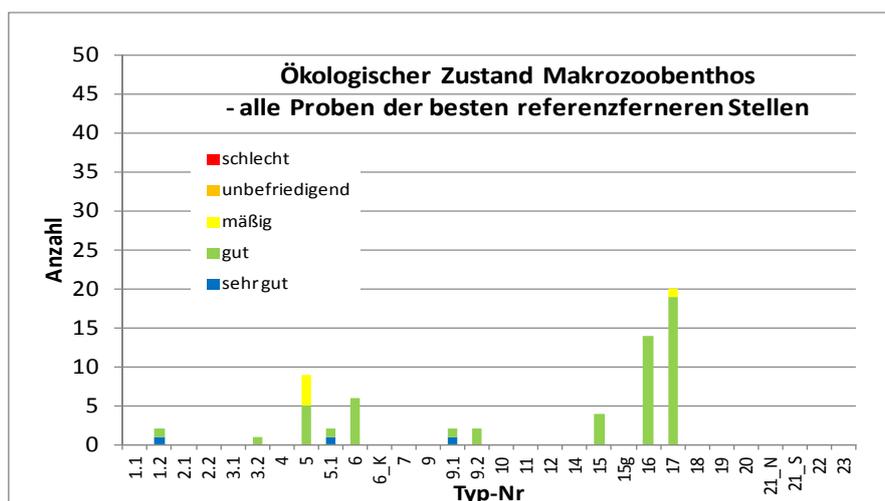
- ▶ Entspricht weitestgehend der Verteilung der Referenzstellen
- ▶ Relativ viele Gewässer für Typen 2.1 und 19 im Verhältnis zu den gemeldeten Stellen

Abbildung 46: Lauflängen der FG-Typen (km jedes Typs).



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

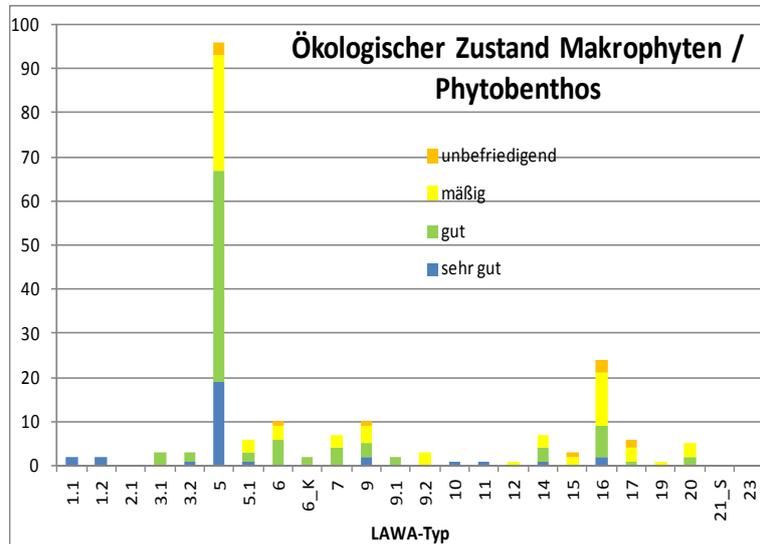
Abbildung 47: MZB – Zusätzliche beste Stellen – alle Proben.



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

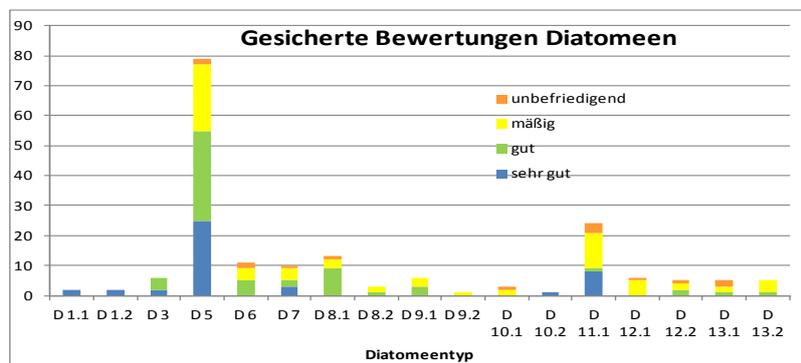
Viele gut und viele mäßig, wenige sehr gut

Abbildung 48: Makrophyten/Phytobenthos nach LAWA-Typ – alle gesicherten Proben (N=238).



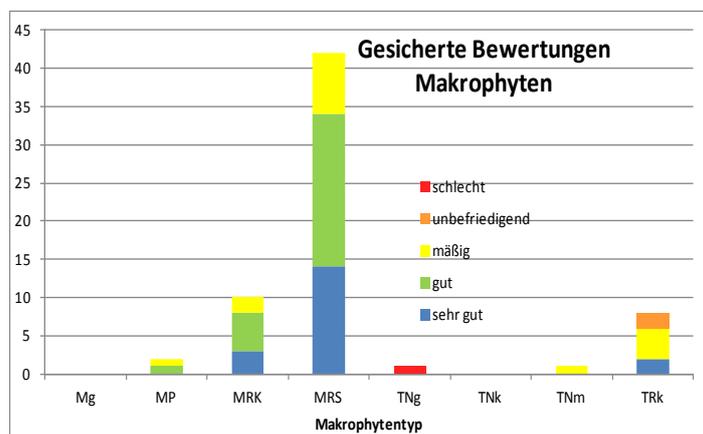
Eigene Darstellung, bioforum GmbH

Abbildung 49: Diatomeen nach Diatomeen-Typ – alle gesicherten Proben (N =182).



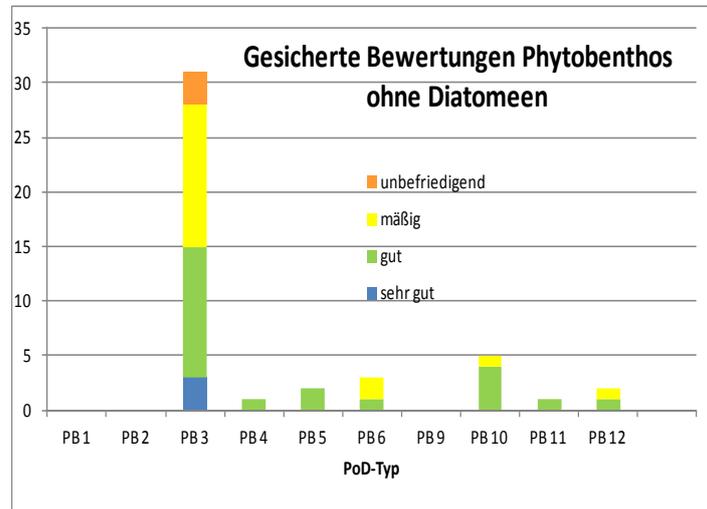
Eigene Darstellung, bioforum GmbH

Abbildung 50: Makrophyten nach Makrophyten-Typ – alle gesicherten Proben (N =64).



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

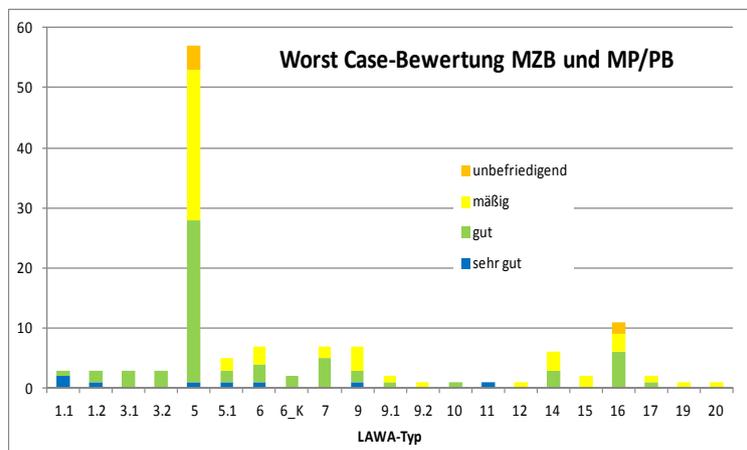
Abbildung 51: PoD nach PoD-Typ – alle gesicherten Proben (N =45).



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

- Ähnlich Makrophyten/Phytobenthos, aber kaum noch sehr gute Bewertungen

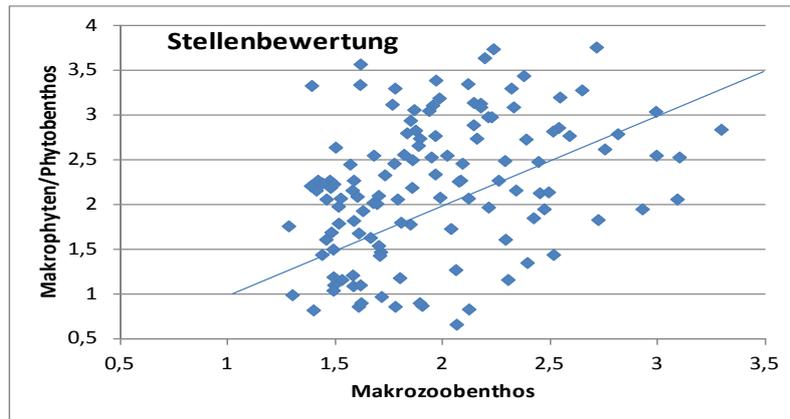
Abbildung 52: Worst Case Bewertung MZB und Makrophyten/Phytobenthos.



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

- MP/PB mit etwas mehr Streuung und leicht schlechter

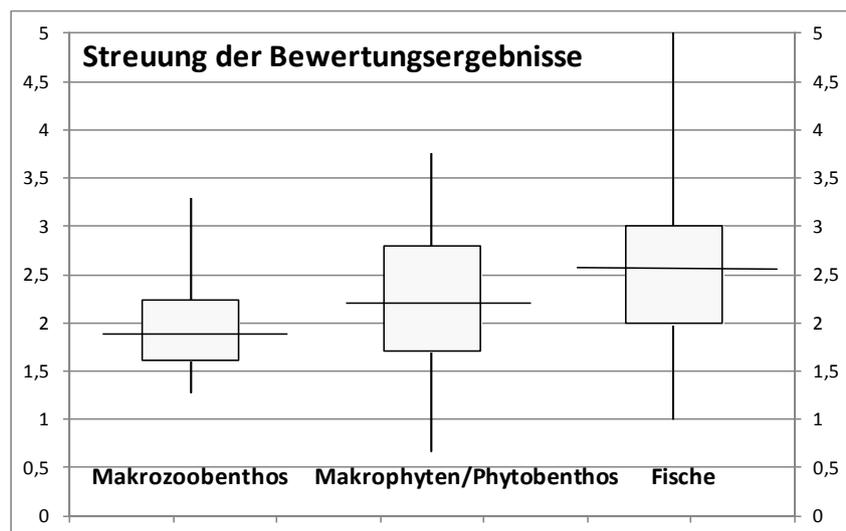
Abbildung 53: Stellenbewertungen MZB und MP/PB im direkten Vergleich.



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

- ▶ MP/PB mit etwas mehr Streuung und leicht schlechter

Abbildung 54: Median und Streuung MZB, MP/PB und Fische im direkten Vergleich.



Eigene Darstellung, bioforum GmbH

3.8.1.5 Dominante und Typische Taxa

3.8.1.6 Vorschlag von zusätzlichen Referenzparametern für Fischdurchgängigkeit

Aus Fließgewässer-Fisch-IK:

Barrieren oberhalb (Stellenebene)

Barrieren unterhalb (Stellenebene)

Barriere unterhalb (EZG-Ebene)

Einfluss von Fischbesatz

Dazu Anbindung Seitengewässer? Z.B. Barrieren im Kilometerbereich

3.8.1.7 Fazit

Größter Teil der Stellen mit Datenrücklauf erfüllte die Kriterien für referenznahe Stellen → nur wenige zusätzliche referenzfernere beste Stellen

Ausreichende Anzahl an geeigneten MZB-Stellen für ca. die Hälfte der Gewässertypen

Mangel an MZB-Stellen vor allem für Gewässer der Alpen und des Alpenvorlandes, bei den größeren Gewässern sowie den Typen 21-23.

Ausreichend viele Stellen für Makrophyten/Phytobenthos nur in Typ 5 / Diatomeentyp D 5, den Makrophytentypen MRK und MRS sowie dem PoD-Typ PB 3.

Generell wenig Fischdaten

Nur 2 Stellen mit Plankton

- ▶ Die abiotisch geeigneten Stellen wiesen weitestgehend gute Bewertungen auf. Beim MZB gibt es viele sehr gute Stellen und kaum mäßige oder schlechtere, bei den Makrophyten/Phytobenthos treten auch relativ viele mäßige Bewertungen auf.
- ▶ Die MP/PB-Bewertungen sind meist etwas schlechter und streuen deutlich mehr als die MZB-Bewertungen.
- ▶ Fischbewertungen nach bisherigem Stand noch etwas schlechter
- ▶ Aus der kombinierten Bewertung der Biokomponenten MZB und MP/PB nach dem Worst-Case-Prinzip ergibt sich eine ähnliche Verteilung wie für Makrophyten/Phytobenthos alleine.
- ▶ Für Kombination mit Fischen derzeit zu wenige Stellen, aber tendenziell bestimmen diese das Endergebnis

3.8.2 Seen

- ▶ Auswahl von referenznahen oder besten Stellen für jeden Typ
 1. Nach Nährstoffsituation/Trophie (ÖQ_TP sehr gut → Planktonreferenzen
 2. Landnutzung zusätzlich mit betrachtet
 3. Mit etwas weniger strengen Kriterien (gut) fürs MZB
 4. Zusätzlich Gewässerstrukturgüte der Probestellen für Makrozoobenthos mindestens gut)
- ▶ Ca. 250 Seen mit guter Trophiebewertung als Kandidaten für die Verschneidung mit weiteren Belastungsparametern für die weiteren Biokomponenten (Trophieindexabweichung < 1,0)
- ▶ Unter diesen rund 50 Seen mit MZB-Daten an strukturell mindestens „guten“ Probestellen

Beste zwei referenznahe Seen für jeden Typ (Prioritäten: gute Trophie und Landnutzung, mit morphologisch naturnahen Uferbereichen, möglichst auch gute MZB- und MP-Bewertungen:

Tabelle 37: Beste zwei referenznahe Seen für jeden Typ (Prioritäten: gute Trophie und Landnutzung, mit morphologisch naturnahen Uferbereichen, möglichst auch gute MZB- und MP-Bewertungen:

Typ	See1	See2	Strukturdaten
1	Chiemsee, Aiterbacher Winkel		Interkalibrierungsindex
2	Großer Ostersee	Langbürgener See	Interkalibrierungsindex
3	Staffelsee	Riegsee	Interkalibrierungsindex
4	Königssee	Starnberger See	Interkalibrierungsindex

Typ	See1	See2	Strukturdaten
9	Titisee?	Weinfelder Maar?	keine
10	Roofensee	Nehmitzsee, oberer	teils MZB-Protokolle
11	Plagesee, Gr.	Borgwallsee	teils MZB-Protokolle
12	Ziernsee?	Canower See?	keine
13	Wittwese	Peetschsee	teils MZB-Protokolle
14	Tietzensee, Gr.	Außenmüritz, Kleine Müritz	teils

4 Zusammenfassung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) fordert von den Mitgliedsstaaten eine Bewertung des ökologischen Zustandes der Oberflächengewässer, d.h. auch des hydromorphologischen Zustands der Seeufer, anhand der biologischen Qualitätselemente (BQE) Phytoplankton, Makrophyten, Fische und Makrozoobenthos. Zur hydromorphologischen Seeuferbewertung in Deutschland wurde das makrozoobenthosbasierte Seeuferbewertungsverfahren AESHNA entwickelt. In diesem Projekt wurden wissenschaftliche Empfehlungen zur Verbesserung der Zuverlässigkeit und Genauigkeit von AESHNA erarbeitet. Die Effizienz der Probenahmemethodik wurde verbessert und die Stressorspezifität von AESHNA optimiert. Hierbei wurde der Einfluss von Neozoen, trophischer Belastung, natürlicher Windexposition und anthropogener Wellenschlagsbelastung auf das eulitorale Makrozoobenthos und die hydromorphologische Bewertung mit AESHNA untersucht und quantifiziert. Anhand einer Beprobung von vier referenznahen Flusseen in Westpolen wurde die Referenz-Makrozoobenthosgemeinschaft von Flusseen des Tieflandes (Seetyp 12) beschrieben und bewertungsrelevante Metrics ermittelt. Von der Firma 'biota' wurde eine bundesweit einheitliche Methode zur Erfassung und Bewertung der Uferstrukturen an natürlichen Seen entwickelt, welche mit biologischen Seebewertungsmethoden, basierend auf Makrozoobenthos und Makrophyten, verknüpft werden sollen. Es wurde ein Ansatz zur strukturgüte-gestützten ökologischen Gesamtseebewertung durch Korrelationen von AESHNA mit der HMS ('Hydromorphologie Seen') Methode entwickelt. Des Weiteren wurde der bereits vorhandene biologische Bewertungsansatz für die Hydromorphologie von künstlichen Seen mit AESHNA weiterentwickelt. Die Verbesserung des ökologischen Zustandes von Seeufern durch Ufer-Revitalisierung mit komplexen Habitaten Totholz, submersen Wurzeln und emerser Vegetation wurde untersucht. Es wurde die HMWB Bewertung in ASTERICS integriert und ein Referenzstreckenkataster von Seen und Fließgewässern in Deutschland erstellt.

5 Ausblick

6 Quellenverzeichnis

Banning, M. (1998): Auswirkungen des Aufstaus größerer Fließgewässer auf das Makrozoobenthos - dargestellt am Beispiel der Donau. Essener Ökologische Schriften 9, Essen.

Böhmer, J., Arbaciauskas, K., Benstead, R., Gabriels, W., Porst, G., Reeze, B., Timm, H. (2014): Water Framework Directive Intercalibration Technical Report: Central Baltic Lake Benthic Invertebrate Ecological Assessment Methods. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Böx, S., Eberts, J., Mehl, D. (2015): Praxistest zu „Verfahrensanleitung für eine uferstrukturelle Gesamtseebewertung (Übersichtsverfahren)“ und „Verfahrensanleitung zur Prognose makrozoobenthos-relevanter Habitattypen an Seeufern“. – Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [Hrsg.], Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (LAWA-AO).

- Brauns, M., Garcia, X., Walz, N., Pusch, M.T. (2007): Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology* 44: 1138-1144.
- Briers, R.A., Biggs, J. (2005): Spatial patterns in pond invertebrate communities: separating environmental and distance effects. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 549-557.
- Brodersen, K.P. (1995): The effect of wind exposure and filamentous algae on the distribution of surf zone macroinvertebrates in Lake Esrom, Denmark. *Hydrobiologia* 297: 131-148.
- Cai, Y.J., Gong, Z.J., Qin, B.Q. (2011): Influences of habitat type and environmental variables on benthic macroinvertebrate communities in a large shallow subtropical lake (Lake Taihu, China). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 47: 85-95.
- Cai, Y.J., Gong, Z.J., Qin, B.Q. (2012): Benthic macroinvertebrate community structure in Lake Taihu, China: Effects of trophic status, wind-induced disturbance and habitat complexity. *Journal of Great Lakes Research* 38: 39-48.
- Clarke, K.R. (1993): Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N. (2006): PRIMER v6: User manual and tutorial. PRIMER-E, 1-125.
- De'ath, G. (2002): Multivariate regression trees: a new technique for modeling species-environment relationships. *Ecology* 83: 1105-1117.
- De'ath, G. (2010): Multivariate partitioning. 1-42.
- Denys, L., Van Wichelen, J., Packet, J., Louette, G. (2013): Implementing ecological potential of lakes for the Water Framework Directive - Approach in Flanders (northern Belgium). *Limnologica* 45: 38-49.
- de Sousa, S., Pinel-Alloul, B., Cattaneo, A. (2008): Response of littoral macroinvertebrate communities on rocks and sediments to lake residential development. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65: 1206-1216.
- Diekmann, M., Dußling, U., Berg, R. (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS). Hinweise zur Anwendung. - Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS), Langenargen.
- Döbbelt-Grüne, S., Koenzen, U., Hartmann, C., Hering, D., Birk, S. (2015a): Handbuch zur Bewertung und planerischen Bearbeitung von erheblich veränderten (HMWB) und künstlichen Wasserkörpern (AWB), Version 3.0. Erstellt im Auftrag der LAWA. Stand Juli 2015: 137 pp.
- Döbbelt-Grüne, S., Koenzen, U., Hartmann, C., Sondermann, M., Hering, D., Birk, S. (2015b): Bundesweiter Praxistest zur Bewertung von HMWB- und AWB-Fließgewässern anhand ausgewählter Fallbeispiele basierend auf dem „Handbuch zur Bewertung und planerischen Bearbeitung von erheblich veränderten (HMWB) und künstlichen Wasserkörpern (AWB) – Version 3.0“. Erstellt im Auftrag der LAWA. Stand März 2015: 251 pp.
- Donohue, I., Jackson, A.L., Pusch, M.T., Irvine, K. (2009): Nutrient enrichment homogenizes lake benthic assemblages at local and regional scales. *Ecology* 90: 3470-3477.
- Dufrene, M., Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- DWA (2014): Merkblatt DWA-M 509 Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef.
- European Communities (2002): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive - CIS Guidance Document No. 4: Identification and designation of heavily modified and artificial water bodies.
- Gabel, F., Garcia, X.-F., Brauns, M., Sukhodolov, A., Leszinski, M., Pusch, M. (2008): Resistance to ship-induced waves of benthic invertebrates in various littoral habitats. *Freshwater Biology*, 53: 1567-1578.
- Gabel, F., Pusch, M.T., Breyer, P., Burmester, V., Walz, N., Garcia, X.-F. (2011a): Differential effect of wave stress on the physiology and behaviour of native versus non-native benthic invertebrates. *Biological Invasions* 13: 1843-1853.

- Gabel, F., Stoll, S., Fischer, P., Pusch, M., Garcia, X.-F. (2011b): Waves affect predator-prey interactions between fish and benthic invertebrates. *Oecologia* 165: 101-109.
- Gabel, F., Garcia, X.-F., Schnauder, I., Pusch, M.T. (2012): Effects of ship-induced waves on littoral benthic invertebrates. *Freshwater Biology* 57: 2425-2435.
- Gabel, F. (2012): Impacts of ship-induced waves on benthic macroinvertebrates. Dissertation an der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin.
- Gellert, G., Pottgiesser, T., Euler, T. (2014): Assessment of the structural quality of streams in Germany - basic description and current status. *Environmental Monitoring and Assessment* 186(6): 3365-378.
- Harrison, S.S.C., Hildrew, A.G. (2001): Epilithic communities and habitat heterogeneity in a lake littoral. *Journal of Animal Ecology* 70: 692-707.
- Harrison, S.S.C., Harris, I.T. (2002): The effects of bankside management on chalk stream invertebrate communities. *Freshwater Biology* 47: 2233-2245.
- Hawkins, C.P., Norris, R.H., Gerritsen, J., Hughes, R.M., Jackson, S.K., Johnson, R.K., Stevenson, R.J. (2000): Evaluation of landscape classifications for biological assessment of freshwater ecosystems: synthesis and recommendations. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 541-556.
- Informus GmbH (2004): Entwicklung eines Kartierverfahrens zur Bestandsaufnahme des Strukturzustandes der Ufer von Seen ≥ 50 ha in M-V im Auftrag des LUNG. Projektbericht.
- Informus GmbH (2009): Seeuferkartierung 2007 / 2008 von Großem Müggelsee, Dämeritzsee, Zeuthener See (Berliner Ufer), Langem See und Unterhavel (Pfaueninsel) – Endbericht. Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin, Berlin.
- Informus GmbH (2011): Bewertung der Uferstruktur an 18 Seen in Schleswig-Holst. im Auftrag des LLUR. Projektbericht.
- James, M.R., Weatherhead, M., Stanger, C., Graynoth, E. (1998): Macroinvertebrate distribution in the littoral zone of Lake Coleridge, South Island, New Zealand - effects of habitat stability, wind exposure, and macrophytes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 32: 287-305.
- Johnson, R.K., Goedkoop, W., Sandin, L. (2004): Spatial scale and ecological relationships between the macroinvertebrate communities of stony habitats of streams and lakes. *Freshwater Biology* 49: 1179-1194.
- Jongman, R. H., ter Braak, C.J.F., Van Tongeren, O.F.R. (1995): Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jurca, T., Donohue, L., Laketić, M., Radović, G., Olvera, S., Kocin, K. (2012): Riparian corridor diversity features for littoral macroinvertebrate assemblages. *Fundamental and Applied Limnology* 180: 175-184.
- Kampa, E., Laaser, C. (2009): Heavily Modified Water Bodies: Information Exchange on Designation, Assessment of Ecological Potential, Objective Setting and Measures. Common Implementation Strategy Workshop 12-13 March 2009. Updated Discussion Paper. Ecologic Institute, Berlin.
- Kollatsch, R.A., Küchler, A., Olbert, C., Hölzl, K. (2005): Bestandsaufnahme der Standgewässer nach der Wasserrahmenrichtlinie. KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall 52: 1085-1088.
- Kollatsch, R.A., Küchler, A., Olbert, C., Hölzl, K. (2006): Kartierung und Bewertung der Struktur von Standgewässeruferzonen in Mecklenburg-Vorpommern. *Wasserwirtschaft* 7-8: 78-82.
- LAWA [Länderarbeitsgemeinschaft Wasser] (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland: Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Kulturbuchverlag, Berlin: 164 pp.
- Lorenz, A., Hering, D., Feld, C.K., Rolaufts, P. (2004): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. *Hydrobiologia* 516(1): 107-127.

- Lorenz, S., Blaschke, U., Pusch, M. (2011): Uferentwicklungskonzept zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes des Großen Müggelsees (Berlin). Bericht für die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin, Abt. VIII Integrativer Umweltschutz.
- Lorenz, S., Blaschke, U., Pusch, M. (2013a): Berücksichtigung der Windexposition bei der Uferbewertung und Renaturierungsmöglichkeiten mit Totholz am Großen Müggelsee. Bericht für die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin, Abt. VIII Integrativer Umweltschutz.
- Lorenz, S., Gabel, F., Dobra, N., Pusch, M.T. (2013b): Modelling the effects of recreational boating on self-purification activity provided by bivalve mollusks in a lowland river. *Freshwater Science* 32: 82-93.
- Lorenz, S., Pusch, M.T. (2013c): Filtration activity of invasive mussel species under wave disturbance conditions. *Biological Invasions* 15: 2681-2690.
- Mathes, J., Plambeck, G., Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite, 15-23, (Deneke, R. & Nixdorf, B., eds).
- McGoff, E., Sandin, L. (2012): Catchment land-use effects on littoral macroinvertebrates in response to local habitat structure and trophic state. *Fundamental and Applied Limnology* 180: 111-121.
- Mehl, D., Eberts, J., Böx, S., Krauß, D. (2014 a): Verfahrenanleitung für eine uferstrukturelle Gesamtseeklassifizierung (Übersichtsverfahren). – Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [Hrsg.], Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (LAWA-AO).
- Mehl, D., Eberts, J., Böx, S., Krauß, D. (2014 b): Verfahrenanleitung für eine uferstrukturelle Gesamtseeklassifizierung (Übersichtsverfahren). Anlage: Bearbeitungsalgorithmen und -verfahrensweisen. – Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [Hrsg.], Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (LAWA-AO).
- Meier, C., Haase, P., Rolaufts, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Universität Duisburg-Essen, Essen.
- Michels, U. (2007): Bestandserfassung der benthischen wirbellosen Fauna in ausgewählten Seen des Landes Brandenburg im Jahr 2007. Project report on behalf of the Ministry of Rural Development, Environment and Agriculture of the Federal State of Brandenburg, Germany.
- Michels, U. (2008): Bestandserfassung der benthischen wirbellosen Fauna in ausgewählten Seen des Landes Brandenburg. Project report on behalf of the Ministry of Rural Development, Environment and Agriculture of the Federal State of Brandenburg, Germany.
- Miler, O., Ostendorp, W., Brauns, M., Porst, G., Pusch, M. (2015): Ecological assessment of morphological shore degradation at whole lake level aided by aerial photo analysis. *Fundamental & Applied Limnology* 186: 353-369.
- Miler, O., Porst, G., McGoff, E., Pilotto, F., Donohue, L., Jurca, T., Solimini, A., Sandin, L., Irvine, K., Aroviita, J., Clarke, R., Pusch, M. (2014): An index of human alteration of lake shore morphology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25: 353-364.
- Miler, O., Porst, G., McGoff, E., Pilotto, F., Donohue, L., Jurca, T., Solimini, A., Sandin, L., Irvine, K., Aroviita, J., Clarke, R., Pusch, M. (2013 a): Morphological alterations of lake shores in Europe – a multimetric ecological assessment approach using benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators* 34: 398-410.
- Miler, O., Brauns, M., Böhmer, J., Pusch, M. (2013 b): Feinabstimmung des Bewertungsverfahrens von Seen mittels Makrozoobenthos. Abschlussbericht Länderfinanzierungsprogramm ‘Wasser, Boden und Abfall’ (Projekt-Nr. O 5.10/2011).
- Miler, O., Brauns, M., Böhmer, J., Pusch, M. (2011): Praxistest des Verfahrens zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos. Abschlussbericht Länderfinanzierungsprogramm ‘Wasser, Boden und Abfall’ (Projekt-Nr. O 5.10)

- Mischke, U., Hoehn, E., Riedmüller, U. (2009): Abschlußbericht zum Feinabstimmungs-projekt zum deutschen Bewertungsverfahren für Phytoplankton in Seen zur Umsetzung der EU Wasserrahmenrichtlinie. Länderfinanzierungsprogramm ‚Wasser, Boden und Abfall‘ (project no. O 9.08).
- Oksanen, J. (2009): Multivariate analysis of ecological communities in R: Vegan tutorial. <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/ope-tus/metodi/vegantutor.pdf>.
- Ostendorp, W. (1989): ‘Die-back’ of reeds in Europe – a critical review of literature. *Aquatic Botany* 35: 5-26.
- Ostendorp, W., Iseli, C., Krauß, M., Krumscheid-Plankert, P., Moret, J.-L., Rollier, M., Schanz, F. (1995): Lake shore deterioration, reed management and bank restoration in some Central European lakes. *Ecological Engineering* 5: 51-75.
- Ostendorp, W., Schmieder, K., Jöhnk, K. (2004): Assessment of human pressures and their hydromorphological impacts on lakeshores in Europe. *Ecohydrology & Hydrobiology* 4: 229-245.
- Ostendorp, W., Ostendorp, J., Dienst, M. (2008): Hydromorphologische Übersichtserfassung, Klassifikation und Bewertung von Seeufern. *Zeitschrift für Wasserwirtschaft und Umwelt* 1/2, 8-12.
- Ostendorp, W. (2014): Hydromorphologie der Seen. Band 1: Übersicht der bisherigen Verfahrensentwicklungen. – Fachbeiträge des LUGV, Heft 140, 86 S., hg. vom Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg, Potsdam.
- Ostendorp, W., Ostendorp, J. (2014): Hydromorphologie der Seen. Band 2: Erfassung und Klassifikation der hydromorphologischen Veränderungen von Seen nach dem HMS-Verfahren (Anwenderhandbuch). – Fachbeiträge des LUGV, Heft 141, 236 S., hg. vom Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg, Potsdam.
- Ostendorp, W., Ostendorp, J. (2015): Analysis of hydromorphological alterations of lakeshores for the implementation of the European Water Framework Directive (WFD) in Brandenburg (Germany). *Fundamental & Applied Limnology*.
- R Development Core Team. (2009) A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Richter, S., Völker, J., Borchardt, D., Mohaupt, V. (2013): The Water Framework Directive as an approach for Integrated Water Resources Management: results from the experiences in Germany on implementation, and future perspectives. *Environmental Earth Sciences*, 69(2): 719-728.
- Riedmüller, U., Hoehn, E., Mischke, U. (2013): Trophie-Klassifizierung von Seen – Handbuch Trophie-Index. Länderfinanzierungsprogramm ‚Wasser, Boden und Abfall‘ 2008-2010.
- Rowan, J.S., Carwardine, J., Duck, R.W., Bragg, O.M., Black, A.R., Cutler, M.E.J., Soutar, I., Boon, P.J. (2006a): Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS) with applications for the European Union Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 1: 637-657.
- Rowan, J.S., Soutar, I., Bragg, O.M., Carwardine, J., Cutler, M.E.J. (2006b): Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS): Phase 2. Report for SNIFFER Project (WFD42), SNIFFER, Edinburgh.
- Rowan, J.S., Duck, R.W., Carwardine, J., Bragg, O.M., Black, A.R., Cutler, M.E.J., Soutar, I. (2008): Lake Habitat Survey in the United Kingdom – Field Survey Guidance Manual. Report for SNIFFER Project (WFD99), SNIFFER, Edinburgh.
- Scheifhacken, N. (2006): Life at turbulent sites - Benthic communities in lake littorals interacting with abiotic and biotic constraints. Dissertation, Universität Konstanz.
- Scheifhacken, N., Fiek, C., Rothhaupt, K.-O. (2007): Complex spatial and temporal patterns of benthic communities interacting with water level fluctuations and wind exposure in the littoral zone of a large lake. *Fundamental and Applied Limnology* 169: 115-129.
- Schmieder, K. (2004): European lake shores in danger – concepts for a sustainable development. *Limnologica* 34: 3-14.
- Schöll, F., Haybach, A., König, B. (2005): Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 49(5): 234-247.

- Schreiber, J., Brauns, M. (2010): How much is enough? Adequate sample size for littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Hydrobiologia* 649: 365-373.
- Siligardi, M., Zennaro, B. (2010): Lake Shorezone functionality Index (SFI) - a tool for the definition of ecological quality as indicated by Directive 200060/CE. Settore Informazione e Monitoraggio, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'ambiente Trento.
- Sommerhäuser, M., Pottgiesser, T. (2005): Die Fließgewässertypen Deutschlands als Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasser-rahmenrichtlinie. In: Feld, C. S. Rödiger, M, Sommerhäuser & G. Friedrich (Hrsg.): Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern. Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Limnologie aktuell* 11: 13-27.
- Stoll, S., Fischer, P., Klahold, P., Scheifhacken, N., Hofmann, H., Rothhaupt, K.-O. (2008): Effects of water depth and hydrodynamics on the growth and distribution of juvenile cyprinids in the littoral zone of a large prealpine lake. *Journal of Fish Biology* 72: 1001-1022.
- Stoll, S., Hofmann, H., Fischer, P. (2010): Effect of wave exposure dynamics on gut content mass and growth of young-of-the-year fishes in the littoral zone of lakes. *Journal of Fish Biology* 76: 1714-1728.
- Strayer, D.L., Findlay, S.E.G. (2010): Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences* 72: 127-163.
- Teiber, P (2009): Limnologische Bewertung der Ufer- und Flachwasserzone. IGKB Bericht Nr. 55.
- Timm, H., Möls, T. (2012): Littoral macroinvertebrates in Estonian lowland lakes: the effects of habitat, season, eutrophication and land use on some metrics of biological quality. *Fundamental and Applied Limnology* 180: 145-156.
- Urbanic, G., Petkovska, V., Pavlin, M. (2012): The relationship between littoral benthic invertebrates and lakeshore modification pressure in two alpine lakes. *Fundamental and Applied Limnology* 180: 157-173.
- Urbanic, G. (2014): A Littoral Fauna Index for assessing the impact of lakeshore alterations in Alpine lakes. *Ecohydrology* 7: 703-716.
- Weber, A., Lautenbach, S., Wolter, C. (2012): Improvement of aquatic vegetation in urban waterways using protected artificial shallows. *Ecological Engineering* 42: 160-167.