

Revision des WRRL-Bewertungstools zum Makrozoobenthos nicht tideoffener Marschengewässer (MGBI)

Übersicht und Kurzanleitung



Auftraggeber:
NLWKN
Aurich

21.9.2022

Auftraggeber: NLWKN Betriebsstelle Aurich
Aurich

Titel: Revision des WRRL-Bewertungstools zum Makrozoobenthos nicht
tideoffener Marschengewässer (MGBI)

Übersicht und Kurzanleitung

Auftragnehmer: BioConsult GmbH & Co.KG

Auf der Muggenburg 30
28217 Bremen
Telefon +49 421 6207108
Telefax +49 421 6207109

Lerchenstraße 22
24103 Kiel
Telefon +49 431 53036338

Internet www.bioconsult.de
eMail info@bioconsult.de

Bearbeiter: Jörg Scholle

Datum: September 2022

Inhalt

1. Hintergrund und Aufgabe	6
2. Daten	8
3. Hinweise zum MGBI	10
3.1 Konzeption	10
3.1.1 Taxa Pool	11
3.1.2 Modul „EcoWert-Summe/Abundanz“	12
3.1.3 Modul „Taxonomische Vielfalt“	14
3.1.4 Gesamtbewertung.....	15
3.2 Geltungsbereich.....	15
3.3 Hinweise zur Probenahme/Datenerhebung	16
3.4 Haupttyp Marsch und Subtyp Geestnah.....	16
4. Revision MGBI	20
4.1 Ergänzungen und Modifikationen	20
4.1.1 Ergänzungen Taxa	20
4.1.2 Anpassungen/Vergabe von EcoWerten	21
4.1.2.1 Salztolerante Species	21
4.1.2.2 Neozoa	23
4.2 Ergänzung weiterer Module – BBM.....	24
4.3 Prüfung MGBI Referenzbedingungen „Haupttyp Marsch“	26
4.3.1 Vergleich Bewertungen	26
4.3.2 Fazit Referenzbedingungen.....	31
5. Aktuelle MGBI-Versionen	32
5.1 MGBI – „Marschentyp“	32
5.2 MGBI – „Marschentyp geestnah“	32
5.2.1 Version – Niedersachsen	32
5.2.2 Version – Schleswig-Holstein	33
6. Anwendungshinweise zur aktuellen MGBI Version 3.01_2022	34
6.1 Kurz-Hinweise zum MGBI 3.01_2022.....	34
Literatur.....	44
Anhang	46

Abbildungen und Tabellen

Abb. 1:	Auszug aus den zur Verfügung stehenden Datenquellen (<i>NLWKN_MG-Daten ab 2013.xlsx</i>).....	8
Abb. 2:	Einflussfaktoren auf das Makrozoobenthos von Marschengewässern, schematisiert. (Quelle: Verdontschot 2012)	11
Abb. 3:	Übersicht über die räumliche Lage der nicht tideoffenen Marschengewässer Typ 22.1 (hellblau) in den Einzugsgebieten (EZG) von Ems, Weser und Elbe in Niedersachsen.....	15
Abb. 4:	Upjerversches Tief (M127) - links, Medem – rechts. Quelle Brux et al. (2009).....	18
Abb. 5:	Überblick über Gewässerabschnitte (rot schraffiert), die räumlich den Marschengewässern Subtyp Geest“ zuzuordnen wären.....	19
Abb. 6:	Anteil der Großgruppen bezogen auf Taxa mit einem zugeordneten EcoWert (Ngesamt = nach aktueller Revision. EPTCO = Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen, Käfer, Libellen; Bivalvia = Muscheln; Gastropoda = Schnecken; Oligochaeta = wenigborstige Würmer; Diptera = Zweiflügler; Crustacea = Krebstiere.....	20
Abb. 7:	Variabilität der Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) in nicht tideoffenen, salzbeeinflussten Marschengewässern am Beispiel von Daten aus fünf Gewässern im EZG der Tideems und der Wattenmeerküste. Anzahl Messwerte $N = 60$; Daten NLWKN Aurich (jeweils 3 Messwerte/Jahr) 2003 - 2005. Gelbe Linie: Grenze auffällige Werte, orange Linie: Grenze stark auffällig. Terminologie nach STAWA AURICH 1996.....	23
Abb. 8:	EcoWerte für Neobiota (bisherige Taxa Liste – links -, und aktualisierte Liste – rechts).	24
Abb. 9:	Box & Whisker Plots von BBM Ergebnissen am Beispiel verschiedener geestnaher Marschengewässerabschnitte in Schleswig-Holstein (SH) und Niedersachsen (NDS) sowie „reine“ Marschengewässer in NDS.	25
Abb. 10:	MMI- vs. MGBI-Bewertungen.	28
Abb. 11:	EQR MGBI vs. EQR NL BI (links) sowie ein Vergleich auf der Betrachtungsebene Qualitätsklasse (rechts).....	29
Abb. 12:	Bewertungen nach fachlichen Einschätzungen und MGBI. Ziffern spiegeln die Qualitätsklassen wider. QK-Score 1= sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht.	30
Abb. 13:	Vergleich der MGBI-Bewertungen (EQR) vor und nach Revision sowie nach Implementierung des BBM zur Bewertung der Fließgewässerkomponente am Beispiel verschiedener Datensätze aus SH (2013 – 2019).	33
Tab. 1:	Taxagruppen in Marschengewässern im Zeitraum 2013 – 2020 (Grundlage: <i>NLWKN_MG-Daten ab 2013.xlsx</i>).	9

Tab. 2:	Mittlere Individuenzahlen auf der Ebene der Großtaxagruppen und deren Häufigkeitsanteil bezogen auf alle Daten des Zeitraums 2013 – 2020 (Grundlage: <i>NLWKN_MG-Daten ab 2013.xlsx</i>).....	9
Tab. 3:	Übersicht über Anzahl der Großgruppen und Taxa des ‚Taxa Pools nicht tideoffener Marschengewässer‘ differenziert nach norddeutschen Untersuchungsregionen (Stand Oktober 2012) u.a. aus (Focke & Kiel 2008).....	11
Tab. 4:	Richtwerte für die Abundanz der einzelnen Benthostaxa (nach Din 38410 – Biol. Index, aus Bohn et al. 2003)	13
Tab. 5:	Ergebnisse MMI nach Verdonschot (2012).....	27
Tab. 6:	Ergebnisse MGBI aktuell (Vers. 2022).....	27
Tab. 7:	Variabilität der fachlichen Einschätzung der Testdatensätze. Ziffern spiegeln die fünf Qualitätsklassen wider. 1= sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht.	29
Tab. 8:	MGBI-Bewertung der Testdatensätze 1 – 8.....	30
Tab. 9:	Salztolerante Arten u.a. nach Wolf & Kiel (2010), Illies (1987) u.a.	46

1. Hintergrund und Aufgabe

Im Jahr 2013 wurde mit dem Marschengewässer Benthos Index (MGBI) ein benthosbasiertes WRRL-Bewertungsverfahren für den Gewässertyp 22.1 (nicht tideoffene Gewässer der Marschen) erarbeitet¹. Dies war erforderlich, da bis zu diesem Zeitpunkt kein für diesen Gewässertyp angepasstes Verfahren zur Verfügung stand.

Als „nicht tideoffen“ werden solche Gewässer der Fluss- oder Küstenmarschen bezeichnet, die über Siele und/oder Schöpfwerke entweder in die Ästuar- oder deren größere Nebengewässer bzw. in das Wattenmeer entwässern. Das freie Einschwingen der Tide wird i.d.R. durch die genannten Siele- oder Schöpfbauwerke unterbrochen. Nicht tideoffene Marschengewässer des Typs 22.1 sind in Deutschland auf die Nordseeküstenräume in Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Bremen und Hamburg beschränkt. Allein in Niedersachsen umfassen die nicht tideoffenen Marschengewässer des Typs 22.1 etwa 1.700 km Fließstrecke und stellen damit einen quantitativ bedeutsamen Gewässertyp dar. Die Marschengewässer stehen dabei oft ökologisch in funktionellem Zusammenhang mit kleineren Gräben(-systemen). Bezieht man diese kleineren Marschengräben, die allerdings nicht zum reduzierten Gewässernetz im Sinne der EG-WRRL gehören, in eine quantitative Betrachtung ein, erhöht sich die Gewässerstrecke sogar auf ca. 30.000 km (DWA 2018).

Der bisher zugrunde gelegte MGBI-Bewertungsmaßstab für die nicht tideoffenen Marschengewässer basiert überwiegend auf Daten von 1986 bis 2012, aus denen – ergänzt durch fachliche Einschätzungen – eine Referenzbesiedlung der Makrozoobenthosgemeinschaft abgeleitet und mit einer begleitenden behördlichen Facharbeitsgruppe abgestimmt wurde. Diese Referenz reflektiert das für diesen Gewässertyp spezifische höchste ökologische Potenzial.

Dem aktuellen 3. Bewirtschaftungsplan 2021 liegen mit Blick auf die Marschengewässer bzw. auf deren benthosbasierte Bewertung erstmalig vollständig die MGBI-Ergebnisse (Vers. 2.1) zu Grunde. Vor diesem Hintergrund kommt es nach Angaben des NLWKN Aurich (schriftl.) mit Blick auf die nicht tideoffenen Marschengewässer des LAWA-Typs 22.1 *„im Zeitraum 2013 - 2018 – also seit konsequenter Anwendung des MGBI und der entsprechenden Erfassungsmethodik – voraussichtlich für acht Wasserkörper zu Verschlechterungen um eine Wertstufe (6 %), zu 70 gleichen Bewertungen und zu 57 Verbesserungen der Bewertungen um mindestens eine Wertstufe (42 %)“*.

Ca. sieben Jahre nach Erstellung des Verfahrens ist im Lichte von Praxiserfahrungen eine aktuelle Überprüfung/Revision des Index (bisheriger Stand = Vers. 2.1_10.2.2016) als sinnvoll erachtet worden. Vor diesem Hintergrund wurde vom NLWKN Aurich eine entsprechende Bearbeitung beauftragt. Aufgabe ist u.a. eine kritische Kontrolle der der bisherigen Version zugrunde liegenden Referenzbedingungen. Im Rahmen der Revision war (so weit möglich) ebenfalls zu überprüfen, ob es aus vor dem Hintergrund neu gewonnener Erkenntnisse fachlich geboten sein könnte, die

¹

(www.nlwkn.niedersachsen.de/wasserrahmenrichtlinie/fliessgewasser_seen/marschengewasser/bewertung_marschengewasser/makrozoobenthos/nicht_tideoffene_marschengewasser/nicht-tideoffene-marschengewaesser--subtyp-221-138048.html).

Referenzbedingungen ggf. auch regional anzupassen. Auch die aktuelle Überprüfung des Index wurde durch die beteiligten Fachbehörden begleitet und inhaltlich unterstützt.

2. Daten

Für die Revision sind vorliegende Daten ab 2013 bis 2019/20 berücksichtigt worden. Diese wurden vom AG (NLWKN Aurich) zur Verfügung gestellt und umfassen Daten aus den EZG der Ems, Weser und Elbe aus Niedersachsen und Bremen sowie weitere Marschengewässerdaten aus Schleswig-Holstein.

Der Datenbestand aus dem Zeitraum 2013 bis 2020 zum relevanten Gewässertyp 22.1 umfasst >600 Makrozoobenthosproben, die von ca. 200 niedersächsischen Messstellen stammen (Stand 27.01.2020). Weiterhin wurden Daten aus Bremen (N = 46 MZB-Untersuchungen) sowie aus Schleswig-Holstein (N = 33 MZB-Untersuchungen) berücksichtigt (Auszug aus den Datengrundlagen s. Abb. 1). Wegen der neuen Daten musste die bisher im Verfahren implementierte Taxaliste modifiziert werden. Sie führen darüber hinaus zu einer gewissen Anpassung der bisherigen artspezifischen Referenzabundanzten.

BST	TaxTaxon	TaxDV	MzbAbunda	MzbAbindC	MzbiZG	MzbHKG	MzbStadiu	Mzb	MzbD	MzbWR	PrDatum	PrUhrz	MstMesst	MstName
AUR	Halipilus lineatocollis	3	1,0	0,8	1	1	A	0	0	1	06.06.2013	08:45	38892247	Nortmoorer Hammrich
AUR	Baetis	7	1,0	0,8	1	1	N	0	0	1	01.07.2014	12:15	39522165	Ditzum
AUR	Anabolia nervosa	14	2,0	4,0	5	2	N	0	0	1	30.05.2013	09:00	93722834	Oldendorfer Weg
AUR	Anabolia nervosa	14	1,0	0,8	1	1	N	0	0	1	06.06.2013	08:45	38892247	Nortmoorer Hammrich
AUR	Anabolia nervosa	14	1,0	0,8	1	1	N	0	0	1	06.06.2013	12:15	39142345	Nuettermoor
AUR	Anabolia nervosa	14	1,0	0,8	1	1	N	0	0	1	09.06.2017	11:15	39482445	Ayenwolde
AUR	Anabolia nervosa	14	5,0	133,6	167	5	N	0	0	1	20.05.2014	11:30	39482445	Ayenwolde
AUR	Anabolia nervosa	14	1,0	0,8	1	1	N	0	0	1	12.06.2017	14:30	37962140	Weener
AUR	Platambus maculatus	21	1,0	0,8	1	1	A	0	0	1	09.06.2017	11:15	39482445	Ayenwolde
AUR	Platambus maculatus	21	1,0	0,8	1	1	A	0	0	1	20.05.2014	11:30	39482445	Ayenwolde
AUR	Platambus maculatus	21	2,0	4,0	5	2	A	0	0	1	11.06.2013	08:45	39462480	Oldersumer Grashaus
AUR	Halipilus fluviatilis	35	1,0	1,6	2	1	A	0	0	1	06.06.2013	08:45	38892247	Nortmoorer Hammrich
AUR	Halipilus fluviatilis	35	1,0	1,6	2	1	A	0	0	1	30.05.2013	09:00	93722834	Oldendorfer Weg
AUR	Helophorus brevivalpis	50	1,0	1,6	2	1	A	0	0	1	30.05.2013	09:00	93722834	Oldendorfer Weg
AUR	Helophorus brevivalpis	50	1,0	2,4	3	1	A	0	0	1	28.06.2018	13:00	39562042	Charlottenpolder
AUR	Helophorus brevivalpis	50	2,0	3,2	4	2	A	0	0	1	01.07.2014	09:00	39342155	Coldeborg
AUR	Helophorus brevivalpis	50	2,0	4,0	5	2	A	0	0	1	01.07.2014	14:30	39122145	ST. Georgiowald
AUR	Helophorus brevivalpis	50	2,0	2,4	3	2	A	0	0	1	06.06.2013	08:45	38892247	Nortmoorer Hammrich

Abb. 1: Auszug aus den zur Verfügung stehenden Datenquellen (NLWKN_MG-Daten ab 2013.xlsx)

Insgesamt liegen etwa 600 Makrozoobenthos Datensätze aus dem Zeitraum 2013 – 2020 vor; diese erweitern die bisherige Grundlage deutlich. Alle Untersuchungen sind WRRL-konform durchgeführt worden.

Taxaspektrum (2013 – 2020)

Im Rahmen der im Zeitraum 2013 - 2020 durchgeführten Untersuchungen sind >620 Makrozoobenthostaxa (MZB), die sich aus etwa 16 Großtaxagruppen und >110 Familien rekrutieren, dokumentiert worden. Käfer (Coleoptera) und Zweiflügler (Diptera) waren mit 141 bzw. 117 Taxa die artenreichsten Gruppen. Köcherfliegen (Trichoptera), Schnecken (Gastropoda) sowie Wanzen (Heteroptera) waren jeweils mit >50 Taxa ebenfalls divers vertreten. Steinfliegen (Plecoptera) wurden in den Marschengewässern dagegen kaum nachgewiesen (N = 2 Taxa).

Mit Blick auf die Individuenzahlen der Großgruppen waren Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Schnecken (Gastropoda) mit einem Individuenanteil von jeweils knapp 30% am häufigsten vertreten. Schlammfliegen (Megaloptera) sowie Strudelwürmer (Turbellaria) erreichten einen nur

geringeren Individuenanteil (<1%; Tab. 2). Lediglich sporadisch wurden Steinfliegen erfasst (Anteil <0,01%).

Tab. 1 und Tab. 2 liefern eine Übersicht über die insgesamt festgestellten gruppenspezifischen Taxa- und Individuenzahlen.

Die Unterschiede zwischen den Messstellen sind allerdings groß. So variieren die Taxazahlen zwischen <10 (z.B. Butjadinger ZW-Kanal -13.08.2018) und >70 (z.B. Galgentief – 18.06.2020). Dabei sind nicht nur räumliche Unterschiede zwischen den Gewässern, sondern auch interannuelle Unterschiede im Bereich einer Messstelle zu konstatieren.

Tab. 1: Taxagruppen in Marschengewässern im Zeitraum 2013 – 2020 (Grundlage: *NLWKN_MG-Daten ab 2013.xlsx*).

Großgruppen	Taxazahl	Familien
Bivalvia	37	7
Bryozoa	12	5
Coleoptera	141	11
Crustacea	31	15
Diptera	117	15
Ephemeroptera	16	4
Gastropoda	52	12
Heteroptera	50	10
Hirudinea	25	4
Megaloptera	2	1
Oligochaeta	33	3
Odonata	43	8
Plecoptera	2	1
Polychaeta	1	1
Trichoptera	57	11
Turbellaria	9	4
Anzahl gesamt	628	112

Tab. 2: Mittlere Individuenzahlen auf der Ebene der Großtaxagruppen und deren Häufigkeitsanteil bezogen auf alle Daten des Zeitraums 2013 – 2020 (Grundlage: *NLWKN_MG-Daten ab 2013.xlsx*).

Gruppe	MW	
	Ind./Untersuchung	Anteil %
Bivalvia	40,1	2,6
Gastropoda	426,7	28,0
Ephemeroptera	454,7	29,8
Plecoptera	0,01	0,001
Trichoptera	7,70	0,5
Odonata	14,6	1,0
Coleoptera	22,3	1,5
Crustacea	168,9	11,1
Heteroptera	127,1	8,3
Hirudinea	28,0	1,8
Megaloptera	2,0	0,1
Turbellaria	2,6	0,2
Diptera	170,0	11,1
Oligochaeta	60,5	4,0

3. Hinweise zum MGBI

Das MGBI-Verfahren ist in Bioconsult (2013) ausführlich beschrieben; dies soll hier nicht im Detail wiederholt werden. Zur besseren Einordnung und Nachvollziehbarkeit seien hier allerdings noch einmal einige Eckpunkte des Verfahrens in Erinnerung gerufen.

3.1 Konzeption

Der MGB-Index ist als multimetrisches Verfahren konzipiert, das die nach WRRL erforderlichen Aspekte ‚Artenvielfalt‘ / Gemeinschaftsstruktur (Modul „Taxonomische Vielfalt“), ‚Abundanz‘, ‚Sensitivität und Toleranz‘ gegenüber Habitatveränderungen (Modul „Eco/Abundanz“) umfasst und nach einer 5-stufigen Skala von „sehr gut“ bis „schlecht“ bewertet. Der Bewertungsmaßstab basierte bislang auf rezenten Daten von 1986 – 2012, aus denen, ergänzt durch fachliche Einschätzung, eine Referenzbesiedlung der Makrozoobenthosgemeinschaft für tidegeschlossene Marschengewässer (Typ 22.1) abgeleitet wurde (Bioconsult 2013). Diese reflektiert das höchste ökologische Potenzial. Der ökologische Zustand ist nicht relevant, da fast alle Marschengewässer dieses Typs als „erheblich verändert“ (HMWB – Heavily Modified Water Body) oder „künstlich“ (AWB – Artificial Water Body) klassifiziert sind.

Der MGBI spiegelt das Ausmaß einer allgemeinen Degradation wider. Wesentliche Faktoren sind in diesem Zusammenhang Gewässerstruktur, Unterhaltungsmanagement, Stoffbelastung (z.B. Salinität, Sauerstoff) oder Eutrophierung, wobei ein jeweiliger Gewässerzustand i.d.R. Resultat der Kombination bzw. der Interaktion der genannten Faktoren ist. Abb. 2 veranschaulicht Zusammenhänge schematisiert.

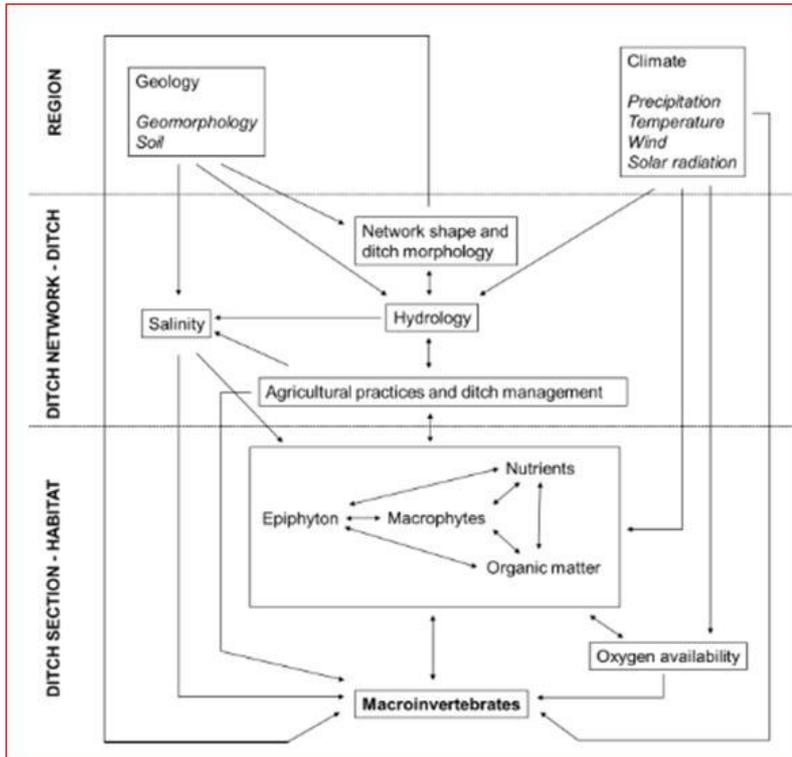


Abb. 2: Einflussfaktoren auf das Makrozoobenthos von Marschengewässern, schematisiert. (Quelle: Verdonschot 2012)

3.1.1 Taxa Pool

Der MGBI umfasst ein „Taxa Pool“ mit einer Vielzahl von Arten/Taxa. Diese rekrutieren sich v.a. aus Untersuchungen in Marschengewässern im Zeitraum vom Ende des 20igsten Jahrhunderts bis 2012. Nach 2012 wurden Arten nur sporadisch ergänzt, so dass vor der aktuellen Revision etwa 800 Taxa implementiert waren (Tab. 3).

Tab. 3: Übersicht über Anzahl der Großgruppen und Taxa des ‚Taxa Pools nicht tideoffener Marschengewässer‘ differenziert nach norddeutschen Untersuchungsregionen (Stand Oktober 2012) u.a. aus (Focke & Kiel 2008)

Bearbeiter	Aurich	Brake	Stade	Verden	HB	HH	S-H	Focke & Kiel	Gesamt	Taxapool
Anzahl Beprobungen	550	614	372	48	457	24	41	14	2120	-
Anzahl Taxa/Großtaxa	550	614	372	48	457	24	41	14	2120	-
Bivalvia	17	16	15	7	19	12	11	8	28	30
Bryozoa	13	10	7	4	8	0	0	0	13	13
Coleoptera	91	94	114	69	71	21	49	34	158	197
Crustacea	12	11	7	4	7	6	5	7	15	41
Diptera	67	55	81	29	39	96	30	14	161	167
Ephemeroptera	7	16	14	6	11	11	21	6	27	28
Gastropoda	44	46	35	25	37	21	22	31	59	62
Heteroptera	36	37	35	22	29	7	16	11	46	60
Hirudinea	20	14	14	10	14	8	14	9	26	26
Hydrozoa	3	2	0	0	1	0	0	0	3	3
Megaloptera	2	3	2	1	2	1	1	1	3	4
Odonata	19	25	19	15	22	9	13	16	42	44
Oligochaeta	23	21	23	7	14	15	3	2	38	38
Plecoptera	2	3	3	0	1	1	2	1	4	4
Trichoptera	42	48	26	16	36	32	32	29	93	97
Tricladida	7	8	5	6	15	7	3	1	16	16
Gesamt	405	409	400	221	326	247	222	170	732	830

3.1.2 Modul „EcoWert-Summe/Abundanz“

Vergabe von EcoWerten

Zentraler Aspekt für die Bewertung des Moduls „EcoWert-Summe/Abundanz“ besteht analog zu vorliegenden Ansätzen in einer Zuordnung gewichteter artspezifischer Indikatorwerte (EcoWerte), die die Sensitivität bzw. die Toleranz einer Art gegenüber den in Marschengewässern bereits o.g. kurz angesprochenen relevanten Stressoren (z.B. Habitat Degradation, Stoffbelastung) reflektieren. Die auf Literatur- und Experteneinschätzungen² (s. Fußnote) vergebenen Eco-Einstufungen umfassen Werte zwischen 1 („sehr tolerant“ – geringe Habitat Bindung) bis 5 („sehr sensitiv“-ausgeprägte Habitat Bindung)³.

Dabei sind die für Marschengewässer relevanten Großtaxagruppen für die Bewertung von unterschiedlicher Bedeutung (Abb. 3). Deutlich geworden ist, dass sich „sensitivere Taxa“ bzw. solche mit höherer Habitatbindung v.a. aus solchen Ordnungen rekrutieren (Bioconsult 2013), die an strukturgebende Faktoren höhere Ansprüche stellen. So wirkt sich für die Marschengewässer u.a. ein nur spärlich ausgeprägter Unterwasserpflanzenbewuchs – der bei guter Ausprägung verschiedene ökologische Funktionen (Fortpflanzungshabitat, Nahrungshabitat, Versteckmöglichkeit vor Fressfeinden etc.) übernehmen kann – nachteilig auf die Präsenz von Libellen, Köcherfliegen und auch auf verschiedene Eintagsfliegen-Arten aus. Dies trifft auch für die Schneckenfauna zu, die als Weidegänger auf ein geeignetes Besiedlungssubstrat angewiesen sind. Eine Reihe von Arten aus den zuvor genannten Gruppen sind als Besiedler weniger gestörter Lebensräume zu klassifizieren. Eine solche Einschätzung wird durch Ergebnisse von Claus et al. (1994) unterstützt. So rekrutieren sich - im Sinne weiterer in der Fußnote (2) aufgeführten Autoren - „anspruchsvolleren“ und „bemerkenswerten“ (selteneren) Arten ganz überwiegend aus den Gruppen der Coleoptera, Trichoptera, Odonata, Ephemeroptera und Mollusca.

Mit Blick auf die Bewertung ist es daher als sinnvoll erachtet worden auf solche Gruppen zu fokussieren, die durch einen hohen Anteil „sensitiverer“ Arten charakterisiert sind. Vor diesem Hintergrund wurden Taxagruppen nach Priorität unterschieden. Abb. 3 zeigt hierzu eine Übersicht. Details zu diesem Aspekt lassen sich Bioconsult (2013) entnehmen.

2

- Krieg 2005ff - AetV,
- Schöll 2005 - PTI,
- Claus et al. 1994, Einordnung/Bewertung anhand MZB Taxa von Gewässern in der Unterweser und ihrer Marsch (Gemeinsame Landesplanung HB/NDS 1994)
- Holm 1989,
- Illies 1978, Limnofauna; Hinweise zur Ökologie
- Periodes akt. operationelle Taxaliste mit Blick auf das Modul GFI; ähnliche Gewässertypen des Norddeutschen Tieflandes (Beispiel GFI = 2 Analogie Ecowert 4 oder 5, GFI = -2 Analogie Ecowert 1)
- Berücksichtigung von Rote Liste Einstufungen.
- Z.T. Berücksichtigung saprobieller Einstufungen
- Experteneinschätzungen der beteiligten Fachbehörden.
- Für Chironomidae nur zu kleineren Anteil EW vergeben

³ Es sei hier aber noch einmal angemerkt, dass die EcoWerte im Wesentlichen fachlich orientierte „Setzwerte“ darstellen. Ein EcoWert = 0 bedeutet keine Einstufung des Taxons, der Beitrag einer entsprechenden Art ist daher für die Bewertung von untergeordneter Bedeutung.

Großtaxa	prioritär	hohe Relevanz zur Erreichung des GÖP
Ephemeroptera	x	Gruppe 1a (Ergebnis Modul Eco/Abundanz gewichtet durch Faktor 2)
Trichoptera	x	
Coleoptera	x	
Odonata	x	
Bivalvia	x	Gruppe 1b (Ergebnis Modul Eco/Abundanz gewichtet durch Faktor 2)
Gastropoda	x	
2. Priorität mäßige Relevanz zur Erreichung GÖP		
Crustacea	x	Gruppe 2 (Ergebnis Modul Eco/Abundanz gewichtet durch Faktor 1,5)
Turbellaria	x	
3. Priorität geringe Relevanz, graduell		
Heteroptera	x	Gruppe 3 (Ergebnis Modul Eco/Abundanz , untergeordnetes Gewicht)
Hirudinea	x	
Megaloptera	x	
4. Priorität nicht relevant zur Erreichung des GÖP		
Diptera	x	Gruppe 4 (Aufwertung des Gesamtergebnisses auf mäßig möglich)
Oligochaeta	x	

Abb. 3: Gewichtung der Makrozoobenthosgruppen für die Bewertung von Marschengewässern im Modul „Eco/Abundanz“ nach MGB-Index. GÖP = gutes ökologische Potenzial (Stand MGBI 10.2.2016).

Definition der artspezifischen Referenzabundanz

Die Einbindung des Parameters ‘Abundanz’ in die Bewertung ist nicht ohne weiteres und nur mit Einschränkung möglich. Historische oder rezente Daten aus (sehr) gut bewerteten Gewässern, auf deren Grundlage Referenzwerte im Hinblick auf die artspezifische Besiedlungsdichte ermittelt werden könnten, stehen nicht zur Verfügung.

Da aber auch die Individuendichte u.E. gewisse Rückschlüsse auf den Zustand eines Lebensraumes ermöglicht, wurden die Abundanzwerte aus den rezenten Untersuchungen zur Ableitung der Referenz herangezogen. Dazu war es erforderlich, die insgesamt sehr heterogenen Häufigkeitsangaben (Abundanzklassen, Ind./Fang, Ind./m²) anzupassen und generell als Ind./CPUE zu definieren. Häufigkeiten, die in Form von Abundanzklassen vorlagen wurden rücktransformiert. Als absolute Individuenzahl wurde dabei der Mittelwert der jeweiligen Schätzklasse definiert. Zur Definition der Abundanzklassen siehe Tab. 4. Die Daten aus dem Zeitraum ab 2013 liefern überwiegend Informationen zu den Abundanzklassen bzw. transformierten Individuenzahlen oder Ind./m².

Tab. 4: Richtwerte für die Abundanz der einzelnen Benthostaxa (nach Din 38410 – Biol. Index, aus Bohn et al. 2003)

Richtwerte für die Abundanz der einzelnen Taxa des Benthos

Abundanzklassen (Häufigkeitsstufen)	Abundanzziffer (4)	Makrobenthos
		Individuen/m ²
Einzelfund	1	1 bis 2
wenig	2	3 bis 10
wenig bis mittel	3	11 bis 30
mittel	4	31 bis 100
mittel bis viel	5	101 bis 300
viel	6	301 bis 1 000
Massenvorkommen	7	> 1 000

Um die hohe Amplitude (1 - >10.000 Ind.) der artspezifischen Abundanzwerte zu reduzieren wurden die Abundanzwerte log-transformiert. Die Referenz-Abundanzen sind wie folgt abgeleitet:

$$\text{Ref.-Abundanz}_{\text{Art}_i} = \text{LOG} (0.95 - 0.99\text{-Quantil der Messwerte } 1 - N),$$

- wenn aber $0.95 - 0.99\text{-Quantil} = 0$ (wenn zu wenige Daten), dann wurden (soweit möglich) Abundanzwerte gesetzt (unter Berücksichtigung tatsächlich dokumentierter Abundanzen)
- Das 0.95 bzw. 0.99 Quantil wurde gewählt, um den Einfluss von möglichen einzelnen Ausreißerwerten auf die Ermittlung der Referenzabundanz zu reduzieren.

Die Berücksichtigung der ‚Abundanz‘ als Bewertungsparameter erfolgt indirekt über eine Abundanzbasierte Gewichtung der artspezifischen EcoWerte. Um der o.g. sehr heterogenen Datenlage Rechnung zu tragen, wurden folgenden Schritte zur Implementierung als sinnvoll erachtet:

Zunächst wurde für jede Art der dokumentierte Maximalwert als Referenzrichtwert („Ind./CpUE“) definiert. Der jeweilige artspezifische Maximalwert ist log-transformiert worden (s.o.); auch die Fangzahlen der Probe müssen log-transformiert werden. Zur weiteren Abpufferung methodisch bedingter Unterschiede der zugrunde liegenden heterogenen Daten sind in einem nächsten Schritt die artspezifischen log-transformierten Abundanzdaten über 20%-Quantile in 5 Klassen untergliedert worden. Der Vergleich von *Beobachtungswert vs. Referenzwert* erfolgt dann letztlich auf der Ebene der Quantil-Klassen. Das heißt:

- alle Werte, die sich in das oberste Quantil (80% - 100%) von log-Max einordnen, werden nicht als Abweichung vom Referenzwert definiert. Der artspezifische EcoWert geht in diesem Fall unverändert in die weitere Berechnung ein.
- Liegt der Abundanzwert der Probe z.B. im Bereich des zweiten Quantils (60 – 80%), führt dies zu einer Gewichtung des entsprechenden EcoWerte mit dem Faktor 0,8, d.h. der artspezifische EcoWert geht daher leicht reduziert in die weitere Berechnung ein.
- Liegt der Abundanzwert im untersten Quantil, wird der artspezifische EcoWert mit Faktor 0,2 gewichtet. Falls also eine Art im Vergleich zum Referenzwert in deutlich geringerer Individuenzahl erfasst wird, führt dies zu einer ebenfalls deutlichen Verringerung des artspezifischen EcoWertes.

3.1.3 Modul „Taxonomische Vielfalt“

Das Modul „Taxonomische Vielfalt“ (TAV) wird über die Anzahl von Großtaxagruppen, Familien sowie Arten abgebildet. Die Berechnung bzw. Bewertung der ‚Taxonomischen Vielfalt‘ erfolgt über die Ähnlichkeit zur Referenzgemeinschaft (s.o.).

3.1.4 Gesamtbewertung

Die abschließende Gesamtbewertung des ökologischen Potenzials eines OWK erfolgt anhand des EQR (Ecological Quality Ratio). Der Gesamt-EQR ergibt sich durch Mittelwertbildung der Teilergebnisse der Module „TAV“ und „Eco/Abundanz“.

3.2 Geltungsbereich

Der MGBI ist zur Bewertung der „Gewässer der Marschen“ (LAWA-Typ 22.1) entwickelt worden, die nicht dem periodischen Wechsel von Ebbe und Flut unterliegen, da sie entweder durch Deiche und Sielbauwerke von den assoziierten Ästuaren oder dem Wattenmeer getrennt oder weit im Binnenland lokalisiert sind. Küstennah befindliche Gewässer können dennoch (aperiodisch) einem erhöhten Salzeinfluss unterliegen (Sielvorgänge, salzhaltiges Grundwasser etc.). Die Amplitude der Salinität/Leitfähigkeit kann an solchen Standorten sehr hoch sein und auch kurzzeitig zwischen rein limnischen Bedingungen bis zu nahezu mesohalinen Bedingungen wechseln.

Abb. 3 zeigt eine Übersicht über die räumliche Lage der nicht tideoffenen Marschengewässer Typ 22.1 (hellblau) und damit den Geltungsbereich des MGBI in den Einzugsgebieten (EZG) von Ems, Weser und Elbe in Niedersachsen.

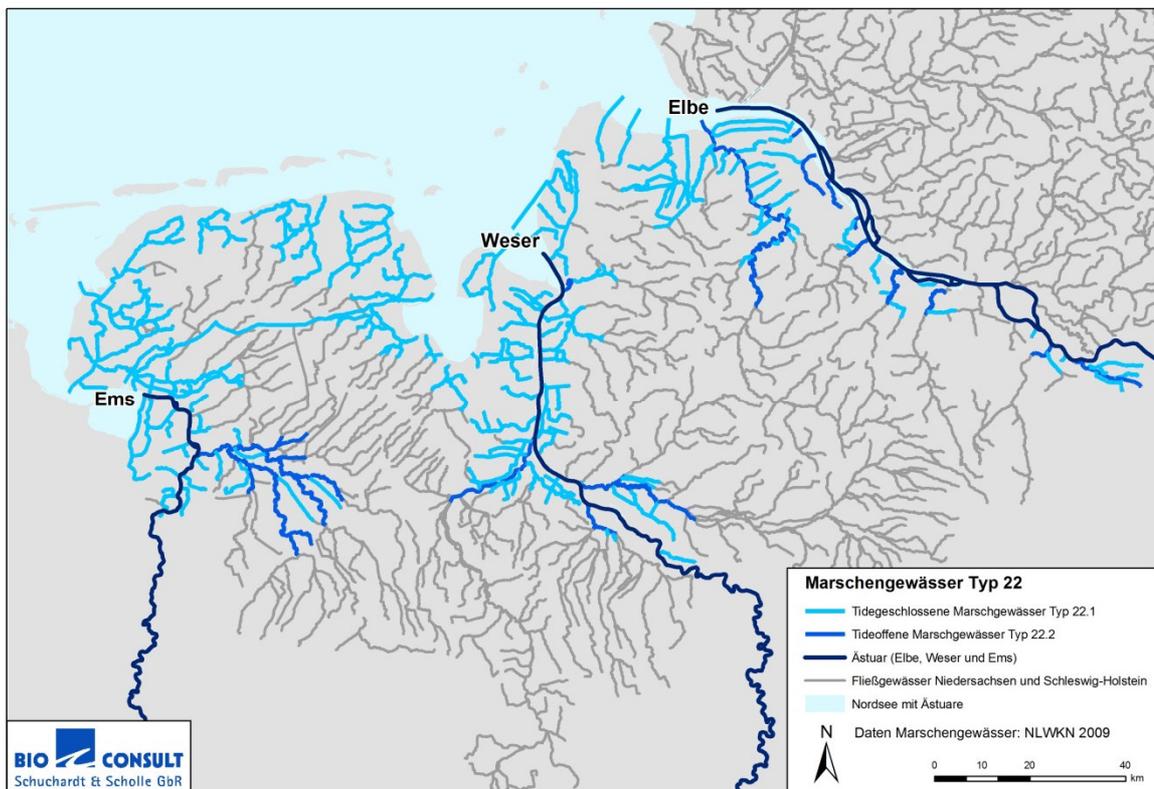


Abb. 3: Übersicht über die räumliche Lage der nicht tideoffenen Marschengewässer Typ 22.1 (hellblau) in den Einzugsgebieten (EZG) von Ems, Weser und Elbe in Niedersachsen

3.3 Hinweise zur Probenahme/Datenerhebung

Für die Anwendung des Verfahrens wird eine einmalige Beprobung einer Messstelle im Zeitraum Frühsommer (ab ca. Mitte bis Ende Mai) bis Spätsommer (bis ca. Mitte September) empfohlen (in jedem Fall aber zeitlich vor möglichen Unterhaltungsmaßnahmen). Als Messstelle wird ein Bereich von insgesamt ca. +/- 50 m (stromauf und stromab) um eine Zentralkoordinate definiert. Wenn aus fachlicher Sicht erforderlich, kann der Abschnitt räumlich ausgedehnt werden. Bei strukturell sehr homogenen Bedingungen kann der zu berücksichtigende Gewässerbereich auch kleiner sein. Im Bereich der Probenahmestellen sind die besiedlungsrelevanten Habitate gezielt zu untersuchen.

Analog zu PERLODES ist zur Erfassung der Organismen ein langstieliger Kescher mit einem rechteckigen Rahmen von 25 x 25 cm und einer Maschenweite von 1 mm zu verwenden⁴. Des Weiteren ist eine manuelle Besammlung von Substraten wie z.B. Totholz, Steinen und insbesondere Makrophyten erforderlich.

Hinweis: Zum Nachweis der für die Marschengewässer besonders wertgebenden Großmuscheln ist das Sohlsubstrat als Neuerung mit Vorliegen des revidierten MGBI-Tools ab 2023 im Vergleich zum bisherigen Untersuchungsstandard gezielt mittels einer Harke zu untersuchen. Dabei sollten ca. 5 m² mit einer handelsüblichen Harke bzw. einem Rasenrechen bearbeitet werden, um ausreichend zuverlässige Angaben zum Vorkommen von Muscheln und ihren Dichten machen zu können.

Die Erfassungsstrategie zielt auf eine möglichst vollständige Erfassung der Benthostaxa. Anzahl und Art der beprobten Habitate sowie Dauer der Probenahme (als vorläufiger grober Richtwert um ca. 30 min/Probenahmestelle⁵, ohne Sortierung) sind zu dokumentieren.

Die Sortierung der Organismen aus dem Probenmaterial kann vor Ort oder im Labor erfolgen. Die Konservierung/Fixierung der Organismen erfolgt in 70%igem Ethanol oder ggf. in 4%igem Formol (nur Oligochaeta). Eine Angabe der Fangzahlen je Art/Taxon erfolgt als Individuen/Probe (CpUE) ohne Flächenbezug; alternativ sind auch artspezifisch Abundanzschätzungen nach DIN möglich (s.o. Tab. 4).

Die taxonomische Aufschlüsselung sollte bis zur Art erfolgen bzw. sich weitgehend an die Empfehlungen der operationellen Taxaliste nach PERLODES anlehnen. Im Detail ist aber noch offen, ob zukünftig eine weitere Aufschlüsselung der Gruppen Oligochaeta und Diptera auf Artebene (verbindlich) vorgesehen wird.

3.4 Haupttyp Marsch und Subtyp Geestnah

Vor dem Hintergrund der vorliegenden Befunde lassen sich möglicherweise unabhängig von der formalen Klassifizierung der Typen 22.1 zwei Gruppen von nicht tideoffenen Marschengewässern

⁴ In der Diskussion ist weiterhin, ob die Kescher bezogene Probenahme – wo sinnvoll – durch zusätzliche Entnahme von Sedimentproben (Stechrohre ca. 4,5 cm Durchmesser) ergänzt wird. Derzeit wird dieser zusätzliche Ansatz aber noch nicht als erforderlich angesehen.

⁵ Wenn fachlich begründbar kann die Dauer der Beprobung vom genannten zeitlichen Richtwert auch abweichen.

unterscheiden, für deren Bewertung jeweils spezifische Referenzbedingungen definiert wurden (Bioconsult 2013). Hierzu zählt der überwiegend vorhandene Haupttyp „Marsch“ sowie der Subtyp „Geestnah“.

Haupttyp „Marsch“ (geestfern und/oder unregelmäßige Strömungsereignisse)

Der Haupttyp „Marsch“ umfasst letztlich alle nicht tideoffenen Marschengewässerabschnitte, die nicht als geestnah eingestuft werden und/oder keine kontinuierliche Strömung aufweisen. Der weitaus größte Teil der nicht tideoffenen Marschengewässer ist in Niedersachsen diesem Typ zuzuordnen (ca. 1.600 km). Die typische Benthosgemeinschaft setzt sich aus stillgewässertypischen oder strömungsindifferenten Taxa zusammen; eine besondere Bindung an die Struktur der Gewässersohle ist meist nicht gegeben. Diesbezüglich eine gewisse Ausnahme stellen die im Sediment lebenden Muscheln dar.

Wie für die geestnahen Abschnitte (s.u.), gilt auch für diesen Typ, dass die spezifischen Charakteristika unterschiedlich ausgeprägt sind, da verschiedene Variable (Trübung, Unterhaltungsintensität, Wasserstandsmanagement etc.) die Habitatbedingungen stark beeinflussen. So kann z.B. die typische submerse Vegetation entweder (temporär) kaum vorhanden sein oder auch eine hohe Dichte aufweisen.

Subtyp „Geestnah“ (geestnah/und oder strömungsgeprägt)

Ein gut ausgeprägter Subtyp „Geestnah“ lässt sich aufgrund einer stetigen Präsenz der Fließgewässerkomponente biozönotisch vom Haupttyp „Marsch“ unterscheiden. Hauptfaktor ist in diesem Zusammenhang sehr wahrscheinlich ein kontinuierliches Strömungsgeschehen und eine anders strukturierte Gewässersohle. Neben den fließgewässertypischen Arten können auch andere Taxa zur Unterscheidung zwischen geestnahen und geestfernen Marschengewässern beitragen.

So führt Schwahn (2008) aus, dass geringer Geesteinfluss besonders in der Wesermarsch i.d.R. einherging mit (extrem) geringem Phytal und kompakten, offenbar wenig besiedlungsfreundlichen Tonsohlen. Dies führte zu geringen Arten- und Individuenzahlen. Deutlicher Geesteinfluss bedingte dagegen in der Regel mehr verfügbares Phytal, schlammige – moorige Substrate und deutlich höhere Arten- und Individuenzahlen. Hierbei ist allerdings zu beachten, dass in der Wesermarsch in vielen größeren, WRRL-relevanten Gewässern ein stark künstlich geprägtes Wassermanagement betrieben wird, mit in der Vegetationsperiode regelmäßigen Zu- und Entwässerungen aus der Weser.

Rückblickend und auch im Rahmen der Revision war/ist nur bedingt möglich die dem geestnahen Gewässertyp zugehörigen Abschnitte der Marschengewässer exakt zu definieren (v.a. in Niedersachsen). Zuzuordnen wären diesem Typ Gewässer wie z.B. Arlau, Treene (SH) oder „Oberlauf“ Upjeversches Tief (Brake), Aue (Brake) sowie z.B. Basbecker Schleusenfleth (Stade). Andere Gewässer im Grenzbereich zur Geest lassen sich in Niedersachsen auf der vorhandenen Datenbasis anhand der Fauna weniger eindeutig abgrenzen. Die oben beschriebenen typspezifischen Charakteristika sind allerdings einer großen Variabilität unterworfen, da verschiedene Variable (Trübung, Unterhaltungsintensität, Wasserstandsmanagement etc.) die Habitatbedingungen stark beeinflussen. Denkbar ist, dass ein Gewässerabschnitt aufgrund anthropogener Einflussfaktoren (z.B. Rückstaubereich eines Querbauwerkes) faunistisch nicht dem Besiedlungstyp „Geest“ entspricht.

Abb. 4 zeigt Beispiele von Marschengewässerabschnitten, die nach Brux et al. (2009) als geestbeeinflusst klassifiziert wurden.



Abb. 4: Upjerversches Tief (M127) - links, Medem – rechts. Quelle Brux et al. (2009)

In Niedersachsen entfallen insgesamt etwa 113 km des Gewässertyps 22.1 auf den Grenzbereich Marsch/Geest bzw. nach den vorliegenden GIS-Daten sogar noch auf die Geest. In wie weit dies auf Unschärfen verschiedener GIS-shapes zurückzuführen ist, kann im Rahmen des vorliegenden Berichts nicht geklärt werden.

Brux et al. (2009) sowie Schwahn (2008) geben zur räumlichen Abgrenzung dieses Subtyps eine Entfernung von etwa 6-8 km Luftlinie zur Geest als Orientierungswert an. Eine solche Abgrenzung erscheint hier zu weitreichend, da der dann größte Teil der Marschengewässer diesem Subtyp zuzuordnen wäre, dieses wäre auf der Grundlage der Zusammensetzung der Benthosgemeinschaften nicht zu untermauern. Wir beziehen uns daher auf die Gewässerabschnitte des Typs 22.1, die den unmittelbaren Nahbereich zur Geestgrenze umfassen (hier mit +/- 1,5 km definiert). Berücksichtigt man diese weniger weiträumige Grenze für den Geesteinfluss so erhöht sich die Gewässerstrecke dieses Subtyps bereits auf etwa 460 km. Abb. 5 zeigt vor diesem Hintergrund eine Zuordnung niedersächsischer Marschengewässer Typ 22.1 bzw. die Lage der Messstellen.

Letztlich bleibt es u.E. aber zukünftig vor Ort fachlich zu entscheiden, ob eine Messstelle dem Subtyp „Geest“ zuzuordnen wäre und damit die Fließgewässerkomponente Bestandteil des Bewertungsmaßstabs ist.

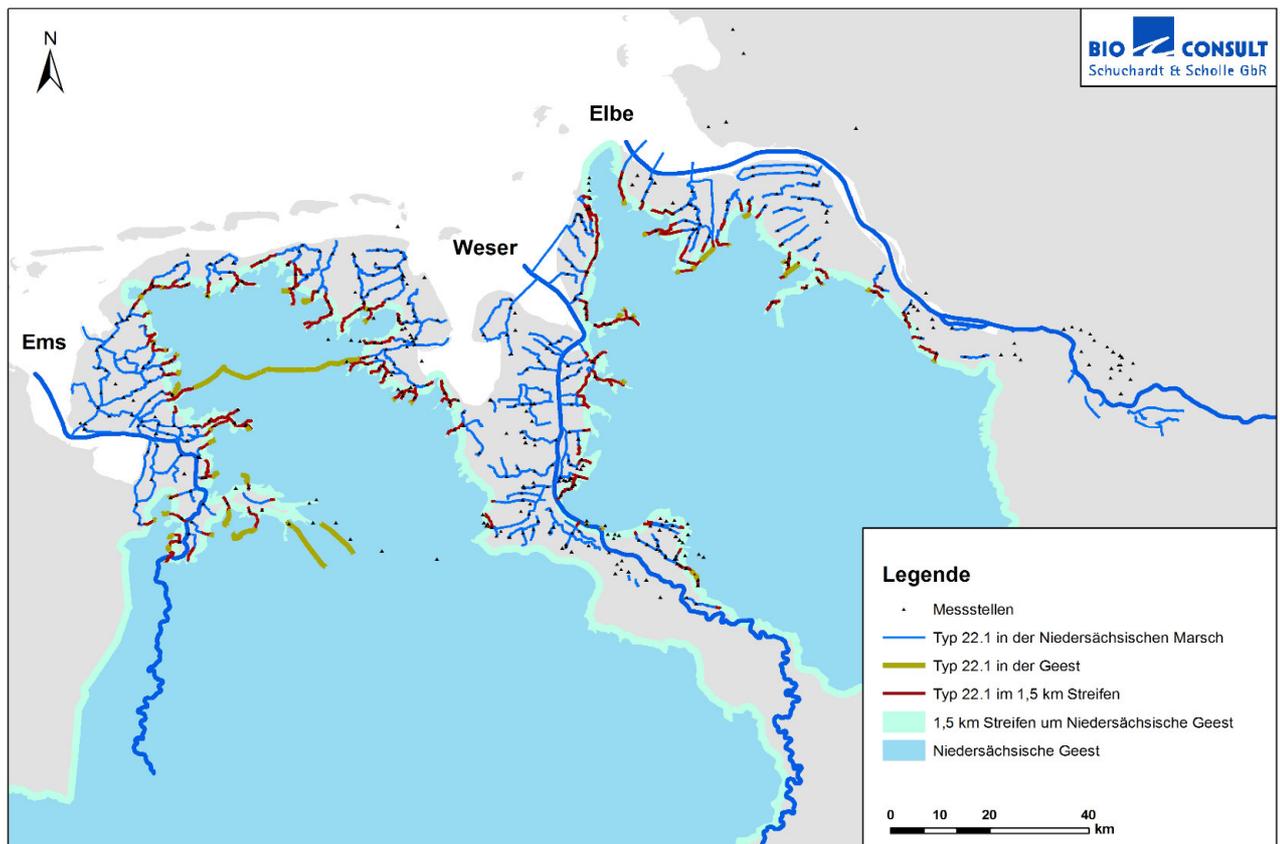


Abb. 5: Überblick über Gewässerabschnitte (rot schraffiert), die räumlich den Marschengewässern Subtyp Geest“ zuzuordnen wären.

4. Revision MGBI

4.1 Ergänzungen und Modifikationen

4.1.1 Ergänzungen Taxa

Die Anzahl der einbezogenen Taxa wurde im Rahmen der aktuellen Revision vornehmlich auf der Grundlage neuer Daten (ab 2013) aus den WRRL-Monitoring in Marschengewässern sowie z.T. weiterer Quellen deutlich ergänzt. Nach Revision sind nun etwa 2.300 gegenüber zuvor ca. 800 Taxa enthalten, wobei aktuell auch einige Arten implementiert wurden, die nicht zwingend zu Marschengewässern typischen Arten zählen (deren Fehlen wird daher nicht negativ bewertet). Von den ca. 2.300 Taxa sind für 1.504 Taxa EcoWerte definiert worden. Etwa 800 Taxa (davon ca. 95% Diptera) sind derzeit ohne EcoWert und tragen deshalb weder über ihr Fehlen noch über ihre Präsenz direkt zur Bewertung bei. Insgesamt sind nach wie vor 13/14 Großtaxagruppen für die Marschengewässer bewertungsrelevant.

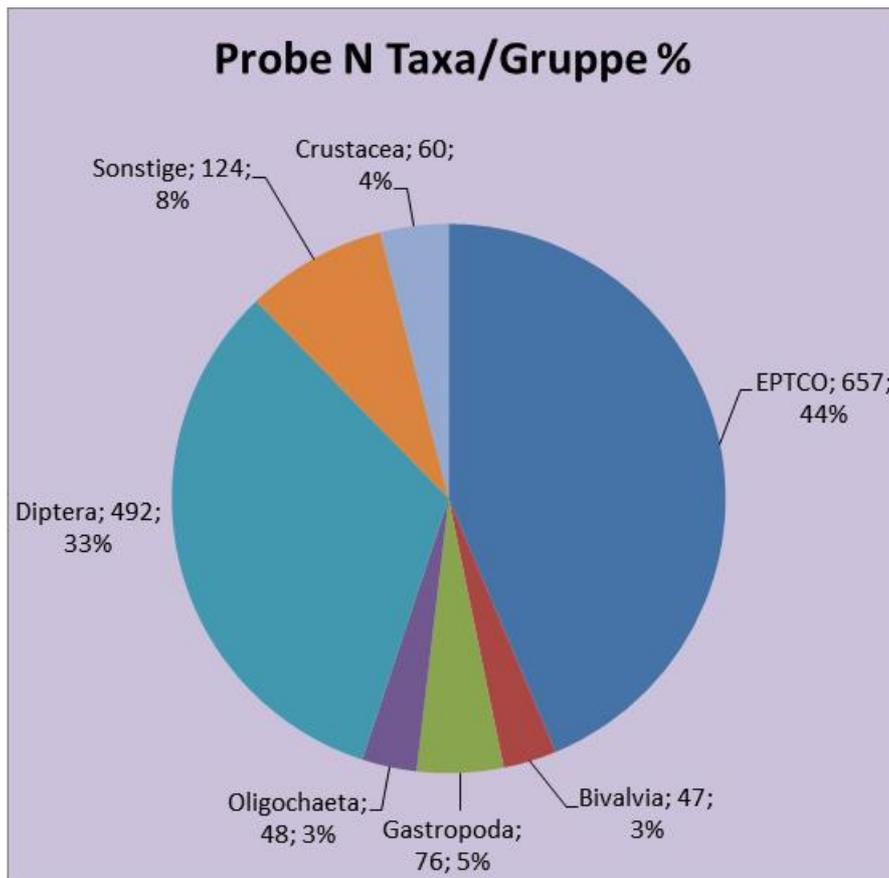


Abb. 6: Anteil der Großgruppen bezogen auf Taxa mit einem zugeordneten EcoWert (Ngesamt = nach aktueller Revision. EPTCO = Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen, Käfer, Libellen; Bivalvia = Muscheln; Gastropoda = Schnecken; Oligochaeta = wenigborstige Würmer; Diptera = Zweiflügler; Crustacea = Krebstiere.

4.1.2 Anpassungen/Vergabe von EcoWerten

Für die neu hinzu gekommenen Taxa wurden – soweit sinnvoll möglich – EcoWerte vergeben. Dies erfolgte zum einem auf der Grundlage der bereits oben erläuterten Informationen zur Autökologie und zum anderen unter Berücksichtigung der ökologischen Einstufungen aus anderen Bewertungsansätzen (s. Hinweise Fußnote)⁶. Zusätzlich wurden EcoWerte im Rahmen der begleitenden Arbeitsgruppe auch fachlich auf Plausibilität geprüft. In einigen Fällen (s. folgende Aufstellung) sind ältere Einstufungen modifiziert worden (insgesamt erfolgten überwiegend Aufwertungen von zuvor 0 auf n):

- 6 Taxa sehr deutlich aufgewertet (0 auf 4) – einige Köcherfliegen, Käfer, Schnecken
- 56 Taxa deutlich aufgewertet (0 auf 3) – unterschiedliche Taxa
- 2 Taxa sehr deutlich abgewertet (4 auf 0) – v.a. Brackwassertaxa
- 7 Taxa deutlich abgewertet (3 auf 0) – v.a. Brackwassertaxa, Neozoa
- 2 Taxa abgewertet (2 auf 1) – Brackwassertaxa

4.1.2.1 Salztolerante Species

Als ein die Zönose bestimmender Faktor ist – wie bereits oben schon angemerkt – der Salzeinfluss in Teilen des Gewässersystems der Marschen zu erwähnen. In den tideoffenen Gewässerabschnitten resultiert dieser aus dem unmittelbaren tidebedingten Zufluss von salzhaltigem Wasser und der Ausprägung einer typischen Brackwasserzone. In die nicht tideoffenen Gewässer gelangt salzhaltiges Wasser aufgrund verschiedener möglicher Ursachen, u.a. dann, wenn in Trockenzeiten ggf. auch Brackwasser (mit Leitfähigkeiten von $> 1.000 \mu\text{S}/\text{cm}$) zugewässert wird.

Mit Blick auf weitere Ursachen beschreibt Finch (2021) dass „... erhöhte Salzgehalte in binnendeichs gelegenen, nicht tideoffenen Marschengewässern geogen durch Auswaschungen aus jungen Kleiböden, Entsalzungen aus Überschlickungsflächen oder Einträge salzhaltigen Grundwassers verursacht werden können. In Küstennähe kann das zunehmend versalztes Grundwasser einen maßgeblichen Einfluss haben. Die Salinitätsverhältnisse sind auch in vielen nicht tideoffenen

⁶ - Krieg 2005ff - AetV,
 - Schöll 2005 – PTI
 - Claus et al. 1994, Einordnung/Bewertung anhand MZB Taxa von Gewässern in der Unterweser und ihrer Marsch (Gemeinsame Landesplanung HB/NDS 1994)
 - Holm 1989,
 - Illies 1978, Limnofauna; Hinweise zur Ökologie
 - Meyer et al. 2006 - Perloides akt. operationelle Taxaliste mit Blick auf das Modul GFI; ähnliche Gewässertypen des Norddeutschen Tieflandes (Beispiel GFI = 2 Analogie Ecowert 4 oder 5, GFI = -2 Analogie Ecowert 1)
 - Berücksichtigung von Rote Liste Einstufungen.
 - z.T. Berücksichtigung saprobieller Einstufungen

Weitere Literaturhinweise, Expert judgement zur Artenökologie mit Blick auf den in Rede stehenden Gewässertyp. Letztere begründeten sich mit Blick auf die bisherige Liste u.a. durch Experteneinschätzungen der beteiligten Fachbehörden.

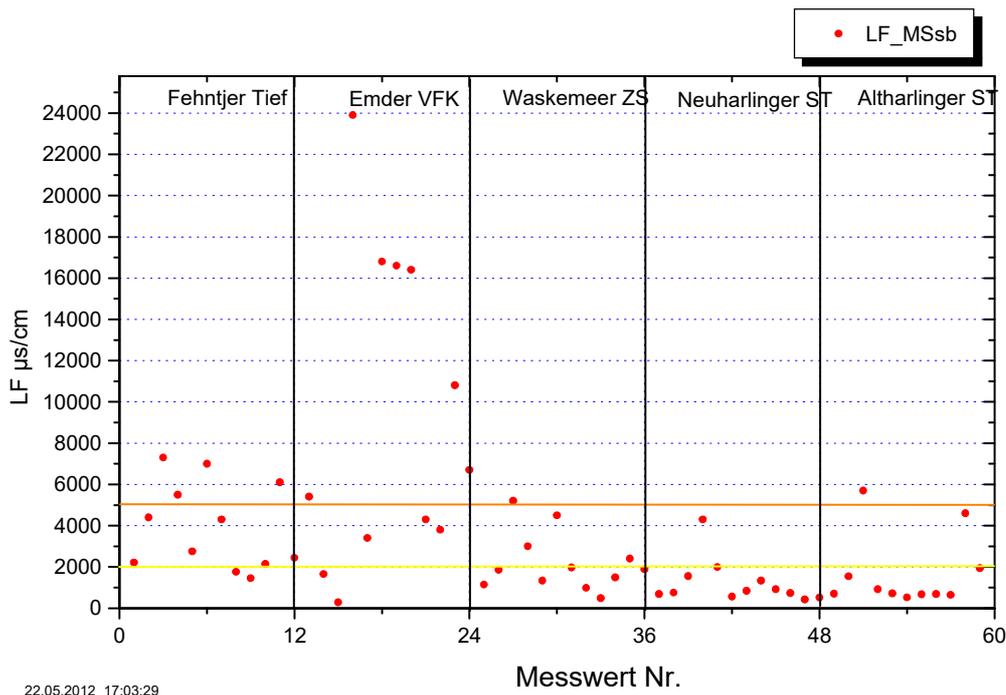
Für Chironomidae nur zu kleineren Anteil EW vergeben

Marschengewässern zeitlich und räumlich sehr dynamisch – sie sind also nicht stabil. Beispielsweise in niederschlagsarmen Sommern (zuletzt in den Jahren 2018 & 2019) dringt salzhaltiges Wasser dabei deutlich weiter ins Binnenland vor, als in regenreicheren Jahren, in denen das salzhaltigere Wasser durch das Niederschlags- und Oberwasser Richtung Deichlinie oder sogar darüber hinaus zurückgedrängt wird. Dies macht deutlich, dass Organismen, die in diesen Gewässerabschnitten überleben...

Es ist aus den genannten Gründen in den meisten Fällen unwahrscheinlich, dass sich unter den Bedingungen eines Schöpf- und Sielbetriebs in den Gewässern des Typs 22.1 ein persistierender Übergangsbereich zwischen Süßwasser- und marinem Lebensraum ausbildet und sich eine typische (und damit eine aus naturschutzfachlicher Perspektive u.U. bedeutsame) Brackwasserzönose etablieren kann. Die für verschiedene Messstellen dokumentierte (temporäre) Präsenz von Brackwasserarten – überwiegend Neozoen – wie Gammariden, Krabben oder Garnelen ist entweder auf den temporären Einstrom salzhaltigen Wassers zurückzuführen (z.B. bei Zuwasserung) und zeitlich in den meisten Fällen sehr wahrscheinlich auch auf die Dauer solcher Ereignisse beschränkt, oder die Arten tolerieren die Ausbildung eines vergleichsweise kleinräumigen, sehr dynamischen Salinitätsgradienten, wie er z.B. an einigen sehr küsten- bzw. ästuar-nahen Messstellen auch binnendeichs vorzufinden ist (vgl. Abb. 7). Eine nachhaltige Etablierung einer salztoleranten bzw. sogar brackwassertypischen und u.U. schützenswerten Zönose erscheint nur in Zusammenhang mit einer freien Tide möglich.

Aufgrund des somit oftmals unnatürlichen, diskontinuierlichen Einflusses (vgl. Abb. 7) ist der Faktor „Salz“ daher in den meisten Fällen als Belastung für eine ansonsten unter den heutigen Bedingungen bis in küstennahe Abschnitte zu erwartende Süßwassergemeinschaft einzustufen. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen auch Focke & Kiel (2008), die von ihnen untersuchten salzbeeinflussten Abschnitte geschöpfter Gewässer waren im Vergleich zu rein limnischen Bereichen sowohl durch eine wesentlich geringere Arten- als auch eine geringere Individuenzahl geprägt. Die Autoren stufte diesen Befund als eine Störung des Systems ein. Halle et al. (2017) sehen nach neueren Studien den in der Oberflächengewässer-Verordnung festgelegten Orientierungswert von 200 mg Cl/l (1,1 mS/cm) für bestimmte Fließgewässertypen des Binnenlandes als zu hoch an (s.u. unter Makrozoobenthos).

Abb. 7 verdeutlicht beispielhaft die zeitliche Variabilität und die mögliche ausgeprägte Salinitätsamplitude an Messstellen, die temporär durch salzhaltiges Wasser beeinflusst werden. Die Daten zeigen, dass die Gewässer im Bereich der Messstellen sowohl rein limnische Bedingungen oder aber auch Brackwasserverhältnisse aufweisen. Solche Bedingungen können von kürzerer oder längerer Zeitdauer sein. Wiederkehrende systematische Muster sind nicht zu erkennen.



22.05.2012 17:03:29

Abb. 7: Variabilität der Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) in nicht tideoffenen, salzbeeinflussten Marschengewässern am Beispiel von Daten aus fünf Gewässern im EZG der Tideems und der Wattenmeerküste. Anzahl Messwerte $N = 60$; Daten NLWKN Aurich (jeweils 3 Messwerte/Jahr) 2003 - 2005. Gelbe Linie: Grenze auffällige Werte, orange Linie: Grenze stark auffällig. Terminologie nach STAWA AURICH 1996.

Die mindestens zeitweise durch Salzeinfluss geprägten Bereiche der geschöpften Marschengewässer zeichnen sich sowohl durch eine geringere Arten- als auch eine geringere Individuenzahl aus. Solche Brackwasserbereiche mit deutlichen, aber nicht tide-zyklischen Salinitätsschwankungen, stellen besondere physiologische Anforderungen selbst an vergleichsweise salztolerante Arten. Je geringer die Salinitätsschwankungen, desto stärker dürften sich andere Faktoren, wie Nahrungs- und Habitatangebot auf die Zusammensetzung der Fauna auswirken (Williams et al. 1990).

Wie bereits oben schon angesprochen, wird die Salinität daher als Belastungsfaktor definiert (s.a. Focke & Kiel 2008). Abweichungen hiervon erfordern eine genaue Betrachtung der jeweiligen räumlich-zeitlichen Situation.

4.1.2.2 Neozoa

Im bisherigen Taxa Pool waren insgesamt 40 ehemals nicht heimische Taxa gelistet, die gelegentlich oder auch regelmäßiger in den Marschengewässern nachgewiesen wurden. Die im Jahr 2012 vergebenen EcoWerte für Neobiota lagen zwischen 1-3, wobei für die meisten der Arten kein EcoWert vergeben wurde (Abb. 8, Bild links). Zu den Arten denen ein „höherer“ EcoWert zugeordnet ist, gehört z.B. die Schnecke *Gyraulus parvus*, die ursprünglich aus Nordamerika stammt und sich in den letzten Jahren (verstärkt) in Ausbreitung befindet.

Gegenüber der ehemaligen Liste hat sich nach Revision des Taxa Pools zum einen die Anzahl der gelisteten Neozoa deutlich erhöht und zum anderen sind die bisherigen EcoWerte z.T. insofern

modifiziert worden, da – unabhängig von der Art – allen Neozoa nun der EcoWert 1 zugeordnet oder kein EcoWert (0) vergeben wurde. Aktuell sind 72 Neobiota im Taxa Pool gelistet, davon wurde für 46 Taxa ein EcoWert von 1 vergeben (Abb. 8, Bild rechts).

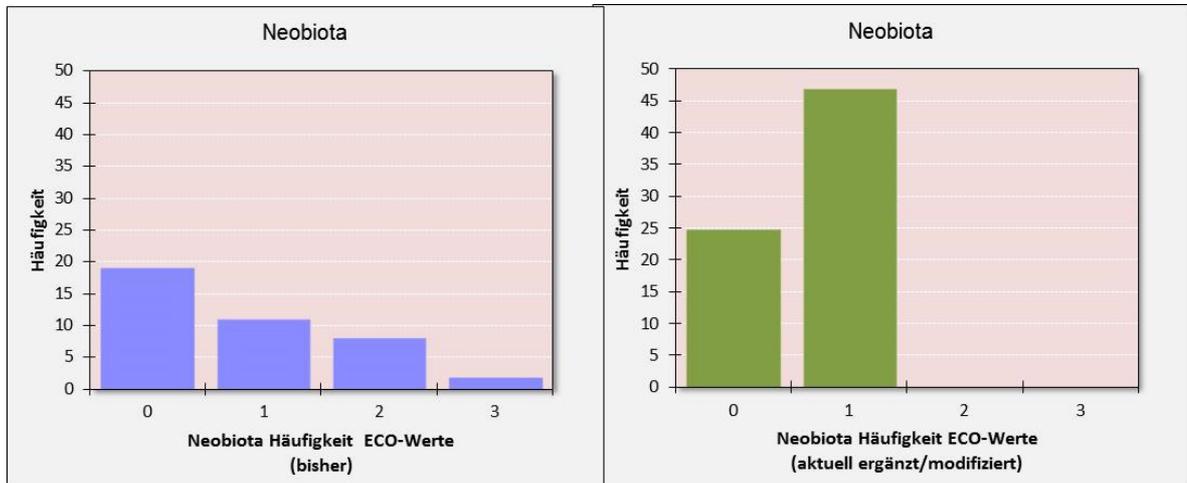


Abb. 8: EcoWerte für Neobiota (bisherige Taxa Liste – links -, und aktualisierte Liste – rechts).

4.2 Ergänzung weiterer Module – BBM

Im Rahmen der Revision wurde mit dem „Biozönotischen Bewertungsverfahren MZB“ (BBM; s.u.) ein neues Modul in das Verfahren integriert. Das BBM ersetzt den bisherigen Ansatz zur Bewertung der Fließgewässerkomponente, die für den Subtyp „geestnah“ (s. Kap. 3.4) obligatorisch in die Bewertung einbezogen ist. Der bisherige Ansatz basierte vornehmlich auf der ökologischen Einstufung der Arten nach Illies (1978). Die Bewertung erfolgte bislang über den Anteil der fließgewässertypischen Arten in einer Probe im Vergleich zur Referenz. Allerdings waren im MGBI bisher nicht alle Taxa entsprechend eingeordnet. Nach Ergänzung zahlreicher neuer Taxa vergrößerte sich auch die Diskrepanz zwischen eingestuftem und nicht eingestuftem Arten.

Im Rahmen der fachlichen Diskussion mit der begleitenden Expertengruppe wurde es vor diesem Hintergrund als sinnvoll angesehen, den BBM-Index des NLWKN in die Bewertung einzubeziehen. Das Verfahren ist für die Bewertung von Fließgewässern konzipiert und fokussiert daher v.a. auf die fließgewässertypische Faunenkomponente (NLWKN 2008). Wie der MGBI beruht das BBM auf artspezifischen Gewichtungswerten, die die Habitatsprüche der Arten reflektieren sollen. Über eine Aufsummierung der Gewichtungswerte lässt sich die Qualität eines Wasserkörpers klassifizieren. In Abhängigkeit der nachgewiesenen Anzahl eingestufte Taxa kann die BBM-Summe Werte von 0 bis n annehmen. Je höher der Wert je zahlreicher sind sensitivere Fließgewässertaxa vorhanden. Eine detaillierte Beschreibung des Verfahrens ist NLWKN (2008) zu entnehmen.

- Für die Marschengewässer hat sich gezeigt, dass die Fließgewässerkomponente fast ausschließlich in noch deutlich fließgewässergeprägten Abschnitten der Marschengewässer präsent ist und damit nur dort als bewertungsrelevant angesehen werden kann (Bioconsult 2013). Solche Abschnitte sind im Übergang der Geest zur Marsch in unterschiedlicher Ausprägung lokalisiert (s.o.).

- In Marschengewässerabschnitten ohne Geesteinfluss (Haupttyp, s.o.) sind Fließgewässerarten nicht oder nur sehr eingeschränkt zu erwarten. Dies hat die Vielzahl der vorliegenden Daten aus Marschengewässer gezeigt. Für die Bewertung des Haupttyps ist die Einbeziehung des BBM nicht obligatorisch, dessen Ergebnis kann aber, wenn fachlich als sinnvoll erachtet, optional im Rahmen der Bewertung berücksichtigt werden (s.u.)

BBM für den Typ Marschengewässer „geestnah“

Mit Blick auf die geestnahen Abschnitte der Marschengewässer haben sich deutliche regionale Unterschiede der Besiedlung gezeigt, die sich durch die Ergebnisse des BBM-Verfahrens verdeutlichen (je höher die BBM-Summe desto ausgeprägter ist die Fließgewässerkomponente vertreten). So ist auf der Grundlage der zur Verfügung stehenden Daten in den schleswig-holsteinischen Gewässern der Typ „geestnah“ sehr viel deutlicher faunistisch abgrenzbar als in Niedersachsen.

Abb. 9 veranschaulicht die Unterschiede am Beispiel der BBM-Ergebnisse ausgewählter geestnaher Gewässerabschnitte sowie auch im Vergleich zu BBM-Ergebnissen aus Wasserkörpern des Haupttyps (Marsch).

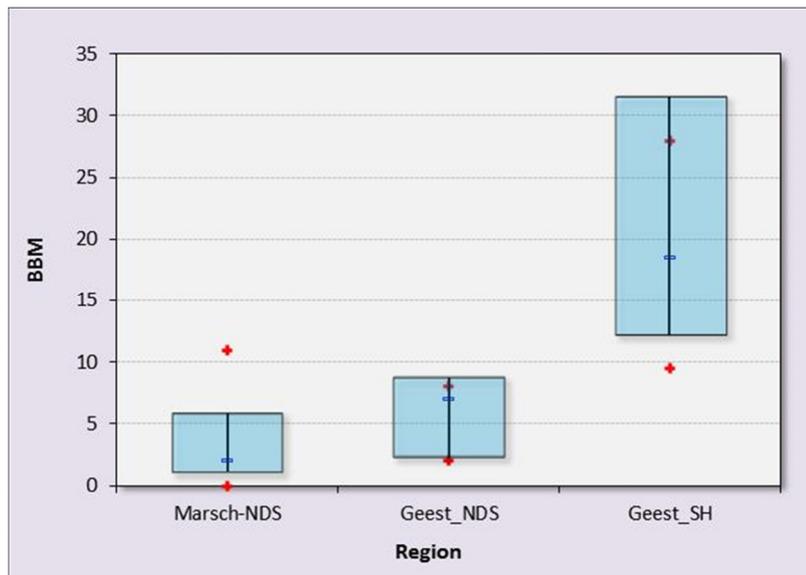


Abb. 9: Box & Whisker Plots von BBM Ergebnissen am Beispiel verschiedener geestnaher Marschengewässerabschnitte in Schleswig-Holstein (SH) und Niedersachsen (NDS) sowie „reine“ Marschengewässer in NDS.

So sind in SH in gut ausgeprägten Abschnitten zahlreiche fließgewässertypische Arten vorhanden, während sich in Niedersachsen die als „geestnah“ abgegrenzten Abschnitte diesbezüglich kaum oder nur sehr eingeschränkt von den „reinen“, dem Haupttyp zugeordneten Marschengewässerabschnitten unterscheiden (Abb. 9, Marsch vs. Geest).

Die Gründe für die regionalen Unterschiede sind nicht eindeutig zu identifizieren, möglich ist, dass bereits die assoziierten Geestbäche in Niedersachsen eine weniger gute Qualität aufweisen und daher keinen entsprechenden „Input“ für die flussab anschließenden geestnahen Marschengewässerabschnitte liefern. Denkbar ist auch, dass ein solcher Subtyp der Marschen, wie er in Schleswig-Holstein anhand der Datenlage abgrenzbar ist, in Niedersachsen generell nicht/anders ausgeprägt ist.

Vor diesem Hintergrund wird mit Blick auf die geestnahen Marschengewässerabschnitte in Rahmen der vorliegenden Revision eine Differenzierung zwischen „geestnah-SH“ und „geestnah-NDS“ mit jeweils BBM-spezifischen Referenzbedingungen vorgeschlagen; gleichsinnige Werte für SH und NDS erscheinen aus den o.g. Gründen nicht sinnvoll. Die hier als vorläufig gekennzeichneten Referenzwerte für das Modul BBM sind „an Untersuchungsergebnissen orientierte Setzwerte“.

- Der (vorläufige) Referenzwert für SH ist abgeleitet aus einem aggregierten Datensatz der als „gut“ bewerteten Gewässer (Soholmer Aue - verschiedene Messstellen) und Lecker Au) aus dem Jahr 2019.
- Der (vorläufige) jeweilige Referenzwert für SH bzw. NDS orientiert sich an der bislang festgestellten höchsten BBM-Summe der zugrundeliegenden Monitoringdaten (bis 2020).

- *Referenzwert SH* *BBM-Summe = 40*
- *Referenzwert NDS* *BBM-Summe = 10*

BBM für den Haupttyp Marsch

Eine Fließgewässerkomponente ist im Faunenspektrum typischer Marschengewässerabschnitte, die sich nicht geestnah befinden, nur sehr eingeschränkt, z.T. gar nicht vertreten (s.o. Abb. 9). Dies ist sehr wahrscheinlich vornehmlich auf die dortigen hydraulischen und gewässerstrukturellen Rahmenbedingungen zurückzuführen (geringe Strömung, Sedimentbeschaffenheit - feinkorndominiert). Vor diesem Hintergrund wird für den Haupttyp „Marsch“, wie oben bereits angemerkt, die spezifische Ausprägung der Fließgewässergemeinschaft nicht obligatorisch in die MGBI-Gesamtbewertung einbezogen. Der BBM wird hier aber nachrichtlich dargestellt und kann unter bestimmten Voraussetzungen optional in die Gesamtbewertung als Aufwertung einbezogen werden. Letzteres erfolgt, wenn die BBM-Summe einen definierten Wert erreicht bzw. überschreiten sollte. Die folgenden (nachrichtlichen) „Wenn-dann“ Beziehungen sind im MGBI als eine Option eingebettet:

- = WENN(MGBI $EQR_{ges} < 0,2$; und $BBM > 5$; $EQR_{ges} + 0,2$)
- = WENN(MGBI $EQR_{ges} > 0,2 < 0,4$; und $BBM > 5$; $EQR_{ges} + 0,15$)
- = WENN(MGBI $EQR_{ges} > 0,5 < 0,6$; und $BBM > 7,5$; $EQR_{ges} + 0,1$)

4.3 Prüfung MGBI Referenzbedingungen „Haupttyp Marsch“

Dieser Aspekt bezieht sich ganz überwiegend auf den Typ „Marschen“. Mit Blick auf den Subtyp „geestnah“ sei auf den Hinweis in Kap. 4.3.2 hingewiesen.

4.3.1 Vergleich Bewertungen

Im Rahmen der Revision sollen u.a. die Referenzbedingungen vor dem Hintergrund der Frage überprüft werden, ob die resultierenden Ergebnisse fachlich als plausibel gelten können oder systematisch zu pessimistisch oder optimistisch erscheinen. In der Vergangenheit wichen einzelne

MGBI-Ergebnisse zwar von der jeweiligen fachlichen Einschätzung ab und mussten per *expert judgement* korrigiert werden. Diese Abweichungen waren insgesamt aber weitgehend unauffällig bzw. ungerichtet (MGBI-Ergebnisse weder tendenziell zu schlecht noch zu gut). Im Rahmen der vorliegenden Revision wurde die Plausibilität der MGBI Ergebnisse auf der Ebene drei verschiedener Vergleiche betrachtet:

Vergleich MGBI vs. MMI

Von Verdonschot et al. (2012) wurde ein Vorschlag zur ökologischen Bewertung von Entwässerungsgräben in Agrarlandschaften auf der Grundlage der Makroinvertebraten publiziert. Es handelt sich dabei um den Multimetrischen Index (MMI) der u.a. die Anzahl der Trichoptera (Anzahl Familien) oder Gastropoda (Familien, relative Abundanz) sowie die Anzahl der präsenten Familien einbezieht. Im Rahmen eines fachlichen Austauschs wurden einige ältere Marschengewässerdaten durch die niederländischen Kollegen mittels MMI bewertet; die Ergebnisse wurden zur Verfügung gestellt. Die Daten wurden gleichzeitig auch mittels MGBI bewertet. Vorrangig sollten hier Gleichsinnigkeit oder Unterschiedlichkeit der Ankerpunkte für das HÖP und für die Qualitätsklasse „schlecht“ überprüft werden. Die Ergebnisse sind in Tab. 5 und Tab. 6 dargestellt. Es zeigt sich mit Blick auf das HÖP eine sehr gute Übereinstimmung, mit Blick auf den unteren Ankerpunkt (s. Neuenhutorfer ST) scheint der MGBI das Gewässer etwas positiver einzuschätzen. Ein Grund hierfür ist die höhere Bedeutung des Metrics „Anzahl Trichoptera-Familien“ (hier nur 1 Familie präsent) im Rahmen des MMI. Der Indikator „Trichoptera-Familien“ nimmt im MMI eine höhere Bedeutung für die Bewertung ein.

Tab. 5: Ergebnisse MMI nach Verdonschot (2012)

	trich fam	%gast fam	%freshw T	sap index T	%predtax	mmi-score	
Marsch_Ref	7	2,97	95,69	2,09	40,96	0.881	very good
Agathenburg Aug. 04	1	11,21	95,11	2,20	45,93	0.556	
Agathenburg Aug. 94	0	8,17	94,88	2,12	46,53	0.659	
Wulfsgr.-Moorh Jun. 08	1	18,28	95,91	2,12	36,43	0.40	
Neuenhutorfer ST Jun08	1	11,28	90,34	2,26	37,30	0.134	very poor

Tab. 6: Ergebnisse MGBI aktuell (Vers. 2022)

	Metric 1: taxonomic diversity	Metrics group 2.1 - 2-3 specific ECO-values & abundance	MGBI EQR Total	MGBI ecol.-potential - class (preliminary)
Marsch_Ref	>0.95	>0.95	>0,95	high
Agathenburg Aug. 04	0.844	0.33	0.59	moderate - good
Agathenburg Aug. 94	0.805	0.3	0.55	moderate
Wulfsgr.-Moorh Jun. 08	0.701	0.2	0.45	moderate
Neuenhutorfer ST Jun08	0.65	0.17	0.4	poor - mod.

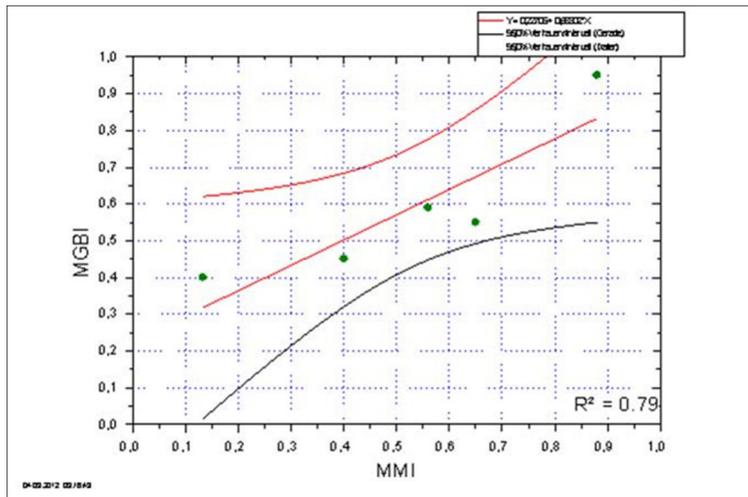


Abb. 10: MMI- vs. MGBI-Bewertungen.

Die Ergebnisse zeigen insgesamt eine mehr oder weniger gute Übereinstimmung (Abb. 10). Es sei allerdings angemerkt, dass es sich nur um eine kleine Stichprobe handelt.

Vergleich MGBI vs. BI-NL

Ein weiterer Vergleich bezieht sich auf die Bewertungen von Marschengewässern (aus dem Zuständigkeitsbereich des NLWKN Aurich), die sowohl mit dem NL-Bewertungsansatz (Biotischer Index im niederländischen Tool „Aquokit“⁷) als auch mit dem MGBI bewertet wurden (Abb. 11). Dieser Vergleich wurde vom NLWKN Aurich durchgeführt; die Ergebnisse sind hier zur Verfügung gestellt worden.

Auf der Ebene der jeweils indexspezifisch ermittelten Qualitätsklassen (QK) sind

- 34 % der Bewertungen gleich,
- 50 % der MGBI-Bewertungen um 1 QK besser,
- 16 % der MGBI-Bewertungen um 1 QK schlechter.

Aus diesem orientierenden Vergleich ergeben sich zum einen keine deutlichen Hinweise auf eine systematische Über- oder Unterschätzung durch das ein oder das andere Verfahren. Zum anderen zeigen sich auch keine Hinweise auf eine zu pessimistische Bewertung durch den MGBI.

⁷ Zu diesem Index liegt hier allerdings keine detaillierte Verfahrensbeschreibung vor

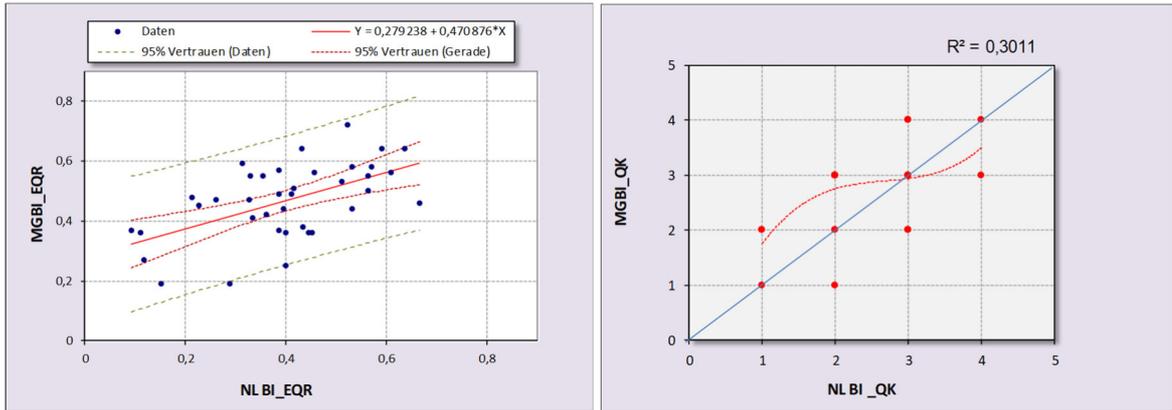


Abb. 11: EQR MGBI vs. EQR NL BI (links) sowie ein Vergleich auf der Betrachtungsebene Qualitätsklasse (rechts)

MGBI vs. fachliche Einschätzungen

Neben der Anwendung und dem Vergleich auf der Grundlage verschiedener Bewertungsansätze wurde auch ein Vergleich auf der Ebene „fachliche Einschätzung vs. MGBI-Ergebnisse“ vorgenommen. Dazu sind den am Revisionsprojekt beteiligten Expert:innen insgesamt 8 Testdatensätze zur fachgutachterlichen Bewertung (ohne Nutzung eines Tools) vorgelegt worden. Die Bewertungsergebnisse veranschaulichen bei einer gewissen Unterschiedlichkeit ein vergleichsweise hohes Maß an Übereinstimmung zwischen den Experteneinschätzungen. Lediglich die Einschätzungen auf Grundlage des Testdatensatzes 1 sind Experten-intern mit einer Abweichung um bis zu zwei QK (3 – 5) unterschiedlicher. Die übrigen Einschätzungen weichen kaum oder max. um 1 QK voneinander ab (Tab. 7).

Tab. 7: Variabilität der fachlichen Einschätzung der Testdatensätze. Ziffern spiegeln die fünf Qualitätsklassen wider. 1= sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht.

Test 1	Test 2	Test 3	Test 4	Test 5	Test 6	Test 7	Test 8
1	3	2	3	3	2	4	1
2	3	2	4	3	2	5	1
3	3	2	4	3	3	5	1
3	3	2	4	2	3	5	1
2	3	2	3			5	2
2	4	3	3				
			3				

Von den verwendeten 8 Testdatensätzen basierten drei auf realen Daten, die übrigen waren hypothetisch⁸. Hinweise zu den Datensätzen wie z.B. Anzahl Taxa (inkl. Familien) sowie Individuen Summen können Tab. 8 entnommen werden.

⁸ Auf Wunsch können die Datensätze zur Verfügung gestellt werden.

Die assoziierten MGBI-Ergebnisse (Tab. 8) zeigen (mit einer gewissen Ausnahme des Datensatzes 1) eine hohe Übereinstimmung mit den mittleren Experteneinschätzungen auf der Ebene der Potenzialklassen.

Tab. 8: MGBI-Bewertung der Testdatensätze 1 – 8.

Gewässer/MS	WK-Nummer	Datum	Taxazahl gesamt	N Taxa mit Ecowert	N Taxagruppen	Ind./CpUE (ges.) Probe	EQR Modul TAV	EQR Modul ECO-Summe	MGBI EQR Gesamtbewertung	
Test 1	0		82	82	13	1596,0	1,000	0,980	0,990	
Test 2	0		67	65	11	658,0	0,780	0,370	0,574	
Test 3	0		68	65	12	3118,0	0,920	0,560	0,742	
Test 4	0		33	32	9	942,0	0,620	0,320	0,470	
Test 5	0		36	36	10	486,0	0,680	0,290	0,485	
Test 6	0		72	69	13	776,0	0,910	0,560	0,733	
Test 7	0		19	19	8	98,0	0,380	0,130	0,253	
Gewässer/MS	WK-Nummer	Datum	Taxazahl gesamt	N Taxa mit Ecowert	N Taxagruppen	Ind./CpUE (ges.) Probe	EQR Modul TAV	EQR Modul ECO-Summe	EQR BBM	EQR Gesamtbewertung
Test 8	geestnah	per Datum eintrage	80	78	14	1665,4	1,000	0,946	1,000	0,973

Abb. 12 veranschaulicht das Ergebnis „Fachliche Einschätzungen vs. MGBI“ grafisch.

Quelle: EKR vs.MGBI.xlsx Ord.: Auswertungen_Bewertungen

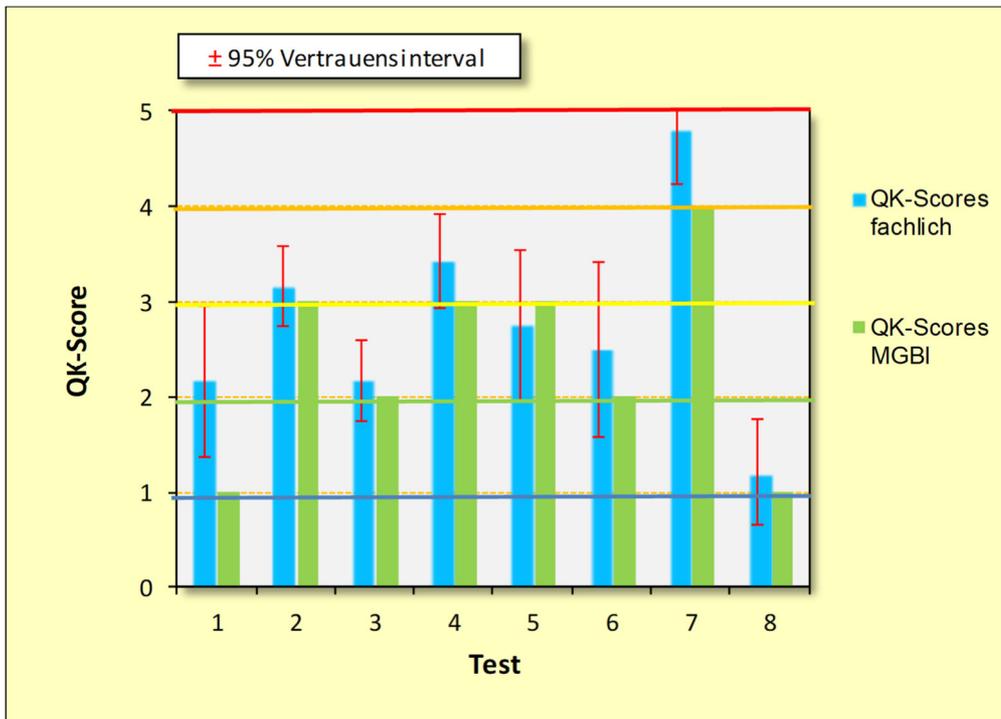


Abb. 12: Bewertungen nach fachlichen Einschätzungen und MGBI. Ziffern spiegeln die Qualitätsklassen wider. QK-Score 1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht.

Die Betrachtung zeigt, dass sich auch auf der Betrachtungsebene „fachliche Einschätzung vs. MGBI-Ergebnisse“ zum einen keine Hinweise auf eine zu pessimistische Bewertung durch den MGBI ergeben. Zum anderen zeigen sich auch keine (bedeutsamen) Abweichungen von den fachlichen Einordnungen der hypothetischen Daten. Die MGBI-Ergebnisse befinden sich weitgehend innerhalb des Konfidenzintervalls (95%) der fachlichen Bewertungen (Abb. 8).

4.3.2 Fazit Referenzbedingungen

Um Hinweise auf eine ggf. erforderliche Modifikation der Referenzbedingungen zu erhalten, wurden am Beispiel verschiedener Datensätze auf der Grundlage verschiedener Bewertungsansätze (MMI, BI-NL) und fachlicher Einschätzungen bilaterale Vergleiche mit den MGBI-Ergebnissen vorgenommen. Folgende Befunde lassen sich darstellen:

- Es zeigten sich erwartungsgemäß gewisse Bewertungsunterschiede aber
- auch deutliche Übereinstimmungen zwischen MGBI und den Vergleichsbewertungen.
- Übereinstimmung mit Blick auf den Ankerpunkt HÖP/GÖP im Vergleich zu den Experteneinschätzungen (Ausnahme Test 1).
- Übereinstimmung mit dem unteren Ankerpunkt „schlecht“ im Vergleich zu den Experteneinschätzungen.
- **Keine Hinweise auf systematische Über- oder Unterschätzungen durch den MGBI.**

Im Lichte der oben dargestellten Ergebnisse ist u.E. keine Anpassung der Referenzbedingungen bzw. eine Neujustierung der Klassengrenzen für den MGBI (Haupttyp Marsch) erforderlich.

Hinweis: Für den Subtyp „geistnah“ sei auf die aktuelle Einbindung des BBM hingewiesen, hier war eine gewisse Neu-Justierung der Referenz-Bedingungen erforderlich. Die Ergebnisse weichen im Vergleich zur ursprünglichen Version aber nur in geringem Maße voneinander ab (s.u.). Dies gilt zunächst für den Subtyp „geistnah-SH“. In Niedersachsen ist eine Anwendung des Subtyps „geistnah“ bislang nicht erfolgt, da nach wie vor zweifelhaft ist, ob ein solcher Subtyp in Niedersachsen eindeutig abzugrenzen ist.

5. Aktuelle MGBI-Versionen

Nach Revision stehen drei MGBI-Versionen zur Verfügung, die sich auf die zwei abgrenzbaren Marschen-Typen (Haupttyp Marsch / „Marschentyp“ und „Marschentyp-geestnah“) beziehen. Der Subtyp „geestnah“ wird nochmals regional angepasst. Da in NDS im Gegensatz zu SH dieser Typ nicht eindeutig abgrenzbar ist und die Fließgewässerkomponente weniger prägend scheint, werden jeweils spezifische Referenzwerte definiert (s.u.).

5.1 MGBI – „Marschentyp“

Der MGBI-Marschentyp ist das zentrale Bewertungsverfahren für Marschengewässer und gilt für die allermeisten Gewässer des Typs 22.1⁹. Regionale Unterschiede/Anpassungen (Referenzbedingungen) sind für diesen Typ auch nach Revision nicht vorgesehen.

- MG Benthos Index (MGB-Index) - HMWB-WK_Potenzial: Typ Marschen; Gewässertyp 22.1 (Gewässer der Marschen); **Vers 3.02 September 2022**

5.2 MGBI – „Marschentyp geestnah“

Wie bereits beschrieben, ist aufgrund der mehr oder weniger spezifischen Besiedlung (Präsenz von typischen Fließgewässerarten) der Subtyp „Marschen-geestnah“ abgegrenzt worden. Darüber hinaus ist es zudem als erforderlich angesehen worden diesen Subtyp (bzw. die Referenzbedingungen) regional anzupassen (s.u.). Die regionale Anpassung bezieht sich dabei ausschließlich auf die Fließgewässerkomponente (s. Kap. 4.2).

5.2.1 Version – Niedersachsen

Auf der Grundlage der vorliegenden Daten scheint der Subtyp „Marschen-geestnah“ in Niedersachsen nicht deutlich ausgeprägt, da die Fließgewässerarten (FG) in geestnahen Abschnitten zwar z.T. vorhanden, aber ganz überwiegend nur mit wenigen Taxa vertreten sind. Aus diesem Grund sind die Referenzwerte für die FG-Komponente, die nach Revision durch das BBM-Verfahren bewertet wird, entsprechend weniger streng definiert worden.

- MG Benthos Index (MGB-Index) - HMWB-WK_Potenzial: Typ Marschen-geestnah_NDS für Gewässertyp 22.1 (Gewässer der Marschen), **Vers 3.02 September 2022**

Hinweis: Es sei vor diesem Hintergrund angemerkt, dass im Einzelfall fachlich zu entscheiden sein wird, ob in Niedersachsen die Bewertung mittels der Version „geestnah“ oder mit der Version „Marschentyp“ erfolgt.

⁹ Eine gewisse Ausnahme gilt für solche Wasserkörper bzw. Messstellen die geestnah lokalisiert sind (s. Kap. 3.4)

5.2.2 Version – Schleswig-Holstein

Anders als in Niedersachsen ist der Subtyp „Marschen-geestnah“ in Schleswig-Holstein mit Blick auf die Benthosgemeinschaften vergleichsweise gut vom „reinen“ Marschentyp zu unterscheiden (s.o.). Aus diesem Grund sind auch die Referenzwerte für die FG-Komponente, die nach Revision durch das BBM-Verfahren bewertet wird, im Vergleich zu Niedersachsen entsprechend strenger ausgelegt.

- MG Benthos Index (MGB-Index) - HMWB-WK_Potenzial: Marschen-geestnah_SH Gewässertyp 22.1 (Gewässer der Marschen), **Vers 3.02 September 2022**

Wie bereits in Kapitel 4 erläutert, ist vorgesehen die FG-Komponente aktuell über das implementierte BBM-Verfahren zu bewerten. Die sich u.U. daraus ergebenden Änderungen gegenüber der alten Version 2.1 (2012) sind mit Blick auf Testberechnungen gering, so dass rückblickend Neubewertungen u.E. nicht erforderlich erscheinen.

Abb. 13 veranschaulicht mögliche Abweichungen der Bewertungen zwischen Version 2.1 und der aktuellen Version 3.01.

- bezogen auf den zentralen MGBI (ohne eigene Bewertung der Fließgewässerkomponente sind die Abweichung marginal Abb. 13, Bild links).
- unter Einbeziehung der FG-Komponente (über BBM) sind gewisse Abweichungen erkennbar, insofern als im Vergleich die Bewertungen nach Revision tendenziell günstiger sein können, wobei die Unterschiede insgesamt aber gering bleiben (Abb. 13, Bild rechts).

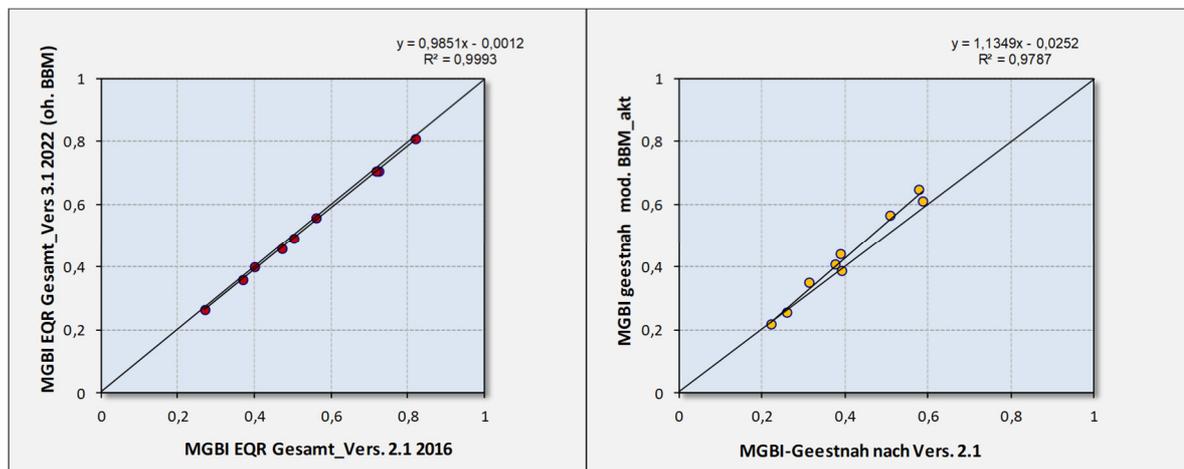


Abb. 13: Vergleich der MGBI-Bewertungen (EQR) vor und nach Revision sowie nach Implementierung des BBM zur Bewertung der Fließgewässerkomponente am Beispiel verschiedener Datensätze aus SH (2013 – 2019).

6. Anwendungshinweise zur aktuellen MGBI Version 3.01_2022

6.1 Kurz-Hinweise zum MGBI 3.01_2022

Einspeisung der Daten

Die Einspeisung der Daten erfolgt wie bisher in das Blatt „Eingabe 1 PN“ (s. Screenshot Blatt Eingabe). Der Name des Gewässers bzw. der MS kann in Zelle A2 eingetragen werden.

Die Taxa Namen bitte in Spalte „B“ (ab Zelle B3) und die zugehörigen Individuenzahlen in Spalte „C“ (ab Zelle C3) einfügen (als Werte oder Text s.u.). Die folgenden Spalten geben Auskunft über die Zugehörigkeit (Großgruppe, Familie) sowie Angaben der DV-Nr. und EcoWert (hier können keine Eintragungen vorgenommen werden).

	A	B	C	D	E	F	G	H	M
1	Datum in Zelle B1 eintragen	hier Datum der Beprobung	hier MS-Bezeichnung						
2		Taxa	Ind.	Großgruppe	Familie	DV-Nr	ECO	Prüfung	Taxaliste Marschengev
3	In Spalten B3ff (Namen) und C3ff Ind./Cpue einfügen. In Zelle C1 Name der MS einfügen	Corbicula	1	Bivalvia	CORBICULIDAE	1563	1	Corbicula	Ablabesmyia
4	mit "Einfügen Werte" od. "Text"	Corbicula fluminalis	1	Bivalvia	CORBICULIDAE	1175	1	Corbicula fluminalis	Ablabesmyia longistyla
5		Pisidium (>2 Taxa)	5	Bivalvia	SPHAERIIDAE	k.A.	3	Pisidium (>2 Taxa)	Ablabesmyia monilis
6	Prüfung: wenn #NV:								Ablabesmyia monilis / phat
7	1) Name überprüfen								Ablabesmyia phatta
8	Schreibweise muß Spalte "M" entsprechen,								Acamptocladius
9									Acamptocladius reissi
10	2) Art nicht im Datenpool, dann ebenfalls #NV aber kein Handlungsbedarf								Acari
11									Acentria ephemerella
12									Acentropinae
13	Taxa Probe								Aclius
14	3								Aclius canaliculatus
15	Taxa über DV-Nr. erkannt								Aclius sulcatus
16	2								Acricotopus
17	Eco-Taxa								Acricotopus lucens
18	3								Acroloxus lacustris

- Einträge in die Felder B1 (Datum der Probenahme), C1 (Gewässername/Messtelle),
- Eintrag Benthostaxa (lateinische Namen) in Spalte B3ff. Die Daten entweder manuell eingeben oder aus einer anderen Datei als „**Werte**“ (wenn nicht als „Werte“ möglich, auch als „**Text**“) in die genannten Spalten einfügen.
- Falls Eingabe auf Gattungs-, Familienebene dann ohne sp., spp. oder indet., z.B. Hydroporus oder Corbicula. Bei **Chironomidae** z.T. Taxanamen mit „-Agg.“ oder „ – Gruppe“ (bitte Abgleich mit Taxaliste, **Spalte M; Suche über Filterfunktion**).

- Falls die Muschel-Gattung „Pisidium“ taxonomisch nicht vollständig aufgeschlüsselt wurde, es sich mit hoher Wahrscheinlichkeit aber um verschiedene Arten handelt, kann die Option „Pisidium (>2 Taxa)“ in die Taxaliste eingegeben werden, dies führt zu einer „höheren“ EcoWert-Einstufung dieser Artengruppe.
- Eingabe Abundanz in Spalte C3ff als Ind./CpUE (absolute, erfasste Anzahlen je Taxon) (Die Transformation in $\log(\text{CpUE}+1)$ sowie Umrechnung in eine Abundanzkategorie erfolgt in der weiteren Berechnung automatisch).
- Zur Überprüfung, ob alle Arten akzeptiert wurden, kann in **Spalte H (Prüfung)** nach **#NV** gefiltert werden (s. Screenshot). Aus Spalte A lässt sich danach entnehmen welche Arten/Taxa nicht erkannt wurden. Wird „#NV“ für Taxa angezeigt, bitte zunächst orthografisch überprüfen: die Schreibweise der Taxanamen (inkl. mögl. Zusätze wie „- Gruppe“ etc.) muss derjenigen in Spalte M3ff bzw. der Liste in „Taxaliste_Marschengewässer“ entsprechen (s.o.), ansonsten wird die Art nicht mitbewertet.

The screenshot shows a Microsoft Excel spreadsheet with the following columns: B (Taxa), C (Ind.), D (Großgruppe), E (Familie), F (DV-Nr), G (ECO), H (Prüfung), and I (Taxalist). The data rows are numbered 2328 to 2341. Row 2332 is highlighted in yellow. A filter dialog box is open on the left, showing a search for '#NV' and a list of taxa including 'Pisidium (>2 Taxa)' and '#NV'.

	B	C	D	E	F	G	H	I
	Taxa	Ind.	Großgruppe	Familie	DV-Nr	ECO	Prüfung	Taxalist
2328	Daphnia		aniv	aniv			aniv	Ablabesm
2329					2	3		
2330								
2331						0,0		
2332								
2333								
2334								
2335								
2336								
2337								
2338								
2339								
2340								
2341								

- Falls ein Taxon nicht im Taxa Pool enthalten ist, wird ebenfalls „#NV“ angezeigt. I.d.R. handelt es um solche Taxa, die nicht zum eigentlichen MZB (z.B. Zooplankton, Karpfenläuse etc.) gehören oder die Zufallsfunde von gewässernah lebenden Arten darstellen. Diese werden nicht mitbewertet.
- Hinweis zur Bewertung: Falls trotz der aktuellen Erweiterung des Taxa Pools ein Taxon oder mehrere Taxa, die die Bewertung beeinflussen könnten, nicht im Taxa Pool enthalten sind, können stellvertretend alternative Taxa der gleichen Gruppe und ähnlichen ökologischen Ansprüchen als „Dummy“ aufgenommen werden (ist in solchen Fällen fachlich einzuschätzen). Ein entsprechender Hinweis auf ein solches Vorgehen ist zu dokumentieren.

Bitte beachten, dass vor einer neuen Bewertung eingetragene Daten wieder gelöscht werden müssen (gilt nur für Spalten B und C in Blatt „Eingabe 1PN“). Das Tool bietet keine Möglichkeit mehrere Datensätze gleichzeitig einzuspeisen. Bei mehreren Proben mit identischer Taxaliste reicht es allerdings, lediglich die Abundanzdaten gegen neue auszutauschen.

Berechnungsblatt

In diesem Blatt wird die gruppenspezifische „EcoWert-Summe“ (ECO) sowie die „Taxonomische Vielfalt“ (TAV) berechnet und der sich daraus ergebende Gesamt EQR in Zelle G35 dargestellt. Enthalten (nicht einsehbar) sind alle Taxa-spezifischen Informationen sowie die Umrechnung der Abundanzen in *Log Ind* (Berechnung Traits: Ernährungstyp, Strömungstyp, Salztoleranz etc.)

Weitere Angaben sind:

- **EQR-Ergebnis Teilmodul TAV** (Zelle B29); Inhalt Spalte J, Zellen J6 : J26 = Gruppen spezifische Ähnlichkeit der taxonomischen Vielfalt (TAV) im Vergleich zum Taxa Pool¹⁰.

Zelle J27: „Ähnlichkeit gesamt“ im Vergleich zum Taxapool. In einem weiteren Schritt erfolgt über einen Gewichtungsfaktor eine Anpassung an die definierte Referenzgemeinschaft, d.h.

$$TAV_{Ref} \text{ vs. } Taxa \text{ Pool} * n = 1,$$

$$\text{wobei } n = \text{Gewichtungsfaktor Taxapool/Referenz}$$

$$\text{daraus folgt } TAV_{Probe} * n = EQR_{TAV}.$$

- **Nachweis Taxagruppen** in der Probe (presence-absence, Spalte D Zellen D6:D25) sowie die Ähnlichkeit (Bray-Curtis Similarity; Zellen E6:E25) und gruppenspezifische EcoWert-Summe (Zellen C6:C25) der Probe im Vergleich zum Taxa Pool (Zellen B6:B25).

Des Weiteren lassen sich Informationen zur „Anzahl Taxa“ sowie „Anzahl Familien“ je Großgruppe im Taxa Pool sowie in der Probe entnehmen (Spalten F – I Zellen 6:25).

- **gruppenspezifische EcoWert-Summe** (Zellen B30:B40) *EPT = Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen; BIV_GAS = Muscheln, Schnecken; COL_OD = Käfer, Libellen; Crus_Turb = Krebstiere, Strudelwürmer; DIP = Zweiflügler; OLI = Wenigborster.*
- **Ges. EQR Teilmodul Modul EcoWert-Summe** (Summe der gewichteten gruppenspezifischen Ergebnisse; Zelle C33)

¹⁰ Hinweis: das Taxa Pool (umfasst alle bisher festgestellten MG-Arten) ist nicht gleichbedeutend mit der Referenzgemeinschaft, diese rekrutiert sich aus dem Taxapool.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
		SUM_ECO	SUM_ECO	Pres/abs	%	Taxazahl	Familien	Taxazahl	Familien		
6	BIVALVIA	241	0,0	0,0	0,0	46	9	0	0	1,000	0,0
7	BIVALVIA_EH_MAR	nicht relevant									
8	BRYOZOA	17	0,0	0,0	0,0	17	10	0	0	3,000	0,0
9	COLEOPTERA	599	0,0	0,0	0,0	229	14	0	0	1,000	0,0
10	CRUSTACEA	114	0,0	0,0	0,0	62	19	0	0	1,000	0,0
11	CRUSTACEA_MAR	nicht relevant									
12	DIPTERA	237,0	0,0	0,0	0,0	217	17	0	0	1,000	0,0
13	EPHEMEROPTERA	194	0,0	0,0	0,0	36	6	0	0	1,000	0,0
14	GASTROPODA	237	0,0	0,0	0,0	73	12	0	0	1,000	0,0
15	GASTROPODA_MAR	nicht relevant									
16	HETEROPTERA	93	0,0	0,0	0,0	64	9	0	0	1,000	0,0
17	HIRUDINEA	46	0,0	0,0	0,0	33	4	0	0	1,000	0,0
18	MEGALOPTERA	10	0,0	0,0	0,0	4	1	0	0	1,000	0,0
19	OLIGOCHAETA	97	0,0	0,0	0,0	56	6	0	0	1,000	0,0
20	OLIGOCHAETA_MAR	nicht relevant									
21	ODONATA	251	0,0	0,0	0,0	54	9	0	0	1,000	0,0
22	PLECOPTERA	56	0,0	0,0	0,0	9	5	0	0	1,000	0,0
23	POLYCHAETA	12	0,0	0,0	0,0	9	5	0	0	1,000	0,0
24	TRICHOPTERA	402	0,0	0,0	0,0	105	16	0	0	1,000	0,0
25	TURBELLARIA	29	0,0	0,0	0,0	17	5	0	0	1,000	0,0
26	Summe	2613	0	0		1018	137	0	0	Similarity %/100	Similarity %
27	N Gruppen Ref (oh.mar)	13	137	1018	0,00	1027	142	0	0	0,000	0
28	N Gruppen Probe (oh. Poly)	0	0	0						0,000	0
29	Taxonomische-Vollständigkeit (TAV)	0,00	Bray Curtis TAV ohne Diptera, Oligochaeta, Polychaeta, ohne Marine								
30	ECOWert EPT	0,00	Fehlen der Plecoptera wird nicht negativ bewertet								
31	ECOWert BIV_GAS	0,00									
32	ECOWert COL_OD	0,00									
33	ECOWert Crus_Turb	0,00	0,000	Ergeb. ECO_ETCOBGHE	0,00	0,000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
						Ges_Ergebnis_TAV und Eco-Taxagruppen					
						TAV, "wenn dann" wenn, dann' s.u.					

Blatt „BBM“ (Biozönotisches Bewertungsverfahren MZB)

- Berechnung der BBM-Summe einer Probe für die spezifische Bewertung der Fließgewässerkomponente, obligatorisch für den Marschengewässer Subtyp „geestnah“; Grundlage: NLWKN (2008)
- optional für den Marschentyp (nur Aufwertung)

	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
1	BBM-Zahl Art	Taxon		Ind.	Berechnung 1	Berechnung 2	BBM	BBM-Summe	N BBM-Taxa			
2	1,5	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH	0,0	0			
3	2,5	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
4	2	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH	0				
5	2	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
6	1	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
7	1	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
8	1	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
9	1	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
10	2	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
11	2	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
12	2	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
13	2	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
14	1	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
15	2	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
16	3	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
17	2	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
18	2	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
19	2	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
20	3	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
21	2	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
22	1	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
23	1	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
24	1	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
25	2	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
26	1	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
27	1	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
28	2	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
29	1	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
30	2	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					
31	2	0		0,00	#NV	WAHR	FALSCH					

Blatt „Ergebnis“

Das Blatt Ergebnis enthält die Gesamtbewertung (EQR-Gesamt) zum ökologischen Potenzial, darüber hinaus enthält die Bewertung eine Angabe zur „Tendenz“ des Bewertungsergebnisses. Dies erfolgt über die Darstellung eines gesetzten 7,5 %-Fehlers (s.a. Blatt „Infos 1“). Neben dem Gesamtergebnis werden verschiedene Teilergebnisse auch grafisch veranschaulicht.

- Abb. 1 veranschaulicht die Ähnlichkeit % (Bray Curtis) der EcoWert-Summen auf Ebene der Großtaxagruppen. Beobachtungswerte (Probe) vs. Referenzgemeinschaft HÖP (HÖP = 100% - Linie, blau). Die Gruppe der Steinfliegen (Plecoptera) ist im Subtyp „Marsch“ nicht obligatorisch bewertet und hier daher ausgeklammert. Sollte dennoch eine Art vorkommen, wird diese aber mitbewertet.
- Abb. 2 veranschaulicht die EQR-Werte differenziert für die bewertungsrelevanten Taxagruppen auf der Grundlage für das Modul „EcoWert-Summe“ sowie den EQR-Wert für das Modul „Taxonomische Vollständigkeit“ (ECO-TAV). Abb. 1 & 2 veranschaulichen, welche Taxagruppen Defizite oder Ähnlichkeiten bezogen auf die Referenzgemeinschaft aufweisen.).

Auf der x-Achse sind die Großgruppen dargestellt: *ECO = EcoWert-Ähnlichkeit: Sonstige = Heteroptera, Hirudinea & Megaloptera; OL-DI = Oligochaeta, Diptera; Col-Odo = Coleoptera, Odonata; Crus = Crustacea; Moll = Bivalvia, Gastropoda; EPT = Eintagsfliegen, Steinfliegen (in MG nur bewertet wenn präsent), Trichoptera. TAV = Ergebnis Taxonomische Vielfalt.*

- Abb. 3 zeigt die Zuordnung der Taxa zu den EcoWert-Kategorien bezogen auf: a) Taxa Pool (blau gestrichelt); b) bezogen auf die zugrunde gelegte Referenzgemeinschaft für das „HÖP“ (Blau) und das „GÖP“ (grün). Das Ergebnis einer Messstelle (Probe) wird durch die orange Linie dargestellt. Hinweis: Falls die orange - (Probe) die grüne Linie (GÖP) bei den Kategorien Eco 4 und 5 nach oberhalb schneidet und das Gesamtergebnis schlechter als „gut“ ist, erfolgt eine Aufwertung um 1 Klasse.
- Abb. 4 zeigt in ähnlicher Weise das Ergebnis für die kumulierten EcoWert-Summen. Aus dieser Abbildung lässt sich auch der Einfluss der Abundanz auf das Ergebnis entnehmen. So visualisiert die olivgrüne Linie das Ergebnis für die kumulierten EcoWert-Summen ohne Berücksichtigung der Abundanz (pres.- abs.-Ebene). Aus dem Verlauf der Linien HÖP/GÖP vs. Probe ergeben sich Hinweise für welche EcoWert-Kategorien Defizite bzw. Ähnlichkeiten bestehen.
- Abb. 6 – 9 geben grobe Hinweise auf die Struktur (Habitattyp, Ernährungstyp) der Benthosgemeinschaft an einer Messstelle sowie die Unähnlichkeit (% , Dissimilarity) der Probe gegenüber der Referenz. Die Auswertungen haben nur nachrichtlichen Charakter.

Legende Habitattyp „Strömungstyp“ nach ILLIES: FG = Fließgewässertaxa, FG_SG = Fließgewässer-Stillgewässer; SG_FG = Stillgewässer-Fließgewässer; SG = Limnobiont; Indiff= indifferente Taxa; BW = Brackwassertaxa.

Hinweis: Falls gewünscht, können die Abbildungen (gilt für alle Abbildungen) kopiert werden.

- Abbildungen „anklicken“,
- rechte Maustaste „Kopieren“ und in die Zielformat z.B. als „Bild“ einfügen.

Blätter „Infos 1 & 2“

▪ Infos 1:

- Abbildung Gesamt EQR (+/- 7,5% Fehler - gesetzt) vor dem Hintergrundgrund der WRRL-Potenzialklassen „schlecht – sehr gut“. Der gesetzte Fehler kann als gewisser Hinweis auf die „Stabilität“ des Bewertungsergebnisses betrachtet werden (liegt das Ergebnis unter Berücksichtigung eines Fehlers innerhalb einer Klasse oder werden Klassengrenzen überschritten). Dies kann (wenn sinnvoll) als Unterstützung für ein mögliches „expert-judgement-veto“ herangezogen werden.
- Nachrichtliche Hinweise (Kommentare) zur Besiedlung der verschiedenen Habitatstrukturen auf der Grundlage der Präsenz von Indikatorgruppen (Zuordnung s. Aufstellung) für eine grobe Orientierung

Indikatoren Ufer: Coleoptera, Heteroptera

Indikatoren Phytal: Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Gastropoda

Indikatoren Gewässerohle: Bivalvia, Oligochaeta, Diptera (Chironomidae)

Fließgewässerkomponente: Arten der FG nach ILLIES (Anteil Arten i.d. Probe vs. Referenzanzahl)

Indikatoren Vernetzung: Mysidacea, Decapoda, Gammaridae

Sonstige: Hirudinea, Megaloptera, Turbellaria

*** Hinweis auf Salzeinfluss ergibt sich aus dem mittleren %-Anteil der Parameter Taxazahl & Ind. gemessen an der Gesamtprobe*

▪ Infos 2

- liefert verschiedene nachrichtliche Auswertungen in Form von Abbildungen.

Hierzu gehören

- Anteil (%) Taxa und Ind. von Neozoa in einer Probe
- Anteil (%) Taxa und Ind. salztoleranter Taxa in einer Probe
- Ind./CpUE Oligochaeta
- Anteil (%) der in einer Probe vorhandenen Großgruppen im Vergleich zu einer exemplarischen Referenzzusammensetzung
- Unähnlichkeit der Artenverteilung in einer Probe im Vergleich zur Referenz

Blatt „Tab. Gesamtübersicht“

Dem Blatt „Tab. Gesamtübersicht“ sind folgende Kennwerte einer Probe zu entnehmen

- N Taxa; N Taxa mit EcoWert; N Großtaxagruppen,
- Ind./Probe
- EQR der Module TAV, EcoWert-Summe & BBM (*Darstellung der BBM-Ergebnisse nur in Version „Geestnah“ enthalten*) und
- Gesamtbewertung/Potenzialklasse (s. Screenshot)

Hinweis: Falls gewünscht, kann die Tabelle kopiert werden.

- Bereich markieren,
- rechte Maustaste „Kopieren“ und in die Zieldatei z.B. als „Bild“ (Word) oder als „Text“ bzw. „Werte“ (Excel) einfügen.

Blatt „Wenn-dann Optionen“ (nicht obligatorisch)

Der MGBI umfasst ergänzende sogenannte „Wenn-dann-Optionen“, die unter bestimmten Umständen das ermittelte Gesamtergebnis auf- bzw. auch abwerten. Die Informationen (Vorschläge) sind nachrichtlich zu verstehen. Nach fachlicher Einschätzung/Prüfung können aber die modifizierten Ergebnisse u.U. angenommen werden und die eigentliche Bewertung ersetzen.

Folgende Wenn-dann Beziehungen sind definiert:

- **Option 1a:** Aufwertung einer „schlechten“ / „unbefriedigenden“ Bewertung auf max. „mäßig“ wenn Taxagruppen der 3./4. Priorität (also jene mit untergeordneter Bedeutung für die Bewertung, s.o.) weitgehend der für die Gruppen definierten/gesetzten Referenz entsprechen.
- **Option 1b:** Abwertung einer u.U. „guten“ Bewertung auf „mäßig“ wenn eine prioritäre Taxagruppe gänzlich fehlt.
- **Option 2:** Einbeziehung BBM. Die Bewertung der Fließgewässerkomponente im Haupttyp „Marschen“ ist nicht vorgesehen, da diese aufgrund der gewässerstrukturellen Rahmenbedingungen i.d.R. „typischerweise“ unterrepräsentiert ist bzw. auch gänzlich fehlen kann. Sollten aber Fließgewässertaxa präsent sein, die sich durch eine für Marschengewässer relativ hohe BBM-Summe ausdrücken, wird eine Anhebung des Gesamt EQRs um 0.1 – 0.2 Punkte vorgeschlagen. Falls nach fachlicher Einschätzung sinnvoll, kann das modifizierte Ergebnis übernommen werden.
 - WENN($EQR_{ges} < 0,2$; und $BBM > 5$; $EQR_{ges} + 0,2$)
 - WENN($EQR_{ges} > 0,2 < 0,4$; und $BBM > 5$; $EQR_{ges} + 0,15$)
 - WENN($EQR_{ges} > 0,5 < 0,6$; und $BBM > 7,5$; $EQR_{ges} + 0,1$)
- **Option 3:** Besondere Berücksichtigung einer Präsenz von Großmuscheln
 - Wenn Großmuscheln eine bestimmte „Reichhaltigkeit“ aufweisen, wird eine Aufwertung des EQR_{ges} um 0,15 Punkte vorgeschlagen, wenn die Bewertung ansonsten nur „mäßig“ oder schlechter ist.

Der Kennwert „Reichhaltigkeit“ wird berechnet über 4. Wurzel des Produktes aus der quadrierten Taxazahl und der Individuenzahl dividiert durch den gesetzten Referenzwert*100(s.u.):

$$(1) GM = \sqrt[4]{(Anzahl\ Taxa)^2 * Summe\ Ind.}$$

$$(2) \text{Ähnlichkeit (\%)} = GM / Referenzwert * 100$$

Hinweis: Der **Referenzwert** ist ein **gesetzter Wert** (orientiert an Monitoringdaten). Für die (vorläufige) Referenz des Kriteriums „Richness GM“ (Berechnung s.o.) wird der Wert 6 definiert. Dieser ergibt sich z.B. bei einem möglichen Nachweis von 4 Arten und einer Individuen Summe von

80 in einer Probe (oder auch anderen Kombination z.B. 3 Arten und einer Individuensumme von ca. 140).

Aktuelle Nachweise werden an diesem Referenzwert gemessen (z.B. ein GM einer Probe von 6 bedeutet eine Übereinstimmung 100 %), ein GM-Wert von z.B. 1 bedeutet eine Übereinstimmung von 17 %. Letzteres ergibt sich, wenn nur ein Nachweis einer Großmuschelart vorliegt.

Literatur

- Bioconsult, 2013: Ein benthosbasiertes Bewertungsverfahren für nicht tideoffene Marschengewässer (MGBI) in den Einzugsgebieten von Ems, Weser und Elbe nach EG-WRRL. AG: NLWKN Stade.
- Bohn C., O. Gretschel, J. Hirschfeld, G. Nischwitz, R. Pöpperl & G. Schmidt, 2003: Limnologisch-faunistische und vegetationskundliche Methoden. TN 2 - Methoden und Modelle. Version 0.5 Stand: 29.04.03, Flumagis.
- Brux, H., Jödicke, K. & J. Stuhr, 2009: Harmonisierung der Verfahren zur Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Marschgewässern Nordwestdeutschlands (BEMA-Verfahren). Verfahrensbeschreibung für nicht tideoffene Wasserkörper. AG: Landesamt f. Natur und Umwelt S-H.
- Claus, B., Neumann P., & M. Schirmer: Rahmenkonzept zur Renaturierung der Unterweser und ihrer Marsch - Teile 1 & 2. Gemeinsame Landesplanung Bremen/Niedersachsen Nr 1-94 & Nr. 8-94.
- DWA, 2018: Marschengräben – Ökologie und Unterhaltung – Teil 1: Ökologische Grundlagen. DWA-Regelwerk. Merkblatt DWA-M 622-1. ISBN: 978-3-88721-590-3.
- Finch, O.-D., 2021: Zum Einfluss von salzhaltigem Wasser auf die ökologischen Qualitätskomponenten in (nicht tideoffenen) Marschengewässern. NLWKN Aurich.
- Focke, R. & E. Kiel, 2008: Gewässerökologische Charakterisierung geschöpfter Marschengewässer der Küstenmarschen Norddeutschlands. Abschlussbericht, Universität Oldenburg. Nds. Wattenmeer Stiftung.
- Halle, M., A. Müller & E. Bellack (2017): Schwellenwerte und Bioindikatoren zur gewässerökologischen Beurteilung des Salzgehaltes von Fließgewässern gemäß EG-WRRL. Korrespondenz Wasserwirtschaft 10: 525-535.
- Holm, A., 1989: Ökologischer Bewertungsrahmen Fließgewässer (Bäche). Landesamt für Naturschutz und Landespflege Schleswig-Holstein, Kiel.
- Illies, J. (1978): Limnofauna Europaea. 2. Aufl., Fischer Verlag, Stuttgart.
- Krieg, H.-J., 2005: Die Entwicklung eines modifizierten Potamo-Typie-Indexes (Qualitätskomponente Makrozoobenthos) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von Geesthacht bis zur Seegrenze. AG: Wassergütestelle Elbe.
- NLWKN, 2008: Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer Teil A Fließgewässer-Hydromorphologie. Wasserrahmenrichtlinie Band 2. Hannover.
- Schöll, F. & A. Haybach, 2001: Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI). BfG-Mitteilung, 23: 1-27.
- Schwahn, J., 2008: Makrozoobenthos-Untersuchungen an Marschgewässern im Bereich des NLWKN Brake-Oldenburg nach der MHS-Methode und halbquantitative Aufsammlung mit dem Vorschlag eines Bewertungsverfahrens. AG: NLWKN Brake

Verdonschot, R.C.M, 2012: Drainage ditches, biodiversity hotspots for aquatic invertebrates.

Defining and assessing the ecological status of a man-made ecosystem based on macroinvertebrates. Alterra Science Contributions 40, Wageningen.

Williams, W. D., Boulton, A. J. & R. G. Taaffe, 1990: Salinity as a determinant of salt lake fauna - a question of scale. *Hydrobiologia* 197: 257-266.

Wolf, B. & E. Kiel, 2010: Benthic macroinvertebrates in marshland streams and their salinity preferences. *Lauterbornia* 69: 191-218.

Anhang

Tab. 9: Salztolerante Arten u.a. nach Wolf & Kiel (2010), Illies (1987) u.a.

Einordnung nach WOLF & KIEL 2010	
l(el)	limnisch toleriert Salz
B	Brackwasserart
el	euryhalin limnisch
he	holeuryhalin; Toleranz v. starken Schwankungen
em	euryhalin marin
BW*	Brackwasserart (u.a. nach ILLIES)

Taxaliste s. nächste Seite

Taxa	"Salz"	Taxa	"Salz"	Taxa	"Salz"	Taxa	"Salz"
Enochrus bicolor	BW	Bithynia tentaculata	el	Ablabesmyia phatta	l(el)	Limnephilus griseus	l(el)
Limnephilus affinis	BW	Chironomus plumosus	el	Aeshna cyanea	l(el)	Limnephilus lunatus	l(el)
Membranipora crustulenta	BW	Cladotanytarsus mancus	el	Aeshna grandis	l(el)	Limnephilus marmoratus	l(el)
Sigara stagnalis	BW	Colymbetes fuscus	el	Aeshna mixta	l(el)	Limnephilus politus	l(el)
Tubificoides heterochaetus	BW	Corbicula fluminalis	el	Agabus bipustulatus	l(el)	Limnephilus rhombicus	l(el)
Victorella pavidata	BW	Corixa panzeri	el	Agraylea multipunctata	l(el)	Limnodrilus claparedeianus	l(el)
Gammarus salinus	BW	Cricotopus sylvestris	el	Alboglossiphonia heteroclita	l(el)	Limnodrilus hoffmeisteri	l(el)
Aktedrilus monospermathecus	BW	Helophorus granularis	el	Anacena limbata	l(el)	Limnodrilus profundicola	l(el)
Apocorophium lacustre	BW	Hydrobius fuscipes	el	Anodonta anatina	l(el)	Limnodrilus udekemianus	l(el)
Arenomyia arenaria	BW	Noterus clavicornis	el	Anodonta cygnea	l(el)	Lumbriculus variegatus	l(el)
Assimineia grayana	BW	Ochthebius marinus	el	Asellus aquaticus	l(el)	Microchironomus tener	l(el)
Balanidae	BW	Potamopyrgus antipodarum	el	Athripsodes cinereus	l(el)	Microvelia reticulata	l(el)
Balanus	BW	Potamotheix bavaricus	el	Bithynia leachii	l(el)	Molanna angustata	l(el)
Balanus improvisus	BW	Potamotheix hammoniensis	el	Caenis horaria	l(el)	Monopelopia tenuicalcar	l(el)
Bathyporeia	BW	Psammoryctides barbatus	el	Ceraclea fulva	l(el)	Mystacides longicornis	l(el)
Bathyporeia elegans	BW	Psectrotanytus varius	el	Ceraclea senilis	l(el)	Myxas glutinosa	l(el)
Carcinus maenas	BW	Sigara lateralis	el	Cercyon marinus	l(el)	Noterus crassicornis	l(el)
Chelicorophium curvispinum	BW	Sigara semistriata	el	Cloeon dipterum	l(el)	Notonecta glauca	l(el)
Chelicorophium robustum	BW	Tanytus punctipennis	el	Coenagrion pulchellum	l(el)	Notonecta viridis	l(el)
Cordylophora caspia	BW	Theodoxus fluviatilis	el	Corbicula fluminea	l(el)	Oecetis furva	l(el)
Corophium	BW	Halipilus apicalis	el	Corynoneura scutellata	l(el)	Oecetis lacustris	l(el)
Corophium curvispinum	BW	Nais elinguis	el	Cricotopus bicinctus	l(el)	Oecetis ochracea	l(el)
Corophium lacustre	BW	Thalassosmittia thalassophila	em	Cricotopus triannulatus	l(el)	Orchestia cavimana	l(el)
Corophium multisetosum	BW	Eriocheir sinensis	he	Cyrnus flavidus	l(el)	Phryganea bipunctata	l(el)
Corophium volutator	BW	Gammarus tigrinus	he	Cyrnus insolutus	l(el)	Phryganea grandis	l(el)
Crangon crangon	BW			Cyrnus trimaculatus	l(el)	Physa fontinalis	l(el)
Cryptochironomus redekei	BW			Dreissena polymorpha	l(el)	Piscicola geometra	l(el)
Cyathura carinata	BW			Dugesia lugubris	l(el)	Pisidium amnicum	l(el)
Gammarus zaddachi	BW			Dugesia polychroa	l(el)	Pisidium henslowanum	l(el)
Heterochaeta costata	BW			Dytiscus circumflexus	l(el)	Pisidium nitidum	l(el)
Hydrobia	BW			Eiseniella tetraedra	l(el)	Pisidium subtruncatum	l(el)
Hydrobia ulvae	BW			Enallagma cyathigerum	l(el)	Planorbis planorbis	l(el)
Hydrobiidae	BW			Endochironomus tendens	l(el)	Plumatella fungosa	l(el)
Idotea	BW			Enochrus melanocephalus	l(el)	Plumatella repens	l(el)
Jaera albifrons	BW			Enochrus quadripunctatus	l(el)	Polycentropus flavomaculatus	l(el)
Jaera istri	BW			Erpobdella octoculata	l(el)	Polypedium nubeculosum	l(el)
Jaera sarsi	BW			Erythromma najas	l(el)	Potamotheix moldaviensis	l(el)
Leptocheirus pilosus	BW			Gerris argentatus	l(el)	Radix auricularia	l(el)
Marenzelleria	BW			Gerris thoracicus	l(el)	Radix balthica	l(el)
Marenzelleria neglecta	BW			Glossiphonia complanata	l(el)	Rhantus exsoletus	l(el)
Marenzelleria viridis	BW			Glyptotendipes pallens	l(el)	Sialis lutaria	l(el)
Mercierella enigmatica	BW			Glyptotendipes paripes	l(el)	Sigara distincta	l(el)
Mysida	BW			Grammataulus nigropunctatus	l(el)	Sigara falleni	l(el)
Mysidacea	BW			Gyrinus marinus	l(el)	Sigara striata	l(el)
Mytilopsis leucophaeata	BW			Halipilus confinis	l(el)	Somatochlora metallica	l(el)
Mytilus edulis	BW			Halipilus flavicollis	l(el)	Sphaerium corneum	l(el)
Neomysis integer	BW			Halipilus immaculatus	l(el)	Sphaerium rivicola	l(el)
Nereidae	BW			Halipilus wehnkei	l(el)	Sphaerium solidum	l(el)
Nereis	BW			Helobdella stagnalis	l(el)	Spirosperma ferox	l(el)
Nereis diversicolor	BW			Helophorus flavipes	l(el)	Stylaria lacustris	l(el)
Palaemon	BW			Helophorus minutus	l(el)	Sympetrum danae	l(el)
Palaemon elegans	BW			Holocentropus dubius	l(el)	Sympetrum sanguineum	l(el)
Palaemon longirostris	BW			Holocentropus picicornis	l(el)	Tanytus kraatzi	l(el)
Palaemon macrodactylus	BW			Hydroporus angustatus	l(el)	Tubifex tubifex	l(el)
Palaemonetes varians	BW			Hydroporus planus	l(el)	Uncinaxis uncinata	l(el)
Palaemonidae	BW			Hydroporus pubescens	l(el)	Unio crassus	l(el)
Polydora ciliata	BW			Hygrotus inaequalis	l(el)	Unio pictorum	l(el)
Polydora ligerica	BW			Ilybius fenestratus	l(el)	Unio tumidus	l(el)
Rangia cuneata	BW			Ischnura elegans	l(el)	Valvata cristata	l(el)
Rhithropanopeus harrisi	BW			Laccobius bipunctatus	l(el)	Valvata macrostoma	l(el)
Scrobicularia plana	BW			Laccobius minutus	l(el)	Valvata piscinalis	l(el)
Sphaeroma hookeri	BW			Lepidotoma hirtum	l(el)	Viviparus contectus	l(el)
Sphaeroma rugicauda	BW			Lestes sponsa	l(el)	Viviparus viviparus	l(el)
Dreissena rostriformis	BW			Limnephilus centralis	l(el)	Ischnura pumilio	l(el)
Chelicorophium	BW			Limnephilus extricatus	l(el)	Halipilus obliquus	l(el)
Congerina leucophaeata	BW			Limnephilus flavicornis	l(el)		
Dreissena bugensis	BW			Limnephilus fuscicornis	l(el)		

