

Ermittlung des höchsten ökologischen Potenzials (HÖP) und des guten ökologischen Potenzials (GÖP) für tideoffene Gewässer – Qualitätskomponente Makrozoobenthos

Gewässertypen 22.2/3 (Flüsse und Ströme der Marschen) sowie Typ 20 (sandgeprägte Ströme)



Auftraggeber:
NLWKN Aurich
Aurich

April 2015

Auftraggeber: NLWKN Aurich

Aurich

Titel: Ermittlung des höchsten ökologischen Potenzials (HÖP) und des guten ökologischen Potenzials (GÖP) für tideoffene Gewässer – Qualitätskomponente Makrozoobenthos

Gewässertypen 20, 22.2, 22.3

Auftragnehmer: BIOCONSULT
Schuchardt & Scholle GbR

Reeder-Bischoff-Str. 54
28757 Bremen
Telefon 0421 · 620 71 08
Telefax 0421 · 620 71 09

Klenkendorf 5
27442 Gnarrenburg
Telefon 04764 · 92 10 50
Telefax 04764 · 92 10 52

Internet www.bioconsult.de
email info@bioconsult.de

Bearbeiter: Jörg Scholle

Datum: April 2015 – v3

Inhalt

Kurzfassung	8
1. Anlass und Zielsetzung	13
2. Kategorisierung Marschengewässer	14
3. Gründe für die „HMWB“-Ausweisung	17
3.1 Definition von Belastungsfallgruppen	19
4. Ansätze zur Begriffsbestimmung und Definition des ökologisches Potenzials	21
5. Festlegung des "Höchsten" bzw. "Guten Ökologischen Potenzials" für tideoffene Marschengewässer	25
5.1 Flüsse der Marschen Typ 22.2	25
5.1.1 TOM-Index (Konzeption)	25
5.1.2 Anpassung TOM-Index	26
5.1.2.1 Geltungsbereich TOM-Index ^{Potenzial}	27
5.1.2.2 Erfordernis fallgruppenspezifischer Referenzwerte	31
5.1.3 Referenzfindung	40
5.1.3.1 Artengemeinschaft	41
5.1.3.2 Abundanz Sensitivität Toleranz	47
5.1.3.3 Implementierung des Biozönotisches Bewertungsverfahrens (BBM) als eine zusätzliche Messgröße	49
5.1.4 Bewertung des ökologischen Potenzials mittels TOM-Index ^{Potenzial}	50
5.1.4.1 Hinweis zur Bewertung Gewässer mit hohem Tidehub (Typ 22.2)	53
5.1.5 Erforderliche Datengrundlage (TOM-Index)	54
5.2 Ästuarine Ströme/Flüsse der Marschen (22.3/2) und sandgeprägte Ströme (20), ggf. Flüsse der Marschen „Typ 22.2_hoher Tidehub“	55
5.2.1 Ästuartypie-Verfahren (AeTV)	55
5.2.2 AeTV+	56
5.2.3 Anpassung des AeTV+ zur Bewertung des ökologischen Potenzials – Definition HÖP/GÖP	57
5.2.4 Erforderliche Datengrundlage (AeTV+).....	63
6. Bewertungsergebnisse	64
6.1 TOM-Index-Potenzial.....	64
6.2 AeTV+ -Potenzial (für die ästuarinen Gewässertypen 20, 22.3/2).....	65
7. Fazit und Ausblick	67
Literatur	68
Anhang	72

Abbildungen und Tabellen

Abb. 1:	Übersicht über die tideoffenen Marschengewässer in Niedersachsen und Bremen (Typen 22.2, 22.3). Abgrenzung des Gewässertyps 20 zwischen Hamburg und Geesthacht ist hier nicht dargestellt (s. aber folgende Abbildung).....	15
Abb. 2:	Abgrenzung der limnischen Gewässerabschnitte der Ästuar von Ems (Typ 22.2), Weser (Typ 22.3) und Elbe (Typen 20 & 22.3) sowie Darstellung der Oberflächenwasserkörper (OWK).	16
Abb. 3:	Belastungsfallgruppen in tideoffenen Marschengewässern in Niedersachsen (dargestellt für Datensätze 2009 bis 2013 und Anzahl der Gewässer bzw. Oberflächenwasserkörper).	20
Abb. 4:	Taxazahlen differenziert nach Messstellen mit geringem und hohem Tidehub (Daten 2009 – 2013, BOG-NLWKN). Blaue Boxen repräsentieren 75 % der Daten.....	28
Abb. 5:	Mittlere Gesamttaxazahlen sowie mittlere Abundanz (CpUE) der Gruppen EPTCO (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Odonata), differenziert für die Tidehubkategorien (Kat 1 – Kat 3 geringer Tidehub 0,5 bis < 1,5 m, Kat 4 – Kat 7 hoher Tidehub > 1,5 bis 3,5 m).....	29
Abb. 6:	Mittlere Gesamttaxazahlen sowie mittlere Abundanz (CpUE) der Gruppen BG (Bivalvia, Gastropoda), differenziert für die Tidehubkategorien (Kat 1 – Kat 3 geringer Tidehub 0,5 bis < 1,5 m; Kat 4 – Kat 7 hoher Tidehub > 1,5 bis 3,5 m). Beachte log-Skalierung Bild links unten.	29
Abb. 7:	Mittlere Gesamttaxazahl sowie mittlere Abundanz (CpUE) der Gruppen Dip_Oli (Diptera, Oligochaeta), differenziert für die Tidehubkategorien (Kat 1 – Kat 3 geringer Tidehub 0,5 bis < 1,5 m, Kat 4 – Kat 7 hoher Tidehub > 1,5 bis 3,5 m). Beachte log-Skalierung Bild rechts unten.	30
Abb. 8:	Gesamttaxazahl (Bild links) für Messstellen im Grenzbereich zwischen geringem (Kat 3) und hohem (Kat 4) Tidehub und mittlere Abundanz (rechts) in den sieben Tidehubkategorien (Kat 1 – Kat 3 geringer Tidehub 0,5 bis < 1,5 m, Kat 4 – Kat 7 hoher Tidehub > 1,5 bis 3,5 m). Beachte log-Skalierung Bild rechts.	30
Abb. 9:	Ordinationsdiagramm (dargestellt als Biplot, Messstellen und Variable) der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) auf der Grundlage der Arten-Abundanzdaten (CpUE) aus tideoffenen Marschengewässern (nur Süßwasserabschnitte). Daten 2009 – 2103, SFF = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz, FG = Fallgruppen- numerisch zugeordnet. species-environment relation (1. & 2. Hauptachse 49.6 %, Monte Carlo Test significance of all canonical axes: F-ratio = 1.754, P = 0.0020.....	33
Abb. 10:	Ordinationsdiagramm (dargestellt als Biplot: Artensymbole und Variable) der CCA. Species-environment-relation (1. & 2. Hauptachse 49.6 %), Monte Carlo Test significance of all canonical axes: F-ratio = 1.754, P = 0.0020. Blaue Symbole: Gruppe Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Libellen, Käfer; hellblaue Symbole: Schnecken, Muscheln, Grün Wanzen, Egel, Strudelwürmer, gelb: Krebstiere, rot Wenigborster, Diptera. SFF =	

	Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz.....	34
Abb. 11:	Anzahl der Messstellen in Bereichen mit hohem und geringem Tidehub, differenziert nach Belastungsfallgruppen. SFF/SSG = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz, Kat. geringer Tidehub ca. < 1,5 m, Kat. hoher Tidehub; ca. > 1,5 m.	36
Abb. 12:	Darstellung der Makrozoobenthostaxazahl und Abundanz (CpUE) differenziert nach Belastungsfallgruppen. Daten (2009 – 2013, Daten BOG - NLWKN). SFF/SSG = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz.	37
Abb. 13:	Mittlere Taxazahlen (Bild links) und mittlere Abundanz (Bild rechts) gruppiert nach Belastungsfallgruppen. SFF/SSG = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz, Datensatz 2009 – 2013.....	37
Abb. 14:	Mittlere Taxazahl von Messstellen in Gewässern mit geringem (< 1,5 m) und hohem Tidehub (> 1,5 m). fallgruppenübergreifend (linkes Bild) sowie differenziert nach Fallgruppen (Daten 2011 – 2013, BOG-NLWKN). SFF/SSG = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz.....	39
Abb. 15:	Amplitude der Taxazahlen in tideoffenen Marschengewässer (Typ 22.2) bei einer Probenahme (linkes Bild, Datensatz 2009 – 2013 BOG & Schleswig-Holstein) und auf der Grundlage von zwei Probenahmen an einer Messstelle (Daten 2011 – 2013, BOG & Schleswig-Holstein). Daten differenziert nach Belastungsfallgruppen (HWS = Hochwasserschutz, SFF/SSG = Schifffahrt, LUH = Landentwässerung	41
Abb. 16:	Zuordnung der Indikatorwerte 1- 5 nach Sensitivität und Toleranz und Verteilung der im ‚Artenpool‘ (alle Gruppen, inkl. mariner Taxa) vorhandenen Taxa auf die Ecowert-Klassen.	48
Abb. 17:	Aufbau des TOM-Index zur Bewertung des ökologischen Potenzials (schematisiert vereinfacht). TAV = Metricgruppe „Taxonomische Vollständigkeit“.....	52
Abb. 18:	Aufbau des Bewertungsansatzes für die limnischen Abschnitte der Ästuarie von Ems, Weser und Elbe.	57
Abb. 19:	Verteilung der Artenzahlen der ästuarinen Referenz-Taxaliste (vgl. KRIEG 2011) auf die taxonomischen Großgruppen, als Grundlage für die Bewertung des ökologischen Zustandes nach AeTV. Gemeinsame Liste für alle ästuarinen Gewässertypen bzw. Wasserkörper. EPTCO = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Odonata.....	59
Abb. 20:	Bild oben: Zuordnung der AeTI-Werte zu einem EQR_{AeTI} -Wert . Die Zuordnung differenziert zwischen AeTI-Klassengrenzen des ökologischen Zustands (ÖZ) und des ökologischen Potenzials (ÖP). Bild unten: Transformation der nicht linearen AeTI- EQR-Klassengrenzen auf äquidistante Klassengrenzen.....	61
Abb. 21:	Bewertungsergebnisse (EQR) nach TOM-Index (Daten 2009 – 2013), differenziert für Ergebnisse ohne Tidehubbonus (nM – nicht modifiziert) und für Ergebnisse mit Tidehubbonus (modifiziert durch Tidehub, BBM-Index, und/oder Option „Diptera/Oligochaeta“). Farbige Punkte: Orientierungswerte für die Potenzialklassen.	64

Tab. 1:	Belastungsgruppen nach LAWA für niedersächsische Marschengewässer (tideoffen). Quelle NLWKN Aurich (schriftl.).	19
Tab. 2:	Einteilung Tidehub in Kategorien und Unterscheidung zwischen Tidehub-Gruppe „gering“ und „hoch“.	28
Tab. 3:	Ergebnisse des Monte Carlo Permutationstest (CCA Daten 2009 – 2013, s.o.). SFF = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz, FG = Fallgruppen- numerisch. * $p < 0,05$ = Variable trägt signifikant zur Erklärung der Varianz bei. Lambda A = Varianz-Erklärungswert der Variablen.	35
Tab. 4:	Ergebnis Varianzanalyse. Vergleich der Fallgruppen auf der Grundlage der Taxazahl/Messstelle ohne Tidehubdifferenzierung. Unterschiede signifikant, nein $p > 0,05$, ja $p < 0,05$. Kritische Mittelwert-Differenzen zwischen Gruppenpaare. Multipler Vergleich nach TUKEY. Varianzgleichheit nicht gegeben (Bartlett $p < 0,05$). SFF/SSG = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz, Datensatz 2009 – 2013.	38
Tab. 5:	Ergebnis U-Test. Vergleich Taxazahl Tidehub hoch vs. Tidehub niedrig, keine Fallgruppendifferenzierung. Daten 2009 - 2013.	39
Tab. 6:	Ergebnis Varianzanalyse. Vergleich der Fallgruppen auf der Grundlage der Taxazahl/Messstelle, differenziert nach Tidehub (gering $\leq 1,5$ m. Unterschiede signifikant, nein $p > 0,05$, ja $p < 0,05$. Multipler Vergleich nach TUKEY. Varianzgleichheit nicht gegeben (Bartlett $p < 0,05$). SFF/SSG = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz, Datensatz 2009 – 2013.	40
Tab. 7:	Gruppenspezifische Referenztaxazahlen dargestellt für das ökologische Potenzial und für den ökologischen Zustand (Gewässertyp 22.2 mit Tidehub $< 1,5$ m).	42
Tab. 8:	Referenzgemeinschaft (exemplarisch) für „stark veränderte“ tideoffene Marschengewässer (Typ 22.2, Tidehub gering). Biv = Muscheln, Gas = Schnecken, Col = Käfer, Odo = Libellen, Plec = Steinfliegen, Eph = Eintagsfliegen, Trich = Köcherfliegen.	44
Tab. 9:	Fortsetzung: Referenzgemeinschaft für „stark veränderte“ tideoffene Marschengewässer (Typ 22.2, Tidehub gering). Crus = Krebstiere, Oli = Wenigborster, Dip = Zweiflügler, Het = Wanzen, Hir = Egel, Tur = Strudelwürmer, Meg = Schlammfliegen.	45
Tab. 10:	Steckbrief ökologisches Potenzial für den Gewässertyp 22.2 (tideoffene Marschengewässer).	46
Tab. 11:	Festlegung des „Ecological Quality Ratio“ (= EQR) nach KRIEG (2007).	60
Tab. 12:	Klassengrenzen AeTI zur Bewertung des ökologischen Zustands und ökologischen Potenzials und assoziierter EQR-Wert (in Anlehnung an KRIEG 2006 und KRIEG 2013 schriftl.).* = hier verwendetet Potenzialklassen - angepasst an die Revision der Zustandsklassen KRIEG 2007ff. Die AeTI-Klassen gelten Gewässertyp übergreifend.	61
Tab. 13:	Klassengrenzen für das Metrik Taxazahl (MAZ) für die ästuarinen Gewässertypen 22.3 (Ströme der Marschen) und 20 (sandgeprägter tidebeeinflusster Strom). MAZ = Mittelwert/Transekt aller eco-indizierten Arten/Taxa und nicht indizierten Arten.	62

Tab. 14:	Klassengrenzen für das Metrik „Alpha-Diversität“ (ADF) für die ästuarinen Gewässertypen 22.3 (Ströme der Marschen) und 20 (sandgeprägter Strom).....	62
Tab. 15:	Übersicht über die AeTV+-Bewertungsmodule und deren Beitrag zur Gesamtbewertung.....	63
Tab. 16:	Bewertungsergebnisse für die Tideweser (Typ 22.3) nach AeTV+, differenziert nach Messstellen (km) und Untersuchungsjahren. (* = nur fünf Probenahmeeinheiten bei km 17 + km 30 zusammen, daher aggregiert berechnet).....	65
Tab. 17:	Bewertungsergebnisse für die Tideelbe (Typen 20, 22.3) nach AeTV+, differenziert nach OWK (Ost, West) und Untersuchungsjahren.....	65
Tab. 18:	Bewertungsergebnisse für die Tideems (Typ 22.2) nach AeTV+, differenziert nach OWK und Untersuchungsjahren. Hinweis: Ergebnis ohne Modul AeTI, da nicht gültig, Voraussetzung nicht erfüllt, Ergebnis nicht gesichert.	66
Tab. 19:	Modellgemeinschaft (Typ 22.2) mit orientierender Referenz-Abundanz (log(CPUE+1)).	72
Tab. 20:	Fortsetzung Modellgemeinschaft (Typ 22.2) mit orientierender Referenz-Abundanz (log(CPUE+1)).	73
Tab. 21:	Übersicht Monitoringanforderungen nach TOM-Index (BIOCONSULT 2009)	74
Tab. 22:	Vorläufige Bewertungsergebnis nach TOM-Index_Potenzial	75
Tab. 23:	Ergebnisse der DCA-Analyse. Daten 2009 – 2013, MZB-Marschengewässer, Abundanzen wurzeltransformiert.....	87

Kurzfassung

Die Wasserrahmenrichtlinie unterscheidet hinsichtlich ihrer Ziele zwischen „natürlichen Gewässern“ und „erheblich veränderten Gewässern“. Während für „natürliche“ Gewässer (NWB – *Natural WaterBodies*) der „gute ökologische Zustand“ erreicht werden soll, gilt für „erheblich veränderte Gewässer“ (HMWB – *Heavily Modified WaterBodies*) das „gute ökologische Potenzial“ (GÖP) als ein weniger strenges Ziel. Die (meisten) WRRL-Bewertungsverfahren zielten bislang ausschließlich auf die Bewertung des „ökologischen Zustands“. Für die „Potenzialbewertung“ wurden in der Vergangenheit zwar z.T. unterschiedliche Vorschläge gemacht, eine verbindliche bzw. einheitliche Vorgehensweise existierte jedoch nicht. Eine generelle Methodik zur Definition und Bewertung des ökologischen Potenzials wurde aktuell durch die LAWA vorgelegt.

Die Ästuarie und nahezu alle tideoffenen Marschengewässer sind als „stark verändert“ klassifiziert. Die bisherigen Bewertungen bezogen sich dennoch zunächst auf den ökologischen Zustand. Folgende Verfahren stehen zur Verfügung:

- Für den größten Teil tideoffener Marschengewässer ist eine benthosbasierte Bewertung mittels TOM-Index vorgesehen. Dies gilt v.a. für Gewässer mit einem eher geringen Tidehub. Als optionale Alternative (zum AeTV+) können Gewässerabschnitte mit höherem Tidehub auch mit dem Tom-Index_{hoher Tidehub} (testweise) bewertet werden. In die Kategorie "geringer Tidehub" fallen Gewässer mit einem Tidehub bis +/-1,5 m, der Kategorie „hoher Tidehub“ werden Gewässer ab +/-2 m Tidehub zugeordnet.
- Die Bewertung der überwiegend limnischen ästuarinen Gewässertypen (20, 22.3/2) erfolgt über das modifizierte Ästuartypieverfahren (AeTV+). Unterläufe der Nebenflüsse, die durch hohe Salzgehalte und/oder durch sehr hohen Tidehub gekennzeichnet sind, können ebenfalls mit dem AeTV+ bewertet werden.

Aufgabe der vorliegenden Studie, die auf die Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ fokussiert, ist es, die für die Gewässertypen 22.2 (tideoffene Gewässer und Flüsse der Marschen) und 22.3 (Tideströme der Marschen) zur Verfügung stehenden Bewertungsverfahren (TOM, AeTV+) so anzupassen, dass eine Potenzialbewertung möglich wird. Es ist dabei vorgesehen, die Herleitung des Potenzials bzw. Anpassung der Verfahren (Referenzbedingungen) weitgehend analog zum Vorgehen für die Übergangsgewässer durchzuführen. Dies erfolgt unter Berücksichtigung verschiedener Ansätze wie u.a. dem kürzlich fertiggestellten Ansatz nach LAWA (2012).

Durch die zuständige Behörde (NLWKN) wurden die Marschengewässer bereits charakteristischen Belastungsfallgruppen (wesentliche Gründe für die HMWB-Ausweisung) zugeordnet. Als diesbezüglich wesentliche Belastungen wurden Schifffahrt, Landentwässerung und Hochwasserschutz benannt.

Im Rahmen der Herleitung des HÖP/GÖP für die limnischen Ästuarabschnitte wurde geprüft, ob anhand der vorliegenden Datengrundlage eine fallgruppenspezifische Definition der Referenzbedingungen (Potenzial) möglich ist. Vor dem Hintergrund der Auswertungsergebnisse erschien eine

solche Differenzierung nicht möglich. Der Parameter Tidehub wurde auch im Rahmen der Potenzialbetrachtung als wesentlicher, fallgruppenübergreifend wirkender Einflussfaktor identifiziert. Die bereits für die Bewertung des „ökologischen Zustands“ vorgenommene Differenzierung zwischen Gewässern mit hohem und geringem Tidehub wurde daher auch für die Potenzialbewertung beibehalten.

Bewertungsverfahren Makrozoobenthos für Tideoffene Marschengewässer (TOM-Index)

Der TOM-Index ist als multimetrisches Verfahren konzipiert, das die nach WRRL erforderlichen Aspekte „Artenvielfalt bzw. Gemeinschaftsstruktur“, „Abundanz“, „Sensitivität und Toleranz“ (gegenüber Habitatveränderungen) umfasst und nach einer 5-stufigen Skala von „sehr gut“ bis „schlecht“ bewertet. Der Bewertungsmaßstab für natürliche Gewässer basiert auf wenigen historischen und überwiegend rezenten Daten, aus denen die Referenzbedingungen (potenzielles Gesamtartenspektrum) für tideoffene Marschengewässer (Typen 22.2, geringer Tidehub) abgeleitet wurden. Ungeachtet der Tatsache, dass die tideoffenen Marschengewässer im Sinne der WRRL (überwiegend) als „erheblich verändert“ eingestuft sind und damit das ökologische Potenzial für die Bewertung maßgeblich wäre, zielte der TOM-Index (BIOCONSULT 2009) zunächst nur auf die Bewertung des ökologischen Zustands. Die Bewertung spiegelt das Ausmaß einer allgemeinen Degradation wider.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde der TOM-Index partiell modifiziert, um auch eine Potenzialbewertung zu ermöglichen. Hierzu wurde – unter Beibehaltung der Konzeption des Verfahrens – der Bewertungsmaßstab neu definiert. Dies erfolgte auf der Grundlage ausschließlich rezenter Daten aus niedersächsischen, bremischen sowie schleswig-holsteinischen Gewässern unter dem „best of-Ansatz“. Gewässer, die als Referenz für die Ausprägung des guten ökologischen Potenzials dienen könnten, sind in Niedersachsen nicht vorhanden. Wesentliche Änderungen des TOM-Index umfassen das bezogen auf das gute ökologische Potenzial nun ein weniger umfangreiche Artenspektrum, eine etwas andere Gemeinschaftsstruktur der Benthosgemeinschaft sowie angepasste artspezifische Referenzabundanzen. Insgesamt umfasst die Modellgemeinschaft (die das höchste ökologische Potenzial charakterisieren soll) 87 Benthostaxa, die sich aus 14 Großgruppen rekrutieren.

Darüber hinaus wurde der TOM-Index für die Potenzialbewertung mit der Implementierung des Biozönotischen Bewertungsverfahrens Makrozoobenthos (BBM-Index; NLWKN 2008) um eine Betrachtungsebene erweitert. Der BBM-Index dient hier dazu, die Grenze zwischen „mäßigem“ und „gutem Potenzial“ zu definieren, indem an die Erreichung des GÖP bestimmte Voraussetzungen (Präsenz von Fließgewässerarten) geknüpft sind, die über den BBM abgeprüft werden.

Die Bewertung des ökologischen Potenzials basiert auf folgenden Säulen:

- (1) Metricgruppe „Taxonomische Vollständigkeit“ (Bewertungsmaßstab die neu definierte Referenzgemeinschaft). Diese Teilbewertung zielt auf die Struktur der Benthosgemeinschaft. Hier ist also nicht allein die Gesamtzahl wesentlich, sondern auch die Verteilung der Taxa auf Großtaxagruppen. Die Bewertung beruht letztlich auf der Prüfung der Taxazahl und der Anzahl unterschiedlicher Familien innerhalb der Großtaxagruppen sowie auf der Anzahl der Großtaxagruppen. So würde bei einer angenommen identischen Gesamta-

xazahl i.d.R. die Messstelle ungünstiger bewertet, die eine geringere Anzahl an Großtaxagruppen aufweist.

- (2) Metricgruppe „Eco-Wert“ (artspezifische Ecowerte gegenüber dem TOM-Index-Zustand unverändert). Diese Teilbewertung berücksichtigt neben der Abundanz v.a. die Toleranz/Sensitivität der Taxa. Die Toleranz/Sensitivität (hier v.a. gegenüber strukturellen Habitatveränderungen) wird über die Vergabe von artspezifischen Ecowerten ausgedrückt. Besonders bewertungsrelevant sind dabei Gruppen, deren zugehörige Arten überwiegend als sensibler bezeichnet werden können. Die Bewertung erfolgt über die Summierung der artspezifischen Ecowerte differenziert nach Großtaxagruppen und Gewichtung der artspezifisch festgelegten Referenz-Abundanz.
- (3) Gegenüber dem TOM-Index (Zustand) wurde für die Bewertung des Potenzials der BBM-Index neu in das Verfahren implementiert. Der BBM-Index zielt v.a. auf die fließgewässertypische Faunenkomponente. Auch vor dem Hintergrund des ökologischen Potenzials ist von einem (eingeschränkten) Vorkommen fließgewässertypischer Arten des Potamals in den tideoffenen Gewässern auszugehen, insbesondere in den Abschnitten mit geringem Tidehub. Für die Erreichung des GÖP wird ein gewisses Vorkommen fließgewässertypischer Arten vorausgesetzt (s.o. BBM). Die Orientierung ist der aus der Modellgemeinschaft abgeleitete BBM-Referenzwert.
- (4) Optional „Tidehubbonus“: Da die hier definierten Referenzwerte des GÖP in Bereichen mit hohem Tidehub aller Wahrscheinlichkeit nach auch über Verbesserungsmaßnahmen nicht erreichbar sind, wird ein formaler Gewichtungsfaktor „hoher Tidehub“ vorgesehen. Dieses ermöglicht eine (zunächst noch orientierende) Bewertung von Gewässerabschnitten mit hohem Tidehub. Die Ermittlung dieses Gewichtungsfaktors basiert überwiegend auf hypothetischen Annahmen. Plausibilität und Anwendbarkeit eines solchen Faktors ist in der Praxis daher zu überprüfen.

Die Bewertung mittels des TOM-Indexes erfolgt über eine Ähnlichkeitsanalyse von Probe vs. Referenz. Analog zur Bewertung des Zustands behalten wir auch für die Potenzialbewertung die fünfstufige Kategorisierung (schlecht, unbefriedigend, mäßig, gut, höchstes Potenzial) bei.

Für die Potenzialbewertung ist eine Modifizierung der bisherigen Untersuchungsmethodik nicht erforderlich. Die Referenzbedingungen sind auf eine zweimalige Beprobung (im Frühjahr und Herbst, Kescherbeprobung um Tideniedrigwasser) im Jahr ausgerichtet. Die Beprobungsstrategie zielt auf eine möglichst vollständige Erfassung der Benthostaxa. Nicht zwingend ist derzeit eine detaillierte Aufschlüsselung der Diptera und Oligochaeta; diese kann optional durchgeführt werden.

Ästuartypieverfahren für süßwassergeprägte ästuarine Gewässertypen (AeTV+)

Zentrales Bewertungsinstrument des für die Bewertung der ästuarinen Süßwasserabschnitte (Typen 22.2/3, 20) verwendeten AeTV+ ist das AeTI-Modul (Ästuar-Typie-Index), welches auf der Artenzusammensetzung bzw. auf der Präsenz typischer Arten basiert (KRIEG & BIOCONSULT 2014). Allen relevanten Taxa sind unter Berücksichtigung ihrer Habitatbindung Ecowerte zugeordnet. Die artspezifischen Ecowerte einer Probe werden über einen Algorithmus zum AeTI-Ergebnis verrechnet und einer von fünf Qualitätsklassen (schlecht bis sehr gut) zugeordnet. Neben dem

AeTI-Modul umfasst das AeTV+ noch die Co-Parameter mittlere Taxazahl (MAZ) und Alpha-Diversität (ADF) die numerisch und obligatorisch (und im Vergleich zum AeTV z.T. modifiziert) in die Bewertung eingehen. Mit dem AeTV+ werden die ästuarinen Gewässertypen „Flüsse/Ströme der Marschen“ (Typ 22.2/3) und „Sandgeprägte tidebeeinflusste Ströme“ (Typ 20) bewertet. Aufgrund der vergleichsweise großen strukturellen Ähnlichkeit mit den ästuarinen Gewässertypen wurde das Verfahren auch für die Unterläufe großer tideoffener Marschengewässer des Typs 22.2 vorgeschlagen. Für deren Bewertung sind zwei Alternativen denkbar: Zum einen ist eine Übertragung des ästuarinen Bewertungsergebnisses auf den assoziierten Marschengewässerunterlauf möglich. Insbesondere für Gewässerabschnitte des Typs 22.2 mit einer geringen Längenausdehnung erscheint der Verzicht einer eigenen Untersuchung plausibel. Zum anderen ist die Bewertung auf der Basis eigener Datenerhebungen nach AeTV+ ebenfalls denkbar.

Das AeTV+ ist nach KRIEG & BIOCONSULT (2014) auf die Bestimmung des ökologischen Zustands ausgerichtet, so dass im Rahmen der vorliegenden Arbeit das Verfahren für eine Bewertung des ökologischen Potenzials angepasst werden musste. Es sei vorangestellt, dass die konzeptionelle Ausrichtung des AeTV+ für die Potenzialbewertung nicht verändert wurde.

Modifikationen wurden ausschließlich für das Modul „AeTI“ erforderlich. Die Referenzwerte der AeTV+-Module „MAZ“ und „ADF“ sind ausschließlich aus rezenten Daten abgeleitet worden und reflektieren somit bereits das Potenzial. Für diese Parameter war daher keine weitere Anpassung an die Potenzialbewertung notwendig.

Die Anpassung des AeTI-Moduls an das ökologische Potenzial, die dem diesbezüglichen Vorschlag von KRIEG (2006 sowie mdl. Mittlg.) Rechnung trägt, erfolgte auf zwei Ebenen:

- Zunächst wurden vor dem Hintergrund des Potenzials der HMWB-klassifizierten ästuarinen Gewässertypen solche Arten ausgeschlossen, deren regelmäßiges Vorkommen unter den aktuellen hydromorphologischen Rahmenbedingungen und Nutzungen als unwahrscheinlich angesehen wurde. Hierzu gehörten v.a. Arten aus der Gruppe der Insekten oder der Mollusken (Schnecken & Muscheln). Damit reduzierte sich, bezogen auf das gesamte Ästuar (inkl. der limnischen Typen 20 & 22.3), die Indikator-Taxaliste von ursprünglich > 300 (aktuell 415) Taxa auf 216 Taxa.
- Neben der Anpassung der offenen Taxaliste an das ökologische Potenzial der ästuarinen Gewässertypen (20, 22.3/2), wurden die Grenzen der Qualitätsklassen des AeTI-Moduls weniger streng definiert. Im Vergleich zum „guten ökologischen Zustand“ wird bei gleichem AeTI-Wert das GÖP „eher“ erreicht. Die Neufassung der Potenzialklassen erfolgte nach Angaben von KRIEG (2006 sowie mdl. Mittlg.) unter fachlichen Gesichtspunkten, wobei sich die Einteilung der Klassengrenzen an den in der WRRL genannten normativen Begriffsbestimmungen orientiert. Analog den Formulierungen „vollständig“ oder „nahezu“ bzw. „geringfügige“ Abweichungen wurde die Klassenbreite dementsprechend eng gesetzt. Auf Linearität der Skalierung wurde nach KRIEG (2005 ff) a priori verzichtet, da biologische Prozesse fast ausnahmslos nicht linear verlaufen.

Für die Potenzialbewertung mittels AeTV+ ist eine Modifizierung des bisherigen Untersuchungsdesigns nicht erforderlich. Die Beprobung umfasst an acht (+/- 1) Stationen je Messstelle Stechrohrproben (Durchmesser ca. 4,5 cm) zur Erfassung der kleinen Benthosorganismen (250 µm-Fraktion)

und van Veen-Greiferproben (0,1 m²) zur Erfassung des Makrozoobenthos (> 500 µm-Fraktion). Die Anzahl der vV-Greifer (14 – 18) und Stechproben (28 – 36) je Messstelle ist festgelegt und sollte zur Gewährleistung einer belastbaren und vergleichbaren Bewertung eingehalten werden.

Bewertungsergebnisse

Alle im Zeitraum 2009 bis 2013 untersuchten Messstellen in tideoffenen Marschengewässern wurden auf der Grundlage der an die Potenzialbewertung angepassten Verfahren bewertet.

Mit Blick auf den Gewässertyp 22.2 (fokussiert wurde auf Gewässer mit geringerem Tidehub) wurde mit dem TOM-Index_{Potenzial} für die meisten Messstellen ein „unbefriedigendes“ und im Fall der Ems und deren größere Nebengewässer z.T. auch ein „schlechtes Potenzial“ ausgewiesen, diese Qualitätsklasse wird im Falle der Ems auch durch Berücksichtigung des Tidehubbonus nicht verlassen. Einige Messstellen erreichen ein „mäßiges Potenzial“. Nur eine Messstelle (Stör bei Wittenberge) wird nach TOM-Index_{Potenzial} als „gut“ bewertet.

Auf der Grundlage der AeTV+-Bewertung zeigt sich, dass für die Weser und Elbe (Wasserkörper übergreifend) ein „mäßiges Potenzial“ (Tendenz unbefriedigend – Weser) ermittelt wird. Im Vergleich weist die Elbe mit EQR-Werten aggregiert > 0,5 - 0,57 ein (graduell) besseres Ergebnis auf als die Weser (EQR-Werte aggregiert 0,44). Die Ems wird analog zum TOM-Index auch über den AeTV+ als „schlecht“ eingestuft, wobei aufgrund der sehr geringen Besiedlungskennwerte die Voraussetzungen für ein gesichertes AeTV+-Ergebnis nicht erfüllt werden.

Fazit

Die vorläufigen Bewertungsergebnisse verdeutlichen, dass auch auf der Ebene „ökologisches Potenzial“ für die tideoffenen Gewässer (Typen 20, 22.2, 22.3) Handlungsbedarf zur Erreichung des Bewirtschaftungsziels besteht. Zum Teil scheinen die Defizite bzw. das „Delta“ zwischen aktueller Ausprägung und dem definierten „GÖP“ sehr deutlich zu sein. Falls nach Umsetzung aller geeigneten und umsetzbaren Verbesserungsmaßnahmen belastbar belegt werden kann, dass GÖP nicht erreichbar ist, wären ggf. verminderte Umweltziele zu definieren.

1. Anlass und Zielsetzung

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sieht vor, die ökologische Qualität der Oberflächengewässer in einem vorgegebenen Zeitraum zu verbessern bzw. im Fall bereits guter Qualität zu sichern. Der Status wird dabei über gewässertypspezifisch ausgewählte Indikatoren (Qualitätskomponenten) festgestellt. Zur Ermittlung eines möglichen Handlungsbedarfs zur Verbesserung der ökologischen Situation wurden in der jüngeren Vergangenheit entsprechende Bewertungsverfahren entwickelt. Handlungsbedarf ist dann gegeben, wenn der detektierte Ist-Zustand vor dem Hintergrund definierter Referenzbedingungen als „mäßig“ oder schlechter eingestuft wird. In diesem Fall sind geeignete Maßnahmen zur Verbesserung durchzuführen. Die Wasserrahmenrichtlinie unterscheidet hinsichtlich ihrer Ziele allerdings zwischen „natürlichen Gewässern“ und „erheblich veränderten Gewässern“. Während für natürliche Gewässer (NWB - *Natural WaterBodies*) der „gute ökologische Zustand“ erreicht werden soll, gilt für „erheblich veränderte Gewässer“ (HMWB – *Heavily Modified WaterBodies*) das „gute ökologische Potenzial“ (GÖP) als ein weniger strenges Ziel. Die (meisten) WRRL-Bewertungsverfahren zielten bis in die jüngere Vergangenheit ausschließlich auf die Bewertung des „ökologischen Zustands“. Für die „Potenzialbewertung“ wurden in der Vergangenheit zwar z.T. unterschiedliche Vorschläge gemacht, eine verbindliche bzw. einheitliche Vorgehensweise existierte bis vor kurzem jedoch nicht.

Eine generelle Methodik zur Definition und Bewertung des ökologischen Potenzials wurde aktuell durch die LAWA vorgelegt (LAWA 2012). Diese Methode orientiert sich an dem CIS-Leitfaden (CIS-Leitfaden 2.2, 2002), der die Ableitung des Referenzpotenzials eines HMWB-Gewässers über einen dem HMWB-Gewässer am nächsten kommenden natürlichen Gewässertyps vorsieht. Zur Herleitung der Referenzbedingungen für das gute/höchste Potenzial ist nach CIS auch eine modellhafte Herleitung oder eine Herleitung über Expertenwissen zulässig.

Für die niedersächsischen Übergangsgewässer der Ems und Weser wurde u.a. in Anlehnung an die LAWA-Methodik ein Vorgehen zur Bestimmung des ökologischen Potenzials für die relevanten Qualitätskomponenten (Makrophyten, Makrozoobenthos, Fische) erarbeitet (BIOCONSULT 2014).

Wie die Übergangsgewässer der Ästuare sind auch nahezu alle tideoffenen Marschengewässer sowie die Süßwasserabschnitte der Ästuare als „stark verändert“ klassifiziert. Die bisherigen Bewertungen bezogen sich dennoch zunächst auf den ökologischen Zustand. Ein Verfahren zur Bewertung des weniger strengen ökologischen Potenzials gab es für die tideoffenen Marschengewässer bislang noch nicht.

Aufgabe der vorliegenden Studie, die auf die Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ fokussiert, ist es, die für die Gewässertypen 22.2 (tideoffene Gewässer und Flüsse der Marschen) 20 (sandgeprägte Tideströme) und 22.3 (Ströme der Marschen) zur Verfügung stehenden Bewertungsverfahren (TOM, AeTV+) so anzupassen, dass eine Potenzialbewertung möglich wird. Es ist vorgesehen, die Herleitung des Potenzials bzw. Anpassung der Verfahren (Referenzbedingungen) weitgehend analog zum Vorgehen für die Übergangsgewässer durchzuführen (vgl. BIOCONSULT 2014).

2. Kategorisierung Marschengewässer

Folgende allgemeine Informationen zur Charakterisierung der Marschengewässer seien zunächst vorangestellt (SUHRHOFF, schriftl.):

„Marschengewässer befinden sich in den küstennahen Niederungen an der Nordsee und in angrenzenden Flussniederungen in Schleswig–Holstein, Hamburg, Bremen und Niedersachsen. Sie weisen im Vergleich zu anderen Fließgewässertypen des Tieflands abweichende, für die ökologische Bewertung jedoch bedeutsame Charakteristika auf. Die Gewässer der Marsch hatten ursprünglich direkte Verbindung zum (Watten-) Meer oder den Mündungsbereichen der großen Ströme. Sie unterlagen somit natürlicherweise dem Einfluss der Gezeiten, wodurch beispielsweise wechselnde Salinitäten, Wasserstände und Strömungsrichtungen charakteristisch waren. Heutzutage ist die überwiegende Zahl der Marschengewässer jedoch durch menschliche Nutzung sowohl im Aussehen als auch im Gewässercharakter stark verändert (z.B. nur periodisches Abflussverhalten mit starken Rückstauwirkungen und zeitweise ggf. überwiegend stehendem Charakter (meist sehr geringe bis zeitweise fehlende Fließgeschwindigkeiten) bis hin zu freiem Tideeinfluss mit z. T. sehr erheblichen Fließgeschwindigkeiten und tideperiodischem Richtungswechsel; regional bzw. zeitlich stark variierende Salzgehalte, generelle Tendenz zu sehr feinkörnigen Substraten).

Diese spezifischen abiotischen Rahmenbedingungen sowie die Tatsache, dass die meisten Bewertungsverfahren (z.B. ASTERICS/PERLODES, PHYLIB, fiBS) für natürliche Fließgewässer entwickelt wurden und daher zur Bewertung in Marschengewässern nicht (problemlos) anwendbar sind, machten für alle biologischen Qualitätskomponenten die Entwicklung spezieller Bewertungsverfahren oder die Modifizierung vorhandener Verfahren erforderlich (s. vorliegender Bericht).

Nach LAWA (2008) wurden die Marschengewässer wie die übrigen Fließgewässer unter Berücksichtigung biozönotisch relevanter, natürlicher Kriterien und der Einzugsgebietsgröße typisiert. Es handelt es sich hierbei letztlich um eine reine Klassifizierung nach Einzugsgebietsgrößen. Allerdings konnte die Typisierung für Marschengewässer (LAWA-Typ 22) bis heute nicht abschließend bearbeitet werden....“.

Es werden aktuell folgende drei Subtypen unterschieden (NLWKN schriftl.):

- (I) „Gewässer der Marschen“ (Typ 22.1): nicht tideoffene, also gesielte und/oder geschöpfte Marschengewässer (hier nicht relevant);
- (II) „Flüsse der Marschen“ (Typ 22.2): tideoffene Gewässer der Marschen mit Einzugsgebieten innerhalb der Geestgebiete des norddeutschen Tieflandes (sowie einzelne nicht tideoffene Gewässer in Schleswig-Holstein, die aufgrund ihrer Einzugsgebietsgröße diesem Typ zugeordnet wurden); zu diesem Typ gehört auch die Tideems oberhalb des Übergangsgewässers und
- (III) „Ströme der Marschen“ (Typ 22.3), die Abschnitte in den Unterläufen von Elbe und Weser oberhalb der Übergangsgewässer umfassen.

Unabhängig von der Klassifizierung werden solche Gewässer als tideoffen („Subtypen II & III“) bezeichnet, die den täglichen Tideschwankungen unterliegen. Das freie Einschwingen der Tide wird allenfalls durch witterungsbedingtes Schließen ggf. in den Mündungsbereichen befindlicher Sturmflutsperrwerke unterbrochen. Trotz der starken anthropogenen Überformung ist noch erkennbar, dass die Marschengewässer biozönotisch keine homogene Einheit darstellen, sondern dass sich Unterschiede in Abhängigkeit von Gewässergröße, Salzgehalt und im Hinblick auf die Beschaffenheit des Einzugsgebiets (EZG) erkennen lassen. Einige Gewässer der Marschen (Typ 22.1) und insbesondere die Flüsse der Marschen (22.2) haben ihren Ursprung innerhalb der Grundmoränenlandschaften des Jung- und Altglazials (vgl. LANU 2006).

Flüsse der Marschen („Subtyp II“)

Alle tideoffenen „Flüsse der Marschen“ außerhalb der Ästuarie von Weser und Elbe sind dem Typ 22.2 zugeordnet (einschließlich der Tideems oberhalb von Leer).

Abb. 1 zeigt eine Übersicht über den Anwendungsbereich des zu erarbeitenden Bewertungsverfahrens für die tideoffenen Marschengewässer in Niedersachsen.

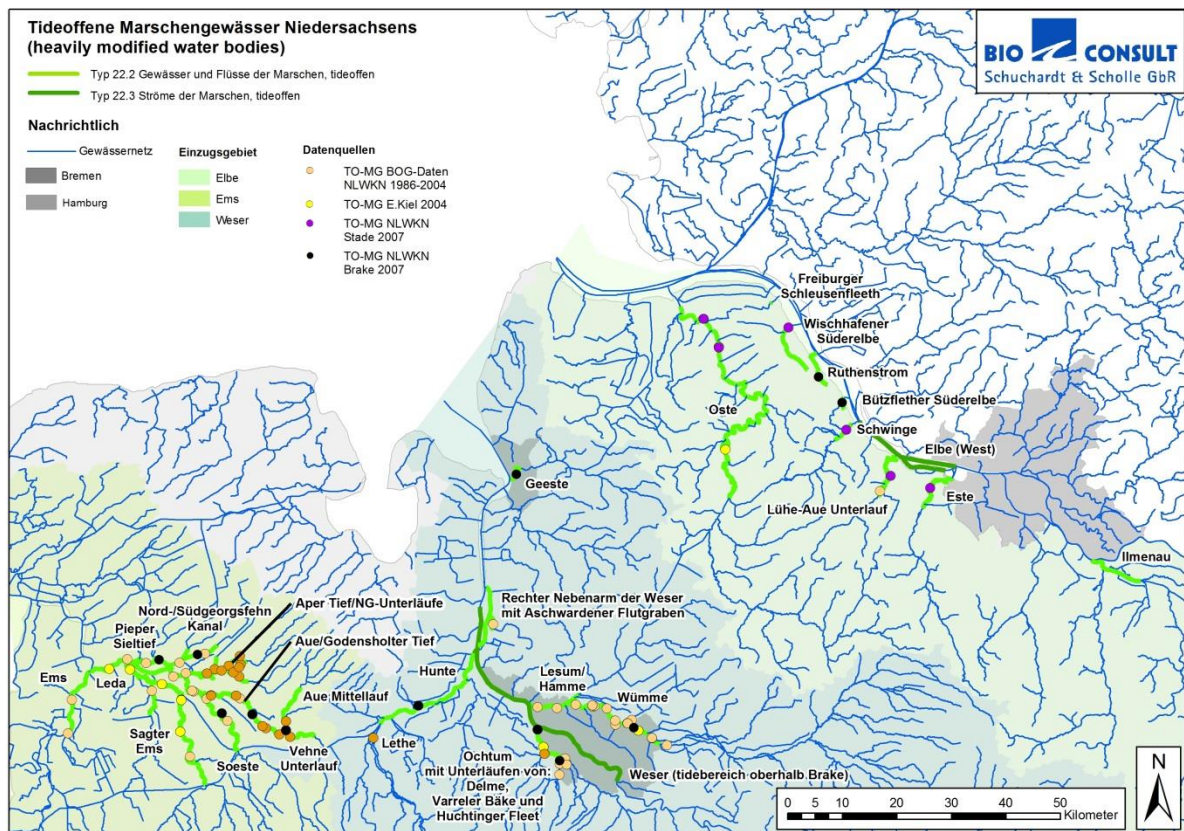


Abb. 1: Übersicht über die tideoffenen Marschengewässer in Niedersachsen und Bremen (Typen 22.2, 22.3). Abgrenzung des Gewässertyps 20 zwischen Hamburg und Geesthacht ist hier nicht dargestellt (s. aber folgende Abbildung)

Ästuarine Gewässertypen

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit betrachteten Gewässertypen sind Flüsse und Ströme der Marschen (Typen 22.2/ 22.3). Darüber hinaus existiert in der Elbe noch der Typ 20 („sandgepräg-“

ter tidebeeinflusster Tieflandstrom“), der oberhalb des Typs 22.3 anschließt. Abb. 2 zeigt eine Übersicht über die ästuarinen Gewässertypen und deren räumliche Abgrenzung. Die Oberflächen-gewässer sind nach WRRL in Wasserkörper (Bewertungseinheit) unterteilt; diese sollen in sich einheitliche und bedeutsame Abschnitte der Gewässer darstellen. Die Ermittlung des Handlungsbedarfs und Umsetzung von erforderlichen Maßnahmen zur Zielerreichung erfolgt i.d.R. auf der Ebene der Oberflächenwasserkörper (= OWK).



Abb. 2: Abgrenzung der limnischen Gewässerabschnitte der Ästuarie von Ems (Typ 22.2), Weser (Typ 22.3) und Elbe (Typen 20 & 22.3) sowie Darstellung der Oberflächenwasserkörper (OWK).

Von wenigen Ausnahmen abgesehen sind die ehemals natürlichen Marschengewässer als „erheblich verändert“ (HMWB – Heavily Modified Water Bodies) eingestuft. Hinzu kommt eine große Zahl an künstlich geschaffenen Marschengewässern (AWB – Artificial Water Bodies).

3. Gründe für die „HMWB“-Ausweisung

Die tideoffenen Marschengewässer unterlagen in der Vergangenheit wesentlichen hydromorphologischen Modifikationen als Folge eines hohen anthropogenen Nutzungsdrucks, der nahezu alle Gewässer betraf und bis heute betrifft. Insbesondere die inneren Ästuarie und die in diese einmündenden größeren Nebenflüsse unterlagen ähnlichen Belastungen und hydromorphologischen Veränderungen (SCHUCHARDT et al. 1999; ESSINK et al. 2005, BOS et al. 2012).

Folgende Faktoren trugen hierzu wesentlich bei:

- Schifffahrt (Ausbauten)
- Hochwasserschutz
- Landentwässerung
- direkte und diffuse Stoffeinträge (v.a. Landwirtschaft, z.T. auch Kläranlagen, städt. Mischwassereinleitungen).

Die genannten Aspekte sind wesentliche Gründe für die „HMWB“-Ausweisung (NLWKN, schriftl.). Trotz der z.T. weitreichenden Veränderungen formen die Ästuarie und auch die assoziierten tideoffenen Marschengewässer aber nach wie vor einen Lebensraum ganz eigener Prägung. Der Faktor Tidehub spielt hier eine wesentliche Rolle. Die morphologischen Veränderungen und die Auswirkungen fortlaufender Nutzungen führen zu einem Druck auf die aquatischen Lebensgemeinschaften, deren heutige Ausprägungen sich im historischen Vergleich ebenfalls erkennbar verändert haben.

Im Folgenden sei ein kurzer Überblick über die derzeitigen abiotischen Rahmenbedingungen und Beeinträchtigungen der Ästuarie von Ems und Weser gegeben, dabei wird auf ausgewählte Kennwerte fokussiert.

Tidehub

Ein Parameter für das Ausmaß der Verformung, besonders der inneren Ästuarie, durch die Anpassung der Fahrwassertiefen an steigende Schiffsgrößen und gleichzeitig ein Parameter, der die Lebensbedingungen für die Biota des Ästuarie in charakteristischer Weise prägt, ist der Tidehub. Die Veränderung des Tidehubs als Folge der verschiedenen wasserbaulichen Maßnahmen ist für die einzelnen Ästuarie unterschiedlich detailliert dokumentiert (u.a. WIELAND 1993, GRABEMANN et al. 1993 etc.). Die Ausbaumaßnahmen umfassen nicht nur die Verbreiterung und Vertiefung der eigentlichen Fahrrinne, sondern auch deren Festlegung durch Leitdämme, Buhnen und die Verfüllung von Nebenarmen und damit die Konzentration der Stromkraft auf das Fahrwasser, wie es bereits von FRANZIUS (1895) für die Unterweser formuliert worden ist.

Der in den Ästuarie anthropogen erhöhte Tidehub setzt sich zwangsläufig in den tideoffenen Marschengewässern fort. So unterliegen die Unterläufe der ästuarinen Nebenflüsse dem Tidehub der im assoziierten Ästuarieabschnitt herrscht. Mit zunehmender Entfernung vom Einmündungsbereich nimmt der Tidehub in den tideoffenen Marschengewässern ab. Die Veränderung des

ursprünglichen Tidenhubes gilt v.a. für die in die inneren Ästuarie mündenden Gewässer (z.B. Lesum und Hunte). Die seewärts gelegenen Flüsse (wie z.B. Geeste oder Oste) unterliegen ebenfalls einem hohen Tidenhub, dieser ist hier aber gegenüber historischen Bedingungen weniger deutlich verändert. Auf die deutlichen ökologischen Auswirkungen des anthropogen stark erhöhten Tidehubes soll hier an dieser Stelle nicht im Detail eingegangen werden. Wie bereits 2009 deutlich wurde, finden insbesondere Besiedler der Uferzonen (v.a. Vertreter der Insekten) keine geeigneten Habitatbedingungen mehr vor. Eine deutliche Reduzierung der Artenvielfalt ist die Folge.

Lebensraumverluste

Die Besiedlung des Küstenraumes und seine Nutzung haben zu großräumigen und tiefgreifenden Umgestaltungen der natürlichen Lebensraumausstattung geführt, die anhand einiger Indikatoren skizziert werden soll. Für die Ästuarie und tideoffenen Marschengewässer sind die Verluste typischer Lebensräume (u.a. Flachwasserzonen, Areale mit Unterwasservegetation, Auengewässer) der letzten hundert Jahre relativ gut dokumentiert (ARGE ELBE 1984; CLAUS 1998 u.a.). Zu beachten ist dabei, dass die ursprüngliche Ausdehnung der Auen auch um 1900 durch den Deichbau bereits in großem Umfang reduziert war (PALUSKA 1992).

Flachwasserzonen

Flachwasserbereiche haben eine herausragende Bedeutung für den Stoffkreislauf und für die aquatische Lebensgemeinschaft auch des tidebeeinflussten Flusses, da sie gegenüber den tieferen Bereichen deutlich strömungsreduziert sind und deshalb andere Substratverhältnisse aufweisen können (ARGE ELBE 1984). Von Bedeutung sind Flachwasserzonen (Wasserzone zwischen der mittleren Tideniedrigwasserlinie und der darunter liegenden 2 m - Tiefenlinie) u.a. für die planktische Primärproduktion. Durch das veränderte Verhältnis von durchlichteter Tiefe zur Gesamttiefe ist die planktische Primärproduktion oft um ein vielfaches gegenüber den tiefen Fahrwasserbereichen erhöht (SCHUCHARDT & SCHIRMER 1991), so dass sie wesentlich zu einer positiven Sauerstoffbilanz beitragen können (ARGE ELBE 1984). Zudem kann die ökologische Bedeutung noch vorhandener Flachwasserzonen, die aber wegen zu großer Tidehöhe vegetationsfrei sind, deutlich reduziert sein.

Die Ausdehnung der Flachwasserzonen ist nach CLAUS (1998) zwischen 1887/93 und 1988 z.B. im limnischen Teil der Unterweser um 78 % und im brackigen Bereich um 73 % reduziert worden. Für die Ems liegen keine Angaben vor, es ist jedoch auch hier mit einer vergleichbaren Reduzierung anzunehmen. Dies kann wohl auch zumindest für die meisten tideoffenen Nebengewässer der Ästuarie angenommen werden.

Wattflächen

Das Eulitoral ist ein charakteristischer ästuariner Lebensraum, der je nach Lage im Ästuar als Süßwasser-, Brackwasser- oder Küstenwatt ausgeprägt sein kann. Es ist ein relativ artenarmer Lebensraum, der allerdings eine hohe Produktivität aufweist. Obwohl durch die ausbaubedingte Zunahme des Tidehubes, die zu 60 - 90 % durch das Absinken des Tideniedrigwassers entsteht, zusätzliche eulitorale Flächen entstehen (vor allem zu Lasten der Flachwasserzonen), sind in der Vergangenheit in den Tideästuarie zahlreiche Wattgebiete verlorengegangen. Grund sind u.a. Baumaßnahmen wie Uferbefestigungen, Zuschüttungen von Alt- und Nebenarmen und Vorspülun-

gen. Insgesamt ist die Reduzierung aber deutlich geringer als für Flachwasserzonen, da eulitorale Flächen durch das Absinken des MTNW auch neu entstanden sind.

Vorland

Das Vorland, als vor dem Deich liegendes Relikt der vor dem Deichbau sehr ausgedehnten Auen- und Küstenniederung, ist auch nach der frühen Errichtung einer geschlossenen Deichlinie weiter reduziert worden. Auffällig ist besonders der sehr starke Rückgang von Vordeichsflächen in der Elbe; dies ist v.a. Folge der umfangreichen Vordeichungen nach der Sturmflut von 1962. An der Unterweser haben im Unterschied zur Untereibe in der jüngeren Vergangenheit keine umfangreichen Vordeichungen mehr stattgefunden. Die letzte größere Vordeichung in der Weser war ca. 1920 die Eindeichung der Luneplate südlich von Bremerhaven. In den letzten Jahren sind Verluste von Vorland-Lebensräumen v.a. durch Hafenanbau-Projekte erfolgt.

3.1 Definition von Belastungsfallgruppen

Im Rahmen der HMWB-Ausweisung und der erforderlichen Potenzialbewertung wurden durch LAWA (2012, s. a. Kap. 4) gewässerübergreifende Belastungsfallgruppen definiert. Ein wesentlicher Bestandteil der Methodik zur Ermittlung des ökologischen Potenzials besteht in der Identifikation und Definition solcher HMWB-Belastungsfallgruppen. Nach LAWA (2012) werden Einzelnutzungen oder Nutzungskombinationen, die i.d.R. nicht einheitlich bearbeitet werden können, zur Herleitung des Potenzials einer Einzelfallbetrachtung unterzogen.

Eine solche Gruppenbildung zielt darauf ab, möglichst homogene Einheiten als Basis für die Bewertung des ökologischen Potenzials bzw. für die Herleitung von Maßnahmen zu definieren. Dabei wird angenommen, dass die biologischen Qualitätskomponenten innerhalb einer HMWB-Gruppe bei vergleichbaren Gewässertypen ähnliche Reaktionen auf Belastungen oder begünstigende Faktoren erkennen lassen. Im Sinne der LAWA-Methodik wurden durch die zuständige Behörde die in Tab. 1 dargestellten Belastungsfallgruppen für die tideoffenen Marschengewässer identifiziert.

Tab. 1: Belastungsgruppen nach LAWA für niedersächsische Marschengewässer (tideoffen). Quelle NLWKN Aurich (schriftl.).

Nutzung	Bezeichnung	
	Fallgruppe	Kriterien
Schifffahrt auf frei fließenden G.	Sff	Prüfung / Zuordnung ausschließlich von Bundeswasserstraßen freifließend, staureguliert und von Hafenanlagen bzw. marinen Stützpunkten (Landesverteidigung)
Schifffahrt auf staugereg. G.	Ssg	
Schifffahrt auf Kanälen (AWB)	Skn	
Hochwasserschutz	Hws	Prüfung / Zuordnung wenn WK, beidseitig auf ? 25 % seiner Länge von Deichen oder Verwallungen begleitet wird.
Landentwässerung <u>und</u> Hochwasserschutz	LuH	Flächenanteil Acker- und Grünland > 50 % , ggf. zusätzlich Siedlung < 30 % in Gewässerkorridor um WK.
Urbane Nutzung und Hochwasserschutz mit Vorland/ohne Vorland	BmV/BoV	Flächenanteil Siedlung > 30% , ggf. Siedlung < 30 % jedoch Verkehrswegedichte ? 100/ha in Gewässerkorridor um WK. Mit/ohne Vorland ist individuell zu prüfen.

Abb. 3 zeigt die Häufigkeitsverteilung der Belastungsfallgruppen vor dem Hintergrund der hier ausgewerteten Marschengewässerdaten. Die Abbildung differenziert dabei zwischen Anzahl an Datensätzen (aus dem Zeitraum 2009 bis 2013) und Anzahl an Gewässern (bzw. OWK), die einer bestimmten Fallgruppe zugeordnet worden sind.

Datensätze, die die Fallgruppe SFF repräsentieren, sind dabei deutlich häufiger vertreten als Daten, die anderen Fallgruppen zugeordnet sind. Die zweithäufigste Gruppe sind solche Gewässer, die durch Landentwässerung (LuH) beeinflusst werden. Für einige Gewässer gab es keine Angaben zu den Belastungen: hierzu gehörten Aper Tief und Südgeorgsfehnkanal. Solche Gewässer wurden der Kategorie „unbekannt“ zugeordnet.

An dieser Stelle sei darauf verwiesen, dass die Gruppe SSG (Schifffahrt auf stauregulierten Flüssen) hier nur durch eine Messstelle in der Tideems repräsentiert wird und im Prinzip keine „typische“ Fallgruppe in den tideoffenen Marschengewässern darstellt bzw. die zugehörigen Daten hier auch nicht eindeutig dieser Fallgruppe entsprechen. Die einzige unter SSG eingeordnete Emsmessstelle wäre alternativ auch unter der Gruppe SFF (Schifffahrt auf freifließenden Flüssen) zu subsumieren. Die Darstellung der Gruppe SSG in den nachfolgenden Auswertungen wird zwar beibehalten, die Informationen haben aber nur nachrichtlichen Charakter.

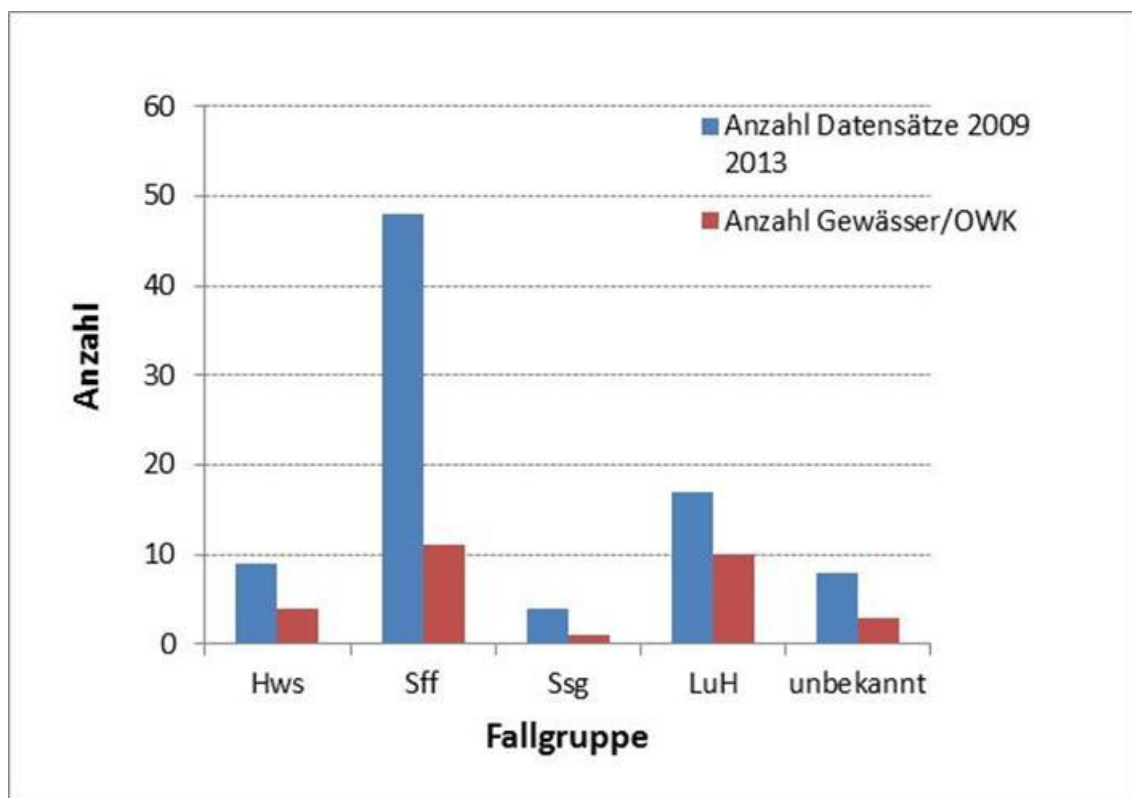


Abb. 3: Belastungsfallgruppen in tideoffenen Marschengewässern in Niedersachsen (dargestellt für Datensätze 2009 bis 2013 und Anzahl der Gewässer bzw. Oberflächenwasserkörper).

Im Rahmen der Auswertungen (Kap. 5.) wird geprüft, ob die Gewässer identischer Belastungsfallgruppen jeweils durch eine „eigene“ Makrozoobenthosbesiedlung charakterisiert werden bzw. ob fallgruppenspezifische Referenzbedingungen erforderlich werden.

4. Ansätze zur Begriffsbestimmung und Definition des ökologisches Potenzials

Allgemeines

Die Definitionen des „guten ökologischen Zustandes“ und des „guten ökologischen Potenzials“ sind in der CIS-Leitlinie 2.2 (2002) dargelegt. Die Anforderungen an die chemische Qualität der Gewässer, also hinsichtlich der Schadstoffbelastung, bleiben davon unberührt; sie gelten unverändert für natürliche sowie für erheblich veränderte bzw. künstliche Gewässer.

Der Begriff „sehr guter/guter ökologischer Zustand“ orientiert sich an Referenzbedingungen natürlicher Gewässer, die keinen oder einem lediglich unwesentlichen anthropogenen Einfluss unterliegen. Alle relevanten biologischen Qualitätskomponenten (z.B. Makrozoobenthos, Fische, Makrophyten) weichen in Bezug auf ihre charakteristischen Kennwerte (Artenspektrum, Abundanz, zeitliche und räumliche Variabilität der Vorkommen) nicht wesentlich von denjenigen ungestörter Habitate ab. Da kaum anthropogen ungestörte Lebensräume existieren, über die Referenzbedingungen abgeleitet werden können, wurden in der Regel, soweit solche Informationen zur Verfügung standen, gewässertypspezifische Referenzbedingungen u.a. aus historischen Daten abgeleitet. Die rekonstruierten oder tatsächlich ermittelten Referenzbedingungen definieren den „sehr guten ökologischen Zustand“.

Das weniger strenge Umweltziel „gutes ökologisches Potenzial“ gilt für Wasserkörper, die als erheblich verändert ausgewiesen wurden. U.E. ist Begriff „ökologisches Potenzial“ trotz der weiter unten dargestellten Definitionen letztlich aber weniger eindeutig zu fassen als der „ökologische Zustand“, da sich das „Potenzial“ über die u.U. sehr variablen „Auswirkungen“ v.a. von den im Folgenden aufgeführten Faktoren ergibt:

- Hydromorphologische Veränderungen und fortlaufende Nutzungen, die zur HMWB-Ausweisung eines Gewässers geführt haben,
- Umfang und „Güte“ von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Qualität.

Analog zur Bewertung des ökologischen Zustands wird auch das ökologische Potenzial in die 5 bzw. 4 Qualitätsklassen unterteilt (z.T. werden auch „sehr gut“ und „gut“ zu „gut und besser“ zusammengefasst, siehe bspw. Schleswig-holsteinischer-Ansatz), die durch entsprechende normative Begriffsbestimmungen charakterisiert sind (vgl. CIS-Leitfaden 2002, S. 105). Die weitere Abstufung der Potenzialklassen entspricht, ausgehend vom „höchsten ökologischen Potenzial“ (HÖP), mit „geringer Abweichung“, „mäßiger Abweichung“, „größere Abweichung“ und „gravierende Abweichung“ etc. derjenigen, die auch für die Bewertung natürlicher Gewässertypen gilt.

Im Folgenden werden verschiedene Ansätze zur Definition des ökologischen Potenzials kurz zusammengefasst. Weitere Informationen sind BIOCONSULT (2014) zu entnehmen.

Methodik nach CIS-Leitfaden

Nach CIS-Leitfaden 2.2 (2002) stellt das „höchste ökologische Potenzial“ (HÖP) die höchste ökologische Qualität dar, die für einen erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper erzielt werden kann, nachdem alle möglichen Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung umgesetzt wurden. Grundlage zur Bestimmung des HÖP ist dabei die Festlegung der hydromorphologischen und chemisch-physikalischen Bedingungen im HÖP, über die sich dann letztlich auch die biologische Qualität im HÖP definiert. Die Begründung für die Referenzbedingungen bezogen auf die zuvor genannten Aspekte soll sich dabei aus dem am besten vergleichbaren natürlichen Gewässertyp ergeben. Entsprechend werden nach CIS solche Qualitätskomponenten für künstliche und erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper herangezogen, die für die natürlichen Oberflächengewässer gelten, die dem betreffenden erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörper am ähnlichsten ist.

LAWA Ansatz

Im Rahmen eines in 2012 abgeschlossenen LAWA-Projektes wurde in Anlehnung an die CIS-Vorgaben eine Methodik zur Definition des ökologischen Potenzials von künstlichen und erheblich veränderten Fließgewässern erarbeitet (LAWA 2012, 2013). Dieser Ansatz soll eine bundesweite Anwendung ermöglichen. Ein wesentlicher Bestandteil der Methodik besteht in der Identifikation und Definition von HMWB-Belastungsfallgruppen, die sich aus verschiedenen Fließgewässertypen bzw. Wasserkörpern und spezifizierten Nutzungstypen sowie deren Besiedlung ergeben. Nach LAWA (2012) werden Einzelnutzungen oder Nutzungskombinationen, die i.d.R. nicht einheitlich bearbeitet werden können, zur Herleitung des Potenzials einer Einzelfallbetrachtung unterzogen.

In einem weiteren Schritt ist für verschiedene Nutzungen die Ausweisungsgrund für die HMWB-Einstufung waren, analog zum CIS-Leitfaden definiert worden, welche hydromorphologischen Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung technisch machbar sind, um das höchste ökologische Potenzial (HÖP) zu erreichen. Hierzu wurde ein Pool hydromorphologischer Maßnahmen zusammengestellt und mit dem LAWA Maßnahmenkatalog abgeglichen. Unter Berücksichtigung der Belastungsfallgruppen, über die sich auch der zur Schadensbegrenzung notwendige Maßnahmentyp ergibt, wurde definiert welche Habitatqualität (v.a. hinsichtlich der Gewässermorphologie) bei Umsetzung der möglichen Maßnahmen erreichbar ist.

Schleswig-Holstein Ansatz

Die Methodik zur Festlegung des ökologischen Potenzials erfolgt in Schleswig-Holstein auf der Grundlage des HMWB-Leitfadens bzw. auf dem CIS-Guidance Document no. 13 (2005) zur Einstufung des ökologischen Zustands und Potenzials (vgl. MLUR 2012). Der Ansatz umfasst u.E. auch Aspekte der Prager Methode.

Die Definition des GÖP erfolgt ausschließlich durch Fachleute des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR). Das GÖP ergibt sich dabei in erster Linie aus Ist-Zustand und den Wirkungen effizienter, d.h. zielführender Maßnahmen und entspricht demnach dem EQR-Wert der ökologischen Zustandsklasse, die sich nach Umsetzung aller wirksamen und „zulässigen“ Maßnahmen einstellt. Dieser sich nach Umsetzung der Maßnahmen ergebende EQR-Wert kann dabei je nach Wasserkörper unterschiedlich sein. Ein festgelegtes formales Ziel (z.B. einen EQR-

Zielwert für das GÖP) für einen Gewässertyp bzw. eine Belastungsfallgruppe wird im Rahmen des schleswig-holsteinischen Ansatzes also nicht definiert, das GÖP ist damit „wasserkörperindividuell“.

Prager Methode

Die sogenannte Prager Methode zur Festlegung des Potenzials ist, anders der CIS-Ansatz, ausschließlich maßnahmenbezogen. Eine Definition des „guten ökologischen Potenzials“ wurde im Rahmen des Workshops ‚Wasserrahmenrichtlinie und Hydromorphologie‘ (Prag, Oktober 2005) vorgeschlagen. Demnach lässt sich das ökologische Potenzial auf der Grundlage des Ist-Zustands und einer bestimmten Anzahl ökologischer Verbesserungsmaßnahmen, die sich aus einem Pool ‚aller‘ möglichen Maßnahmen unter Kosten-Nutzen- sowie Effizienzgesichtspunkten ergeben, ermittelt. Für die Zielerreichung „gutes ökologisches Potenzial“ können alle Maßnahmen, von denen in Kombination nicht mehr als eine geringfügige Verbesserung des ökologischen Zustandes zu erwarten ist, entfallen. Falls Einzelmaßnahmen mit individuell geringer ökologischer Wirksamkeit aber in der Summe eine erhebliche ökologische Verbesserung der ökologischen Verhältnisse bewirken können, sind auch einzelne der weniger wirksamen Maßnahmen für das GÖP relevant.

Diese ‚pragmatische‘ Vorgehensweise orientiert sich dabei allerdings nicht bzw. nicht direkt an den biologischen Qualitätskomponenten, sondern die Maßnahmen selbst dienen zur Herleitung des GÖP. Das heißt, die sich nach Umsetzung aller möglichen Maßnahmen einstellende „Biologie“ reflektiert dann letztlich das gute ökologische Potenzial der relevanten biologischen Qualitätskomponenten in dem betreffenden Wasserkörper. Verschiedene Modifikationen dieses Ansatzes sind in der jüngeren Vergangenheit in der Diskussion (so z.B. Koordinierungsgruppe Tideelbe, Janning in PODRAZA 2008).

Niederländischer Ansatz

In den Niederlanden werden Aspekte von Prager Methode und CIS-Leitfaden zur Festlegung des ökologischen Potenzials aufgegriffen. Die Festlegung der Grenzwerte erfolgt hier über eine, so weit möglich, konkrete Abschätzung der Effektivität möglicher und zielführender Maßnahmen auf die biologischen Qualitätskomponenten basierend auf Modellergebnissen bzw. basierend auf Experteneinschätzungen. Für Ästuare wird das „expert judgement“ aber wesentlich bleiben (vgl. VAN DEN BERG 2012). Die Abschätzung wird dabei auf der Ebene des EQR (Ecological Quality Ratio) vorgenommen. Die wesentlichen Aspekte dieser Herangehensweise lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Alle denkbaren Maßnahmen, abzüglich der ‚unmöglichen‘ Maßnahmen = HÖP, abzüglich der Maßnahmen mit geringem ökologischen Effekt = GÖP.
- Auf dieser Grundlage wird das HÖP bzw. GÖP für die jeweilige Qualitätskomponente unter Berücksichtigung der folgenden Schritte definiert.
- Erstellung von Wasserkörper-Kennblättern, die u.a. Maßnahmen, Kosten, Verantwortlichkeiten und Daten für das ökologische Potenzial enthalten.
- Bewertung der verbessernden Effekte der Maßnahmen (Modelle, Daten, Experten). Zuordnung von EQR-units, das heißt, nach dieser Methode wird ausgehend vom aktuellen EQR-

Wert und eines maßnahmenbedingten EQR-Zugewinns das höchste bzw. gute ökologische Potenzial festgelegt: $EQR_{akt} + EQR_{maß} = EQR_{pot}$

Ein solches Vorgehen bedeutet, dass das „gute Potenzial“ eines Wasserkörpers weitgehend „individuell“ ist, da sich das Potenzial aus dem jeweiligen Ist-Zustand, den möglichen Maßnahmen und deren variablen biologischen Wirkungen in einem spezifischen Wasserkörper ergibt. Ein über den EQR festgelegtes biologisches Ziel, d.h. als übergreifende identische Zielvorgabe für alle HMWB-Wasserkörper gleichen Gewässertyps und gleichen Beeinträchtigungstyps, ist unter Anwendung des Prager Ansatzes nicht erforderlich (s.o.).

Methodik für Übergangsgewässer (Gewässertyp T1)

Für die Übergangsgewässer (in Niedersachsen) wurde 2014 ein methodischer Ansatz zur Definition des ökologischen Potenzials für die biologischen Qualitätskomponenten erarbeitet (BIOCONSULT 2014). Dieser Ansatz, der u.E. auch für die limnischen Abschnitte der Ästuare und die tideoffenen Marschengewässer Verwendung finden kann, sei hier kurz zusammengefasst dargestellt. Weitergehende Informationen zum Aspekt Ermittlung „HÖP/GÖP“ sind BIOCONSULT (2014) zu entnehmen. Analog zum CIS-Leitfaden erfolgt die Definition der Referenzbedingungen (HÖP) über hydromorphologische Rahmenbedingungen. Für die Festlegung der Referenzbedingungen, d.h. für die Einschätzung der biologischen Kennwerte im HÖP/GÖP, werden der Ist-Zustand sowie prognostizierte (angenommene) Wirkungen der möglichen bzw. zulässigen Maßnahmen berücksichtigt. Die Festlegung der Referenzbedingungen erfolgt dabei z.T. datenbasiert, d.h.

- die höchsten rezenten Werte der relevanten Metrics (z.B. Artenvielfalt, Abundanzen) bilden die Grundlage für die Herleitung des HÖP. Hier ist anzumerken, dass dieser Ansatz nicht auf empirisch belegten Fakten beruht, sondern eher einer Konvention für die Festlegung des HÖP entspricht.

Als ein nächster Schritt wird dann vorausgesetzt, dass:

- unter Annahme optimaler Wirkungen der Maßnahmen (s.u.), solche „HÖP/GÖP-Kennwerte“ nicht nur sporadisch, sondern regelmäßig zu erfassen sind und es sich dadurch rechtfertigt, anhand der rezenten „best of-Werte“ das HÖP zu definieren.

Falls ein Vorgehen über „best of-Werte“ nicht möglich oder sinnvoll erscheint, werden die Referenzwerte für das HÖP/GÖP fachlich hergeleitet; in diesem Fall handelt es sich um zunächst als plausibel erachtete „Setzungen“. Für die Ableitung der Referenzbedingungen erfolgte keine Fallgruppendifferenzierung, da die die Belastungskulisse der Ästuare weitgehend identisch ist (vgl. BIOCONSULT 2014).

Hinweis: Die Flüsse/Ströme der Marschen sind von der zuständigen Behörde bereits nach Belastungsfallgruppen gegliedert (s.o.). Insofern wird hier - soweit auf der Grundlage der Daten belastbar möglich - geprüft, ob eine fallgruppenspezifische Ableitung der Referenz erforderlich sein könnte.

5. Festlegung des "Höchsten" bzw. "Guten Ökologischen Potenzials" für tideoffene Marschengewässer

5.1 Flüsse der Marschen Typ 22.2

5.1.1 TOM-Index (Konzeption)

Aufgrund der spezifischen abiotischen Rahmenbedingungen der tideoffenen Marschengewässer war es nicht ohne weiteres möglich, die Bewertungsverfahren für Fließgewässer (PERLODES) oder Ästuar (AeTV) zu übernehmen. Daher wurde eine Neukonzeption als sinnvoll erachtet. Vor diesem Hintergrund wurde der TOM-Index für tideoffene Marschengewässer des Typs 22.2 erarbeitet (BIOCONSULT 2009). Der TOM-Index ist multimetrisch konzipiert. Die nach WRRL erforderlichen Aspekte ‚Artenvielfalt‘, ‚Abundanz‘, ‚Sensitivität und Toleranz‘ (gegenüber Habitatveränderungen) sind enthalten und nach einer 5-stufigen Skala bewertet. Grundlage ist die Zusammenstellung historischer und vor allem rezenter Daten aus denen die potenzielle Benthosbesiedlung („Taxapool“) der tideoffenen Marschengewässer abgeleitet wurde.

- Die Messgröße ‚Artenvielfalt‘ wird über die Anzahl von Großtaxagruppen, Anzahl Familien sowie Anzahl Taxa („Taxonomische Vielfalt“) abgebildet und bewertet.
- Die Berücksichtigung der Parameter ‚Abundanz‘ und ‚Sensitivität/Toleranz‘ erfolgt über artspezifische Indikatorwerte (vgl. auch HOLM 1989, SCHÖLL et al. 2005, KRIEG 2005), die durch Abundanzklassen gewichtet sind. Bewertungsrelevant ist die Summe der Indikatorwerte (vgl. HOLM 1989), differenziert nach Großtaxagruppen. Diese sind mit Blick auf die Bewertung unterschiedlich bedeutsam. Die meisten Taxa in Tidelebensräumen sind eher als tolerant einzustufen, und dies kann, aufgrund der natürlicherweise stark schwankenden Umweltparameter, als ein spezifisches Merkmal bezeichnet werden. Im Rahmen der Analysen zur benthischen Besiedlung wurde aber auch erkennbar, dass bestimmte Taxa bei (deutlicher) Störung zuerst ausfallen. Vor diesem Hintergrund werden die ansonsten eher allgemeinen und zunächst wenig spezifischen Begriffe ‚Sensitivität‘ und ‚Toleranz‘ (gegenüber was?) soweit möglich definiert. Folgende Aspekte sind hier als relevant für die Störungsempfindlichkeit bzw. für die Vergabe der artspezifischen Indikatorwerte angesehen worden:
 - (mehr oder weniger) ausgeprägte Spezialisierung auf einen Lebensraum/Habitat
 - Reaktion auf hydromorphologische Belastungen (soweit belastbar einschätzbar)
 - Reaktion auf Stoffbelastungen

Dabei sei angemerkt, dass die hier vorgenommene Indizierung der Arten der Methodik von SCHÖLL et al. (2005) und KRIEG (2005) folgt, in dem die Amplitude der Indikatorwerte die

Werte 1 (sehr tolerant) bis 5 (sehr sensitiv) umfasst (s.u. Abb. 16). Gruppen mit hohem Anteil sensitiver Taxa („EPT“-Fauna, Coleoptera, Odonata, Bivalvia, Gastropoda) sind - bei definierten Ausnahmen - für die Bewertung prioritär. Der Bewertungsprozess erfolgt über die Ermittlung der Abweichung des Beobachtungswerts (Probe/Ist) vom Erwartungswert (Maßstab/Soll). Letzterer basiert auf den Kennwerten einer unter fachlichen Gesichtspunkten hergeleiteten typspezifischen Referenzgemeinschaft.

Die benthische Referenzgemeinschaft zur Bewertung des ökologischen Zustands wurde unter Berücksichtigung historischer Angaben (weniger umfangreich vorliegend) sowie insbesondere aus rezenten Daten aus „nicht HMWB-Gewässern“ (z.B. Wümmen, Stör) und auch aus stark veränderten Gewässern abgeleitet.

Geltungsbereich

Aufgrund bestimmter Rahmenbedingungen (Größe, Tidehub) war es erforderlich zwei Subtypen abzugrenzen, die spezifische Referenzbedingungen erforderten. Nach BIOCONSULT (2009) wurden so die Gewässerkategorien A und B unterschieden. Wobei

- die vergleichsweise biozönotisch eindeutig abzugrenzenden oligo-mesohalinen Gewässer(abschnitte) und/oder Gewässer mit „sehr hoher Tidehub“ (i.d.R. $> 1,5$ / ≥ 2 bis $3,5$ m) als Gruppe A bezeichnet wurden. Für diese Gewässer bzw. Gewässerabschnitte wurde vorgeschlagen entweder das ästuarine Bewertungsverfahren (AeTV) anzuwenden oder das ästuarine Bewertungsergebnis auf den betreffenden Gewässerabschnitt zu übertragen. Letzteres erschien aufgrund der hohen Ähnlichkeit der Unterläufe großer ästuariner Nebenflüsse mit den assoziierten Ästuarabschnitten möglich.
- Der TOM-Index gilt für den abgegrenzten Typ B, der abzüglich der Gewässer des Typs A alle übrigen tideoffenen Marschengewässer umfasst. Ein gewisses Problem besteht in der räumlichen Abgrenzung (Übergangsbereich) zwischen Typ A und B. Hierzu wurde ein grober Richtwert angegeben. Zur Bestimmung des Übergangs von Gruppe A zu B wird der Parameter Tidehub ($< 1,5$ / < 2 m) bzw. die Entfernung vom Ästuar berücksichtigt. Als ein etwaiger Richtwert können i.d.R. etwa 7 - 10 km der unteren tideoffenen Marschengewässerabschnitte zu Kategorie A gerechnet werden. Im Einzelfall ist dies jedoch zu prüfen.

5.1.2 Anpassung TOM-Index

Durch die hydromorphologischen Veränderungen haben sich Ausdehnung und/oder Struktur wichtiger Habitats (Seitengewässer, Flachwasserzonen) der tideoffenen Marschengewässer überwiegend deutlich verändert (vgl. Kap. 2). Diese Veränderungen sowie z.T. fortlaufende Nutzungen führten bzw. führen im Vergleich zu einer historischen Referenz auch zu einer erkennbaren Veränderung der aquatischen Lebensgemeinschaften. Im Hinblick auf die Qualitätskomponente Makrozoobenthos zeigen sich solche Veränderungen insbesondere dadurch, dass in den hydromorphologisch stark veränderten Marschengewässern ein Teil einer ursprünglich wohl typischen Benthosgemeinschaft (v.a. Gruppen der Insekten, EPT-Fauna, Libellen, Wasserkäfer) in ihrer Artenvielfalt deutlich reduziert ist. Dies wird v.a. an den Daten der jüngsten Monitoringergebnisse deutlich.

Vor diesem Hintergrund ist es plausibel, die bisher definierten Referenzwerte des TOM-Bewertungsverfahrens, die sich auf den ökologischen Zustand beziehen, also an einem historischen Zustand orientiert sind, zu verändern und an die weniger strengen Ziele für HMWB-Wasserkörper anzupassen. Diese Anpassung erfolgt, so weit möglich, auf der Grundlage der vorliegenden rezenten Daten. Wie bereits in Kap. 4 allgemein beschrieben, werden die rezenten „best of-Werte“ (Taxazahlen, Abundanz) als Grundlage zur Herleitung der Klassengrenzen für das ökologische Potenzial verwendet.

„Referenzgewässer“ (inkl. Daten), deren benthische Besiedlung das HÖP/GÖP plausibel repräsentieren könnten, stehen in Niedersachsen nicht zur Verfügung. Das HÖP/GÖP kann daher nur eingeschränkt aus den vorliegenden Daten abgeleitet werden, so dass zusätzlich die Referenzgemeinschaft auch über fachliche Setzungen definiert werden muss. In diesem Zusammenhang sei hervorgehoben, dass hier ergänzende Daten aus Schleswig-Holstein hilfreich sind. Die von einer Messstelle in der Stör (nördl. Wittenbergen), die durch vergleichsweise noch gute gewässerstrukturelle Bedingungen und einem geringen Tidehub (< 1 m) gekennzeichnet ist, vorliegenden Benthosdaten geben u.E. gute Hinweise auf das mögliche „gute ökologische Potenzial“. Diese Daten sind dementsprechend für die Referenzfindung und dessen Plausibilisierung von wesentlicher Bedeutung.

5.1.2.1 Geltungsbereich TOM-Index_{Potenzial}

Die Anpassung des TOM-Indexes für die Potenzialbewertung gilt für den Gewässertyp 22.2 und hier insbesondere für den 2009 differenzierten Subtyp B (limnische Tidegewässer mit „geringem“ Tidehub).

Die Typ 22.2-Gewässer der Kategorie A (Brackwasser und/oder „hoher“ Tidehub) sollten wie bereits 2009 vorgeschlagen, mittels AeTV bzw. AeTV+ (Potenzial, s. Kap. 4.4) bewertet werden. Dies gilt v.a. für die Unterläufe der ästuarinen Nebengewässer. So wurde empfohlen, dass zumindest ein etwa 7 bis 10 km langer Abschnitt von der Mündung nach stromauf unmittelbar oder mittelbar (Übertragung des AeTV-Ergebnisses aus dem assoziierten Ästuarabschnitt) durch den AeTV(+) abgedeckt wird.

Im Rahmen des vorliegenden Berichts wird aber auch versucht, soweit derzeit möglich, eine angepasste Version des TOM-Index_{Potenzial} als eine (optionale) Alternative zum AeTV+ für Gewässer mit höherem Tidehub bereitzustellen. Dies soll aber v.a. für solche Messstellen gelten, die deutlich (> 10 km) entfernt von der Mündung in die Ästuarie liegen oder an Messstellen, an denen eine AeTV-konforme Erfassung nicht möglich ist.

Grenzziehung hoher und geringer Tidehub

An dieser Stelle soll noch einmal verdeutlicht werden, welcher Tidehub der Kategorie „gering“ bzw. „hoch“ zugeordnet wird. Tab. 2 zeigt einen Überblick über die Amplitude des Tidehubs in den niedersächsischen Marschengewässern. So ist der Tidehub in einigen Gewässern bzw. Gewässerabschnitten mit < 0,5 m „gering“ (u.a. Sagter Ems, Soeste, Ochtum Stromer Stau), während die Süßwasserabschnitte der Ästuarie und damit auch die in diese frei einmündenden Nebengewässer z.T. einem sehr hohen Tidehub von > 3,0 m unterliegen (u.a. Hunte, Lesum, Schwinge). In

Anlehnung an BIOCONSULT (2009) sind Messstellen, die einen Tidehub um +/-1,5 m und kleiner aufweisen der Kategorie „gering“ und die Messstellen mit einem Tidehub größer +/- 2 m der Kategorie „hoch“ zugeordnet worden (Tab. 2).

Tab. 2: Einteilung Tidehub in Kategorien und Unterscheidung zwischen Tidehub-Gruppe „gering“ und „hoch“.

Tidehub Kategorie	Tidehub (m)
"gering"	
Kat 1	<0,5
Kat 2	0,5 - 1
Kat 3	>1 - +/-1,5
"hoch"	
Kat 4	+/- 2 - 2,5
Kat 5	2,5 - 3
Kat 6	3 - 3,5
Kat 7	>3,5

Diese Grenzziehung wird im Folgenden kurz begründet. Abb. 4 (Bild links) gibt zunächst einen Überblick über die Gesamttaxazahlen differenziert nach Tidehubgruppen (gering, hoch). Die Daten legen systematische Unterschiede nahe. Der Box & Whisker Plot (Bild rechts) veranschaulicht das bei hohem Tidehub 75 % der Untersuchungen < 10 Taxa/Beprobung aufwiesen, während an den Messstellen mit geringem Tidehub 75% der Untersuchungen mehr als 10 Taxa/Beprobung erreichten (Abb. 4, Bild rechts).

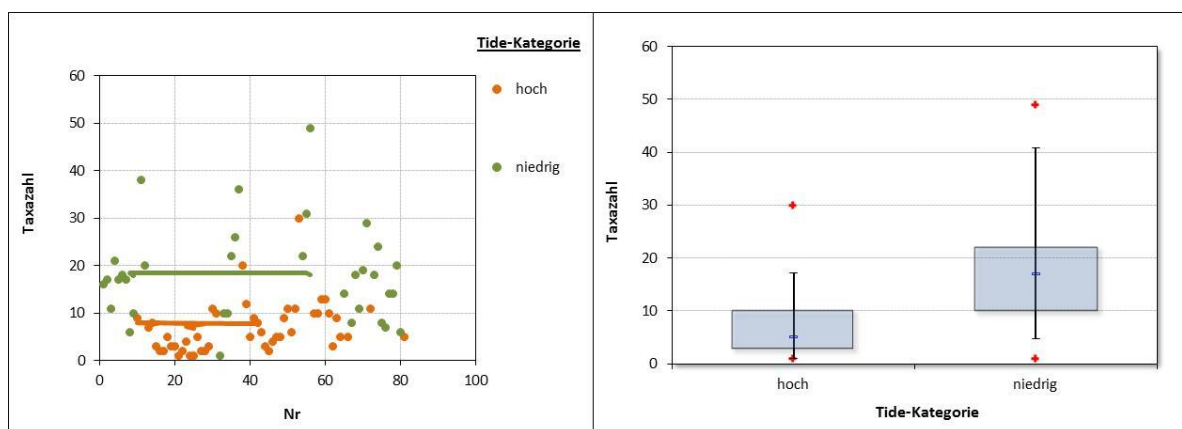


Abb. 4: Taxazahlen differenziert nach Messstellen mit geringem und hohem Tidehub (Daten 2009 – 2013, BOG-NLWKN). Blaue Boxen repräsentieren 75 % der Daten.

Die folgenden Abb. 5 bis Abb. 7 veranschaulichen eine differenziertere Betrachtung auf der Ebene verschiedener Großtaxagruppen (Taxazahl, Abundanz) und den sieben Tidehubkategorien.

Die Ergebnisse legen eine art- bzw. gruppenspezifische Reaktion im Zusammenhang mit der Höhe des Tidehubs nahe. Während die Insekten bezogen auf die Daten 2009 bis 2013 wesentlich auf die Gewässer mit geringem Tidehub beschränkt sind (Kat 1 – Kat 3, Abb. 5), ist dies für die Bivalvia und Gastropoda insgesamt weniger deutlich ausgeprägt, aber zumindest für den Parameter Taxazahl noch relativ klar erkennbar (Abb. 6). Mit Blick auf die Diptera und Oligochaeta werden tidehubbedingte Unterschiede dagegen nicht deutlich (Abb. 7).

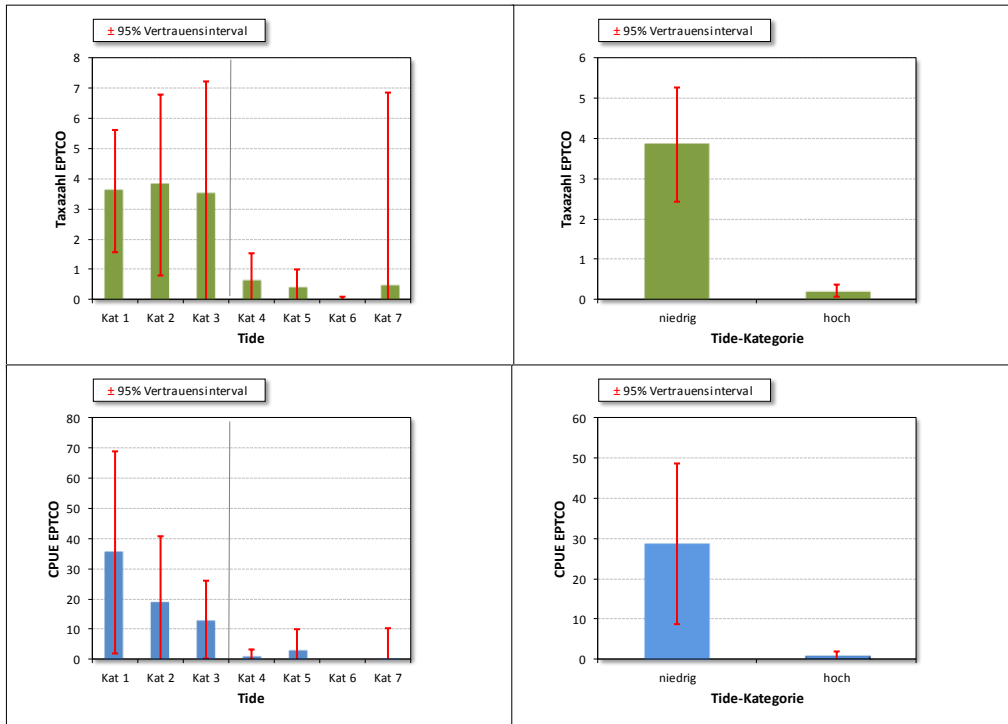


Abb. 5: Mittlere Gesamttaxazahlen sowie mittlere Abundanz (CpUE) der Gruppen EPTCO (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Odonata), differenziert für die Tidehubkategorien (Kat 1 – Kat 3 geringer Tidehub 0,5 bis < 1,5 m, Kat 4 – Kat 7 hoher Tidehub > 1,5 bis 3,5 m).

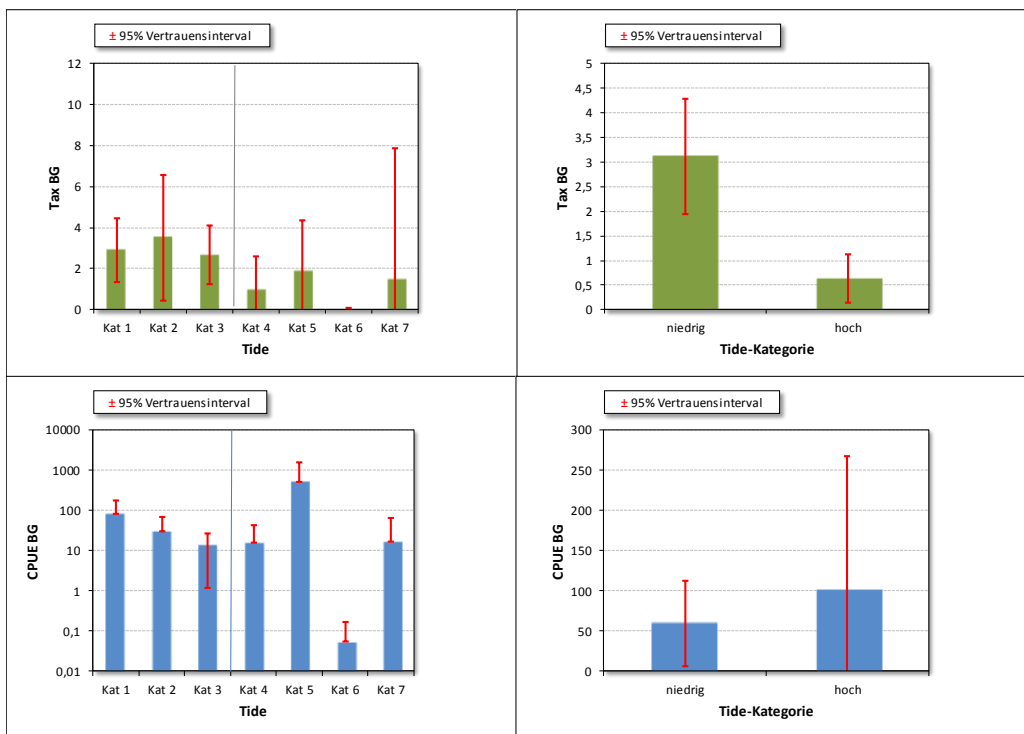


Abb. 6: Mittlere Gesamttaxazahlen sowie mittlere Abundanz (CpUE) der Gruppen BG (Bivalvia, Gastropoda), differenziert für die Tidehubkategorien (Kat 1 – Kat 3 geringer Tidehub 0,5 bis < 1,5 m; Kat 4 – Kat 7 hoher Tidehub > 1,5 bis 3,5 m). Beachte log-Skalierung Bild links unten.

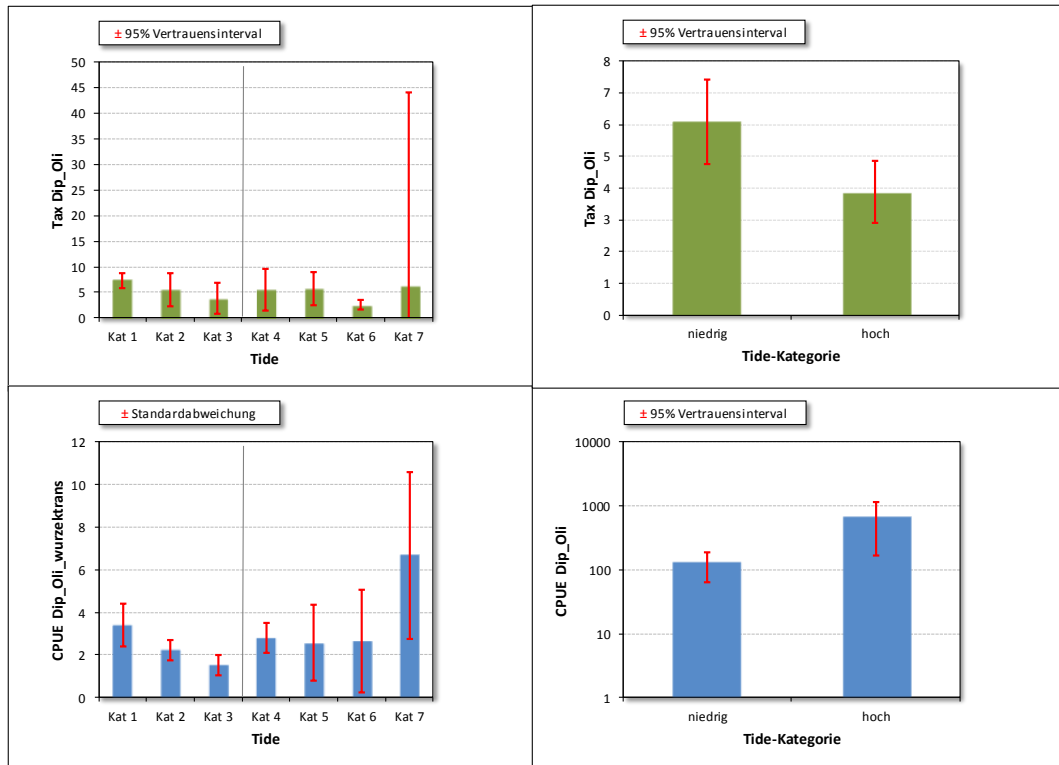


Abb. 7: Mittlere Gesamttaxazahl sowie mittlere Abundanz (CpUE) der Gruppen Dip_Oli (Diptera, Oligochaeta), differenziert für die Tidehubkategorien (Kat 1 – Kat 3 geringer Tidehub 0,5 bis < 1,5 m, Kat 4 – Kat 7 hoher Tidehub > 1,5 bis 3,5 m). Beachte log-Skalierung Bild rechts unten.

V.a. aus den Ergebnissen der für die Bewertung prioritären Taxagruppen (Abb. 5, Abb. 6, Tab. 8) zeigt sich, dass die hier gewählte Tidehubgrenze (+/- 1,5 m) zur Unterscheidung zwischen „hohem“ und „geringem“ Tidehub plausibel ist. Zwischen Kategorie 3 und 4 ist ein z.T. deutlicher „Sprung“ erkennbar. Dieser Befund ist auch auf der Ebene der undifferenzierten Gesamttaxazahl erkennbar (Abb. 8, Bild links), wenngleich nicht so ausgeprägt wie auf der Grundlage der prioritären Großtaxagruppen. Keine diesbezüglichen Unterschiede lassen sich für die Gesamtabundanz erkennen (Abb. 8, Bild rechts). Letzterer Parameter wird u.a. deutlich durch die Oligochaeta/Diptera dominiert, die sich hier gegenüber dem Faktor Tidehub eher indifferent zeigen.

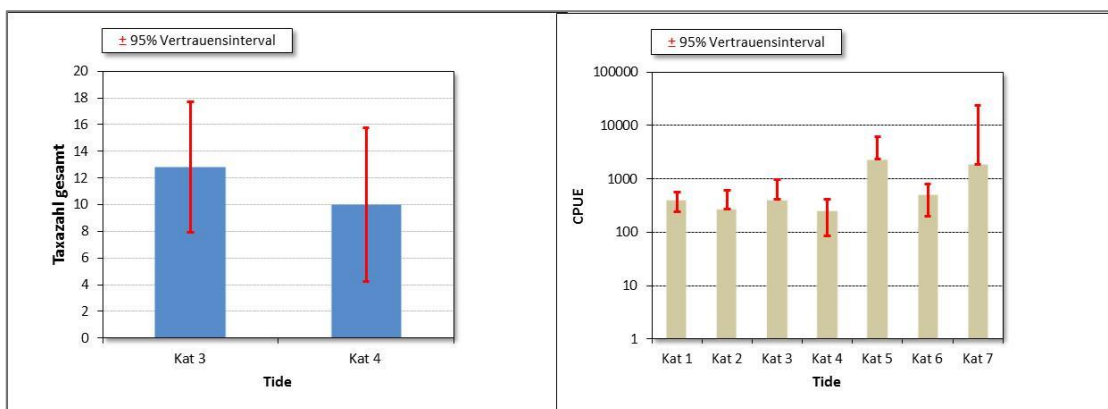


Abb. 8: Gesamttaxazahl (Bild links) für Messstellen im Grenzbereich zwischen geringem (Kat 3) und hohem (Kat 4) Tidehub und mittlere Abundanz (rechts) in den sieben Tidehubkategorien (Kat 1 – Kat 3 geringer Tidehub 0,5 bis < 1,5 m, Kat 4 – Kat 7 hoher Tidehub > 1,5 bis 3,5 m). Beachte log-Skalierung Bild rechts.

5.1.2.2 Erfordernis fallgruppenspezifischer Referenzwerte

Zur Festlegung der Potenzial-Referenzwerte sind die spezifischen Belastungen zu berücksichtigen. So wäre es denkbar, dass das Bewirtschaftungsziel „GÖP“ für die Belastungsfallgruppen jeweils unterschiedlich definiert werden muss. Dies wäre dann erforderlich, wenn die Ergebnisse es plausibel nahelegen, dass die Belastungsfallgruppen durch unterscheidbare, spezifische Benthosgemeinschaften charakterisiert wären. Dies würde bedeuten, dass im Rahmen der formalen Bewertung u.U. auch spezifische Referenzwerte erforderlich sind (vgl. LAWA 2012).

Wie in Kap. 3 dargestellt, wurden solche Belastungsgruppen durch die zuständige Behörde für die tideoffenen Marschengewässer Belastungsgruppen definiert. In den folgenden Auswertungen wird geprüft, inwieweit diese Unterteilung auch über die faunistischen Besiedlungskennwerte abgebildet werden kann. Die Betrachtung erfolgt auf der Grundlage von Daten aus dem Zeitraum 2009 bis 2013 (BOG-NLWKN) mittels deskriptiver sowie exemplarisch auch mittels multivariate Analysen.

Multivariate Auswertung - CCA (Kanonische Korrespondenzanalyse)

Eine hohe Variabilität vieler abiotischer und biotischer Parameter auf verschiedenen Raum- und Zeitskalen ist ein Charakteristikum der Tidegewässer (z.B. NIESEL & GÜNTHER 1999) und eine wichtige Voraussetzung der zentralen Stabilitätseigenschaft, der Resilienz.

Diese über Raum und Zeit sehr veränderlichen abiotischen Rahmenbedingungen einerseits und artspezifische Verhaltensweisen (z.B. Nahrungsverhalten, Reproduktionsverhalten) andererseits bedingen eine ebenso ausgeprägte Variabilität der Kennwerte aquatischer Lebensgemeinschaften. Folgende Faktoren sind in diesem Zusammenhang als bedeutsam anzusehen:

- räumlich: v.a. gewässerstrukturelle Habitatsigenschaften, Reproduktion, Auftreten von Nahrungsorganismen, andere Einflussgrößen (z.B. erfassungsmethodische Gründe),
- zeitlich: v.a. Saisonalität, interannuelle Populationsschwankungen, Reproduktion, andere Einflussgrößen (z.B. erfassungsmethodische Gründe).

Zur Visualisierung der Variabilität können Auswerteverfahren von Bedeutung sein, die im Freiland ermittelte Informationen strukturieren und damit Ergebnisse transparenter machen können. Daher wird im Rahmen der vorliegenden Studie eine exemplarische Auswertung mittels einer Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) mit dem Ziel durchgeführt, Hinweise auf mögliche Zusammenhänge zwischen Arten-Abundanzen und Untersuchungsjahren zu erhalten. Die hier durchgeführte Beispielanalyse basiert auf den vorliegenden Makrozoobenthosdaten der niedersächsischen tideoffenen Marschengewässer aus dem Zeitraum 2009 bis 2013 (Daten NLWKN). Insgesamt umfasst die Analyse 81 Datensätze. Berücksichtigt werden dabei nur solche Taxa, die eine gewisse Nachweishäufigkeit ($> 2,5\%$ bezogen auf die vorliegenden Daten 2009 bis 2013). Die Abundanzdaten werden im Rahmen der Analyse wurzeltransformiert.

Die CCA ist eine direkte Gradientenanalyse, die eine Abschätzung darüber erlaubt, in welchem Maß die bekannten Variablen die Variationsbreite der faunistischen Daten erklären. Die CCA dient dazu, den möglichen Einfluss der o.g. Parameter bzw. die durch sie erklärbare Varianz zu verdeutlichen. Eine Variable trägt dann signifikant zum Modell bei, wenn der P-Wert $\leq 0,05$ ist (Monte Carlo Test 5 % Signifikanzniveau). Als ein erster Schritt wurde geprüft, ob das unimodale Modell der CCA

angemessen ist oder ein lineares Modell (Hauptkomponentenanalyse) besser interpretierbare Ergebnisse liefern könnte. Hierzu wurde zunächst eine DCA (Detrended Canonical Analysis) als eine indirekte Gradientenanalyse durchgeführt. Da der Wert des längsten DCA-Gradienten 5.2 also > 4 beträgt (Tab. 23, Anhang), ist nach LEPS & SMILAUER (2003) die Anwendung einer CCA geeignet. Die Berechnungen erfolgten mit dem Programm CANOCO 4.5.

Die Ergebnisse der exemplarisch durchgeführten Analysen sind den folgenden Ordinationsdiagrammen zu entnehmen (Abb. 9, Abb. 10)

Für die Analysen wurden die Arten-Abundanzdaten mit „Variablen“ verschnitten, die zur Erklärung der festgestellten Unterschiede beitragen können. Hierzu gehören die Faktoren

- Tidehub,
- Belastungsfallgruppen (ohne SSG),
- Untersuchungsjahr und
- Saison.

Die Ergebnisse der CCA sind in einem Ordinationsdiagramm dargestellt, wobei die Variablen durch Pfeile gekennzeichnet sind. Die Länge der Variablenpfeile lässt Rückschlüsse auf die Bedeutung der jeweiligen Variablen zu. Abb. 9 veranschaulicht die Ergebnisse der CCA als Ordinations-Biplot auf der Ebene „Variable und Messstellen“. Vor diesem Hintergrund sind v.a. die Variablen „Tide“, „Frühjahr“, „Herbst“ sowie die Belastungsfallgruppe „LUH“ wesentlich für die Strukturierung des Datensatzes.

Insgesamt zeigt sich aber eine ausgeprägte räumliche (Tidegradient, Fallgruppen) und zeitliche (Saison, Jahr) Variabilität der Daten, dies wird durch die weite Streuung der Messstellensymbole über die Ordination erkennbar. Trotz der ausgeprägten Variabilität lassen sich aber gewisse Anordnungsmuster erkennen:

- Gruppiert man die Messstellen hinsichtlich des Faktors Tidehub wird deutlich, dass sich Messstellen mit einem geringen Tidehub ($< \pm 1,5$ m, grün gekennzeichnete Messstellen) weitgehend rechts von der zweiten Hauptachse anordnen, während sich links davon die Messstellen mit hohem Tidehub ($> \pm 2$ m, rot gekennzeichnete Messstellen) abgrenzen lassen.
- Es zeigt sich zudem, dass innerhalb der „Tidegruppen“ weitere Faktoren wie die Saisonalität und z.T. auch die Belastungsfallgruppen zu Besiedlungsunterschieden beitragen, die zu einer räumlichen „Spreizung“ der „Tidegruppen“ über die Ordination führen.
- So wird die Besiedlung innerhalb einer Tidegruppe sowohl durch die Saisonalität der Fangdaten und auch durch die jeweilige Belastung bestimmt.

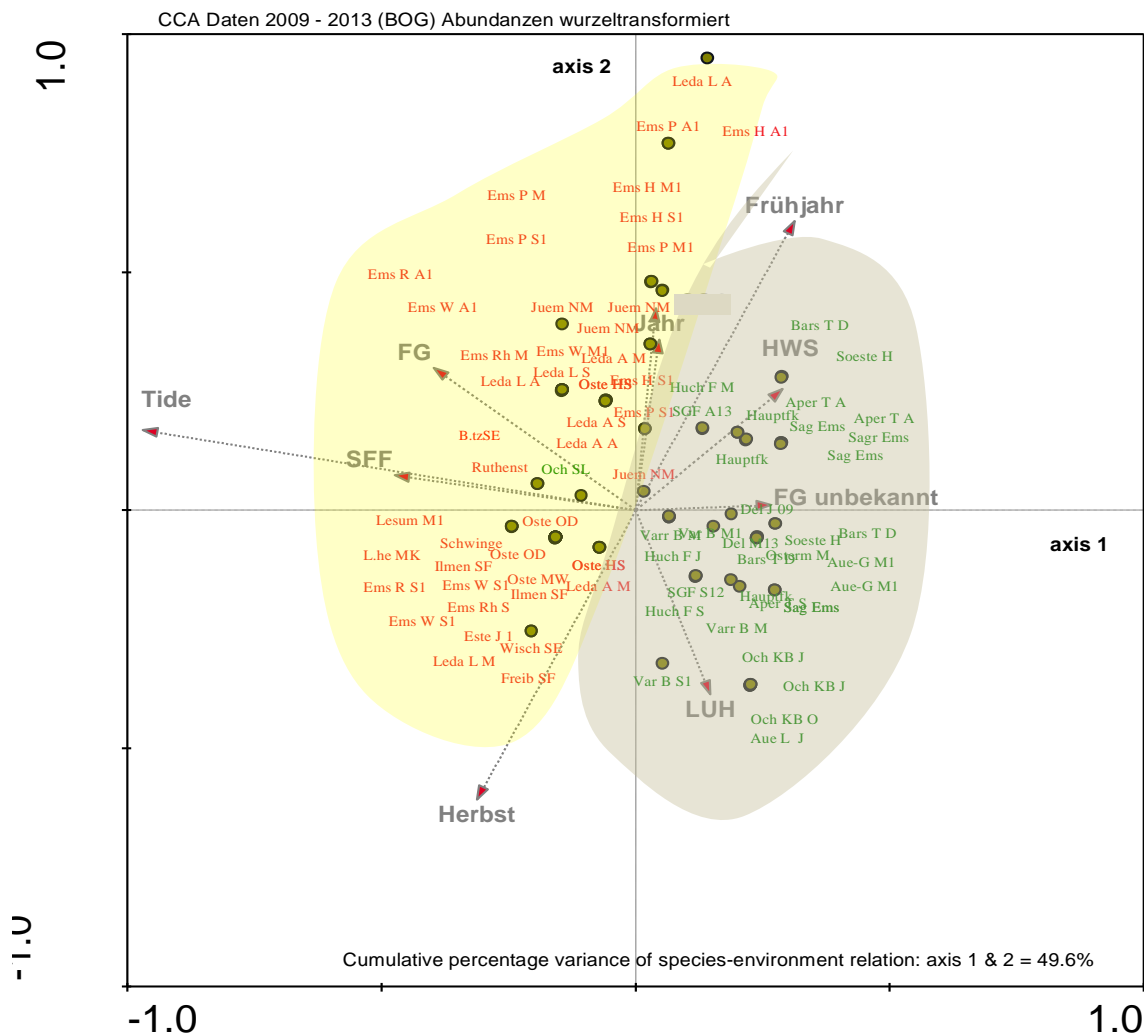


Abb. 9: Ordinationsdiagramm (dargestellt als Biplot, Messstellen und Variable) der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) auf der Grundlage der Arten-Abundanzdaten (CpUE) aus tideoffenen Marschengewässern (nur Süßwasserabschnitte). Daten 2009 – 2103, SFF = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz, FG = Fallgruppen- numerisch zugeordnet. species-environment relation (1. & 2. Hauptachse 49.6 %, Monte Carlo Test significance of all canonical axes: F-ratio = 1.754, P = 0.0020).

Die Abgrenzung der o.g. Gruppen wird durch den Biplot „Arten und Variable“ auch unter faunistischen Gesichtspunkten plausibel (Abb. 10). Aus Gründen der Übersicht wird im Ordinationsdiagramm auf die Darstellung der Artnamen verzichtet. Es erfolgt aber eine Einteilung nach Taxa-gruppen, um Besiedlungsmuster besser identifizieren zu können. Zusammengefasst werden folgende Großtaxa gruppiert:

- (1) Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Libellen & Käfer (blaue Symbole)
- (2) Zweiflügler & Wenigborster (rote Symbole)
- (3) Schnecken (hellblaue Symbole)
- (4) Muscheln (hellblaue Symbole)
- (5) Krebstiere (gelbe Symbole)
- (6) Sonstige (Wanzen, Egel etc., grüne Symbole)

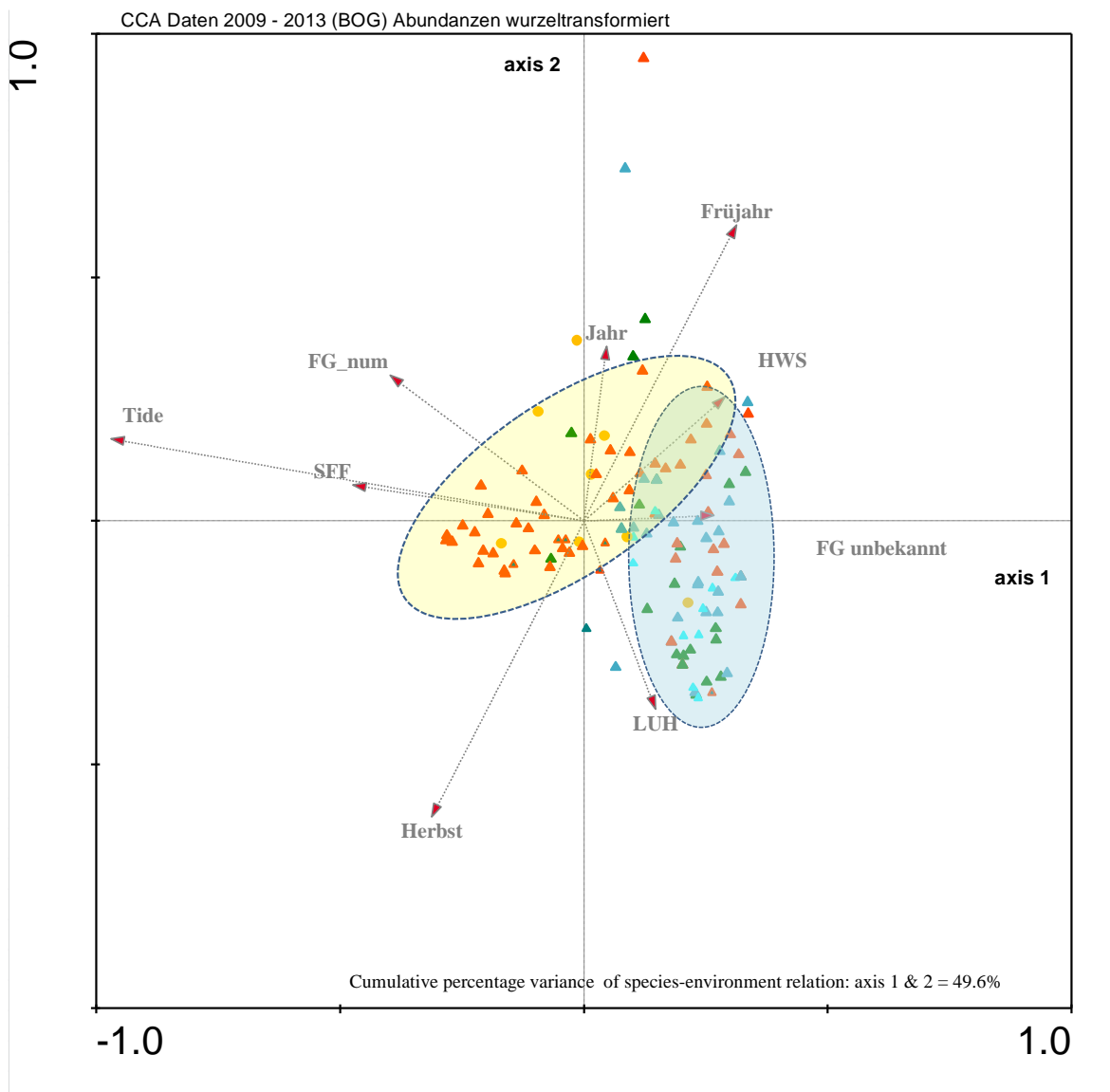


Abb. 10: Ordinationsdiagramm (dargestellt als Biplot: Artensymbole und Variable) der CCA. Species-environment-relation (1. & 2. Hauptachse 49.6 %), Monte Carlo Test significance of all canonical axes: F-ratio = 1.754, P = 0.0020. Blaue Symbole: Gruppe Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Libellen, Käfer; hellblaue Symbole: Schnecken, Muscheln, Grün Wanzen, Egel, Strudelwürmer, gelb: Krebstiere, rot Wenigborster, Diptera. SFF = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz

Die Ordination verdeutlicht, dass sich v.a. die Gruppen (1), (3) und (4) den Messstellen zuordnen, die durch einen geringen Tidehub gekennzeichnet sind (erkennbar dadurch, dass diese Gruppe der Richtung des Tidepfeils diametral gegenüber liegt) und die überwiegend die Belastungsfallgruppen „LUH“ und „unbekannt“ sowie etwas weniger deutlich „HWS“ repräsentieren. Darüber hinaus ist der Faktor „Saisonalität“ bedeutsam (Abb. 10, blau hinterlegter Kreis).

Wenigborster sowie Diptera und Crustacea sind (bei allerdings größerer Streuung) etwas häufiger an den Messstellen mit hohem Tidehub erfasst worden. Diese Messstellen entsprechen überwiegend dem Belastungsfaktor „SFF“ (Abb. 10, orange hinterlegter Kreis).

Der Monte Carlo Permutationstest zeigt, dass auf der Grundlage des vorliegenden Datensatzes die bereits oben schon hervorgehobenen Variablen Tide und Saison (Frühjahr/Herbst) sowie in etwas geringerem Maße auch die Variable „LUH“ (Belastungsfallgruppe „Landentwässerung“) signifikant zur Erklärung der Varianz der Arten-Abundanzdaten beitragen. Der Faktor mit dem höchsten Erklärungswert (Lambda A = 0.47) ist jedoch die Variable „Tide“ (Tab. 3).

Tab. 3: Ergebnisse des Monte Carlo Permutationstest (CCA Daten 2009 – 2013, s.o.). SFF = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz, FG = Fallgruppen- numerisch. * $p < 0,05$ = Variable trägt signifikant zur Erklärung der Varianz bei. Lambda A = Varianz-Erklärungswert der Variablen.

Variable	Var.N	LambdaA	P	F
Tide	1	0.47	0.002*	4.05
Saison	4	0.24	0.002*	2.14
LUH	8	0.20	0.002*	1.77
Jahr	3	0.17	0.264	1.53
unbekannt	7	0.17	0.062	1.52
SFF	9	0.11	0.468	0.98
FG	13	0.07	0.752	0.68

Ein Einfluss der anderen nicht signifikanten Faktoren ist ebenfalls anzunehmen, diese stehen jedoch weniger im Vordergrund, bzw. werden möglicherweise über die zweidimensionale Ordination nicht erkennbar abgebildet. Die ersten beiden Hauptachsen erklären die Varianz mit 49.6 % mäßig gut.

In Zusammenhang mit der Bedeutung der verschiedenen Variablen ist zudem anzumerken, dass mit Blick auf die Belastungsfallgruppen wohl eine Überlagerung mit dem Faktor Tide vorliegt. So umfasst die Belastungsfallgruppe „SFF“ vorwiegend Gewässer mit hohem Tidehub, während die Gruppe „LUH“ eher Gewässer mit geringem Tidehub umfasst (Abb. 11).

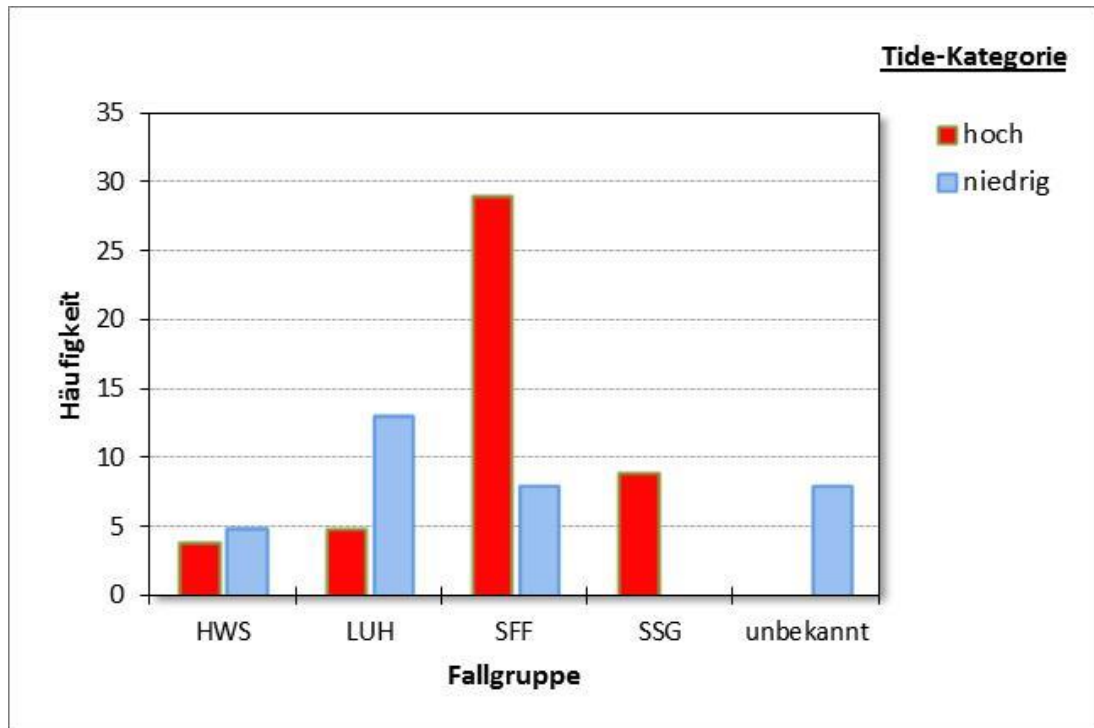


Abb. 11: Anzahl der Messstellen in Bereichen mit hohem und geringem Tidehub, differenziert nach Belastungsfallgruppen. SFF/SSG = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz, Kat. geringer Tidehub ca. < 1,5 m, Kat. hoher Tidehub; ca. > 1,5 m.

Folgende Ergebnisse lassen sich zusammenfassen: Die Daten zeigen eine für tideoffene Marschengewässer typische hohe zeitliche und räumliche Besiedlungsvariabilität. Auf der vorliegenden Datengrundlage sind mit Bezug auf die Belastungsfallgruppen keine deutlichen Hinweise auf eine jeweilige grundsätzlich eigene Artengemeinschaft abzuleiten, da v.a. der Faktor Tidehub und auch saisonale Aspekte stärker zur Erklärung der Varianz der Benthosbesiedlungen beitragen.

In den folgenden Auswertungen soll dennoch weiter geprüft werden, ob sich über andere Betrachtungsebenen Hinweise auf die Notwendigkeit für fallgruppenspezifische Referenzwerte ergeben.

Taxazahlen und Belastungsfallgruppen

Die Artenvielfalt der Qualitätskomponente Makrozoobenthos ist neben der Strukturierung (welche Arten, taxonomische Vielfalt) ein Indikator für die ökologische Qualität von aquatischen Lebensräumen. Die CCA hat bereits gezeigt, dass die Gewässer bestimmter Belastungsgruppen qualitativ und quantitativ, also mit Bezug auf die Artenabundanz, Unterschiede aufweisen. Vor diesem Hintergrund soll anhand der Kennwerte Taxazahl und Abundanz geprüft werden, ob auf dieser deskriptiven Ebene systematische Unterschiede zwischen den Belastungsfallgruppen ersichtlich werden. Abb. 12 zeigt zunächst eine grafische Übersicht über Gesamttaxazahl und Abundanz der hier berücksichtigten Messstellen in tideoffenen Marschengewässern, die bereits nach den Belastungsfallgruppen differenziert sind. Die dargestellten Daten beziehen sich jeweils auf eine Probenahme. Die Kategorie „Fallgruppe unbekannt“ ist in der Abb. 12 nicht mit dargestellt.

Bei einer hohen gruppeninternen Variabilität weisen die der Fallgruppe „LUH“ zugeordneten Messstellen tendenziell eine höhere Taxazahl als die Messstellen der übrigen Fallgruppen. Für den Parameter Besiedlungsdichte wird dies nicht deutlich (Abb. 12, Abb. 13 rechtes Bild). Die Messstelle der Gruppe „SSG“ (hier nur nachrichtlich dargestellt) wird ausschließlich durch einen Abschnitt der Ems (Herbrum bis Papenburg) repräsentiert. Der Gewässertyp 22.2 der Tideems zeichnet sich durch eine sehr ungünstige Gewässerstruktur und durch eine pessimale Wasserqualität aus, wie bereits oben schon angemerkt, ist diese Messstelle eher in die Fallgruppe SFF einzuordnen.

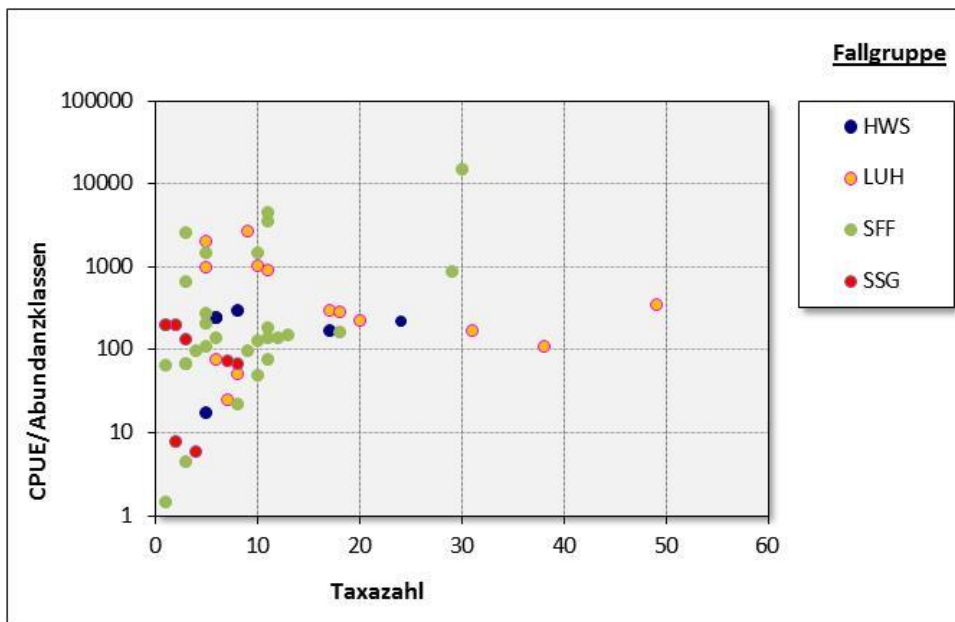


Abb. 12: Darstellung der Makrozoobenthostaxazahl und Abundanz (CpUE) differenziert nach Belastungsfallgruppen. Daten (2009 – 2013, Daten BOG - NLWKN). SFF/SSG = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz.

Abb. 13 verdeutlicht das Ergebnis auf der Ebene der fallgruppenspezifischen Mittelwerte. Eine Differenzierung nach saisonalem Zeitpunkt der Untersuchungen wird hier nicht vorgenommen.

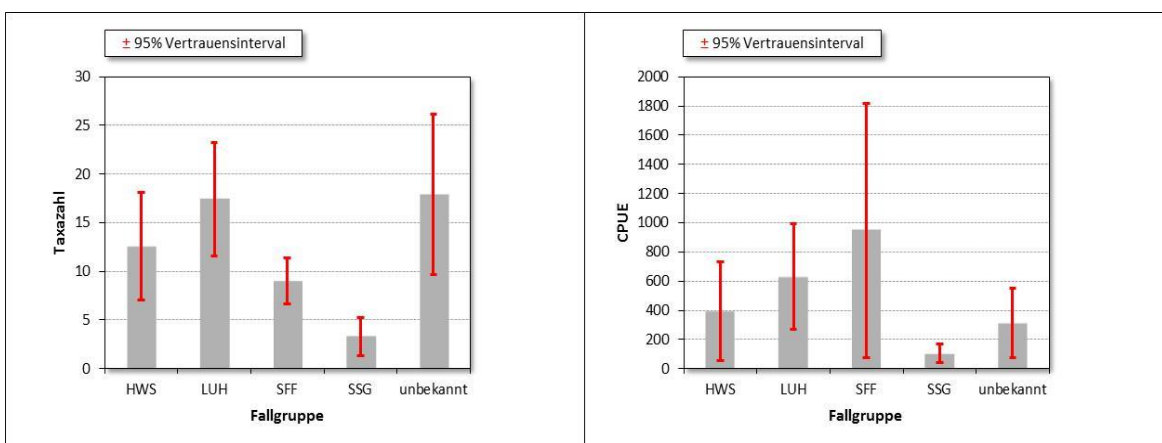


Abb. 13: Mittlere Taxazahlen (Bild links) und mittlere Abundanz (Bild rechts) gruppiert nach Belastungsfallgruppen. SFF/SSG = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz, Datensatz 2009 – 2013.

Mit durchschnittlich ca. 17,4 Taxa/Untersuchung wird das Maximum für die Fallgruppe LUH verzeichnet - lässt man die Messstellen ohne Zuordnung (unbekannt) unberücksichtigt. Die Fallgruppe SFF (inkl. SSG) weist mit 9 (bzw. 3,3) Taxa/Untersuchung deutlich geringere Werte auf.

Mit Blick auf die Abundanz erreichen die Messstellen der Fallgruppe SFF die höchste mittlere Besiedlungsdichte, dies ist v.a. auf die hohe Präsenz der Oligochaeta (Wenigborster) zurückzuführen. Da diese Gruppe allerdings nicht immer standardisiert erhoben wurde, können die diesbezüglichen Abundanzunterschiede auch methodisch begründet sein. Das dargestellte Vertrauensintervall der Daten sowohl der Taxazahl als auch insbesondere der Abundanz signalisiert aber eine jeweils hohe gruppeninterne Variabilität. Aus diesem Grund sind die Unterschiede zwischen den Fallgruppen (hier Taxazahl geprüft) zumeist nicht signifikant unterschiedlich (Tab. 4). Nur zwischen der Fallgruppe LUH und den Fallgruppe SFF (inkl. SSG) sind Unterschiede statistisch signifikant (ANOVA $p < 0,05$). Allerdings ist die Aussagekraft insofern eingeschränkt, als die Daten nicht die erforderliche Varianzgleichheit aufwiesen (Tab. 4, Bartlett-Test).

Tab. 4: Ergebnis Varianzanalyse. Vergleich der Fallgruppen auf der Grundlage der Taxazahl/Messstelle ohne Tidehubdifferenzierung. Unterschiede signifikant, nein $p > 0,05$, ja $p < 0,05$. Kritische Mittelwert-Differenzen zwischen Gruppenpaare. Multipler Vergleich nach TUKEY. Varianzgleichheit nicht gegeben (Bartlett $p < 0,05$). SFF/SSG = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz, Datensatz 2009 – 2013.

Fallgruppe	Mittelwert Taxazahl	SSG	SFF	HWS	LUH	unbekannt	F	P
SSG	3,33	----	8,66	10,98	9,51	11,32		
SFF	9,00	nein	----	8,66	6,69	9,08		
HWS	12,56	nein	nein	----	9,51	11,32		
LUH	17,39	ja	ja	nein	----	9,90		
unbekannt	17,88	ja	nein	nein	nein	----	6,45	0,0002

Tidehub und Fallgruppen

Wie oben dargestellt, ist der Faktor Tidehub ein ganz wesentlicher Parameter der Besiedlungsstruktur, der auch die Qualität der Besiedlungen bestimmt. Der Tidehub ist schon 2009 im Rahmen der Bearbeitung des TOM-Index zur Bewertung des ökologischen Zustands als besondere Einflussgröße hervorgehoben worden. So wurde auf der damaligen Datengrundlage zwischen Gewässer mit hohem Tidehub (salzgeprägt, limnisch) und Gewässer mit geringem Tidehub unterschieden, die den Kategorien A (hoher Tidehub) und B (geringer Tidehub) zugeordnet wurden.

Für die Gewässer der Kategorie A wurde es als sinnvoll erachtet andere Referenzbedingungen zu definieren bzw. vorrangig die Anwendung des für Ästuar entwickelte Bewertungsverfahren (AeTV(+)) anzuwenden (s.o.). Im Weiteren soll daher geprüft werden, ob auch auf der Ebene der Potenzialbewertung unterschiedliche Maßstäbe für Messstellen mit niedrigem und hohem Tidehub angelegt werden müssen oder ob dies ggf. auf der Ebene der Belastungsfallgruppen erfolgen müsste.

Die in Kap. 5.1.2.1 dargestellte Einteilung des Tidehubs in Kategorien (Tab. 2) bildet die Grundlage für die folgende Betrachtung „Tidehub vs. Fallgruppe“. Auf der Ebene der Gesamtaxazahl lassen sich tidehubabhängig sehr deutliche Unterschiede zwischen den hier berücksichtigten Messstellen

erkennen. So liegt die mittlere Taxazahl an Messstellen mit hohem Tidehub bei nur etwa 6 Taxa während in den Gewässern mit geringerem Tidehub durchschnittlich ca. 17 Taxa erfasst wurden. Abb. 14 (Bild links) veranschaulicht das Ergebnis grafisch.

Trotz der jeweils internen Variabilität sind Unterschiede zwischen Messstellen mit niedrigem und hohem Tidehub statistisch signifikant (U-Test, $p < 0.01$, Tab. 5). Damit zeigt sich, dass auch auf der Ebene der rezenten Daten (2009 bis 2013, BOG-NLWKN) ein analoges Ergebnis verzeichnet wird wie auf der Datenbasis vor 2009 (vgl. BIOCOSULT 2009). Die Unterschiede zwischen den beiden Tidehubgruppen würden unter Einbeziehung der Daten aus der Stör und Pinnau (LLUR, 2012) sogar noch deutlicher ausfallen (hier nicht grafisch veranschaulicht). Insbesondere an der Messstelle „Stör nördlich Wittenbergen“ (geringer Tidehub) wurde mit bis zu 50 Taxa/Probenahme eine artenreiche Gemeinschaft erfasst.

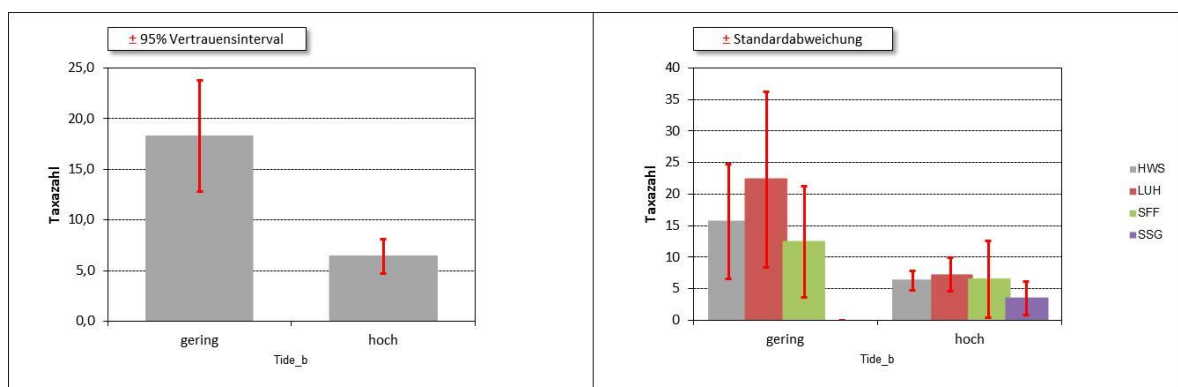


Abb. 14: Mittlere Taxazahl von Messstellen in Gewässern mit geringem (< 1,5 m) und hohem Tidehub (> 1,5 m). fallgruppenübergreifend (linkes Bild) sowie differenziert nach Fallgruppen (Daten 2011 – 2013, BOG-NLWKN). SFF/SSG = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung, HWS = Hochwasserschutz.

Tab. 5: Ergebnis U-Test. Vergleich Taxazahl Tidehub hoch vs. Tidehub niedrig, keine Fallgruppendifferenzierung. Daten 2009 - 2013.

Tide-Kategorie	N	Taxazahl Rangmittel	U	Z	P
hoch	47	28,70	221	-5,540797676	0,000000
niedrig	34	58,00	1377		

In einem weiteren Schritt wurden die „Tidehubgruppen“ intern nach Belastungsfallgruppen differenziert.

Die mittleren Taxazahlen variieren in Gruppe „geringer Tidehub“ zwischen 12,4 (Fallgruppe SFF) und 22,3 Taxa (Fallgruppe LUH).

Die Gruppe „hoher Tidehub“ ist mit durchschnittlich ca. 3,3 bis ca. 7,8 Taxa (SFF/SSG & LUH) insgesamt deutlich weniger artenreich (Abb. 14, Bild rechts).

Die Befunde zeigen, dass eine Differenzierung nach Fallgruppen auf der hier verwendeten Datenbasis kein anderes Muster zeigt als die fallgruppenübergreifende Betrachtung. Zudem unterscheiden sich Ergebnisse innerhalb einer Tidegruppe nicht signifikant voneinander (ANOVA,

$p > 0,05$, Tab. 6). Dies gilt nicht nur für die Parameter Gesamtaxazahl sondern auch die Großtaxa-
gruppen (s. Ergebnisse im Anhang).

Tab. 6: Ergebnis Varianzanalyse. Vergleich der Fallgruppen auf der Grundlage der Taxazahl/Messstelle, differenziert
nach Tidehub (gering $\leq 1,5$ m. Unterschiede signifikant, nein $p > 0,05$, ja $p < 0,05$. Multipler Vergleich nach TUKEY.
Varianzgleichheit nicht gegeben (Bartlett $p < 0,05$). SFF/SSG = Belastungsgruppe Schifffahrt, LUH = Landentwässerung,
HWS = Hochwasserschutz, Datensatz 2009 – 2013.

Fallgruppe	Mittelwert Taxazahl	SSG	HWS	LUH	SFF	F	P
<i>nur MS mit geringem Tidehub</i>							
<i>Kritische Mittelwert-Differenzen zwischen Gruppenpaaren</i>							
SFF	13,3	----	11,76	10,31	9,27		
HWS	17,0	nein	----	11,76	10,85		
unbekannt	17,9	nein	nein	----	9,27		
LUH	21,1	nein	nein	nein	----	1,01	0,40
<i>nur MS mit hohem Tidehub</i>							
SSG	3,3	----	6,33	5,88	4,02		
HWS	7,0	nein	----	7,07	5,62		
LUH	7,8	nein	nein	----	5,10		
SFF	7,8	nein	nein	nein	----	1,75	0,17

Vor dem Hintergrund der Auswertungen sehen wir aus folgenden Gründen von einer fallgruppen-
spezifischen Festlegung der Referenzbedingungen (Potenzial) ab:

- insgesamt nur geringe Stichprobengröße für die verschiedenen Belastungsfallgruppen, eine belastbare Unterscheidung und Herleitung spezifischer Referenzbedingungen für das GÖP ist daher kaum möglich.
- Besiedlungsunterschiede zwischen den Fallgruppen sind zwar zu verzeichnen, auf der Gesamtdatenbasis z.T. auch signifikant (SFF vs. LUH). Letztlich lässt sich der „Faktor Fallgruppe“ aber nicht eindeutig von anderen Einflussgrößen trennen (s.u.).
- Der Faktor Tidehub scheint die bedeutendste Einflussgröße zu sein. Diese überlagert u.E. den Einfluss der Fallgruppen. Falls der hohe Tidehub als „Bestandteil“ der Belastungskulisse der Gruppe SFF definiert wird, wären unterschiedliche Referenzen für SFF (die Messstellen dieser Gruppe sind überwiegend durch hohen Tidehub geprägt) und LUH (Messstellen dieser Gruppe sind ganz überwiegend durch geringeren Tidehub gekennzeichnet) abzuleiten. Letztlich bliebe bei einer solchen Betrachtung der Tidehub aber der wesentliche Differenzierungsfaktor.

5.1.3 Referenzfindung

Die Herleitung der Referenz als Maßstab für das HÖP/GÖP wurde ausschließlich auf der Grundlage rezenter Daten, vornehmlich aus niedersächsischen und ergänzend aus bremischen und schleswig-holsteinischen Marschengewässern vorgenommen. Zeitlicher Bezug ist, wie oben bereits dargestellt, weitgehend der Zeitraum 2009 bis 2013. Aus diesem Zeitraum liegen ca. 81 Makrozoobenthos Datensätze (zzgl. ergänzender Daten) vor.

5.1.3.1 Artengemeinschaft

Gemeinschaft (Typ 22.2 geringer Tidehub)

Folgende Bearbeitungsschritte werden zur Herleitung der Referenzartengemeinschaft durchgeführt:

- Zusammenführung der Daten (Fallgruppen übergreifend, auf eine Differenzierung wird aus den o.g. Gründen verzichtet, s. Kap. 5.1.2),
- Analyse des Besiedlungsspektrums,
- Festlegung für die Bewertung prioritärer Benthos-Gruppen (solche, die sensitive Arten beinhalten). Das Ergebnis ist Tab. 8 und Tab. 9 zu entnehmen. Die Auswahl orientiert sich an der 2009 durchgeführten Festlegung (vgl. BIOCONSULT 2009),
- Fokussierung auf Messstellen mit der höchsten Besiedlungsvielfalt,
- Auswahl stetiger und aus fachlicher Sicht weiterer charakteristischer Arten, die alle wichtigen Großtaxagruppen repräsentieren – Voraussetzung rezenter Nachweis in tideoffenen Marschengewässern (keine Orientierung an historischen Gegebenheiten).

Nach der Zusammenführung der Daten wurde zunächst betrachtet, wie viele Makrozoobenthostaxa im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen in den Marschengewässern rezent erfasst worden sind. Die Ergebnisse beziehen sich auf eine bzw. auf zwei Probenahmen im Jahr. Auf letzterer Grundlage erfolgt die Herleitung der Referenz.

Abb. 15 zeigt die je Untersuchung erfassten Taxazahlen aufsteigend angeordnet, wobei die Daten nachrichtlich nach Belastungsfallgruppen differenziert dargestellt sind.

Das linke Bild zeigt die Ergebnisse für eine Probenahme, das rechte Bild stellt die Taxazahlen bei eine zweimaligen Beprobung einer Messstelle im Jahr dar. Die Maxima (Orientierung für das GÖP) liegen bei > 60 Taxa/2 PN.

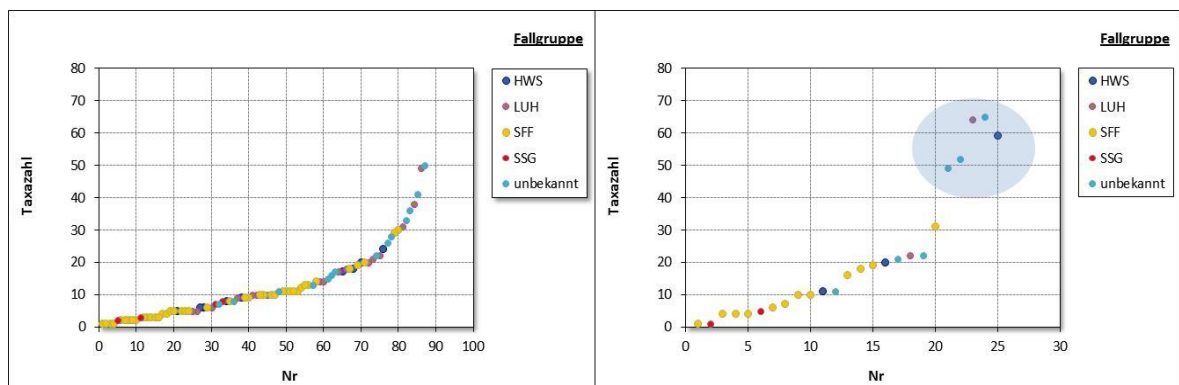


Abb. 15: Amplitude der Taxazahlen in tideoffenen Marschengewässer (Typ 22.2) bei einer Probenahme (linkes Bild, Datensatz 2009 – 2013 BOG & Schleswig-Holstein) und auf der Grundlage von zwei Probenahmen an einer Messstelle (Daten 2011 – 2013, BOG & Schleswig-Holstein). Daten differenziert nach Belastungsfallgruppen (HWS = Hochwasser-schutz, SFF/SSG = Schifffahrt, LUH = Landentwässerung)

In der Stör (nördl. Wittenbergen) wurden 2011 im Rahmen von vier saisonalen Beprobungen sogar 88 Taxa erfasst (nicht in der Abbildung dargestellt). Darunter befanden sich 28 Taxa der EPT-Fauna (LLUR 2012, schriftl.). Insbesondere die Daten dieser Messstelle wurden für Festlegung der Referenzgemeinschaft (HÖP – was ist möglich?) orientierend herangezogen.

Die weiter unten festgelegte Gesamttaxazahl (und deren Verteilung auf die Großtaxagruppen) als Spiegel des HÖP orientiert sich dabei an den höchsten rezent dokumentierten Werten (Abb. 15 rechtes Bild Kreis). Da wir davon ausgehen, dass auch die höchsten rezenten tatsächlichen Kennwerte noch nicht das HÖP repräsentieren (als fachliches Abstimmungsergebnis: expert judgement), wird die „Modellgemeinschaft“ gegenüber den tatsächlich erfassten Höchstwerten um einige Arten ergänzt, für die ein Vorkommen (unter der Annahme der Umsetzung geeigneter Verbesserungsmaßnahmen) plausibel wäre.

Die vor diesem Hintergrund definierte „Modellgemeinschaft“ umfasst 87 Taxa, die sich aus 14 Großtaxagruppen rekrutieren. Bleiben die Gruppen Diptera und Oligochaeta unberücksichtigt, waren Gastropoda in den tideoffenen Marschengewässern am artenreichsten vertreten.

Tab. 7 gibt einen Überblick über die Zusammensetzung der Referenzgemeinschaft des HÖP. Zum Vergleich ist auch die Referenz für „natürliche Marschengewässer“ des Typs 22.2 dargestellt, die als Maßstab für die Bewertung des ökologischen Zustands festgelegt wurde (vgl. BIOCONSULT 2009).

Tab. 7: Gruppenspezifische Referenztaxazahlen dargestellt für das ökologische Potenzial und für den ökologischen Zustand (Gewässertyp 22.2 mit Tidehub < 1,5 m).

Gruppe	Taxazahl Zustand	Taxazahl HÖP
Bivalvia	12	8
Gastropoda	10	12
Ephemeroptera	22	7
Plecoptera	4	2
Trichoptera	28	6
Odonata	4	3
Coleoptera	9	6
Crustacea	6	8
Diptera	18	12+
Oligochaeta	16	11+
sonstige	12	6

Der Vergleich zwischen „Potenzial-“ (HÖP) und „Zustandsgemeinschaft“ veranschaulicht, dass v.a. die Gruppen der Insekten (u.a. Ephemeroptera, Trichoptera) in der Modellgemeinschaft des ökologischen Potenzials weniger artenreich sind. Dies gilt nicht oder nur eingeschränkt für die Gastropoda, Bivalvia, Crustacea sowie v.a. für die Diptera und Oligochaeta. Die gruppenspezifischen Taxazahlen in Bezug auf das HÖP wurden unter Berücksichtigung aller hier zur Verfügung

stehenden MG-Daten (2009 – 2013) vor dem Hintergrund gesetzt. Eine diesbezügliche Orientierung bildete Nachweishäufigkeit der Arten, z.B. „selten“ (Stetigkeit <5%) bzw. „stetig“ (ca. >10<40%) oder „sehr stetig“ (ca. >50%). Insofern ist die Reduktion gegenüber der Zustands-Referenz gruppenspezifisch unterschiedlich ausgeprägt.

Tab. 8 und Tab. 9 zeigen einen Überblick über die Referenzgemeinschaft (HÖP) für den Typ 22.2. Wie bereits oben dargestellt, sind zwischen Messstellen mit geringem und hohem Tidehub deutliche Besiedlungsunterschiede zu erwarten. Die in der Tabelle aufgeführte Modellgemeinschaft bezieht sich auf Gewässer mit geringem Tidehub.

Tab. 8: Referenzgemeinschaft (exemplarisch) für „stark veränderte“ tideoffene Marschengewässer (Typ 22.2, Tidehub gering). Biv = Muscheln, Gas = Schnecken, Col = Käfer, Odo = Libellen, Plec = Steinfliegen, Eph = Eintagsfliegen, Trich = Köcherfliegen.

Taxonomische Vollständigkeit (presence absence)	In Bezug auf Modul ECO-Wert (abundanzgewichtet)	Gruppe	HÖP Referenz HMWB_TOM (Artenspektrum stellvertretend)	Presence
x	prioritäre Gruppen	Biv	Anodonta	1
x	xxx	Biv	Corbicula	1
x	xxx	Biv	Dreissena polymorpha	1
x	xxx	Biv	Pisidium	1
x	xxx	Biv	Pisidium amnicum	1
x	xxx	Biv	Pisidium casertanum	1
x	xxx	Biv	Pisidium henslowanum	1
x	xxx	Biv	Sphaerium corneum	1
x	xxx	Gas	Acroloxus lacustris	1
x	xxx	Gas	Anisus vortex	1
x	xxx	Gas	Bithynia leachii	1
x	xxx	Gas	Bithynia tentaculata	1
x	xxx	Gas	Gyraulus albus	1
x	xxx	Gas	Hippeutis complanatus	1
x	xxx	Gas	Physella acuta	1
x	xxx	Gas	Planorbis planorbis	1
x	xxx	Gas	Potamopyrgus antipodarum	1
x	xxx	Gas	Radix balthica	1
x	xxx	Gas	Stagnicola	1
x	xxx	Gas	Valvata piscinalis	1
x	xxx	Col	Acilius sulcatus	1
x	xxx	Col	Haliplus	1
x	xxx	Col	Hydroporus	1
x	xxx	Col	Hygrotus versicolor	1
x	xxx	Col	Laccophilus hyalinus	1
x	xxx	Col	Platambus maculatus	1
x	xxx	Odo	Calopteryx splendens	1
x	xxx	Odo	Coenagrion puella / pulchellum	1
x	xxx	Odo	Ischnura elegans	1
x	xxx	Plec	Nemoura cinerea	1
x	xxx	Plec	Nemoura avicularis	1
x	xxx	Eph	Baetis vernus	1
x	xxx	Eph	Caenis horaria	1
x	xxx	Eph	Caenis luctuosa	1
x	xxx	Eph	Caenis robusta	1
x	xxx	Eph	Cloeon dipterum	1
x	xxx	Eph	Ephemera danica	1
x	xxx	Eph	Procloeon bifidum	1
x	xxx	Trich	Anabolia nervosa	1
x	xxx	Trich	Cyrnus trimaculatus	1
x	xxx	Trich	Ecnomus tenellus	1
x	xxx	Trich	Limnephilus lunatus	1
x	xxx	Trich	Mystacides nigra	1
x	xxx	Trich	Polycentropus flavomaculatus	1

Tab. 9: Fortsetzung: Referenzgemeinschaft für „stark veränderte“ tideoffene Marschengewässer (Typ 22.2, Tidehub gering). Crus = Krebstiere, Oli = Wenigborster, Dip = Zweiflügler, Het = Wanzen, Hir = Egel, Tur = Strudelwürmer, Meg = Schlammfliegen.

Taxonomische Vollständigkeit (presence absence)	In Bezug auf Modul ECO-Wert (abundanzgewichtet)	Gruppe	HÖP Referenz HMWB_TOM (Artenspektrum stellvertretend)
x	wichtige Gruppe	Crus	<i>Asellus aquaticus</i>
x	xx	Crus	<i>Corophium lacustre</i>
x	xx	Crus	<i>Gammarus</i>
x	xx	Crus	<i>Gammarus pulex</i>
x	xx	Crus	<i>Gammarus zaddachi</i>
x	xx	Crus	<i>Neomysis integer</i>
x	xx	Crus	<i>Proasellus coxalis</i>
x	xx	Crus	<i>Gammarus tigrinus</i>
(x) nur als Gruppe	Unterordnete Gruppen	Oli	<i>Limnodrilus</i>
(x) nur als Gruppe	x	Oli	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>
(x) nur als Gruppe	x	Oli	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>
(x) nur als Gruppe	x	Oli	<i>Limnodrilus profundicola</i>
(x) nur als Gruppe	x	Oli	<i>Limnodrilus udekemianus</i>
(x) nur als Gruppe	x	Oli	<i>Potamothenix</i>
(x) nur als Gruppe	x	Oli	<i>Potamothenix hammoniensis</i>
(x) nur als Gruppe	x	Oli	<i>Psammoryctides barbatus</i>
(x) nur als Gruppe	x	Oli	<i>Tubifex</i>
(x) nur als Gruppe	x	Oli	<i>Tubifex tubifex</i>
(x) nur als Gruppe	x	Oli	<i>Tubificidae</i>
(x) nur als Gruppe	x	Dip	<i>Bezzia</i>
(x) nur als Gruppe	x	Dip	<i>Chaoborus</i>
(x) nur als Gruppe	x	Dip	<i>Chironomidae</i>
(x) nur als Gruppe	x	Dip	<i>Chironomus plumosus</i> - Gruppe
(x) nur als Gruppe	x	Dip	<i>Chironomus thummi</i> - Gruppe
(x) nur als Gruppe	x	Dip	<i>Glyptotendipes pallens</i>
(x) nur als Gruppe	x	Dip	<i>Orthoclaadiinae</i>
(x) nur als Gruppe	x	Dip	<i>Paratendipes albimanus</i>
(x) nur als Gruppe	x	Dip	<i>Procladius</i>
(x) nur als Gruppe	x	Dip	<i>Prodiamesa olivacea</i>
(x) nur als Gruppe	x	Dip	<i>Simulium</i>
(x) nur als Gruppe	x	Dip	<i>Tanytopodinae</i>
x	x	Het	<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>
x	x	Het	<i>Micronecta</i>
x	x	Het	<i>Notonecta glauca</i>
x	x	Het	<i>Sigara falleni</i>
x	x	Het	<i>Sigara lateralis</i>
x	x	Het	<i>Sigara striata</i>
x	x	Hir	<i>Erpobdella octoculata</i>
x	x	Hir	<i>Helobdella stagnalis</i>
x	x	Hir	<i>Piscicola geometra</i>
x	x	Tur	<i>Dendrocoelum lacteum</i>
x	x	Tur	<i>Dugesia lugubris</i>
x	x	Meg	<i>Sialis lutaria</i>

An dieser Stelle sei hervorgehoben, dass die in Tab. 8 und Tab. 9 aufgeführten Arten der Modellgemeinschaft stellvertretend für andere charakteristische Arten dieses Gewässertyps stehen, d.h. für die Erreichung des HÖP, bzw. daran abgestuft auch des GÖP, müssen nicht zwangsläufig die hier benannten Arten nachgewiesen werden. Tab. 10 zeigt zusammenfassende „Eckwerte“ für den Gewässertyp 22.2 (tideoffene Marschengewässer).

Tab. 10: Steckbrief ökologisches Potenzial für den Gewässertyp 22.2 (tideoffene Marschengewässer).

Typ 22.2 geringer Tidehub

Verzweigungsgrad ≥ 1

Tidehub: gering $< 1,5$ m (+/- < 2 m)

Salinität: limnisch i.d.R. < 2.000 μ S

Größe: unterschiedlich i.d.R. > 5 m - > 15 m breit und $> 0,5$ m tief

Sediment: Feinsediment, organisch, tonig-schluffige Böden der Marsch, z.T. auch sandig

Struktur: überwiegend steilere Uferbereiche mit oder ohne Befestigung, Gleit- und Prallhänge sowie Sandbänke können mehr oder weniger gut ausgeprägt sein

Strömung: Tidephasen abhängig

Makrophyten: meist auf die Uferzonen (Röhricht) beschränkt, Submerse Makrophyten fehlend oder in geringerer Dichte. Höhere Dichte submerser Vegetation in (positiven) Ausnahmefällen möglich. Vorkommen von Altarmen mit submersen Makrophyten.

Fauna: Typische Fauna stehender – langsam fließender Gewässer, überwiegend strömungsindifferent, repräsentiert durch verschiedene Großtaxagruppen (z.B. Trichoptera, Odonata, Coleoptera, Crustacea-Isopoda, Diptera, Mollusca, Oligochaeta), arten- und individuenreich. Häufige Taxa: u.a. *Caenis*, *Cloeon*, *Athripsodes*, *Limnephilus*, *Anisus*, *Valvata*, *Pisidium*, *Asellus*, *Lestes*, *Aeshna*, *Halipus* oder *Sigara* und Chironomidae. Besondere Arten: z.B. *Anodonta cygnea*, *Unio sp.*. Rheotypische Arten wie z.B. *Baetis vernus*, *Nemoura avicularis* oder *Gammarus pulex* sind Bestandteil der Referenzgemeinschaft, i.d.R. ist die fließgewässertypische Komponente aber nicht dominant.

Gewässer mit hohem Tidehub

Aufgrund der Datenlage (u.a. stark durch die Tideeems dominiert, mehrere Messstellen mit wiederholter Beprobung) ist es nach wie vor nicht möglich, eine eigene Modellgemeinschaft für Messstellen mit hohem Tidehub abzuleiten. Hier sei noch einmal darauf verwiesen, dass solche Messstellen, die sich in den Unterläufen der Nebengewässer und damit in räumlicher Nähe zu den ästuarinen Gewässerabschnitten liegen, mit dem AeTV(+)-Verfahren bewertet werden können. Eine weitere Möglichkeit wäre die Übertragung der Bewertung aus dem assoziierten ästuarinen Abschnitt auf den Unterlauf der größeren der Nebengewässer (vgl. auch Vorschlag im Rahmen der Zustandsbewertung, BIOCONSULT 2009).

Alternativ hierzu soll aber auch über den TOM-Index eine orientierende Bewertung ermöglicht werden. Diese basiert ebenfalls auf der Tab. 8 dargestellten Modellgemeinschaft. Wie die Auswertungen gezeigt haben (s. Kap. 5) sind insbesondere sensitivere Taxa in Gewässern mit hohem Tidehub kaum vertreten. Geeignete Maßnahmen für eine Etablierung der Fließgewässerkomponente sind vermutlich nur sehr eingeschränkt möglich. Denkbar ist aber eine Aufwertung der Gewässer über die Förderung der typischen strömungsindifferenten Fauna der Marschengewässer. Eine Maßnahme wäre z.B. die Anlage von Seitengewässern mit gedämpftem Tidehub. Beispiele hierzu gibt es z.B. für die Weser u.a. Tidepolder Vor- und Hinterwerder. Der Tidepolder ist mit ca. 50 Taxa deutlich artenreicher als der assoziierte Unterweserabschnitt. Wir gehen vereinfacht davon

aus, dass eine solche Maßnahme bei optimaler Entwicklung lokal (nicht zwingend für den gesamten OWK) ein GÖP erreichbar erscheinen lässt.

Zur Herleitung eines vorläufigen Maßstabs für das GÖP wurde die in Niedersachsen artenreichste Messstelle mit hohem Tidehub (Lühe 2012, 30 Taxa) als Grundlage herangezogen und mit den Daten aus dem Vor- und Hinterwerder verschnitten (BIOCONSULT 2012). Über die hypothetische Einbeziehung der Vor- und Hinterwerder-Daten wäre Taxazahl lokal mehr als zu verdoppeln (> 65 Taxa). Dies Szenario könnte man als GÖP definieren.

Eine solche Setzung erfolgt unter der oben bereits genannten Annahme, dass die Fließgewässerkomponente in Abschnitten mit hohem Tidehub vermutlich nicht effektiv gefördert werden kann (Ableitung des „Tidehubbonus“ siehe weiter unten).

Der Anteil einer solchen Struktur an der Bewertung des gesamten Wasserkörpers müsste über einen Flächenbezug „Größe Maßnahme/Größe Wasserkörper“ ermittelt werde. Ein denkbares Vorgehen ist bei BIOCONSULT (2014) beschrieben.

5.1.3.2 Abundanz Sensitivität Toleranz

Summe Eco-Werte

Neben der oben beschriebenen Berücksichtigung der Artenvielfalt sind die von der WRRL geforderten Parameter ‚Sensitivität/Toleranz‘ und ‚Abundanz‘ im TOM-Index berücksichtigt (vgl. BIOCONSULT 2009). Beide Parameter sind miteinander kombiniert. Diese Methodik folgt dabei im Prinzip den Bewertungsverfahren von SCHÖLL et al. (2005) oder KRIEG (2005). Dabei wird der Parameter Sensitivität/Toleranz über die Vergabe von so genannten artspezifischen Eco-Werten abgebildet. Zur Begründung eines solchen methodischen Vorgehens siehe die folgenden Ausführungen.

Ableitung von ‚Eco-Werten‘

Zentraler Aspekt für die Bewertung des Parameters ‚Sensitivität/Toleranz‘ ist ein Indikatorkonzept. Grundlage des hier verfolgten Ansatzes besteht in einer Zuordnung artspezifischer Indikatorwerte. Ähnliche Indikatorkonzepte finden in verschiedenen aktuellen Bewertungsverfahren Anwendung. So basiert z.B. auch der klassische Saprobienindex oder der German-Fauna-Index (GFI) im aktuellen Bewertungsverfahren Perlodes auf diesem Prinzip (MEIER et al. 2006). Dies gilt ebenso für die oben kurz beschriebenen Verfahren PTI und AeTV von SCHÖLL et al. (2005) bzw. KRIEG (2005). Bereits 1989 wurde von HOLM (1989) eine Methode entwickelt, die den Gewässerzustand über artspezifische Indikatorwerte bewertet.

Die im Rahmen der Entwicklung des TOM-Index festgelegten und der so weit möglich abgestimmten artspezifischen Ecowerte und das Taxapool tideoffener Marschengewässer werden für die Potenzialbewertung unverändert beibehalten. Abb. 16 gibt einen Überblick über die Eco-Wertkategorien und über die Anzahl eingestufte Taxa.

Anzahl im Referenzdatensatz		
ECOWert 1	76	sehr tolerant
ECOWert 2	127	tolerant
ECOWert 3	175	mäßig sensitiv
ECOWert 4	132	sensitiv
ECOWert 5	29	sehr sensitiv
ECOWert 0	207	derzeit keine Einstufung

} entspr. Wertzahlen 1-3 nach Holm (1989)

Abb. 16: Zuordnung der Indikatorwerte 1- 5 nach Sensitivität und Toleranz und Verteilung der im ‚Artenpool‘ (alle Gruppen, inkl. mariner Taxa) vorhandenen Taxa auf die Ecowert-Klassen.

Vor dem Hintergrund der Indikatorwerte, die entsprechende Hinweise auf Sensitivität bzw. Toleranz geben, wird es analog zur Zustandsbewertung als sinnvoll erachtet, bei der Potenzialbewertung auf solche Gruppen zu fokussieren, die durch einen hohen Anteil sensitiverer Arten charakterisiert sind. Dabei werden auch für das ökologische Potenzial solche Gruppen als besonders wichtig für die Bewertung erachtet, die durch einen höheren Anteil von sensitiveren Taxa (Ecowerte ≥ 3) und einen möglichst geringen Anteil an derzeit nicht eingestufteten Arten (Indikatorklasse 0) aufweisen. Als prioritär für die Bewertung werden verschiedene Insektengruppe (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera und Odonata) sowie Bivalvia und Gastropoda definiert. Die Crustacea haben im Rahmen der Bewertung etwas weniger Gewicht, zählen aber noch zu den wichtigen Taxagruppen. Alle übrigen werden im Rahmen der Bewertung berücksichtigt, haben aber für das Bewertungsergebnis eine untergeordnete Bedeutung. Tab. 8 und Tab. 9 ist eine diesbezügliche Zuordnung zur Bedeutung zu entnehmen.

Hinweis: An dieser Stelle sei angemerkt, dass über die (optionale) vertiefte taxonomische Bearbeitung der nicht prioritären Gruppen Diptera und Oligochaeta der TOM-Index eine Aufwertungsoption vorsieht. In Gewässern, die eine umfangreiche Oligochaeta/Diptera Besiedlung aufweisen, aber ansonsten als „schlecht/unbefriedigend“ klassifiziert sind, wird eine Aufwertung bis zum „mäßigem Potenzial“ vorgeschlagen. Eine solche Aufwertung wird neben dem nicht modifizierten Ergebnis im Tool kenntlich gemacht. Letztlich ist aus fachlicher Sicht zu beurteilen, ob dem „modifizierten“ Ergebnis gefolgt wird.

Abundanz

Die Berücksichtigung der ‚Abundanz‘ als Bewertungsparameter erfolgt indirekt über eine abundanzbasierte Gewichtung der artspezifischen Ecowerte (BIOCONSULT 2009). Um der o.g. sehr heterogenen Datenlage Rechnung zu tragen, werden folgenden Schritte zur Implementierung als sinnvoll erachtet: Zunächst wird für jede Art der untere Wert des 0.95 Quantils aus dem vorliegenden Datensatz als Referenzrichtwert („Ind./CpUE“) definiert. Der jeweilige artspezifische Maximalwert wird log-transformiert; auch die Fangzahlen der Probe werden log-transformiert. Zur weiteren Abpufferung, z.B. von methodisch bedingten Unterschieden, werden in einem nächsten Schritt die artspezifischen log-transformierten Abundanzdaten der Probe über 20 %-Quantile in fünf Klassen untergliedert. Der Vergleich von Beobachtungswert vs. Referenzwert erfolgt dann letztlich auf der Ebene der Quantil-Klassen.

Die Bewertung des Parameters „Sensitivität/Toleranz“ erfolgt dann über die Summierung der artspezifischen über die Abundanz gewichteten Ecowerte. Die Gewichtung erfolgt dabei ausschließlich abwärtskaliert. Wird der artspezifische Referenzwert unter Berücksichtigung der tolerierbaren

Abweichung (ca. <20% vom jeweiligen Referenzwert) erreicht, geht die Eco-Wert unverändert in die Bewertung ein. Wird der Referenzwert nicht erreicht, erfolgt eine - je nach Ausmaß der Abweichung - (graduelle) Verringerung des Ecowertes. Das folgende Beispiel soll dieses Vorgehen verdeutlichen.

- Z.B. Ref Abundanz = 10; Transformierung nach $\log(\text{Ref}+1) = 1$,
- Probe-Abundanz = 6,5 ($\log(\text{Abundanz Probe}) = 0,813$) dann erfolgt keine Abwertung des ECO-Wertes, d.h. Ecowert $\times 1$
- Probe-Abundanz = 0,5 ($\log(\text{Abundanz Probe}) = 0,18$) dann erfolgt eine Abwertung des ECO-Wertes, d.h. ECO-Wert $\times 0,2$
- Wenn $\log(\text{Abundanz Probe})$ zwischen $> 0,2$ und $< 0,4$ dann erfolgt eine Abwertung des Eco-Wertes Eco-Wert $\times 0,4$, etc..

Hinweis: Mit dem Ansatz zur Implementierung des Parameters Abundanz, würden ggf. Massenentwicklungen sehr toleranter Spezies nicht identifiziert, da $A_i = 1$ wenn Quotient Probenwert/Referenzwert > 1 (s.o.). Massenentwicklungen könnten ein Hinweis auf Störungen sein. Somit bestünde die Möglichkeit, dass eine solche Entwicklung über die Bewertung nicht entsprechend reflektiert würde. Eine damit verbundene entsprechende Fehlklassifikation wäre u.E. aber nur hypothetisch denkbar, da (falls der Indikatoransatz nicht grundsätzlich in Frage zu stellen ist) mit hoher Wahrscheinlichkeit eine störungsbedingte Massenentwicklung sehr toleranter Arten gleichzeitig mit Defiziten bei den sensitiven Arten einhergehen müsste und hierüber die formale Indikation bereits abgedeckt sein sollte.

Tab. 19 und Tab. 20 (Anhang) geben einen Überblick über die „Abundanz-Richtwerte“ für die Taxa der Modellgemeinschaft.

5.1.3.3 Implementierung des Biozönotisches Bewertungsverfahrens (BBM) als eine zusätzliche Messgröße

Im Rahmen der fachlichen Diskussion mit der begleitenden Expertengruppe wurde es als sinnvoll angesehen, den BBM-Index des NLWKN in die Bewertung einzubeziehen. Der BBM-Index ist für die Bewertung von Fließgewässern konzipiert und fokussiert daher v.a. auf die fließgewässertypische Faunenkomponente (NLWKN 2008). Wie der TOM-Index beruht der BBM auf artspezifischen Gewichtungswerten, die die Habitat Ansprüche der Arten reflektieren sollen. Über eine Aufsummierung der Gewichtungswerte (analog zum TOM-Index) lässt sich die Qualität eines Wasserkörpers klassifizieren (zur weiteren Erläuterung des BBM s.a. Anhang). In Abhängigkeit der nachgewiesenen Anzahl eingestufte Taxa kann der BBM Werte von 0 bis n annehmen

Es ist vorgesehen den BBM als Gewichtungsfaktor ausschließlich für Qualitätsklassen „gutes“ und „mäßiges Potenzial“ einzusetzen. Die Implementierung des Index erfolgte vor dem Hintergrund, dass die Fließgewässerkomponente noch Bestandteil der Potenzial-Referenzgemeinschaft ist, aber mit einem weniger prioritären Status. Ohne den BBM-Index wären Defizite bei den Fließgewässertaxa durch eine höhere Artenvielfalt der strömungsindifferenten Taxa insofern zu „kompensieren“,

als die Erreichung des GÖP nicht grundsätzlich ausgeschlossen wäre. Am Beispiel der staugeregelten Ochtum (Köhler Brücke) und des Huchtinger Fleetes wurde die Möglichkeit eines solchen Ergebnisses evident. Aufgrund der hohen Taxazahl (> 60) ergaben die vorläufigen Bewertungen ein knapp gutes ökologisches Potenzial. Dieses wurde erreicht, obwohl fließgewässertypische Taxa gar nicht nachgewiesen wurden. Die hohe Artenvielfalt könnte ein Resultat der in den Gewässern befindlichen Stauhaltung sein, die den Tidehub begrenzt und daher zu einer artenreichen Fauna geführt haben könnte. Die stauhaltungsbedingt geringe Strömung führt offenbar auch zu einem weitgehenden Ausfall der fließgewässertypischen Faunenkomponente. Als Ergebnis der fachlichen Diskussion wurde daher festgelegt, dass ein gewisser Anteil an Fließgewässerarten zur Erreichung des GÖP zumindest für solche Gewässer vorauszusetzen ist, die einem nur geringen Tidehub unterliegen. Wie oben bereits ausgeführt, ist dies für Gewässer mit hohem Tidehub dagegen keine Voraussetzung zur Erreichung des GÖP.

Folgende Regeln wurden für den BBM definiert:

- Für die Erreichung des höchsten ökologischen Potenzials ist ein BBM-Wert von ≥ 34 erforderlich (Festlegung der projektbegleitenden behördlichen Arbeitsgruppe).
- Für das gute ökologische Potenzial muss der BBM-Index mindestens eine Wertzahl von ≥ 20 aufweisen (Festlegung der projektbegleitenden behördlichen Arbeitsgruppe).
- Eine Gewichtung über den BBM findet nicht statt, wenn das Gesamtergebnis eine Qualitätsklasse unterhalb des GÖP ausweist.
- Eine Aufwertung des Gesamtergebnisses durch einen hohen BBM-Wert ist derzeit nicht vorgesehen. Für diesen eher unwahrscheinlichen Fall wäre ein entsprechendes Veto über expert-judgement möglich.

Beispiel: Liegt der Gesamt-EQR nach TOM-Index $> 0,6$, d.h. im Bereich des „guten ökologischen Potenzials“, unterschreitet aber gleichzeitig den BBM-Grenzwert von 20, führt dies zu einer Abwertung des Gesamtergebnisse um 0,199 EQR-Punkte. Im Fall der o.g. Ochtum (Köhler Brücke) die einen BBM von nur 2 erreicht, würde aufgrund des nicht erreichten BBM-Referenzwertes das Bewertungsergebnis von zunächst „gut“ (EQR = 0,704) auf „mäßig“ (EQR = 0,505) zurückgestuft (s. Tab. 22, Anhang).

5.1.4 Bewertung des ökologischen Potenzials mittels TOM- Index_{Potenzial}

Die Bewertung des ökologischen Potenzials erfolgt auf der Grundlage der hier abgeleiteten Referenzbedingungen (HÖP). Die Potenzial-Referenz, die vornehmlich auf einer Neudefinition der Modellgemeinschaft (gegenüber den Referenzbedingungen des „ökologischen Zustands, vgl. BIOCONSULT 2009) beruht, ist der Maßstab für die Qualitäts-Klassifizierung einer Probe. Für die tideoffenen Marschengewässer wurden insgesamt 87 Taxa definiert (s.o.), deren Zusammensetzung das höchste ökologische Potenzial reflektieren soll. Diese Modellgemeinschaft wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit aus den rezenten Untersuchungsergebnissen abgeleitet und unter fachlichen Gesichtspunkten um weitere Taxa ergänzt. Die Bewertung basiert auf mehreren Säulen:

- (1) Metricgruppe „Taxonomische Vollständigkeit“. Diese Teilbewertung zielt auf die Struktur der Benthosgemeinschaft. Hier ist also nicht allein die Gesamtartzahl wesentlich, sondern auch die Verteilung der Taxa auf Großgruppenebene. Die Bewertung beruht letztlich auf der Abprüfung der Anzahl der Taxa und der Anzahl unterschiedlicher Familien innerhalb der Großtaxagruppen sowie auf der Anzahl der Großtaxagruppen. So würde bei einer angenommen identischen Gesamtartzahl i.d.R. die Messstellen ungünstiger bewertet, die eine geringere Anzahl an Großgruppen aufweist.
- (2) Metricgruppe „Eco-Wert“. Diese Teilbewertung berücksichtigt neben der Abundanz v.a. die Toleranz/Sensitivität der Taxa. Die Toleranz/Sensitivität (hier v.a. gegenüber strukturellen Habitatveränderungen) wird über die Vergabe von artspezifischen Ecowerten ausgedrückt. Wesentlichen Einfluss haben dabei Gruppen, deren zugehörige Arten überwiegend als sensibler bezeichnet werden können. Die Bewertung erfolgt über die Summierung der artspezifischen Ecowerte je Großtaxagruppe und Gewichtung der artspezifisch festgelegten Referenz-Abundanz. Auf die begrenzte Aufwertungsmöglichkeit der Bewertung durch nicht prioritäre Gruppen wurde oben hingewiesen (Kap. 5.1.2).
- (3) Gegenüber dem TOM-Index (Zustand) wurde für die Bewertung des Potenzials der BBM-Index neu in das Verfahren implementiert. Der BBM-Index zielt v.a. auf die fließgewässertypische Faunenkomponente. Auch vor dem Hintergrund des ökologischen Potenzials ist von einem (eingeschränkten) Vorkommen von fließgewässertypischen Arten des Potamals in den tideoffenen Gewässern auszugehen, insbesondere in den Abschnitten mit geringem Tidehub. Für die Erreichung des GÖP wird ein gewisses Vorkommen fließgewässertypischer Arten vorausgesetzt. Die Orientierung für den zu erreichenden BBM-Indexwert ist der aus der Modellgemeinschaft abgeleitete Referenzwert.

Die Bewertung erfolgt für die o.g. genannten Parameter unverändert über eine Ähnlichkeitsanalyse von Probe vs. Referenz. Analog zur Bewertung des Zustands behalten wir auch für die Potenzialbewertung die fünfstufige Kategorisierung (schlecht, unbefriedigend, mäßig, gut, höchstes Potenzial) bei.

Abb. 17 zeigt den Aufbau des TOM-Index (Potenzial) in einer schematischen Übersicht.

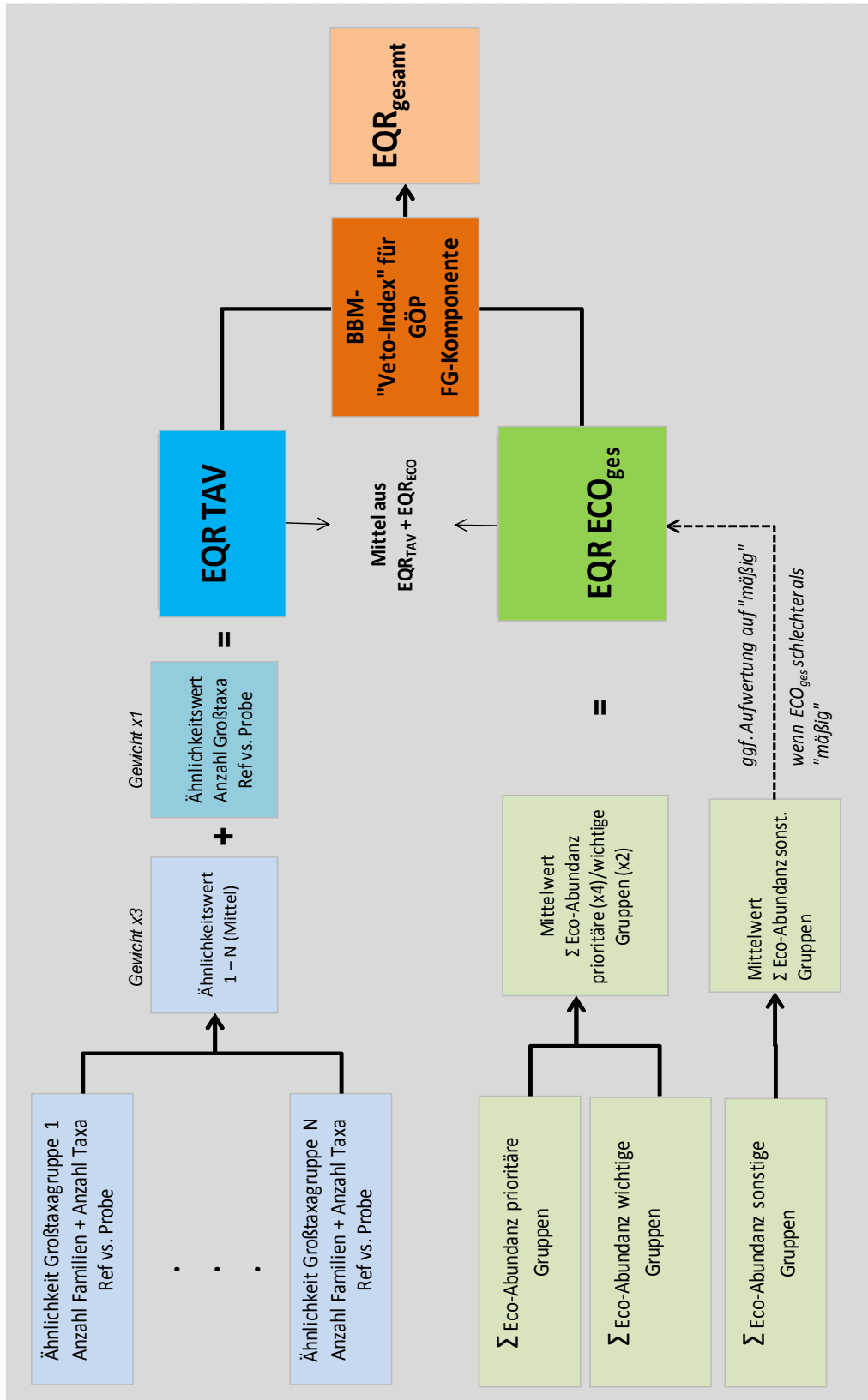


Abb. 17: Aufbau des TOM-Index zur Bewertung des ökologischen Potenzials (schematisiert vereinfacht). TAV = Metricgruppe „Taxonomische Vollständigkeit“.

5.1.4.1 Hinweis zur Bewertung Gewässer mit hohem Tidehub (Typ 22.2)

Weiter oben wurde bereits dargestellt, dass lokal mit geeigneten Maßnahmen (Seitengewässer mit gedämpftem Tidehub) eine deutliche Erhöhung der Artenvielfalt in tideoffenen Marschengewässern auch mit hohem Tidehub möglich scheint. Gefördert bzw. wieder angesiedelt werden v.a. aber strömungsindifferente Taxa. Unter Annahme, dass die Fließgewässerkomponente in Abschnitten mit hohem Tidehub vermutlich nicht effektiv gefördert werden kann, könnte man die deutliche Erhöhung der Artenvielfalt durch die Anlage geeigneter Seitengewässer als „Orientierung“ für das GÖP definieren.

Für die Bewertung von Messstellen mit hohem Tidehub mittels TOM-Index ist die Ableitung einer eigenen Referenzgemeinschaft nicht vorgesehen (dazu ist die Datenlage zu wenig umfangreich, s.o.). Die Bewertung basiert zunächst auf der Grundlage der definierten Referenz (für geringen Tidehub). Da die Referenzwerte des GÖP in Bereichen mit hohem Tidehub aber aller Wahrscheinlichkeit nach auch über Maßnahmen nicht erreichbar sind, wird ein formaler „Bonusfaktor hoher Tidehub“ vorgesehen.

Ableitung eines Gewichtungsfaktors „hoher Tidehub“

Es sei vorangestellt, dass die Quantifizierung des Gewichtungsfaktors auf einer hypothetischen Betrachtung beruht und hier nicht datenbasiert hergeleitet werden kann. Insofern ist das resultierende Bewertungsergebnis zunächst als ein Orientierungswert zu verstehen, der einer „expert judgement Kontrolle“ unterzogen werden muss. Das Vorgehen zur Herleitung des Gewichtungsfaktors sei hier kurz beschrieben:

- Auswahl der Messstelle mit hohem Tidehub mit der höchsten Artenvielfalt bzw. dem höchsten EQR-Wert (Grundlage vorläufige Bewertung mit TOM-Index_{Potenzial}). Hierzu gehört die Messstelle Lühe-Aue (Mittelkirchen Juli 2012, 1 Probenahme). Insgesamt wurden 30 Taxa erfasst, die vorläufige Potenzialbewertung (ohne Tidehubgewichtung) ergibt einen EQR = 0,3 (unbefriedigend). Es ist wahrscheinlich, dass bei einer zweimaligen Beprobung/Jahr die Taxazahl höher liegt.
- Berücksichtigung vorliegender Daten aus dem Tidepolder Vor- und Hinterwerder (ca. 0,7 m Tidehub) aus dem Jahr 2010 (2 malige Beprobung/Jahr mehrere Probenahmepunkte). Die Lage des ca. 25 ha (5 ha permanente Wasserfläche) großen Polders befindet sich im Bereich der limnischen Unterweser etwas oberhalb der Ochtummündung. Insgesamt sind ca. 50 Benthostaxa festgestellt, darunter in geringer Anzahl auch Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera und Odonata (BIOCONSULT 2012). Alle Taxa können als typische Vertreter für Marschengewässer angesehen werden.
- Zusammenführung der Daten von Lühe & Tidepolder (Vor-/Hinterwerderdaten nur als „presence-absence“). In Bezug auf das Makrozoobenthospektrum gibt es nur begrenzt Überschneidungen zwischen Lühe & Tidepolder. Die Lühe wurde vornehmlich durch Diptera, Oligochaeta und einer Reihe von Bivalvia (*Pisidium*-Arten) dominiert. Nach der Zusammenführung der Daten ergibt sich eine Taxazahl von 71 Taxa (davon sind 62 mit einem Ecowert belegt).

- Bewertung des zusammengeführten Datensatzes mit TOM-Index_{Potenzial} (geringer Tidehub). Auf der genannten Datengrundlage ergibt sich ein EQR von 0,52. Dieses entspricht auf der Grundlage der Referenzbedingungen (geringer Tidehub) einem „mäßigen Potenzial“.
- Das Ergebnis nach Zusammenführung der Daten („Lühe+“) wird als eine mögliche Ausprägung des GÖP für Abschnitte mit hohem Tidehub definiert. Wir setzen etwa die Klassenmitte des GÖP (EQR 0,6 – 0,8) als numerisches Äquivalent für das tatsächliche Ergebnis des Datensatzes „Lühe+“ an.
- Ableitung eines Gewichtungsfaktor: der Gewichtungsfaktor hoher Tidehub ergibt sich nun aus dem ermittelten EQR des Datensatzes „Lühe+“ (EQR = 0,52) und dem Zielwert GÖP (EQR = ca. 0,7). $G = 0,7/0,52 = 1,35$.

Wir schlagen testweise vor, das Bewertungsergebnis für Gewässer mit hohem Tidehub über diesen Faktor zu gewichten. Im Fall der Lühe würde das festgestellte „unbefriedigende Potenzial“ (EQR = 0,3) unter Berücksichtigung des Tidehubfaktors einem „mäßigen Potenzial“ entsprechen ($EQR_{\text{hoher Tidehub}} = 0,41$). In Abhängigkeit der Ausgangsbewertung ergibt sich durch den Tidehubbonus zwar immer eine Verbesserung des EQR-Wertes, aber jedoch nicht zwangsläufig eine Verbesserung der Qualitätsklasse.

Ein solches Vorgehen wäre eine denkbare Bewertungsalternative für Messstellen mit hohem Tidehub, die sich weiter entfernt vom Mündungsbereich in die Ästuare befinden oder für die Beprobung nach AeTV technisch nicht möglich ist.

Sollte diese Alternative zur Bewertung von Gewässern (des Typs 22.2) in Abschnitten mit hohem Tidehub gewählt werden, ist im Rahmen der Anwendung eine regelmäßige Plausibilitätsprüfung dieses Ansatzes erforderlich; ggf. sind auf einer breiteren Datenlage weitere Justierungen vorzunehmen.

5.1.5 Erforderliche Datengrundlage (TOM-Index)

Für die Potenzialbewertung mittels TOM-Index ist eine Modifizierung des bisherigen Untersuchungsaufwandes nicht erforderlich. Die Referenzbedingungen sind auf eine zweimalige Beprobung (im Frühjahr und Herbst, Kescherbeprobung) im Jahr ausgerichtet. Falls langfristig allerdings nur eine einmalige Beprobung als realistisch angesehen wird, wäre es denkbar, die auf einer Probenahme basierende Bewertung entsprechend anzupassen. Aufgrund der noch wenig umfangreichen Datenlage (Untersuchungen auf der Grundlage von zwei Beprobungen) aus der man Gewichtungsfaktoren belastbar ableiten könnte, wäre eine kurzfristige Implementierung der Option „1 Probenahme“ derzeit aber kaum möglich. Hinweise zur Beprobungsmethodik sind dem Anhang zu entnehmen (Tab. 21).

5.2 Ästuarine Ströme/Flüsse der Marschen (22.3/2) und sandgeprägte Ströme (20), ggf. Flüsse der Marschen „Typ 22.2_hoher Tidehub“

5.2.1 Ästuartypie-Verfahren (AeTV)

Das von KRIEG (2005) zunächst für die Tideelbe entwickelte benthosbasierte AeTV beruht im Grundsatz auf dem methodischen Ansatz des Potamotypie-Indexes (PTI, SCHÖLL et al. 2005) und wurde für die Anwendung in der Tideelbe (Typen T1-Übergangsgewässer, 22.3, 20) angepasst und in den letzten Jahren weiter überarbeitet (Krieg 2007ff). Die Bewertungsmethodik, das AeTV, beruht ebenso wie der für große Ströme, Flussmittelläufe und Bundeswasserstraßen konzipierte PTI (SCHÖLL et al. 2005) auf einem multimetrischen Ansatz. Dieser Ansatz des AeTV sei im Folgenden kurz umrissen. Details lassen sich aus KRIEG (2005 – 2011) entnehmen. Mittels AeTV wird das Ausmaß der „Allgemeinen Degradation“ eines ästuarinen Lebensraumes bewertet. Das Verfahren erfüllt mit der Berücksichtigung der Parameter Artenzahl, strukturelle Zusammensetzung und Vielfalt der Benthosgemeinschaft, Individuenzahl (relative Abundanz) sowie Anteil sensibler Arten die Anforderungen der WRRL.

Zentraler Parameter des AeTV ist der „Aestuar-Typie-Index“ (AeTI). Zusätzlich gehen die Co-Parameter „Mittlere Artenzahl“ und „Alpha-Diversität“ nach FISHER et al. (1943) in die Bewertung ein (KRIEG 2010).

Obligater Bestandteil des AeTI sind typspezifische ästuarine Indikatorarten, die in einer „offenen“ Liste zusammengestellt sind (derzeit $n = 333$ Zeigerarten). Die Gesamtheit dieses Indikatorkollektivs ergibt sich aus historischen und rezenten Nachweisen der Spezies. Alle Zeigerarten sind mit einem Ecowert ausgezeichnet. Über die auf Grundlage von Fachliteratur und Experteneinschätzungen definierten Ecowerte, die zwischen 1,0 und 5,0 liegen, wird die Bindung einer jeweiligen Art zum Lebensraum Ästuar ausgedrückt. Der höchste Ecowert 5,0 signalisiert eine sehr enge Bindung an den Lebensraum, d.h. eine entsprechende Art kann als besonders sensitiv gegenüber Systemveränderungen angesehen werden. Charakterarten mit sehr starker Bindung (stenök) bekommen zudem durch eine Index-interne Gewichtung [$G_i = 2^{(5-W_i)}$, wobei $W_i = (6 - \text{Ecowert } A_i)$] im Vergleich zu euryöken Arten und Gewässerubiquisten eine höhere Bedeutung im Rahmen der Bewertung. Insgesamt errechnet sich der AeTI aus dem gewichteten Mittel der Ecowerte und der relativen Abundanz der in einer Probe vorhandenen Indikatorarten. Die Belastbarkeit des AeTI ist an die Erfüllung bestimmter statistischer Voraussetzungen gekoppelt wie z.B. Homogenität der Stichproben oder einer definierten Mindesttaxazahl etc. (u.a. KRIEG 2005 & 2010).

Das Diversitätsmaß ADF (Alpha-Diversität nach FISHER 1943) beruht auf der für Bundeswasserstraßen angenommenen Modellvorstellung, dass wenige Arten mit hohen und viele Arten mit geringen Individuendichten die Gemeinschaft prägen. Die Berechnung der Alpha-Diversität beruht auf den Variablen „Artenzahl“ und „Abundanz“. Die Kenngröße ADF geht optional über Expertenurteil (gewichtend) in das Gesamtvotum ein.

Die Mittlere Artenzahl (MAZ) ergibt sich aus allen Stichproben einer Probenahmeinheit (van Veen-Greifer, Stechrohre) und soll die strukturelle Diversität widerspiegeln. Die Kenngröße

MAZ geht – ebenso wie der Parameter ADF – optional über Expertenurteil (gewichtend) in das Gesamtvotum ein. Die Einbindung beider Co-Metrics ist im AeTV nicht standardisiert.

Der Geltungsbereich des AeTV inkl. des AeTV+ (s.u.) umfasst das gesamte Ästuar (limnisch bis polyhalin) (KRIEG 2005, KRIEG & BIOCONSULT 2014). Denkbar wäre auch eine Bewertung der Unterläufe großer Nebenflüsse nach AeTV+, wie dies von BIOCONSULT (2009) als Option benannt wurde. Die durchzuführende Anpassung des AeTV+ an die Potenzialbewertung bezieht sich hier allerdings zunächst ausschließlich auf die ästuarinen Gewässertypen. Aufgrund der anzunehmenden hohen strukturellen Vergleichbarkeit der großen Nebenflüsse mit den räumlich assoziierten ästuarinen Abschnitten ist Übertragbarkeit des AeTV (inkl. AeTV+) auch für diese Abschnitte u.E. möglich.

5.2.2 AeTV+

Von den niedersächsischen Fachbehörden wurde eine Überarbeitung des AeTV speziell für die limnischen Gewässertypen der Ästuarie (Typen 22.3, 20) als sinnvoll angesehen. Vor diesem Hintergrund wurde das AeTV 2013 überarbeitet und zum „AeTV+“ erweitert (KRIEG & BIOCONSULT 2014).

Das AeTV+ ergibt sich durch die Modifizierung folgender Aspekte:

- Aktualisierung bzw. Anpassung der Ecowerte (betrifft Kernparameter AeTI)
- Formale Einbindung und Überarbeitung des Co-Metriks Alpha-Diversität
- Formale Einbindung und Erweiterung des Co-Metriks MAZ
- Ergänzung der Bewertungsmethodik um ein Modul „Vorlandgewässer“ (Vorlandgewässerindex - VGBI) und letztendlich
- Aggregation der Teilbewertungen der einzelnen Module zu einem Gesamtergebnis

Abb. 18 zeigt den Aufbau des AeTV+ schematisch in der Übersicht. Details zur Konzeption des AeTV+ können KRIEG & BIOCONSULT (2014) entnommen werden.

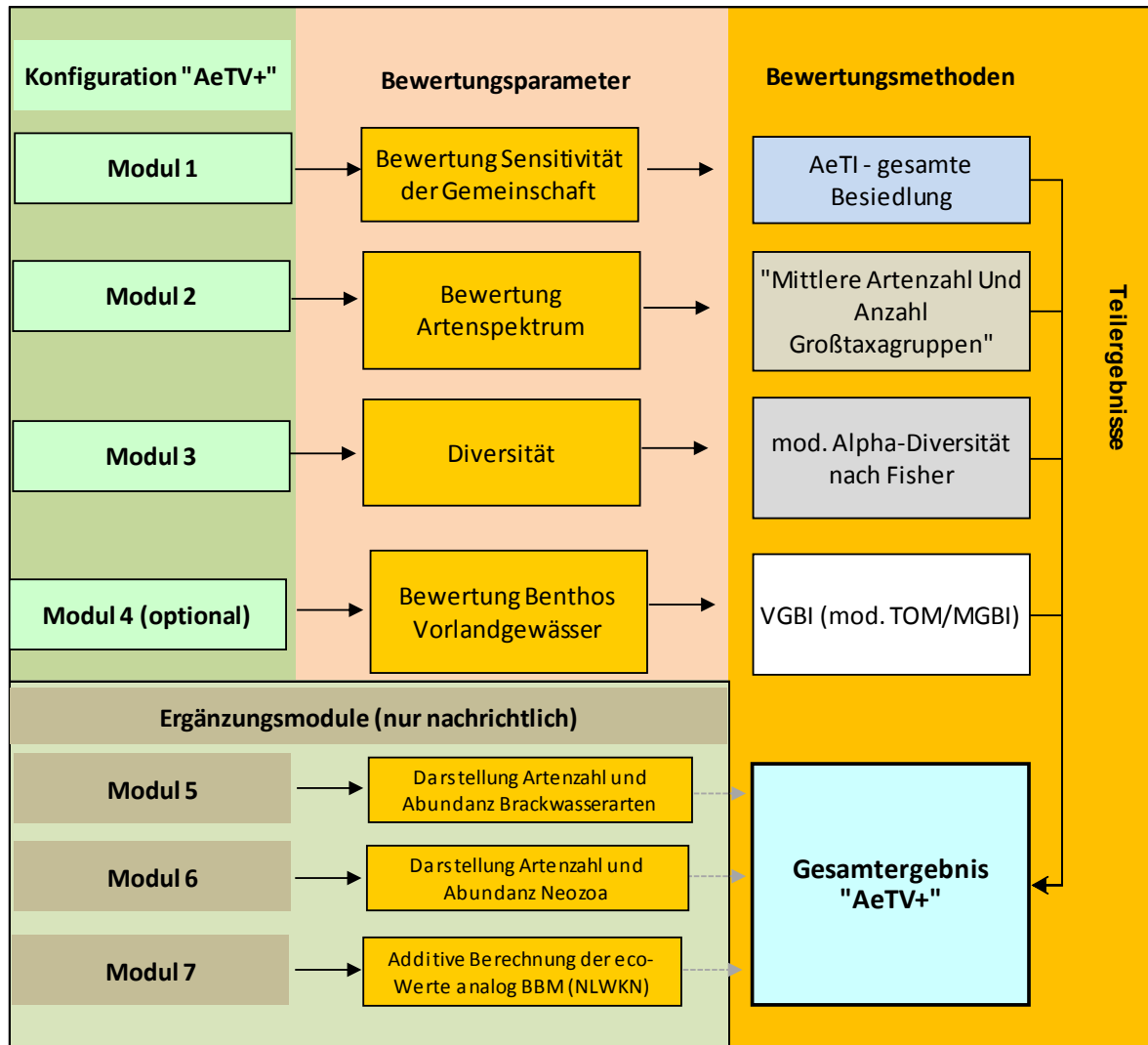


Abb. 18: Aufbau des Bewertungsansatzes für die limnischen Abschnitte der Ästuarie von Ems, Weser und Elbe.

5.2.3 Anpassung des AeTV+ zur Bewertung des ökologischen Potenzials – Definition HÖP/GÖP

Das AeTV+ wurde für die Bewertung des ökologischen Zustands konzipiert. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit soll über das AeTV+ auch eine Bewertung des ökologischen Potenzials ermöglicht werden.

Vor diesem Hintergrund sei vorangestellt, dass eine Anpassung ausschließlich für das Modul „AeTI“ erforderlich ist. Die Referenzwerte der AeTV+-Module Mittlere Taxazahl (MAZ) und Alpha Diversität (ADF) sind bereits aus rezenten Daten abgeleitet und reflektieren also bereits das Potenzial (vgl. KRIEG & BIOCONSULT 2014). Für diese Parameter ist daher keine weitere Anpassung an die Potenzialbewertung notwendig.

Hinweis zur Differenzierung nach Belastungsfallgruppen

Wie oben für den Gewässertyp 22.2 bereits dargestellt, ist ein wesentlicher Bestandteil des LAWA-Ansatzes zur Bestimmung des ökologischen Potenzials die Unterscheidung von Belastungsfallgruppen. Wie für die Übergangsgewässer der Ästuarie (vgl. BIOCONSULT 2014) und für die Marschengewässer des Typs 22. dargestellt, ist u.E. auch für die süßwassergeprägten ästuarinen Gewässertypen eine Differenzierung nach Fallgruppen nicht zwingend. Zum einen existiert nur eine sehr überschaubare Anzahl solcher Gewässertypen (Typen 20, 22.3/2) und zum anderen unterliegen/unterliegen die Ästuarie vergleichbaren Nutzungsansprüchen, die eine weitere Kategorisierung über die Belastungskulisse nicht erforderlich erscheinen lassen. Die Nutzungen haben zu weitgehend gleichsinnigen hydromorphologischen Veränderungen bzw. Verlusten ästuarischer Lebensräume geführt (s. Kap. 3).

In diesem Zusammenhang ist jedoch anzumerken, dass die vergleichbare Nutzungsintensität der Tideems, v.a. in deren inneren Ästuar (als ästuariner Typ 22.2), im Vergleich zur Weser und Elbe zu einer wesentlich stärkeren stofflichen Belastung (Sauerstoffdefizite, Schwebstoffe) geführt hat. Trotz dieser Unterschiede ist es u.E. aber nicht erforderlich, die Ems als eine eigene „Belastungsgruppe (SFF/SSG)“ einzustufen und damit ein spezifisches Emspotenzial zu definieren. Dies erscheint auch deshalb plausibel, da nicht auszuschließen ist, dass mögliche Maßnahmen (z.B. BOS et al. 2012) die pessimalen Rahmenbedingungen wieder deutlich verbessern können und damit u.U. ein der Weser vergleichbares ökologisches Potenzial auch wieder für die Ems erreichbar ist.

Anpassung des Moduls AeTI

Die Anpassung des AeTI an das ökologische Potenzial erfolgt nach KRIEG (2006), „[...] *zum einen über den Umbau der „Offenen Artenliste“ (als interne Referenz des sehr guten ökologischen Zustands), und/oder zum anderen über die Verschiebung der Klassengrenzen bei der Bestimmung des jeweiligen Bewertungsniveaus. D.h., das „höchste bzw. gute“ ökologische Potenzial wird über eine Spreizung der Klassengrenzen gesteuert. Als verbindliches Analogon für das „gute“ ökologische Potenzial sollte der „mäßige“ ökologische Zustand eingesetzt werden; d.h., es findet eine Verschiebung um etwa eine Klasse statt. Diese Vorgehensweise ist auch deshalb plausibel, weil vor dem Hintergrund des Nutzungsdrucks, dem die Tideelbe ausgesetzt ist, nicht davon auszugehen ist, dass sich durch Maßnahmen wieder eine historisch vielfältige Bodenfauna auf einem „sehr guten“ ökologischen Zustand (historische Situation) einstellen wird. [...]*“. Dem von KRIEG (2006) beschriebenen Ansatz wird im Rahmen des vorliegenden Berichtes Rechnung getragen. Die Vorgehensweise zur Festlegung des HÖP/GÖP bzw. zur Bewertung des ökologischen Potenzials wird im Folgenden zusammenfassend erläutert.

Artenspektrum, Taxaliste (Modul AeTI)

Die Referenzbedingungen des Bewertungsverfahrens AeTV (fokussiert auf das AeTI-Modul) waren in der ursprünglichen Konzeption auf die Bewertung des Potenzials ausgerichtet, dabei wurden für die ästuarinen Gewässertypen keine eigenen Referenzbedingungen abgeleitet (KRIEG 2005, 2006). In frühzeitigen Abstimmungen wurde der Ansatz der Potenzialbetrachtung revidiert und den Erfordernissen an die Bewertung des ökologischen Zustands angepasst. Die Taxaliste, die der Bewertung des ökologischen Zustands zu Grunde liegt, wurde erweitert und die Klassengrenzen des Moduls AeTI gegenüber der ursprünglichen Version strenger ausgelegt. Vor dem Hintergrund

der Tatsache, dass die Ursprungsversion bereits auf die Bewertung des Potenzials ausgerichtet war, ist es sinnvoll diese Grundlage zu nutzen.

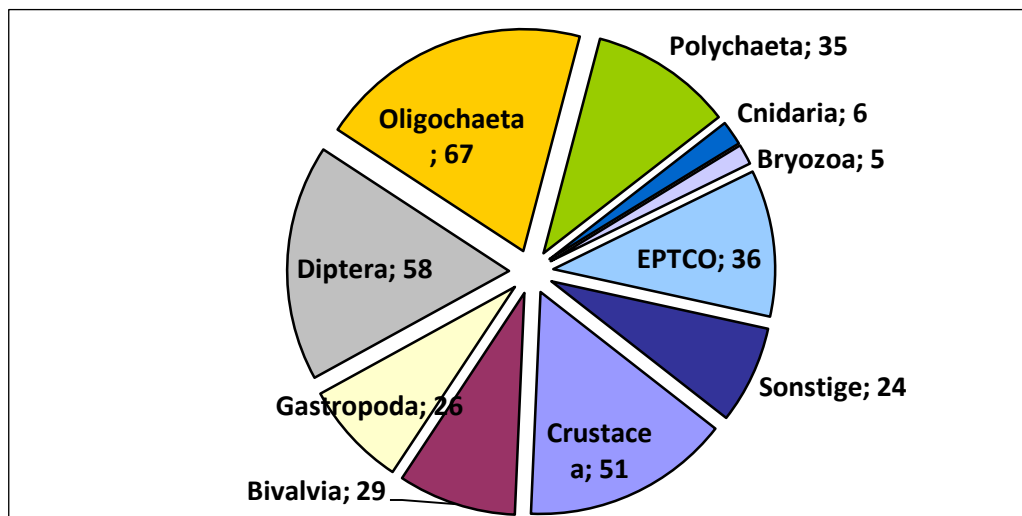


Abb. 19: Verteilung der Artenzahlen der ästuarinen Referenz-Taxaliste (vgl. KRIEG 2011) auf die taxonomischen Großgruppen, als Grundlage für die Bewertung des ökologischen Zustandes nach AeTV. Gemeinsame Liste für alle ästuarinen Gewässertypen bzw. Wasserkörper. EPTCO = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Odonata.

Die ästuarine Taxaliste als Grundlage für die Bewertung des ökologischen Zustands umfasste bis 2011 337 Taxa (vgl. KRIEG 2011, Abb. 19), die sich auf 20 Großtaxagruppen aufteilen. Die Gruppen der Oligochaeta und der Diptera sind dabei am zahlreichsten vertreten. **Hinweis:** Für das gesamte Ästuar (inkl. der limnischen Typen 20 & 22.3) umfasst die Indikator-Taxaliste aktuell 415 Taxa.

Im Hinblick auf das Besiedlungspotenzial der HMWB-klassifizierten ästuarinen Gewässertypen wurden von KRIEG (2005) solche Arten benannt, deren regelmäßiges Vorkommen unter den aktuellen hydromorphologischen Rahmenbedingungen und Nutzungen als unwahrscheinlich angesehen wurden. Hierzu gehörten v.a. Arten aus der Gruppe der Insekten oder der Mollusken (Schnecken & Muscheln). Damit reduziert sich, bezogen auf das gesamte Ästuar (inkl. der limnischen Typen 20 & 22.3), die „aktive“ Indikator-Taxaliste auf 216 Taxa, die Gesamtliste umfasst weiterhin aktuell 415 Taxa (s.o.).

Es ist anzumerken, dass die vergleichsweise deutlichen Unterschiede zwischen der Referenztaxaliste und der „reduzierten Taxaliste“ des ökologischen Potenzials auf der Bewertungsebene nicht relevant sind (**Hinweis:** die beschriebenen Anpassungen des Artenspektrums haben eher nachrichtlichen Wert, auch um zu verdeutlichen, dass die stark veränderten Übergangsgewässer eine gegenüber dem historischen Zustand artenärmere Benthosgemeinschaft aufweisen).

Aufgrund der Konzeption des AeTI-Moduls, dessen Ergebnis auf einer relativen Verrechnung der artspezifischen Eco-Werte beruht (vgl. Kap. 5.2.1), ist zur Erreichung des HÖP ein Vorkommen aller Taxa der Liste nicht erforderlich. Im Rahmen des Moduls AeTI wird v.a. die Präsenz von Taxa, die als sensitiv (also mit Eco-Werten von 4 oder 5) klassifiziert wurden, positiv bewertet.

Neben der letztlich aber nicht bewertungsrelevanten Anpassung der offenen Taxaliste an das ökologische Potenzial der ästuarinen Gewässertypen (20, 22.3), werden des Weiteren die Klassengrenzen des AeTI für die Bewertung des ökologischen Potenzials weniger streng definiert. Die Festlegung der Potenzialklassen erfolgt, wie oben beschrieben, in Anlehnung an KRIEG (2005, 2006).

Die AeTI-Klassen wurden nach KRIEG (2006ff) EQR-Werten zugeordnet. Die Einteilung der Klassengrenzen zur Feststellung des EQR orientierte sich an den in der WRRL genannten normativen Begriffsbestimmungen. Analog den Formulierungen „vollständig“ oder „nahezu“ bzw. „geringfügige“ Abweichungen wurde die Klassenbreite dementsprechend eng gesetzt (Tab. 11). Auf Linearität der Skalierung wurde nach KRIEG (2006) a priori verzichtet, da biologische Prozesse fast ausnahmslos nicht linear verlaufen.

Tab. 11: Festlegung des „Ecological Quality Ratio“ (= EQR) nach KRIEG (2007).

Normative Begriffsbestimmung (REFCOND 2.3) (Zitat)	Ähnlichkeit zur internen Referenz (vgl. Offene Liste der eco-Arten)	Festlegung des EQR
..vollständig oder nahezu.., kaum Abweichungen	≥ 92,5 %-ige Übereinstimmung	≥ 0,925
.. geringfügige Abweichung..., Anzeichen für anthropogene	≥ 80 %-ige Übereinstimmung	≥ 0,8 - < 0,925
...mäßige Abweichung, größere Anzeichen anthropogener	≥ 55 %-ige Übereinstimmung	≥ 0,55 - < 0,8
... erhebliche Abweichung..	≥ 27,5 %-ige Übereinstimmung	≥ 0,275 - < 0,55
...große Teile der Biozöosen fehlen...	< 27,5 %-ige Übereinstimmung	< 0,275

Die Festlegung der Klassengrenzen für den Zustand/Potenzial des AeTI basiert auf einem expert judgement. Da sich im Laufe der Methodenentwicklung die AeTI-Klassengrenzen gegenüber 2006 verändert haben (vgl. KRIEG 2007ff, s. Tab. 12), wurden – analog zur Veränderung der AeTI-Zustandsklassen – in einem ähnlichen Verhältnis auch die von KRIEG 2006 definierten Klassengrenzen angepasst, dies erfolgte im Rahmen der vorliegenden Arbeit in Absprache mit H.-J. Krieg. Demnach wird die bisherige Grenze zwischen mäßigem und gutem ökologischem Zustand, die bei AeTI = 1,8 liegt, für die Potenzialbewertung bei einem AeTI = 2,3 definiert. Entsprechende Skalenverschiebungen gelten auch für die übrigen Qualitätsklassen.

Tab. 12 zeigt die AeTI-Zuordnung zu den Qualitätsklassen des ökologischen Zustands und die hier durchgeführte Anpassung an das ökologische Potenzial.

Tab. 12: Klassengrenzen AeTI zur Bewertung des ökologischen Zustands und ökologischen Potenzials und assoziierter EQR-Wert (in Anlehnung an KRIEG 2006 und KRIEG 2013 schriftl.).* = hier verwendetet Potenzialklassen - angepasst an die Revision der Zustandsklassen KRIEG 2007ff. Die AeTI-Klassen gelten Gewässertyp übergreifend.

Klassengrenzen nach Krieg 2006		Nach Krieg 2007ff, Revision		EQR nach AeTV
AeTI-Zustand	AeTI-Potenzial	AeTI-Zustand	AeTI-Potenzial *	
1 - 1,9		1 - 1,3	1 - 1,6	0,925 - 1
1,91 - 2,6	<1,9	>1,3 - 1,8	>1,6 - 2,3	0,8-<0,925
2,61 - 3,4	2,91 - 3,6	>1,8 - 2,8	>2,3 - 3,3	0,55-<0,8
3,41 - 4,1	3,61 - 4,3	>2,8 - 3,9	>3,3-4,4	0,275-<0,55
4,11 - 5	4,31 - 5,0	>3,9 - 5,0	>4,4 - 5,0	<0,275
		5	5	0

Die von KRIEG (2006) definierte dargestellte Zuordnung von Ähnlichkeitswerten (bezogen auf den AeTI) sowie die nicht lineare EQR-Skalierung für den AeTI bleibt auch für die Bewertung des Potenzials unverändert (Tab. 12, Tab. 11). Abb. 20 (oben) veranschaulicht die beschriebene Skalenverschiebung der ÖZ-Klassen zu ÖP-Klassen grafisch.

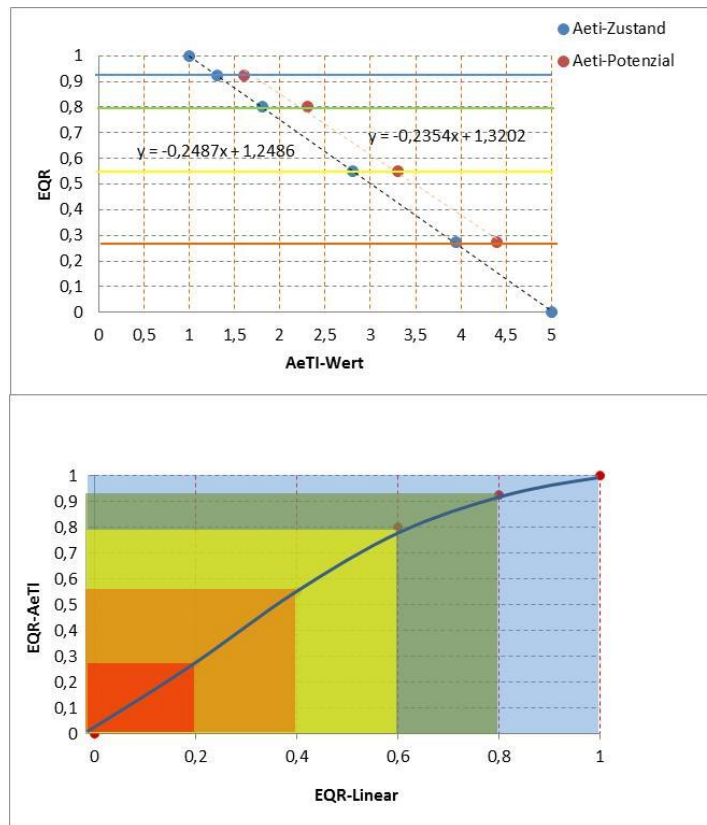


Abb. 20: Bild oben: Zuordnung der AeTI-Werte zu einem EQR_{AeTI} -Wert . Die Zuordnung differenziert zwischen AeTI-Klassengrenzen des ökologischen Zustands (ÖZ) und des ökologischen Potenzials (ÖP). Bild unten: Transformation der nicht linearen AeTI- EQR-Klassengrenzen auf äquidistante Klassengrenzen.

Anpassung der Co-Metrics

Das AeTV+ umfasst neben dem AeTI-Modul weitere Metrics die für die Bewertung herangezogen werden. Hierbei handelt es sich um den Parameter Taxazahl inkl. Anzahl der Großtaxagruppen (MAZ), sowie um die Alpha-Diversität (ADF). Ergänzend wurde in der Neukonzeption des AeTV+ auch der sogenannte Vorlandgewässerindex (VGBI) ergänzt. Letzterer ist optional und soll v.a. für solche Gewässerstrukturen eingesetzt werden, die mittels AeTV+ nicht belastbar bewertet werden können. Hierzu könnte z.B. die Bewertung zukünftiger Maßnahmen (Anlage strömungsarmer Seitengewässer) gehören.

Im Rahmen der Erarbeitung des AeTV+ wurden die genannten Co-Metrics, die in der originalen Version des AeTV nur über expert judgement einbezogen wurden, so formalisiert und z.T. modifiziert, dass sie mit dem Ergebnis des AeTI-Moduls verrechnet werden können. Das Vorgehen ist bei KRIEG & BIOCONSULT (2014) ausführlich beschrieben und soll hier nicht noch einmal wiederholt werden.

Die definierten Grenzen für die Qualitätsklassen „schlecht“ bis „sehr gut“ basieren bereits ausschließlich auf rezenten Daten, so dass die Referenzwerte für gut und besser bereits das Potenzial (HÖP/GÖP) und nicht einen unbeeinflussten ökologischen Zustand widerspiegeln. Insofern war anders als für das AeTI-Modul (s.o.) eine weitere Anpassung dieser Parameter nicht erforderlich. Die derzeit vorliegenden Berechnungsblätter für die Parameter können unverändert auch für die Potenzialbewertung verwendet werden. Die Tab. 13 und Tab. 14 zeigen gewässertypspezifisch die Klassengrenzen für die Metric Taxazahl und Diversität.

Tab. 13: Klassengrenzen für das Metrik Taxazahl (MAZ) für die ästuarinen Gewässertypen 22.3 (Ströme der Marschen) und 20 (sandgeprägter tidebeeinflusster Strom). MAZ = Mittelwert/Transekt aller eco-indizierten Arten/Taxa und nicht indizierten Arten.

MAZ AETV-Klassen Typ 20	MAZ AETV-Klassen Typ 22.3	Qualitätsklasse
>32	>30	sehr gut
25 - 32	22 - 30	gut
13 - <25	11 - <22	mäßig
6 - <13	5 - <11	unbefriedigend
< 6	< 5	schlecht

Tab. 14: Klassengrenzen für das Metrik „Alpha-Diversität“ (ADF) für die ästuarinen Gewässertypen 22.3 (Ströme der Marschen) und 20 (sandgeprägter Strom).

α -Diversität AETV-Klassen Typ 20	α -Diversität AETV-Klassen Typ 22.3	Qualitätsklasse
>12,69	>12,49	sehr gut
9,5 - 12,69	9,31 – 12,49	gut
5,61 - <9,5	5,31 - <9,31	mäßig
3,11 - <5,61	2,81 - <5,31	unbefriedigend
<3,11	<2,81	schlecht

VGBI

Die Konzeption des VGBI lehnt sich eng an die Bewertungsmethodik für tideoffene und nicht tideoffene Marschengewässer an (TOM-Index, MGB-Index, vgl. BIOCONSULT 2009, 2013). Die Grundzüge der Bewertungsverfahren für Marschengewässer wurden bereits in Kap. 3.1 beschrieben und sollen hier nicht wiederholt werden. Bewertet wird letztlich die Gemeinschaftsstruktur über die artspezifische Indizierung (Ecowerte) von Sensitivität bzw. Toleranz gegenüber Lebensraumveränderungen. Hierbei ist hervorzuheben, dass die Spannweite zwischen der Einstufung „sehr sensitiv“ bis „sehr tolerant“ (Ecowerte 5 – 1) für die in Vorlandgewässern (analog zu den Marschengewässern) zu erwartenden Spezies vergleichsweise eng zu fassen ist, da es sich ganz überwiegend um stillgewässertypische bzw. strömungsindifferente Arten und damit insgesamt um vergleichsweise anspruchslosere Taxa handelt. Die Herleitung der Referenzbedingungen des VGBI basiert ausschließlich auf rezenten Daten aus nicht natürlichen Habitaten, somit reflektiert die Bewertung letztlich nicht auf den „ökologischen Zustand“, sondern bezieht sich bereits auf das „ökologische Potenzial“.

Tab. 15: Übersicht über die AeTV+-Bewertungsmodule und deren Beitrag zur Gesamtbewertung.

AETV+	Anteil an Gesamtbewertung %
Modul AeTI	53
Modul MAZ _{NGT}	37
Modul ADF	10
VGBI	abhängig vom Flächenanteil
$(EQR_{M1-3} * (10-G*0,1) + EQR_{M4} * (G*0,1)) / 10$ <p><i>(G= Gewichtungsfaktor %-Anteil des Vorlandgewässers)</i></p>	

5.2.4 Erforderliche Datengrundlage (AeTV+)

Für die Potenzialbewertung mittels AeTV+ ist eine Modifizierung des bisherigen Untersuchungsaufwandes nach AeTV nicht erforderlich. Die Beprobung schließt Stechrohrproben (Durchmesser ca. 4,5 cm) zur Erfassung der kleinen Benthosorganismen (250 µm-Fraktion) und van Veen Greiferproben (0,1 m²) zur Erfassung des Makrozoobenthos (> 500 µm-Fraktion) ein. Die Anzahl der Stationen (8 +/-1), Greiferproben (14 - 18) und Stechproben (28 – 36) je Messstelle ist festgelegt und sollte zur Gewährleistung einer belastbaren und vergleichbaren Bewertung eingehalten werden. Einige Hinweise zur Untersuchungsmethodik sind dem Anhang bzw. im Detail KRIEG & BIOCONSULT (2014) zu entnehmen.

6. Bewertungsergebnisse

6.1 TOM-Index-Potenzial

Alle im Zeitraum 2009 bis 2013 untersuchten Messstellen in tideoffenen Marschengewässern wurden auf der Grundlage des an die Potenzialbewertung angepassten TOM-Index bewertet. Dabei wurde hier zunächst nicht zwischen Gewässern mit geringem Tidehub (dem eigentlichen Geltungsbereich des TOM-Index) und Gewässern mit hohem Tidehub (vorrangig Bewertung mit AeTV+ bzw. „Übertragung“ des ästuarinen Ergebnisses auf den Unterlauf der Nebengewässer) unterschieden. Letztere wurden aber testweise über die Gewichtung „Tidehubbonus“ bewertet; auf die mögliche Alternativbewertung mittels TOM-Index wurde oben hingewiesen.

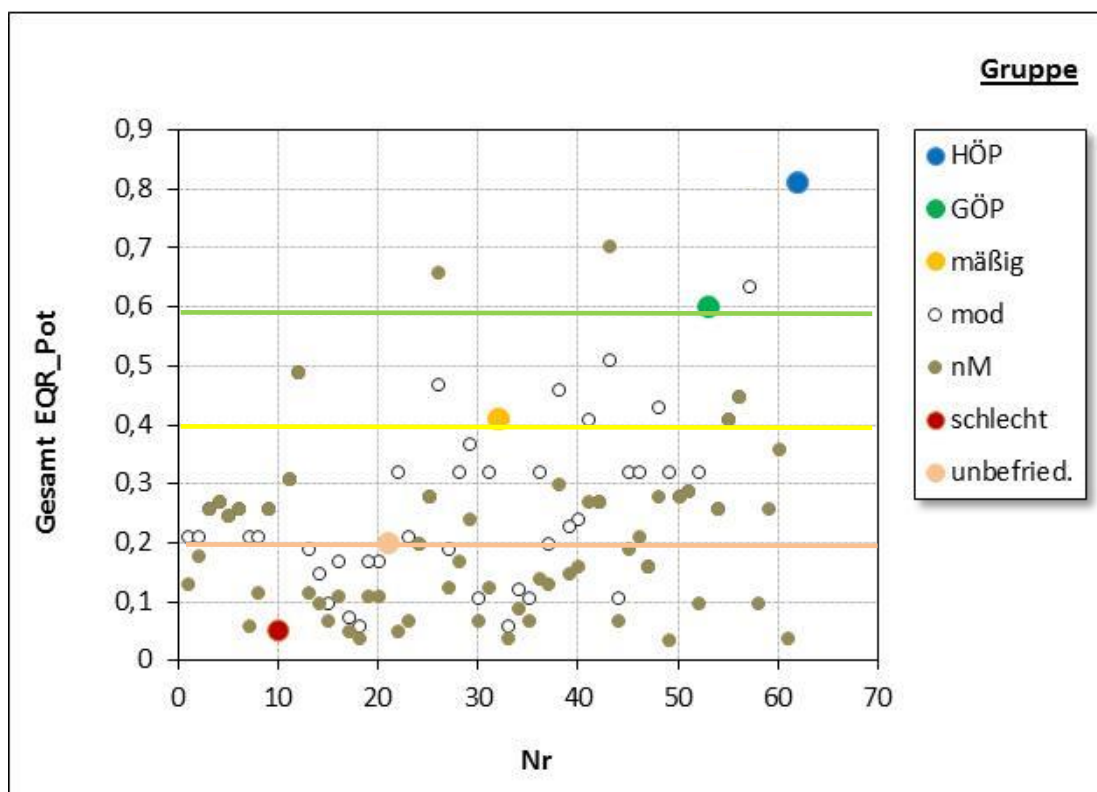


Abb. 21: Bewertungsergebnisse (EQR) nach TOM-Index (Daten 2009 – 2013), differenziert für Ergebnisse ohne Tidehubbonus (nM – nicht modifiziert) und für Ergebnisse mit Tidehubbonus (modifiziert durch Tidehub, BBM-Index, und/oder Option „Diptera/Oligochaeta“). Farbige Punkte: Orientierungswerte für die Potenzialklassen.

Abb. 21 zeigt einen Gesamtüberblick über die ermittelten EQR-Werte für das ökologische Potenzial, differenziert zwischen nicht modifiziertem und modifiziertem Ergebnis. Die Modifikationen beruhen auf der Berücksichtigung des BBM-Index, des Tidehubbonus und/oder aufgrund der optionalen „Oligochaeta/Diptera“-Betrachtung. Orientierend sind die Klassengrenzen zu den Qualitätskategorien schlecht bis HÖP dargestellt.

Für die meisten Ergebnisse wird ein „unbefriedigendes“ und im Fall der Ems und deren größere Nebengewässer z.T. auch ein „schlechtes Potenzial“ ausgewiesen, dieser Status wird im Falle der Ems auch durch Berücksichtigung des Tidehubbonus nicht verlassen. Einige Messstellen erreichen ein „mäßiges Potenzial“. Für die Ochtum und Huchtinger Fleet, die aufgrund ihrer hohen Taxazahl zunächst als „gut“ bewertet wurden, ist über die Abwertung durch den BBM-Index nur das „mäßige Potenzial“ ausgewiesen. Lediglich eine Messstelle (Stör bei Wittenbergen) wird nach TOM-Index (inkl. BBM) als „gut“ bewertet. Die Übersicht über die Bewertungsergebnisse ist dem Anhang zu entnehmen (Tab. 22).

6.2 AeTV+ -Potenzial (für die ästuarinen Gewässertypen 20, 22.3/2)

Die Tab. 16 bis Tab. 18 geben eine Übersicht über die Ergebnisse der Potenzialbewertung für die ästuarinen Gewässertypen 20, 22.3/2 auf der Grundlage der vorliegenden Daten. Es sei angemerkt, dass nicht alle Datensätze AeTV-konform erhoben wurden. Auf der Grundlage der Daten zeigt sich, dass für die Weser und Elbe (Wasserkörper übergreifend) ein mäßiges Potenzial ermittelt wurde. Im Vergleich weist die Elbe (EQR-Werten aggregiert 0,57/0,516) aber ein (graduell) besseres Ergebnis auf als die Weser (EQR-Werte aggregiert 0,44). Die Ems wird über den AeTV+ als schlecht eingestuft, wobei aufgrund der sehr geringen Besiedlungskennwerte die Voraussetzung für ein abgesichertes Ergebnis nicht erfüllt wurden.

Tab. 16: Bewertungsergebnisse für die Tideweser (Typ 22.3) nach AeTV+, differenziert nach Messstellen (km) und Untersuchungsjahren. (* = nur fünf Probenahmeinheiten bei km 17 + km 30 zusammen, daher aggregiert berechnet).

Tideweser Typ 22.3	2007 EQR	2011 – EQR*	2012 – EQR*
km 17	0,492	-	-
km 30	0,336	-	-
Gesamt	0,414 (Mittelwert aus km 17 & 30)	0,515	0,401
Potenzial	mäßig	mäßig	mäßig
Aggregiert 2007 - 2012 Mittelwert		EQR	0,44 mäßig

Tab. 17: Bewertungsergebnisse für die Tideelbe (Typen 20, 22.3) nach AeTV+, differenziert nach OWK (Ost, West) und Untersuchungsjahren.

Elbe	2007 EQR	2010 – EQR	2012 – EQR
Ost Typ 20	0,527	0,593	0,589
Potenzial	mäßig	mäßig	mäßig
West Typ 22.3	0,459	0,521	0,569
Potenzial	mäßig	mäßig	mäßig
Aggregiert 2007 - 2012 (Ost/West)		EQR	0,57/0,516
Mittelwert			mäßig

Tab. 18: Bewertungsergebnisse für die Tideems (Typ 22.2) nach AeTV+, differenziert nach OWK und Untersuchungsjahren. Hinweis: Ergebnis ohne Modul AeTI, da nicht gültig, Voraussetzung nicht erfüllt, Ergebnis nicht gesichert.

Ems	2011	2012	Aggregiert 2011 - 2012
OWK 03003	0,22	0,21	0,215
Potenzial	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend
OWK 06037	0,182	0,207	0,19
Potenzial	schlecht	unbefriedigend	schlecht

7. Fazit und Ausblick

Nach einer ersten fachlichen Abschätzung scheinen die Bewertungsergebnisse der Verfahren fachlich weitgehend plausibel. Auf der Grundlage zukünftiger Untersuchungen sind die Bewertungsergebnisse aber weiteren Plausibilitätskontrollen zu unterziehen, ggf. auch Nejustierungen durchzuführen.

Die vorläufigen Bewertungsergebnisse verdeutlichen, dass auch auf der Ebene „ökologisches Potenzial“ in Niedersachsen noch Handlungsbedarf zur Erreichung des Bewirtschaftungsziels besteht. Zum Teil scheinen die Defizite, bzw. das „Delta“ zwischen aktueller Ausprägung und dem definierten „GÖP“, noch sehr deutlich. Falls nach Umsetzung aller geeigneten und umsetzbaren Verbesserungsmaßnahmen die Referenzwerte für das GÖP fachlich begründet nicht erreichbar erscheinen, wären z.B. die derzeitige Klassengrenze „mäßig/gut“ abzusenken und das GÖP im Einzelfall bzw. gewässerindividuell neu zu definieren.

Literatur

- ARGE ELBE, 1984: Gewässerökologische Studie. Arbeitsgemeinschaft der Länder zur Reinhaltung der Elbe (ARGE ELBE), Hamburg. 64 S.
- BIOCONSULT, 2009: Vorschlag eines WRRL-konformen Bewertungsverfahrens für das Makrozoobenthos tideoffener Marschengewässer in den Einzugsgebiet von Ems, Weser und Elbe. i.A. NLWKN Brake-Oldenburg.
- BIOCONSULT, 2012: Ergebnisse der gewässerkundlichen Untersuchungen im Vorder- und Hinterwerder 2010 sowie Bewertung der Entwicklung seit 1998. Projekt 95.II: Integriertes Erfassungsprogramm Bremen 2010 bis 2013. i.A. haneg Bremen.
- BIOCONSULT, 2014: Definition des Ökologischen Potenzials in Übergangsgewässern Theoretischer Hintergrund und Bewertungsmethoden für die Qualitätskomponenten nach WRRL. i.A. NLWKB Brake-Oldenburg.
- BOS, D., H. BÜTTGER, P. ESSELINK, Z. JAGER, V. DE JONG, H. KRUCKENBERG, B. VAN MAREN, & B. SCHUCHARDT, 2012: De ecologische toestand van het Eems-Estuarium en mogelijkheden voor herstel. A&W rapport 1759. Altenburg & Wymenga/Veenwouden und Programm „Naar een Rijke Waddenzee“/ Leeuwarden (Download auf www.rijkwaddenzee.nl).
- CIS-Guidance-Document, 2005: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance document no. 13. Overall approach to the classification of ecological status and ecological Potenzial. Produced by Working Group 2A
- CIS-Leitfaden, 2002: Leitfaden zur Identifizierung und Auswertung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern. CIS Arbeitsgruppe 2.2
- CLAUS, B., 1998: Länderübergreifendes Schutzkonzept für die Ästuare Elbe, Weser und Ems. - WWF BUND, Bremen: ohne S.
- ESSINK, K., C. DETTMANN, H. FARKE, K. LAURSEN, G. LÜERBEN, H. MARENCIC & W. WIERSINGA, 2005: Wadden Sea Quality Status Report 2004. - Wadden Sea Ecosystem No. 19, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven: 359 S
- GRABEMANN, I., A. MÜLLER & B. KUNZE, 1993: Ausbau der Unter- und Außenweser. Morphologie und Hydrologie. - In: UVP-FÖRDERVEREIN (Hrsg.), Umweltvorsorge für ein Fluß-Ökosystem. Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund: 21-36.
- GRIMM, V., 1999: Stability Properties in the Wadden Sea.- In: S. Dittmann (ed.) The Wadden Sea Ecosystem. Stability Properties and Mechanisms.- Springer-Verlag Heidelberg: 227-259.
- FISHER, R. A., CORBET, A. S. & C. B. WILLIAMS, 1943: The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. - J. Anim. Ecol. 12, 42-58.

- FRANZIUS, L., 1895: Die Korrektio n der Unterweser Bd. 1 und Bd. 2 einschließlich Tiefenkarten der Unter- und Außenweser aus den Jahren 1887, 1890, 1893. - Wilhelm Engelmann Verlag, Leipzig: 32 S.
- HOLM, A., 1989: Ökologischer Bewertungsrahmen Fließgewässer (Bäche). Landesamt für Naturschutz und Landespflege Schleswig-Holstein, Kiel.
- KRIEG, H.-J., 2005: Die Entwicklung eines modifizierten Potamon-Typie-Index (Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von Geesthacht bis zur Seegrenze. F+E-Vorhaben i. A. der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 38 S.
- KRIEG, H.-J., 2006: Prüfung des erweiterten Aestuar-Typie-Indexes (AeTI) in der Tideelbe als geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie im Rahmen eines vorläufigen Überwachungskonzeptes (Biomonitoring). AG: ARGE ELBE – Sonderaufgabenbereich Tideelbe, FH Hamburg/BSU/WGEIbe. 48 S.
- KRIEG, H.-J., 2007: Vorgezogene, überblicksweise Überwachung der Tideelbe – Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tideelbestroms (QK benthische wirbellose Fauna) in 2006. – Gutachten (veröff.) i. A. ARGE ELBE – Sonderaufgabenbereich Tideelbe, FH Hamburg/BSU/WGEIbe, 41 S.
- KRIEG, H.-J., 2010: Untersuchung der wirbellosen Bodenfauna im Rahmen des IKSE-Messprogramms 2009 und Bewertung der OWK Elbe (Ost) und OWK Hafen (Tideelbe). Veröff. Gutachten i. A. IKSE & FH Hamburg/BSU/ Wassergütestelle Elbe, 20 S. + Anhang.
- KRIEG, H.-J., 2011: Überblicksweise Überwachung des Weserästuars anhand der QK benthische wirbellose Fauna. Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper mit dem Ästuartypieverfahren in 2011. Veröff. Gutachten i. A. NLWKN Betriebsstelle Oldenburg/Brake, Dienstgebäude Norderney, –33 S. inkl. Anhang.
- KRIEG, H.-J. (2013b): Überwachung der limnischen Weser anhand der QK benthische wirbellose Fauna. Durchführung der Untersuchung und Bewertung der limnischen Oberflächenwasserkörper mit dem AeTV+ in 2012. Veröff. Gutachten i. A. NLWKN Betriebsstelle Oldenburg/Brake, Dienstgebäude Brake, 18 S.
- KRIEG, H.-J. & BIOCONSULT, 2014: Ein benthosbasiertes Bewertungsverfahren für die Süßwasserabschnitte der Ästuar e von Ems, Weser und Elbe nach EG-WRRL - AeTV+ für ästuarine Gewässertypen 20 und 22.2/3. i.A. NLWKN Aurich, 96 S. + Anhang.
- LANU, 2003: Benthosdaten von Messstellen aus der Stör (Breitenberg, Wittenbergen). Excel tabelle. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- LANU, 2006: Konzept zur Überwachung der Gewässer in den Flussgebietseinheiten Schleswig-Holsteins. Methodenhandbuch Fließgewässer. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- LAWA, 2012: Ableitung überregionaler Bewirtschaftungsziele in den Flussgebietseinheiten mit deutscher Federführung. LAWA- Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung Produktdatenblatt 2.4.6

- MEIER, C., BÖHMER, HAASE, P., LORENZ, A., RAWER-JOST, C., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A., ZENKER, A. & D. HERING, 2006: Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Stand Mai 2006. www.fliessgewaesserbewertung.de
- MLUR, 2012: Handlungsanleitung zur Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Gewässer sowie zur Ableitung des guten ökologischen Potenzials (GöP) für den 2. Bewirtschaftungszeitraum in Schleswig-Holstein.
- NIESEL, V. & C.-P. GÜNTHER, 1999: Distribution of Nutrients, Algae and Zooplankton in the Spiekeroog Backbarrier System. - In: DITTMANN, S. (Hrsg.), The Wadden Sea Ecosystem: Stability Properties and Mechanisms. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 77-94.
- NLWKN, 2008: Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer Teil A Fließgewässer-Hydromorphologie. Wasserrahmenrichtlinie Band 2. Hannover. S. 67-70
- PALUSKA, A., 1992: Geographie und geologische Vorgeschichte der norddeutschen Ästuar, erläutert am Beispiel der Elbe. In: Kausch, H. (Hrsg.): Die Unterelbe – Natürlicher Zustand und Veränderungen durch den Menschen, Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimaforschung der Universität Hamburg, 19, S. 1–32.
- PODRAZKA, P., 2008: Das "Gute ökologische Potenzial". Versuch einer Definition. Ruhrverband Essen, Wassernetz NRW, Vortrag.
- POTTGIESSER, T. & SOMMERHÄUSER, M., 2004: Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., Calmano, W., Wilken, R.-D. & Klapper, H. (Hrsg.): Handbuch der Limnologie. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.
- POTTGIESSER, T. & M. SOMMERHÄUSER, 2008: Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen Deutschlands. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de/download/typologie/>.
- SCHÖLL, F., A. HAYBACH & B. KÖNIG, 2005: Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - Hydrologie und Wasserwirtschaft, 49, Heft 5, 234-247.
- SCHUCHARDT, B. & SCHIRMER, M., 1991: Zur Sedimentationsdynamik in den tideoffenen Bremer Seehäfen. - Die Küste 52: 145–170.
- SCHUCHARDT, B., M. SCHIRMER; G. JANSSEN; S. NEHRING & H. LEUCHS, 1999: Estuaries and Brackish Waters.- Wadden Sea Quality Status Report.- Wadden Sea Ecosystem 9, Wilhelmshaven: 175-186.
- SCHUCHARDT, B., J. SCHOLLE, S. SCHULZE & T. BILDSTEIN, 2007: Vergleichende Bewertung der ökologischen Situation der inneren Ästuar von Eider, Elbe, Weser und Ems: Was hat sich nach 20 Jahren verändert? - In: GÖNNERT, G., B. PFLÜGER & J.-A. BREMER (Hrsg.), Von der Geoarchäologie über die Küstendynamik zum Küstenzonenmanagement. - Coastline Reports 9. 15-26
- VAN DEN BERG, M., 2012: Dutch approach for setting GEP (and MEP) with examples for estuaries. Ministry of Infrastructure and Environment /Rijkswaterstaat.

WIELAND, P., 1993: Deichschutz und Binnenentwässerung im Eidergebiet. - In: DVWK (Hrsg.), Historischer Küstenschutz. Verlag Konrad Wittwer, Stuttgart: 463-486. WORKING GROUP 2.4 – COAST 2003; WORKING GROUP 2A – ECOLOGICAL STATUS (ECOSTAT) 2003

Anhang

Tab. 19: Modellgemeinschaft (Typ 22.2) mit orientierender Referenz-Abundanz (log(CPUE+1)).

Gruppe	HÖP Referenz HMWB _TOM	CPUE	Log(CPUE+1)
BIV	Anodonta cygnea	2	0,48
BIV	Corbicula	50	1,71
BIV	Dreissena polymorpha	3	0,60
BIV	Pisidium	21	1,34
BIV	Pisidium amnicum	2	0,48
BIV	Pisidium casertanum	2	0,48
BIV	Pisidium henslowanum	2	0,48
BIV	Sphaerium corneum	3	0,60
Gas	Acroloxus lacustris	2,7	0,57
Gas	Anisus vortex	4	0,70
Gas	Bithynia leachii	2	0,48
Gas	Bithynia tentaculata	9	1,00
Gas	Gyraulus albus	4	0,70
Gas	Hippeutis complanatus	2	0,48
Gas	Physella acuta	10	1,04
Gas	Planorbis planorbis	2	0,48
Gas	Potamopyrgus antipodarum	18	1,28
Gas	Radix balthica	3,6	0,66
Gas	Stagnicola	2	0,48
Gas	Valvata piscinalis	8,5	0,98
Col	Acilius sulcatus	2	0,48
Col	Halipus	4	0,70
Col	Hydroporus	4	0,70
Col	Hygrotus versicolor	4	0,70
Col	Laccophilus hyalinus	2	0,48
Col	Platambus maculatus	2	0,48
Eph	Baetis vernus	12	1,11
Eph	Caenis horaria	6	0,85
Eph	Caenis luctuosa	6,5	0,88
Eph	Caenis robusta	2	0,48
Eph	Cloeon dipterum	21	1,34
Eph	Ephemera danica	2	0,48
Eph	Procloeon bifidum	2	0,48
Trich	Anabolia nervosa	3	0,60
Trich	Cyrnus trimaculatus	2	0,48
Trich	Ecnomus tenellus	5,5	0,81
Trich	Limnephilus lunatus	4	0,70
Trich	Mystacides nigra	2	0,48
Trich	Polycentropus flavomaculatu	2	0,48

Tab. 20: Fortsetzung Modellgemeinschaft (Typ 22.2) mit orientierender Referenz-Abundanz (log(CPUE+1)).

Gruppe	HÖP Referenz HMWB _TOM	CPUE	Log(CPUE+1)
Crus	Asellus aquaticus	7	0,90
Crus	Corophium lacustre	2	0,48
Crus	Gammarus	65	1,82
Crus	Gammarus pulex	4	0,70
Crus	Gammarus zaddachi	55	1,75
Crus	Neomysis integer	6,5	0,88
Crus	Proasellus coxalis	32	1,52
Crus	Gammarus tigrinus	65	1,82
Odo	Calopteryx splendens	3	0,60
Odo	Coenagrion puella / pulchellum	3	0,60
Odo	Ischnura elegans	4	0,70
Plec	Nemoura cinerea	3	0,60
Plec	Nemoura avicularis	3	0,60
Oli	Limnodrilus	82	1,92
Oli	Limnodrilus claparedeanus	330	2,52
Oli	Limnodrilus hoffmeisteri	1250	3,10
Oli	Limnodrilus profundicola	21	1,34
Oli	Limnodrilus udekemianus	240	2,38
Oli	Potamothrix	5	0,78
Oli	Potamothrix hammoniensis	222	2,35
Oli	Psammoryctides barbatus	23	1,38
Oli	Tubifex	50	1,71
Oli	Tubifex tubifex	200	2,30
Oli	Tubificidae	1250	3,10
Dip	Ceratopogoninae / Palpomyiinae	4	0,70
Dip	Chaoborus	2,3	0,52
Dip	Chironomidae	61,5	1,80
Dip	Chironomus plumosus agg.	3,5	0,65
Dip	Chironomus thummi agg.	18,9	1,30
Dip	Glyptotendipes pallens	3	0,60
Dip	Orthocladiinae	4	0,70
Dip	Paratendipes albimanus	4	0,70
Dip	Procladius	8	0,95
Dip	Prodiamesa olivacea	3	0,60
Dip	Simulium	4	0,70
Dip	Tanypodinae	6,5	0,88
Het	Hesperocorixa sahlbergi	3	0,60
Het	Micronecta	4	0,70
Het	Notonecta glauca	3	0,60
Het	Sigara falleni	5	0,78
Het	Sigara lateralis	3	0,60
Het	Sigara striata	20	1,32
Hir	Erpobdella octoculata	10	1,04
Hir	Helobdella stagnalis	10	1,04
Hir	Piscicola geometra	7	0,90
Hir	Dendrocoelum lacteum	2	0,48
Tur	Dugesia lugubris	2	0,48

Tab. 21: Übersicht Monitoringanforderungen nach TOM-Index (BIOCONSULT 2009)

- 2malige Probenahme im Frühjahr (April) und Spätsommer/Herbst (September/Oktober).
- Für die Gewässer der Kategorien ‚B‘ und ‚Ab‘ ist die Probenahme mittels geeigneten Keschers (vgl. Perloides) durchzuführen. Optional/ergänzend wäre eine Entnahme von Sedimentproben mittels Stechröhren/Greifer (analog zur AeTV-Methodik vgl. Krieg 2007) denkbar, dies kann vornehmlich für die Gewässer der Kategorien Ab, Ba der Fall sein. Letztere Beprobung ist aus derzeitiger Sicht für die Bestimmung des ökologischen Zustandes jedoch nicht zwingend. Für die Potenzialbestimmung könnte eine entsprechende Beprobung sinnvoll sein.
- Es ist wichtig, dass es sich nicht um eine ‚zufällige‘ Probenahme handelt. Die an einer Messstelle besiedlungsrelevanten Habitate sind gezielt zu untersuchen. Zur Vergleichbarkeit soll die Probenahme an einer Messstelle zeitlich begrenzt werden (ca. 20 min). Anzahl und Art der beprobten/vorhandenen Habitate sollte dokumentiert werden. Dies kann dann eine Defizitanalyse bzw. eine optimierte Planung möglicher Verbesserungsmaßnahmen unterstützen.
- Die Aussortierung des Fanges kann entweder vor Ort oder im Labor erfolgen.
- Abundanzen: Angabe der Fangzahlen je Art/Taxon als CPUE ohne Flächenbezug; **alternativ** sind auch artspezifisch Abundanzschätzungen nach DIN möglich, wobei dann eine Rücktransformation erforderlich ist, in dem der Abundanzwert der jeweiligen Klassenmitte in die Bewertung eingeht. Das bedeutet bei Vergabe der Abundanzklasse 1 (= 1 – 2 Ind.) würde der entsprechenden Art der Wert 1,5 Ind. zugeordnet werden, bei Vergabe der AK 6 (= 301 – 1000 Ind.) würde der entsprechende Art der Wert 650 Ind. zugeordnet werden. Die Abundanzklasse 7 (>1000 Ind.) wäre in 1500 Ind. zu transformieren.
- Taxonomie: die Ansprache sollte möglichst bis zur Art erfolgen; für die formale Bewertung des ökologischen Zustandes ist die taxonomische Ansprache auf Artebene bei den Gruppen ‚Aufwuchstaxa‘, Oligochaeta und Diptera nicht zwingend erforderlich (bzw. sollte sich an der Tiefenschärfe der operationellen Taxaliste – Perloides - orientieren). Für eine zukünftige Potenzialbestimmung ist höhere taxonomische Aufschlüsselung der oben genannten Großtaxa ggf. sinnvoll (vornehmlich für die Gewässer der Kategorie Ab, Ba). Erforderlich ist die Feststellung der Anzahl der Großtaxa an einer Messstelle.
- Begleitparameter (Größe des Gewässers, Strömung, Sedimenttyp, Uferbeschaffenheit etc.) sollten dokumentiert werden.
- Die Beprobung mittels Kescher ist um Tideniedrigwasser durchzuführen, für die optionale Entnahme von Sedimentproben zur Bearbeitung sind je nach Bedingungen eulitorale Proben im Bereich unterhalb MTHW und/oder im Sublitoral zu entnehmen (vgl. Vorgehen zum Marschengewässermonitoring der NLWKN)

Tab. 22: Vorläufige Bewertungsergebnis nach TOM-Index_Potenzial

MS	Jahr	Tidehub-Kat	Anzahl PN	Taxa gesamt/ Eco	Anzahl GT-Gruppen	Option BBM	Gesamt EQR_Pot	Potenzial-Klasse	Gesamt EQR_Pot_mod.	Potenzial-Klasse_mod
Aper Tief Detern	2009	1	1	16/16	5		0,13	schlecht	0,21	unbefriedigend
Aper Tief Detern_ges12	2012	1	2	22/21	6		0,18	schlecht	0,21	unbefriedigend
Aue	2012	2	2	18/17	8		0,26	unbefriedigend	nein	-
Aue Godenholter Tief	2013	1	1	18/17	8		0,27	unbefriedigend	nein	-
Aue_Loh	2009	1	1	21	8		0,247	unbefriedigend	nein	-
Aue-God	2010	1	1	17/17	8		0,26	unbefriedigend	nein	-
Barseler Tief Detern-Scharrel_2010	2010	1	1	10	3		0,06	schlecht	0,21	unbefriedigend
Barseler Tief Detern-Scharrel_ges12	2012	1	2	20/18	4	0	0,115	schlecht	0,21	unbefriedigend
Bützflether SE*	2012	6	1	9/7	2	0	0,036	schlecht	0,21	unbefriedigend
Delme Scw. Stau	2009	2	1	20/20	7		0,26	unbefriedigend	nein	-
Delme Scw. Stau	2012	2	2	14/14	9		0,31	unbefriedigend	nein	-
Delme Scw. Stau	2013	2	2	59/52	9	18,5	0,49	mäßig	nein	-
Ems Herbrum_ges12	2012	6	2	8/6	4		0,117	schlecht	0,19	schlecht
Ems Pap_ges12	2013	6	2	5/5	2		0,1	schlecht	0,15	schlecht
Ems Rhed_ges12	2013	6	2	4/3	2		0,07	schlecht	0,1	schlecht
Ems Weener_ges12	2012	6	2	4/4	4		0,11	schlecht	0,17	schlecht
Ems_Herbr_ges11	2011	6	2	4/3	2		0,05	schlecht	0,076	schlecht
Ems_Pap_ges11	2011	6	2	1/1	1		0,04	schlecht	0,06	schlecht
Ems_Rhed_ges11	2011	6	2	6/6	3		0,11	schlecht	0,17	schlecht
Ems_Wee_ges11	2011	6	2	4/4	4		0,11	schlecht	0,17	schlecht
Este*	2012	5	1	11/8	2		0,05	schlecht	0,32	unbefriedigend
Freiburger Schl.-Fl*	2012	6	1	10/10	2		0,07	schlecht	0,21	unbefriedigend
Hauptfehnk_Potsh_12 (3 Zeitp)	2012	2	3	16/16	6		0,2	unbefriedigend	nein	-
Huchtinger Fleet	2009	1	1	22/20	9		0,28	unbefriedigend	nein	-
Huchtinger Fleet_ges2011	2011	1	2	51/49	13	0	0,66	gut	0,47	mäßig
Hunte	2012	6	2	7/7	4		0,124	schlecht	0,19	schlecht
Ilmenau Schleuse	2009	4	1	20/17	6		0,17	schlecht	0,32	unbefriedigend
Ilmenau Schleuse	2012	4	1	12/11	7		0,24	unbefriedigend	0,37	unbefriedigend
Juem_Nortm_09	2009	4	1	9/6	2		0,07	schlecht	0,107	schlecht
Juem_Nortm_12 (3 Zeitp)	2012	4	3	11/10	3		0,126	schlecht	0,32	unbefriedigend
Leda_Amd_09	2009	5	1	2/2	1		0,04	schlecht	0,06	schlecht
Leda_Amd_12 (3 Zeitp)	2012	5	3	10/10	3		0,09	schlecht	0,123	schlecht
Leda_Leer_09	2009	6	1	5/5	2		0,07	schlecht	0,107	schlecht
Leda_Leer_12 (3 Zeitp)	2012	6	3	19/16	4		0,14	schlecht	0,32	unbefriedigend
Lesum*	2011	7	1	11/9	4		0,13	schlecht	0,2	unbefriedigend
Lühe-Aue*	2012	5	1	30/24	7	1	0,3	unbefriedigend	0,46	mäßig
Ochtum Sperrwerk	2009	6	1	10	5		0,15	schlecht	0,23	unbefriedigend
Ochtum Sperrwerk_Niedrigwasser	2012	6	2	8/8	5		0,16	schlecht	0,24	unbefriedigend
Ochtum Sperrwerk + Substrate	2012	6	2+	18/18	7		0,27	unbefriedigend	0,41	mäßig
Ochtum_Köhl_09	2009	1	1	22/20	9		0,27	unbefriedigend	-	-
Ochtum_Köhl_ges13	2013	1	2	64/60	13	2	0,704	gut	0,51	mäßig
Oste_Obdorf*	2009	5	1	9/8	3		0,07	schlecht	0,107	schlecht
Oste_Oberndorf*	2012	5	1	5/5	1	0	0,018	schlecht	0,21	unbefriedigend
Oste_Mühlenwisch*	2012	5	1	3/3	1	0	0,018	schlecht	0,21	unbefriedigend
Oste_HSChön_ge10	2010	3	2	20/20	7		0,19	schlecht	0,21	unbefriedigend
Oste_HSChön_ges12	2012	3	2	18/17	7		0,21	unbefriedigend	nein	unbefriedigend
Ostermoorgraben	2010	1	1	14/13	5		0,16	schlecht	nein	-
Pinnau	2011		2 (Jun/Sep)	21/20	8		0,28	unbefriedigend	0,43	mäßig
Ruthenstrom_Gauensiek*	2012	6	1				0,036	schlecht	0,32	unbefriedigend
Sagter Ems_Scharrel	2009	1	1	19	8		0,28	unbefriedigend	nein	-
Sagter Ems_Osterh_12 (3 Zeitp)	2012	1	3	31/28	7		0,29	unbefriedigend	nein	-
Schwinge*	2012	7	1	11/10	4		0,1	schlecht	0,32	unbefriedigend
Soeste	2009	1	1	18/18	7		0,26	unbefriedigend	nein	-
Soeste	2012	1	1	24/20	12	5,5	0,41	mäßig	nein	-
Stör Breitenberg	2011	1	2 (Jun/Sep)	49/48	10		0,45	mäßig	-	-
Stör nördl. Wittenb.	2011	1	2 (Jun/Sep)	65/61	13	32	0,825	sehr gut	0,635	gut
Südgeorgf_SG_ges13	2013	2	2	11/10	4		0,1	schlecht	nein	-
Varreler Bäke	2009	3	1	14/14	7		0,26	unbefriedigend	nein	-
Varreler Bäke_ges2011	2011	3	2	22/20	8	9	0,36	unbefriedigend	nein	-
Wischhafener SE*	2012	6	1	5/5	1		0,04	schlecht	0,32	unbefriedigend

TH <=1,5m gering kein Bonus; TH >1,5 m ggf. mit Bonus (wie folgt berechnet: EQR/75*100); optional ggf. Aufwertung durch Oligochaeta/Diptera. Aber nur für folgenden Fall: wenn Potenzial "schlecht" (<0,2) aber Oligochaeta und/ oder Diptera >25% Ref-Anteil dann in der Kategorie "unbefriedigend" (0,21) zugeordnet wenn BBM<34 bzw. <20, dann EQRges (- 0.199 Punkte)

* = eigentlich mit "AeTV+"

Beschreibung BBM (aus NLWKN 2008, S. 67-70)

11.2 Verfahrensbeschreibung des BBM-Verfahrens (*Biozönotisches Bewertungsverfahren Makrozoobenthos*)

Verfahrensprinzip

Das Verfahren baut auf dem von HOLM (1989) für Bäche der Geest und des östlichen Hügellandes in Schleswig-Holstein entwickelten Bewertungsprinzip auf. Nach HOLM ist Grundlage des Verfahrens zunächst eine repräsentative Erfassung der Fauna anhand von 3 halbquantitativen Untersuchungen einer Messstelle zu bestimmten Jahreszeiten (März/April, Mai/Juni, September-November). Berücksichtigt werden nur die für die Fließgewässer-Bewertung besonders relevanten „rheotypischen“ Arten, d. h. Arten, die nur oder zumindest deutlich bevorzugt in Fließgewässern leben. Aus den 3 Einzeluntersuchungen wird eine Gesamtliste der rheotypischen Arten erstellt, wobei Einzelfunde (1 Tier/Untersuchung) unberücksichtigt bleiben (Reduktion von Zufallseinflüssen). Anhand einer Indikator-Liste wird jeder rheotypischen Art eine Gewichtungszahl G von 1–3 zugeordnet, die ein Maß ihrer ökologischen Ansprüche ist (G = 1: Art ist zwar rheotypisch, kommt aber auch in degradierten Gewässern vor, G = 3 Art ist weitestgehend auf naturnahe Gewässer beschränkt). Anschließend werden alle Einzelgewichtungen G zu einer Gewichtungssumme GS addiert. Anhand einer Eichentabelle kann jeder Gewichtungssumme GS eine biozönotische Wertzahl WZ von 1–5 zugeordnet werden.

Es handelt sich also um ein summatives, qualitatives Verfahren, das ausschließlich auf den Arten aufbaut, die für die Bewertung von Fließgewässern besonders aussagekräftig sind. Diese Kriterien sind für eine treffsichere Bewertung sehr vorteilhaft:

Summative Verfahren haben gegenüber Relativ-Verfahren den Vorteil, dass artenreiche u. artenarme Biozönosen immer verlässlich unterschieden werden.

Qualitative Verfahren (d. h. Verfahren, die auf dem Artenspektrum, nicht auf den Individuendichten aufbauen) sind wesentlich „robuster“, da die Ergebnisse nicht durch die jahreszeitlich bzw. jährlich – oft auch ohne erkennbare anthropogene Einflüsse – ggf. beträchtlich schwankenden Individuendichten beeinflusst werden. Dadurch wird eine zutreffende Eichung wesentlich leistbarer.

Die Beschränkung auf rheotypische Arten bietet eine hohe Sicherheit gegenüber Fehlbewertungen bei Ersatz der ursprünglichen Fließwasserbiozönose durch eine ggf. zwar artenreiche, jedoch primär aus Stillwasserarten aufgebaute und daher nicht gewässertypische Biozönose. Andererseits wirken sich jedoch vorhandene nicht

rheotypische Arten, die neben den rheotypischen Arten in jeder natürlichen Fließwasserbiozönose vorkommen, nicht negativ auf die Bewertung aus, wie dies bei einigen anderen Indices der Fall ist (z. B. Rheo-Index). Dies ist sinnvoll, da Vorkommen dieser nicht rheotypischen Arten zunächst einmal natürlich und somit nicht negativ zu bewerten sind. Negativ zu bewerten ist allerdings, wenn die rheotypische Biozönose stark verarmt ist. Dies bildet der Index nach HOLM zuverlässig ab. Würden zusätzlich nicht rheotypische Arten negativ bewertet, bestünde die Gefahr erheblicher Fehlbewertungen, da sich auch bei einer artenreichen, gewässertypischen Fließwasserbiozönose ein geringer Indexwert ergeben könnte, nur aufgrund der Koexistenz einer großen Zahl nicht rheotypischer Arten (die dazu nicht einmal negativ zu bewerten wäre, sondern durchaus auch als Hinweis auf einen großen Strukturreichtum des Gewässers interpretiert werden kann).

Erarbeitung eines auf dem HOLM-Ansatz beruhenden Verfahrens für Niedersachsen: BBM-Index (*Biozönotisches Bewertungsverfahren Makrozoobenthos*)

Das Verfahren von HOLM (1989) ist nicht direkt auf Niedersachsen übertragbar, da die Artenliste nach HOLM viele rheotypische Arten Niedersachsens nicht berücksichtigt und außerdem die Eichung des Verfahrens, d. h. die Zuordnung von Gewichtungssummen zu Wertzahlen nicht unverändert übertragen werden kann.

Um den Ansatz für Niedersachsen anwendbar zu machen, wurde zunächst einmal eine Gesamtartenliste aller von den NLWKN-Biologen in Niedersachsen bislang festgestellten Arten erstellt. Eine Makrozoobenthos-Arbeitsgruppe der NLWKN-Biologen ermittelte hieraus die rheotypischen Arten und legte für jede Art eine Gewichtungszahl G von 1 bis 3 fest. Anschließend sollte versucht werden, dass Verfahren für Niedersachsen zu eichen. Dabei war Ziel, die Eichung nicht nur wie von HOLM (1989) vorgesehen auf der Basis von drei Untersuchungen einer Messstelle, sondern auch auf der Basis von zwei sowie einer Untersuchung durchzuführen. Hierfür wurde zunächst eine Auswertungsprogramm erstellt, das lesend auf die biologische Datenbank des NLWKN zugreift. Soweit ausreichende Daten vorliegen, berechnet das Programm für jede Messstelle Werte der Gewichtungssummen für GS 3 (Basis 3 Untersuchungen: je 1 Untersuchung aus dem Frühjahr, Frühling, Herbst), GS 2 (Basis 2 Untersuchungen: je 1 Untersuchung aus dem Frühjahr–Frühling, Herbst), GS 1F (Basis: jeweils eine Untersuchung aus dem Frühjahr–Frühling, dabei werden jeweils die Ergebnisse der drei aktuellsten Datensätze angezeigt) und GS 1H (Basis: jeweils eine Untersuchung

aus dem Herbst, dabei werden jeweils die Ergebnisse der drei aktuellsten Datensätze angezeigt). Der Erfassungsgrad der Biozönose und damit die Aussagekraft des Index nehmen von GS 1 über GS 2 nach GS 3 zu.

Eine Eichung des Verfahrens liegt bislang für Auswertungen auf der Basis von drei (GS 3) und zwei (GS 2) Untersuchungen einer Messstelle im Entwurf vor (FAASCH, 2006). Die Ergebnisse sind in Tab. 3 zusammengestellt. Für einige Gewässertypen konnte noch keine Eichung vorgenommen werden, da keine ausreichenden Daten für als „sehr gut“, „gut“ bzw. wenigstens als „mäßig“ eingeschätzte Beispielgewässer vorlagen (z. B. organische Gewässer, Niedrigungsgewässer).

Entgegen ursprünglichen Überlegungen und dem Ansatz von Holm wurden bei den Auswertungen auch Einzelfunde (Häufigkeitsstufe 1) mitberücksichtigt, da gerade die Vergabe dieser Häufigkeitsstufe von den einzelnen NLWKN-Biologen sehr unterschiedlich gehandhabt wurde und eine zutreffende Eichung daher ansonsten nicht möglich gewesen wäre. Da die potenziell erreichbaren Indexwerte vom Gewässertyp und auch von der Größe des Gewässers abhängen, erfolgte die Eichung Typen- und Größenklassenspezifisch (wobei die in den Feldprotokollen der biologischen Erhebungen verzeichneten Größenklassen unterschieden wurden und bei einigen Typen z. T. Größenklassen vereinigt werden konnten).

Außerdem wurde ursprünglich davon ausgegangen, dass bei der Eichung über die Gewässertypen hinaus auch naturräumliche Aspekte zu berücksichtigen sind. Hierauf wurde im vorliegenden Entwurf zunächst verzichtet. Die noch erforderlichen Praxistests werden zeigen müssen, ob dies so beibehalten werden kann. Erste Plausibilitätsprüfungen an 40 Datensätzen aus der Ems-Hunte-Geest ergaben eine Übereinstimmung der Bewertungsergebnisse mit der fachlichen Einschätzung des Bearbeiters von 100%. Sollten sich bei den Praxistests (die anhand des vorhandenen Datenmaterials kurzfristig durchgeführt werden können) für andere Naturräume wesentlich schlechtere Trefferquoten ergeben, wird eine naturräumliche Komponente in die Eichung eingeführt. Da das Auswertungsprogramm hierfür vorbereitet ist, wäre eine entsprechende Erweiterung einfach umsetzbar. Selbst wenn sich für einzelne Naturräume zunächst unbefriedigende Bewertungen ergeben sollten, sind die ermittelten Gewichtungssummen GS (innerhalb eines Gewässertyps und einer Größenklasse!) direkt geeignet, die Besiedlungspotenziale verschiedener Datensätze zu vergleichen und Rangfolgen zu ermitteln. Da die Ergebnisse als Excel-Datei ausgegeben werden und ein ganzer NLWKN-Dienstbezirk bzw. ein Bearbeitungsgebiet in einem Arbeitsgang ausgewertet werden kann, können die Datensätze leicht sortiert werden.

Hinweise zur Untersuchungsmethodik nach AeTV+

Nach AeTV („klassisch“) erfolgt die Probenahme der benthischen Wirbellosenfauna der Weichsubstrate möglichst vollständig qualitativ-quantitativ. Ufernahe Hartsubstrate (v.a. Stacks – Form von Buhnen) können optional beprobt werden (Kicksampling auf 0,2 m² Fläche; MW 500 µm). Nach der ursprünglichen Konzeption des AeTV wird der Zeitpunkt Probenahme in den Fließgewässertypen 20 & 22 im späten Frühjahr (von Mai bis Mitte Juni d.J.) und im Übergangsgewässer im frühen Herbst eines Jahres empfohlen und sollte in tideoffenen Gewässern möglichst in jährlichem Rhythmus erfolgen (u.a. Krieg 2011, 2013).

Die Bewertung eines OWKs soll auf mindestens **acht (+/- 1) Probestellen** basieren, die i.d.R. als Quertransekt angeordnet werden. Falls fachlich als sinnvoll erachtet und begründbar kann die Anordnung der acht Stationen auch als Längs-/Schrägprofil erfolgen (Wichtig: Positionserfassung der Standorte über GPS). Lang gestreckte OWK im Gewässertyp Übergangsgewässer (mit verschiedenen Salinitätszonen), wie bspw. der OWK Elbe (Übergangsgewässer) mit über 70 km Fließstrecke, müssen allerdings mit mindestens zwei 8-er Profilen belegt werden. Diese werden jeweils **einzel**n berechnet bzw. bewertet. Für die Gesamtbewertung eines OWK mit als einem Querprofil kann das arithmetische oder gewichtete Mittel zugrunde gelegt werden.

Weitere Informationen sind KRIEG & BIOCONSULT (2014) zu entnehmen.

Bewertungsergebnisse nach AeTV+

Potenzialbewertung nach Transekt bzw. zusammengefasst (s. 2011 und 2012)

Weser

Besiedlungskennwerte	2007	2007	2011	2012
Weser-WK	N=6 (km 17)	N = 8 (km 30)	N = 5 (km 17&30)	N = 5 (km 17 & 30)
Gesamtaxazahl	46	30	59	46
MAZ	18,5	8,5	23,8	16,4
Abundanzsumme	466.091	51.839	759.497	160.129
mittlere Ind./m ²	77.681	6.480	151.899	32.016
NGT	9	9	10	11
ADF_mod	7,36	3,58	10,9	6,0
AeTI	2,61	3,5	2,84	3,56
VGBI	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Weser km 17 2007 Typ 22.3 mod.		EQR	
AeTI-Wert (ÖZ und umgerechnet ÖP)	AeTI-Modul	Modul_AeTI-Zustand	EQR_AeTI-Potenzial
2,61	0,600	mäßig	mäßig
2,30	0,677		
AeTI_Zustand	0,44	angepasst auf 0,2 , 0,4, 06 etc. 0,955	
AeTI_Pot	0,50		
MAZ	0,54		
NGT	0,35		
MAZ _{NGT}	0,47		
DIV	0,50	EQR-Potenzial_ges	EQR-ÖZ
Gesamt_EQR	0,492	mäßig	mäßig
	0,458		
Weser km 30 2007 Typ 22.3 mod.		EQR	
AeTI-Wert (ÖZ und umgerechnet ÖP)	AeTI-Modul	Modul_AeTI-Zustand	EQR_AeTI-Potenzial
3,5	0,379	unbefr.	unbefr.
3,09	0,481		
AeTI_Zustand	0,29	angepasst auf 0,2 , 0,4, 06 etc. 0,955	
AeTI_Pot	0,35		
MAZ	0,32		
NGT	0,35		
MAZ _{NGT}	0,33		
DIV	0,26	EQR-Potenzial_ges	EQR-ÖZ
Gesamt_EQR	0,336	unbefriedigend	unbefriedigend
	0,299		

Weser km 17/30 2011 Typ 22.3 mod.		EQR	
AeTI-Wert (ÖZ und umgerechnet ÖP)	AeTI-Modul	<i>Modul_AeTI-Zustand</i>	<i>EQR_AeTI-Potenzial</i>
2,84	0,543	<i>unbefr.</i>	<i>mäßig</i>
2,51	0,626		
AeTI_Zustand	0,40	angepasst auf 0,2 , 0,4, 06 etc. 1,000	
AeTI_Pot	0,46		
MAZ	0,64		
NGT	0,39		
MAZ _{NGT}	0,56		
DIV	0,67	EQR-Potenzial_ges	EQR-ÖZ
Gesamt_EQR	0,515	mäßig	mäßig
	0,480		

Weser km 17/30 2012 Typ 22.3 mod.		EQR	
AeTI-Wert (ÖZ und umgerechnet ÖP)	AeTI-Modul	<i>Modul_AeTI-Zustand</i>	<i>EQR_AeTI-Potenzial</i>
3,56	0,364	<i>unbefr.</i>	<i>unbefr.</i>
3,14	0,467		
AeTI_Zustand	0,28	angepasst auf 0,2 , 0,4, 06 etc. 1,042	
AeTI_Pot	0,34		
MAZ	0,50		
NGT	0,43		
NGT	0,48		
DIV	0,43	EQR-Potenzial_ges	EQR-ÖZ
Gesamt_EQR	0,401	mäßig	<i>unbefriedigend</i>
	0,363		

ELBE (20, 22.3)

Besiedlungskennwerte	2007	2010	2012
Elbe-WK 33001 (Ost) Typ 20	N = 8	N = 8	N = 8
Gesamtaxazahl	26	84	73
MAZ	7,9	21	14,9
Abundanzsumme	1.390.87	2.472.763	2.256.840
mittlere Ind./m ²	154.541	309.095	282.105
NGT	12	10	12
ADF_mod	4,6	21,7	18,1
AeTI	1,93	2,23	2,12
VGBI	-	-	-

Elbe-WK 33003 (West) Typ 22.3	N = 12	N = 12	N = 12
Gesamtanzahl	46	56	63
MAZ	9,1	12,9	17,8
Abundanzsumme	682.201	942.806	2.589.618
mittlere Ind./m ²	56.850	78.567	215.718
NGT	8	6	9
ADF_mod	7,9	10,7	14,9
AeTI	2,66	2,34	2,49
VGBI	-	-	-

OWK Ost

Elbe Ost_Typ 20 2007_mod. Skalieru	EQR		
AeTI-Wert (ÖZ und umgerechnet ÖP)	AeTI-Modul	Modul_AeTI-Zustand	EQR_AeTI-Potenzial
1,93	0,769	<i>mäßig</i>	<i>gut</i>
1,63	0,844		
AeTI_Zustand	0,58	angepasst auf 0,2 , 0,4, 06 etc. 1,080	
AeTI_Pot	0,67		
MAZ	0,30		
NGT	0,48		
MAZ _{NGT}	0,36		
DIV	0,34	EQR-Potenzial_ges	EQR-ÖZ
Gesamt_EQR	0,527	<i>mäßig</i>	<i>mäßig</i>
	0,475		
Elbe Ost_Typ 20 2010_mod. Skalieru	EQR		
AeTI-Wert (ÖZ und umgerechnet ÖP)	AeTI-Modul	Modul_AeTI-Zustand	EQR_AeTI-Potenzial
2,23	0,694	<i>mäßig</i>	<i>mäßig</i>
1,93	0,768		
AeTI_Zustand	0,52	angepasst auf 0,2 , 0,4, 06 etc. 1,000	
AeTI_Pot	0,57		
MAZ	0,58		
NGT	0,39		
MAZ _{NGT}	0,52		
DIV	1	EQR-Potenzial_ges	EQR-ÖZ
Gesamt_EQR	0,593	<i>mäßig</i>	<i>mäßig</i>
	0,560		

Elbe Ost_Typ 20 2012_mod. Skalier	EQR		
AeTI-Wert (ÖZ und umgerechnet ÖP)	AeTI-Modul	<i>Modul_AeTI-Zustand</i>	<i>EQR_AeTI-Potenzial</i>
2,12	0,722	<i>mäßig</i>	<i>mäßig</i>
1,82	0,796		
AeTI_Zustand	0,54	angepasst auf 0,2 , 0,4, 06 etc. 1,080	
AeTI_Pot	0,60		
MAZ	0,47		
NGT	0,48		
MAZ _{NGT}	0,47		
DIV	1		
Gesamt_EQR	0,589	mäßig	<i>mäßig</i>
	0,556		

OWK West

Elbe 22.3 2007	EQR		
AeTI-Wert (ÖZ und umgerechnet ÖP)	AeTI-Modul	<i>Modul_AeTI-Zustand</i>	<i>EQR_AeTI-Potenzial</i>
2,66	0,587	<i>mäßig</i>	<i>mäßig</i>
2,14	0,717		
Aeti	0,43	angepasst auf 0,2 , 0,4, 06 etc. 0,904	
	0,53		
MAZ	0,34		
NGT	0,32		
MAZ _{NGT}	0,33		
DIV	0,53		
Gesamt_EQR	0,459	mäßig	<i>mäßig</i>
	0,403		

Elbe 22.3 2010		EQR	
AeTI-Wert (ÖZ und umgerechnet ÖP)	AeTI-Modul	Modul_AeTI-Zustand	EQR_AeTI-Potenzial
2,34	0,667	<i>mäßig</i>	<i>mäßig</i>
1,84	0,793		
Aeti	0,49	angepasst auf 0,2 , 0,4, 06 etc.	
	0,59		
MAZ	0,43	0,779	
NGT	0,26		
MAZ _{NGT}	0,38		
DIV	0,66	EQR-Potenzial_ges	EQR-ÖZ
Gesamt_EQR	0,521	<i>mäßig</i>	<i>mäßig</i>
	0,466		

Elbe 22.3 2012		EQR	
AeTI-Wert (ÖZ und umgerechnet ÖP)	AeTI-Modul	Modul_AeTI-Zustand	EQR_AeTI-Potenzial
2,49	0,630	<i>mäßig</i>	<i>mäßig</i>
1,97	0,758		
Aeti	0,46	angepasst auf 0,2 , 0,4, 06 etc.	
	0,57		
MAZ	0,52	0,955	
NGT	0,35		
MAZ _{NGT}	0,47		
DIV	1	EQR-Potenzial_ges	EQR-ÖZ
Gesamt_EQR	0,569	<i>mäßig</i>	<i>mäßig</i>
	0,513		

EMS (WK 03003; WK 06037)

Besiedlungskennwerte	2011	2012
Ems-WK 03003 - Anzahl MS	N = 4	N = 4
Gesamttaxazahl	10	8
MAZ	4,25	3
Abundanzsumme	89	227
mittlere Ind./m ²	22,2	56,8
NGT	4	5
ADF_mod	0,85	0,67
AeTI	3,97*	3,97*
VGBI	n.b.	n.b.
Ems-WK 06037 - Anzahl MS	N = 4	N = 4
Gesamttaxazahl	5	7
MAZ	1,75	3,25
Abundanzsumme	444	719
mittlere Ind./m ²	111	179,8
NGT	2	3
ADF_mod	0,42	0,61
AeTI	3,94*	3,94*
VGBI	n.b.	n.b.

Ems WK 03003 2011	EQR		
AeTI-Wert (ÖZ und umgerechnet ÖP)	AeTI-Modul	Modul_AeTI-Zustand	EQR_AeTI-Potenzial
3,97	0,262	<i>schlecht</i>	<i>unbefr.</i>
3,59	0,357		
AeTI_Zustand	0,19	angepasst auf 0,2 , 0,4, 06 etc. 0,603	
AeTI_Pot	0,27		
MAZ	0,17		
NGT	0,21		
MAZ _{NGT}	0,18		
DIV	0,06	EQR-Potenzial_ges	EQR-ÖZ
Gesamt_EQR	0,220	unbefriedigend	<i>schlecht</i>
	0,178		

Ems WK 03003 2012		EQR	
AeTI-Wert (ÖZ und umgerechnet ÖP)	AeTI-Modul	<i>Modul_AeTI-Zustand</i>	<i>EQR_AeTI-Potenzial</i>
3,97	0,262	<i>schlecht</i>	<i>unbefr.</i>
3,59	0,357		
AeTI_Zustand	0,19	angepasst auf 0,2 , 0,4, 06 etc. 0,700	
AeTI_Pot	0,27		
MAZ	0,12		
NGT	0,24		
MAZ _{NGT}	0,16		
DIV	0,05	EQR-Potenzial_ges	EQR-ÖZ
Gesamt_EQR	0,210	unbefriedigend	<i>schlecht</i>
	0,168		

Ems WK 06037 2011		EQR	
AeTI-Wert (ÖZ und umgerechnet ÖP)	AeTI-Modul	<i>Modul_AeTI-Zustand</i>	<i>EQR_AeTI-Potenzial</i>
3,94	0,269	<i>schlecht</i>	<i>unbefr.</i>
3,55	0,366		
AeTI_Zustand	0,199	angepasst auf 0,2 , 0,4, 06 etc. 0,303	
AeTI_Pot	0,28		
MAZ	0,07		
NGT	0,09		
MAZ _{NGT}	0,08		
DIV	0,03	EQR-Potenzial_ges	EQR-ÖZ
Gesamt_EQR	0,182	schlecht	<i>schlecht</i>
	0,140		

Ems WK 06037 2012	EQR		
AeTI-Wert (ÖZ und umgerechnet ÖP)	AeTI-Modul	Modul_AeTI-Zustand	EQR_AeTI-Potenzial
3,94	0,269	<i>schlecht</i>	<i>unbefr.</i>
3,55	0,366		
AeTI_Zustand	0,199	angepasst auf 0,2 , 0,4, 06 etc. 0,479	
AeTI_Pot	0,28		
MAZ	0,13		
NGT	0,17		
MAZ _{NGT}	0,14		
DIV	0,04	EQR-Potenzial_ges	EQR-ÖZ
Gesamt_EQR	0,207	unbefriedigend	<i>schlecht</i>
	0,164		

Ergebnisse der DCA-Analyse

Tab. 23: Ergebnisse der DCA-Analyse. Daten 2009 – 2013, MZB-Marschengewässer, Abundanzen wurzeltransformiert.

No samples omitted					
Number of samples	81				
Number of species	126				
Number of occurrences	761				
Squareroot-transformation of species data					
No species-weights specified					
No sample-weights specified					
No downweighting of rare species					
No. of active samples:	81				
No. of passive samples:	0				
No. of active species:	126				
Total inertia in species data=					
Sum of all eigenvalues of CA =	9.57276				
**** Summary DCA_MZB-Marschengewässer					
Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues :	0.731	0.569	0.344	0.258	9.573
Lengths of gradient	5.246	4.632	3.290	4.006	
Cumulative percentage variance					
of species data :	7.6	13.6	17.2	19.9	
Sum of all eigenvalu					9.573