



LAWA-AO
Rahmenkonzeption Monitoring

Teil B
Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen

Arbeitspapier III
Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten

Stand: 06.08.2021

Die LAWA-VV hat auf ihrer 162. Sitzung am 23./24.09.2021 das vorliegende Arbeitspapier den Ländern zur Anwendung empfohlen und dessen Einstellung in den öffentlichen Teil des WasserBLlckS und auf der LAWA-Homepage zugestimmt.

A. Inhaltsverzeichnis

A.	Inhaltsverzeichnis.....	1
B.	Allgemeine Vorbemerkungen	5
	Einführung.....	5
	Vorbemerkung zur biologischen Bewertung	6
C.	Fließgewässer	7
1	Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten in Marschengewässern	7
1.2	Makrozoobenthos in Marschengewässern	9
1.2.1	Nicht tideoffene Marschengewässer (Marschengewässer-Benthos-Index (MGBI)).....	9
1.2.2	Tideoffene Marschengewässer.....	10
1.2.2.1	Bewertungsverfahren Makrozoobenthos für tideoffene Marschengewässer (TOM-Index).....	11
1.2.2.2	Ästuartypieverfahren für süßwassergeprägte ästuarine Gewässertypen (AeTV+) 13	
1.3	Makrophyten in Marschengewässern	14
1.3.1	Nicht tideoffene Marschengewässer (BEMA-Verfahren).....	15
1.3.2	Tideoffene Marschengewässer (BMT-Verfahren)	18
1.4	Fische in Marschengewässern	20
1.4.1	Nicht tideoffene Marschengewässer (fiBS bzw. MGFI).....	20
1.4.2	Tideoffene Marschengewässer (fiBS bzw. FAT-FW)	23
1.5	Literatur.....	29
D.	Seen.....	32
1	Makrozoobenthos in Seen	32
1.1.	Probenahme	32
1.1.1	Auswahl der Probestellen.....	32
1.1.2	Festlegung der Probestellen.....	32
1.1.3	Probenahmezeitpunkt	33
1.1.4	Vorgehensweise bei der Probenahme.....	33
1.1.5	Konservierung der Proben im Gelände.....	34
1.1.6	Ausfüllen des „Feldprotokoll Probenahme Eulitoral“	34
1.1.7	Probeaufbereitung im Labor	34
1.1.8	Taxonomische Determination und Ergebnisdarstellung	34
1.2	Bewertungsverfahren AESHNA.....	35
1.2.1	Typisierung	35

1.2.2	Berechnung von Metrics und Bildung eines multimetrischen Bewertungsindex	36
1.3	Literatur.....	37
2	Makrophyten & Phytobenthos in Seen.....	39
2.2	Probenahme.....	39
2.2.1	Probenahmezeitpunkt.....	39
2.2.2	Probenahmestellen.....	39
2.2.3	Beprobung.....	40
2.3	Auswertung und Bewertung.....	41
2.4	Literatur.....	42
2.5	Anhang.....	43
3	Phytoplankton in Seen.....	45
3.2	Probenahme.....	46
3.2.1	Probenahmezeitpunkt und -frequenz.....	46
3.2.2	Auswahl der Probestelle.....	46
3.2.3	Beprobung.....	46
3.2.4	Aufbereitung der Proben.....	48
3.3	Bewertung.....	48
3.3.1	Einführung.....	48
3.3.2	Biomasse und "Algenklassen"-Metric.....	50
3.3.3	Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI).....	51
3.3.4	Gesamtbewertung Phyto-See-Index (PSI).....	54
3.4	Projektberichte und Literatur.....	55
4	Fischfauna in Seen.....	58
4.1	Typologie.....	58
4.2	Site-Modul des DeLFI.....	59
4.3	Type-Modul des DeLFI.....	60
4.4	Metrics.....	61
4.5	Bewertung.....	62
4.6	Literatur.....	64
E.	Übergangsgewässer.....	66
1	Phytoplankton in Übergangsgewässern.....	66
1.2	Literatur.....	66
2	Andere aquatische Flora in Übergangsgewässern (Makrophyten – Angiospermen und Makroalgen).....	66
2.1	Gesamtbewertung.....	66
2.2	Seegras (Zostera).....	67
2.2.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	67
2.2.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	68
2.2.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	68

2.3	Röhrichte, Brack- und Salzmarschen	68
2.3.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	68
2.3.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	68
2.3.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?	69
2.4	Makroalgen	69
2.5	Literatur.....	69
3	Benthische Wirbellosenfauna in Übergangsgewässern.....	70
3.2	Gesamtbewertung	70
3.3	Benthische Wirbellosen Fauna im Eulitoral (Wattflächen) und Sublitoral	71
3.3.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	71
3.3.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	71
3.3.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?	71
3.4	Literatur.....	72
4	Fischfauna in Übergangsgewässern	73
4.1	Gesamtbewertung	73
4.1.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	73
4.1.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	73
4.1.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?	74
4.2	Literatur.....	74
F.	Küstengewässer.....	76
1	Phytoplankton in Küstengewässern	76
1.1	Gesamtbewertung.....	76
1.1.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	76
1.1.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	76
1.1.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?	77
1.2	Literatur.....	77
2	Andere aquatische Flora in Küstengewässern (Makrophyten – Angiospermen und Makroalgen).....	78
2.1	Gesamtbewertung.....	78
2.2	Seegras (Zostera)	79
2.2.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	79
2.2.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	80
2.2.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?	80
2.3	Makroalgen	80
2.3.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	80
2.3.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	81
2.3.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?	81

2.4	Salzmarschen	81
2.4.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	81
2.4.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	82
2.4.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?	82
2.5	Literatur.....	82
3	Benthische Wirbellosenfauna in Küstengewässern.....	84
3.1	Gesamtbewertung.....	84
3.2	Benthische Wirbellosenfauna im Eulitoral (Wattflächen) und Sublitoral der Nordsee 84	
3.2.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	84
3.2.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	84
3.2.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?	85
3.3	Benthos Ostsee (Sublitoral).....	85
3.3.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	85
3.3.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	86
3.3.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?	86
3.4	Literatur.....	86
G.	Qualitätssicherung biologischer Daten	89
1	Qualitätssicherung biologischer Daten in Deutschland.....	89
1.1	Küsten- und Übergangsgewässer	89
1.2	Fließgewässer und Seen.....	91
1.2.1	Anwendung von Normen.....	91
1.2.2	Nationale methodische Standards.....	91
1.2.3	Optimierung der Bewertungsverfahren.....	92
1.2.4	Durchführung von Qualitätssicherungsmaßnahmen.....	92
2	Überblick über bereits vorliegende oder in der Entwicklung befindliche Standardverfahren biologischer Untersuchungen	94
2.1	Allgemeine Vorschriften und Probenahme	94
2.2	Makrozoobenthos.....	94
2.3	Makrophyten/Phytobenthos.....	95
2.4	Phytoplankton	95
2.5	Zooplankton	96
2.6	Fischfauna	97

B. Allgemeine Vorbemerkungen

Einführung

Zur Umsetzung der Monitoringanforderungen der EG-WRRL sind folgende biologische Qualitätskomponenten an relevanten Messstellen zu untersuchen und zu bewerten:

- Makrozoobenthos
- Makrophyten & Phytobenthos
- Phytoplankton
- Fischfauna (nicht im Küstengewässer)
- Angiospermen (nur Küsten- und Übergangsgewässer)

Vor Einführung der WRRL wurde deutschlandweit nur die Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ systematisch in den Fließgewässern untersucht und anhand des Saprobienindex bewertet. Bei Seen wurde die Trophie anhand von physikalischen und chemischen Parametern bestimmt. Biologische Qualitätskomponenten wie Phytoplankton, Zooplankton oder Makrophyten unterlagen der Experteneinschätzung.

Zur Umsetzung der Anforderungen der WRRL wurden für die weiteren biologischen Qualitätskomponenten unter Berücksichtigung aller Gewässerkategorien Probenahme- und Bewertungsverfahren entwickelt. Hierzu wurden von LAWA, UBA und BMBF Forschungsvorhaben finanziert und von LAWA-Expertengruppen, vom AK Fische, den Fischereireferenten der Bundesländer bzw. von entsprechenden Gremien der Küstenländer begleitet. Eine Zusammenführung der Ergebnisse erfolgt über die LAWA.

Die Entwicklung der Probenahme- und Bewertungsverfahren ist weit fortgeschritten und so gut wie abgeschlossen. Weitere zukünftige Änderungen an den biologischen Bewertungsverfahren dienen der Feinjustierung, da durch die intensive Anwendung der Verfahren in den Bundesländern kontinuierlich Erkenntnisse dazu kommen, die in die Verfahren einfließen sollen, um die Zuverlässigkeit und Genauigkeit weiter zu erhöhen. Die in den letzten Jahren vorgenommenen Änderungen können im Einzelfall zu plausibleren Bewertungsergebnissen führen; die Änderungen liegen jedoch innerhalb der interkalibrierten Klassengrenzen. Diese werden auch bei ggf. zukünftig durchzuführenden Anpassungen berücksichtigt.

In diesem Arbeitspapier III der RaKon-Arbeitspapiere „Monitoring Oberflächengewässer, Teil B“, werden die Grundlagen der in Deutschland zur Untersuchung und Bewertung biologischer Qualitätskomponenten vorgesehenen Verfahren beschrieben. Detaillierte Arbeitsanweisungen und Berechnungsgrundlagen finden sich in Gutachten etc., die unter den Literaturhinweisen zu finden sind¹.

Wegen der Unterschiedlichkeit der Verfahren werden die biologischen Qualitätskomponenten getrennt voneinander und getrennt für die einzelnen Gewässerkategorien (Fließgewässer, Seen, Übergangs- und Küstengewässer) beschrieben.

¹ Darüber hinaus wurde begonnen unter www.gewaesser-bewertung.de eine Internetseite einzurichten, auf der alle mit der Bewertung nach EG-WRRL in Zusammenhang stehenden Dokumente zur Verfügung gestellt werden.

Vorbemerkung zur biologischen Bewertung

Aufgrund der Anpassungsfähigkeit der biologischen Systeme und der Vielzahl der auf sie wirkenden Belastungen ist festzustellen, dass sowohl bei der Erfassung und Bewertung als auch bei der Auswahl der für eine Beurteilung des „ökologischen Zustands“ geeigneten biologischen Qualitätskomponenten Expertenwissen gefragt ist und sich die Beurteilung des „ökologischen“ Gewässerzustands nicht auf eine rein rechnerische Bewertung auf Basis von Rohdaten beschränkt. Dies ist mit Blick auf ggf. Berichtspflichten an die EU zu berücksichtigen. Es ist weiterhin zu beachten, dass eine Gewässerbeurteilung, bei der durch Expertenurteil vom „rechnerischen“ Ergebnis abgewichen wird, zu dokumentieren und zu erläutern ist.

Die WRRL sieht bereits vor, zur Beurteilung der biologischen Qualitätskomponenten unterstützend die relevanten allgemeinen chemischen und physikalischen Parameter zu untersuchen und die morphologischen und hydraulischen Verhältnisse zu berücksichtigen.

Für eine Messstelle kann die Durchführung von verschiedenen Bewertungen notwendig sein, wie z. B. gemäß der WRRL oder nach FFH-RL. Es wird darauf geachtet, dass bei der Probenahme keine Mehrarbeit entsteht, d. h. die Messkonzeptionen werden aufeinander abgestimmt. Soweit es unterschiedliche Bewertungen je nach Bewertungsgrundlage gibt, ist dies zu dokumentieren.

Sicherheitshinweis: Die Arbeit in und am Gewässer ist generell mit Gefahren verbunden. Die Aufgabe dieses Leitfadens ist nicht die Behandlung der Sicherheitsprobleme, die sich aus seiner Anwendung ergeben können. Es liegt in der Verantwortung jedes Bearbeiters / jeder Bearbeiterin geeignete Vorkehrungen zu treffen, um Gefahren für Sicherheit und Gesundheit abzuwenden. Die Berücksichtigung allgemeiner Regeln zur Sicherstellung der Arbeitssicherheit und Gesundheitsvorsorge obliegt den Untersuchenden und ihren Vorgesetzten.

C. Fließgewässer

Die Verfahren zur Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials für Fließgewässer zu den Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, Makrophyten & Phytobenthos, Phytoplankton und Fische sind online auf www.gewässer-bewertung.de ausführlich beschrieben.

Nachfolgend zusätzlich dargestellt sind die Verfahren zur Bewertung der Marschengewässer.

1 Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten in Marschengewässern

Marschengewässer sind innerhalb Deutschlands ausschließlich in den küstennahen, reliefarmen Gebieten der Bundesländer Bremen, Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein zu finden. Sie weisen im Vergleich zu anderen Fließgewässertypen des Tieflands abweichende, für die ökologische Bewertung jedoch bedeutsame Charakteristika auf. So sind in den meisten Marschengewässern aufgrund der Regulierung über Siele und/oder Schöpfwerke weder ein kontinuierlicher Wasserabfluss noch ein ungestörter Tideeinfluss gegeben. Bei der überwiegenden Anzahl der Marschengewässer handelt es sich um nicht tideoffene Systeme mit anthropogen kontrollierten, nur periodischen Abflussphasen, wobei in Trockenzeiten auch recht ausgedehnte Stagnationsphasen auftreten können. Tideoffene Systeme beschränken sich meist auf Flüsse (d. h. auf meist größere Gewässer mit sehr großen Einzugsbietsanteilen außerhalb der Marsch). Darüber hinaus unterscheiden sich die Marschengewässer, die unter Typ 22 zusammengefasst werden, durch den Salzgehalt bzw. Brackwassereinfluss, die Beschaffenheit der Einzugsgebiete (Moor-/Marschanteile, Bodennutzung, Größenanteil und biologische Besiedlung etwaiger Einzugsbietsanteile in der Geest und durch verschiedene mit der Gewässergröße korrelierte Faktoren wie Tiefe, Lichtverfügbarkeit für Hydrophyten etc.). Aufgrund der schwierigen wasserwirtschaftlichen Bedingungen für eine anthropogene Nutzung in den sehr tief liegenden, extrem gefällearmen und Hochwasser- und Sturmflut-gefährdeten Marschgebieten unterlagen bzw. unterliegen die Marschengewässer massiven anthropogenen Überformungen durch Siel- und Schöpfwerksbetrieb, Hochwasserschutzanlagen, Ausbau, Uferbefestigungen und intensive Unterhaltungsmaßnahmen. Von wenigen Ausnahmen abgesehen sind die natürlichen Marschengewässer daher als „erheblich verändert“ (HMWB) eingestuft. Hinzu kommt eine große Zahl an künstlich geschaffenen Marschengewässern (AWB).

Es werden drei Subtypen unterschieden: (I) „Gewässer der Marschen“ (Typ 22.1): nicht tideoffene, also gesielte und/oder geschöpfte Marschengewässer, (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 Einzugsbietsgröße diesem Typ zugeordnet wurden), und (III) die „Ströme der Marschen“ (Typ 22.3), die Abschnitte in den Unterläufen von Elbe und Weser oberhalb der Übergangsgewässer umfassen.

Die für Marschengewässer spezifischen abiotischen Rahmenbedingungen erforderten für einige biologische Qualitätskomponenten bzw. Subtypen die Entwicklung eigener Bewertungsverfahren (Tab. 1), da eine Übertragung der Verfahren aus dem Binnenland oftmals nicht möglich war.

Tab. 1: Übersicht der Bewertungsverfahren für Marschengewässer²

Gewässertyp	Hydrologie	Hydrochemie	Makrozoobenthos	Makrophyten	Fische
Typ 22.1 (Gewässer der Marschen)	nicht tideoffen	limnisch (z.T. schwach oligohalin)	MGBI ³	BEMA ⁴	MGFI ⁵ & fiBS ⁶
Typ 22.2 (Flüsse der Marschen)	tideoffen	Tidehub < 2,5 m (limnisch)	TOM ⁷	BMT ⁸	FAT-FW ⁹ & fiBS
		Tidehub > 2,5 m (limnisch bis oligohalin)	AeTV+ ¹⁰		
	nicht tideoffen (nur in Schleswig-Holstein ausgewiesen)		MGBI	BEMA	fiBS
Typ 22.3 (Ströme der Marschen)	tideoffen		AeTV+	BMT	FAT-FW & fiBS

Marschengewässer werden seit Beginn des ersten Bewirtschaftungszeitraumes überwiegend anhand des Makrozoobenthos, der Makrophyten und der Fische bewertet. Aufgrund regionaler und gewässerspezifischer Unterschiede werden zur Bewertung der Qualitätskomponente Fische z. T. zwei Verfahren benannt. Das jeweils anzuwendende Verfahren wird durch das zuständige Land festgelegt.

Das Phytoplankton und Phytobenthos werden nicht zur ökologischen Bewertung herangezogen, da die abiotischen Bedingungen eine natürlicherweise hohe Variabilität in der Phytobenthos- und Phytoplanktonbesiedlung zur Folge haben und daher davon ausgegangen wird, dass es bei diesen Biokomponenten nicht gelingt, für Marschengewässer valide Bewertungsverfahren aufzustellen bzw die Referenzbedingungen mit einem hinreichenden Grad an Zuverlässigkeit abzuleiten (vgl. Anhang II, 1.3. EG-WRRL).

Inzwischen ist die Entwicklung der Bewertungsverfahren für Marschengewässer weitgehend abgeschlossen. Allerdings unterliegen einige Verfahren derzeit einem Praxistest, so dass sich noch verfahrensinterne Anpassungen ergeben können. Dies gilt insbesondere für die Bewertungen der tideoffenen Gewässer anhand des Makrozoobenthos und der Fische (TOM, AeTV+, FAT-FW).

²http://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/wasserwirtschaft/egwasserrahmenrichtlinie/fliessgewaesser_seen/marschgewaesser/marschgewaesser-130636.html

³ MGBI: **M**arschengewässer **B**enthos **I**ndex, ausschließlich Potenzialbewertung

⁴ BEMA: **B**ewertungsverfahren **M**akrophyten für nicht tideoffene Marschengewässer, ausschließlich Potenzialbewertung

⁵ MGFI: **M**arschengewässer **F**isch-**I**ndex, ausschließlich Potenzialbewertung

⁶ fiBS: **F**ischbasiertes **B**ewertungssystem (vgl. Teil C, Kapitel 4), Zustands- und Potenzialbewertung

⁷ TOM: Bewertungsverfahren Makrozoobenthos für **T**ideoffene **M**arschengewässer, Zustands- und Potenzialbewertung

⁸ BMT: **B**ewertungsverfahren **M**akrophyten in **T**idegewässern, Zustands- und Potenzialbewertung

⁹ FAT-FW: **F**ishbased **A**ssessment **T**ool – Estuarine **F**resh**W**ater, Zustands- und Potenzialbewertung

¹⁰ AeTV+: **A**estuar – **T**ypie – **V**erfahren - +, Zustands- und Potenzialbewertung

1.2 Makrozoobenthos in Marschengewässern

1.2.1 Nicht tideoffene Marschengewässer (Marschengewässer-Benthos-Index (MGBI¹¹))

Probenahme und Bestimmung

Für die Anwendung des Verfahrens ist eine einmalige Beprobung einer Messstelle im späten Frühjahr bis Sommer vorzusehen (zeitlich vor Unterhaltungsmaßnahmen). Als Messstelle wird ein Bereich von ca. 50 m stromauf und stromab um eine Zentralkoordinate definiert. Innerhalb dieses Bereichs sind die besiedlungsrelevanten Habitate gezielt zu untersuchen. Wenn aus fachlicher Sicht erforderlich, kann der Abschnitt räumlich ausgedehnt werden.

Analog zu PERLODES (vgl. Teil C, Kapitel 1) ist zur Erfassung der Organismen ein langstieliger Kescher mit einem rechteckigen Rahmen von 25 x 25 cm und einer Maschenweite von 500 µm zu verwenden (u. U. sind Siebungen durch 1 mm Maschenweite erforderlich). Des Weiteren ist eine manuelle Besammlung von Substraten wie z. B. Totholz, Steinen und insbesondere Makrophyten erforderlich. Die Erfassungsstrategie zielt auf eine möglichst vollständige Erfassung der Benthostaxa. Anzahl und Art der beprobten Habitate sowie Dauer der Probenahme (als vorläufiger grober Richtwert 30 min/Messstelle, ohne Sortierung) sind zu dokumentieren.

Die Sortierung der Organismen aus dem Probenmaterial kann vor Ort oder im Labor erfolgen. Die Konservierung/Fixierung der Organismen erfolgt in mindestens 70%igem Ethanol (nur die Oligochaeta werden ggf. in 4%igem Formol konserviert). Eine Angabe der Fangzahlen je Art/Taxon erfolgt als Individuen/Probe (CPUE¹²) ohne Flächenbezug; alternativ sind auch artspezifisch Abundanzschätzungen nach DIN möglich. Ergänzend kann eine Entnahme von Sedimentproben mittels Stechröhren/Greifer erfolgen, wenn das zu untersuchende Gewässer sehr strukturarm ist.

Die taxonomische Aufschlüsselung sollte bis zur Art erfolgen bzw. sich weitgehend an die operationelle Taxaliste nach PERLODES anlehnen (vgl. Teil C, Kapitel 1). Für die formale Bewertung ist die taxonomische Ansprache auf Artebene bei den Gruppen ‚Aufwuchstaxa‘, Oligochaeta und Diptera nicht zwingend erforderlich bzw. sollte sich ebenfalls mindestens an der Tiefenschärfe der operationellen Taxaliste als Mindestvorgabe orientieren. Erforderlich ist die Feststellung der Anzahl der Großtaxagruppen an einer Messstelle.

Bewertung

Der MGB-Index (Bioconsult 2013) ist in Anlehnung an den bestehenden Ansatz für tideoffene Marschengewässer (TOM-Index, siehe 5.1.2.1.) als multimetrisches Verfahren konzipiert, das die nach WRRL erforderlichen Aspekte ‚Artenvielfalt‘ / ‚Gemeinschaftsstruktur‘ (Modul ‚Taxonomische Vielfalt‘), ‚Abundanz‘ und ‚Sensitivität und Toleranz‘ (gegenüber Habitatveränderungen) (Modul ‚Eco/Abundanz‘) umfasst und nach einer 5-stufigen Skala von „sehr gut“ bis „schlecht“ bewertet. Der Bewertungsmaßstab basiert überwiegend auf Daten von 1986 – 2011, aus denen – ergänzt durch fachliche Einschätzung – eine Referenzbesiedlung der Makrozoobenthosgemeinschaft für nicht tideoffene Marschengewässer abgeleitet wurde. Diese reflektiert das höchste ökologische Potenzial. Der ökologische Zustand ist hier nicht mehr relevant, da es sich um einen rein anthropogen geprägten, im natürlichen Zustand nicht

¹¹ Das Verfahren ist eingestellt unter

<http://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/wasserwirtschaft/egwasserrahmenrichtlinie/fliessgewaesser-seen/marschgewaesser/marschengewaesser-130636.html>

¹² CPUE: Catch per unit effort

vorhandenen Gewässertyp handelt. Der MGBI spiegelt das Ausmaß einer allgemeinen Degradation wider. Wesentliche Belastungsfaktoren sind in diesem Zusammenhang Gewässerstruktur, Unterhaltungsmanagement, Stoffbelastung (z. B. Salinität, Sauerstoff) oder Eutrophierung.

Das Modul „Taxonomische Vielfalt“ (TAV) wird über die Anzahl von Großtaxagruppen, Familien sowie Arten abgebildet. Die Berechnung erfolgt analog zum TOM-Index über die Ähnlichkeit zur Referenzgemeinschaft. Die Präsenz der Gruppen *Oligochaeta* und *Diptera* wird derzeit ausschließlich auf Großtaxaebene bewertet.

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

Abbildung 1: Gewichtung der Makrozoobenthosgruppen im Modul „Eco/Abundanz“ des MGB-Index für die Bewertung von nicht tideoffenen Marschengewässern (GÖP = gutes ökologisches Potenzial).

Zentraler Aspekt für die Bewertung des Moduls „Eco/Abundanz“ besteht in einer Zuordnung gewichteter artspezifischer Indikatorwerte (Eco-Werte), die die Sensitivität bzw. die Toleranz einer Art gegenüber den in Marschengewässern relevanten Stressoren (z. B. Habitatdegradation, Stoffbelastung) reflektieren. Die auf Literatur- und Experteneinschätzungen beruhenden insgesamt für mehr als 600 Organismen vorläufig vergebenen Eco-Einstufungen umfassen Werte zwischen 1 („sehr tolerant“) bis 5 („sehr sensitiv“). Die Berechnung dieses Parameters erfolgt analog zum TOM-Index. Dabei sind die für Marschengewässer relevanten Großtaxagruppen für die Bewertung von unterschiedlicher Bedeutung (Abbildung 1).

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

1.2.2 Tideoffene Marschengewässer

Für den größten Teil tideoffener Marschengewässer ist eine benthosbasierte Bewertung mittels TOM-Index vorgesehen. Dies gilt v. a. für Gewässer mit einem eher geringem Tidehub von weniger als 2,5 m. Flüsse der Marschen mit einem Tidehub > 2,5 m und Ströme der Marschen (die ästuarinen Gewässertypen 22.2 und 22.3) werden mit dem modifizierten Ästuartypieverfahren (AeTV+) bewertet. Bewertungsergebnisse nach AeTV+ können auch auf die an die Hauptgewässer assoziierten Unterläufe der Nebengewässer des Typs 22.2



übertragen werden. Dies ist v. a. dann sinnvoll, wenn die entsprechenden Wasserkörper kurz sind und in der Charakteristik durch den benachbarten Wasserkörper des limnischen Ästuars maßgeblich beeinflusst werden. Für diese Gewässerabschnitte erscheint der Verzicht auf separate Untersuchungen plausibel, kann aber in Einzelfällen dennoch sinnvoll sein.

1.2.2.1 Bewertungsverfahren Makrozoobenthos für tideoffene Marschengewässer (TOM-Index¹³)

Probenahme und Bestimmung

Als Messstelle ist ein Bereich von ca. 50 m stromauf und stromab um eine festgelegte Zentralkoordinate definiert. Wenn aus fachlicher Sicht erforderlich, kann der Abschnitt räumlich ausgedehnt werden. Im Bereich der Messstelle sind die besiedlungsrelevanten Habitate gezielt zu untersuchen. Für die Anwendung des Verfahrens ist als Mindestanforderung eine zweimalige Beprobung pro Jahr (April und September/Okttober) vorgesehen. Die Beprobung soll bei Tide-Niedrigwasser vorgenommen werden.

Analog zur Methodik für Fließgewässer (vgl. Teil C, Kapitel 1) und dem MGBI-Verfahren in nicht tideoffenen Gewässern ist zur Erfassung der Organismen ein langstieliger Kescher (rechteckiger Rahmen von 25 x 25 cm; Maschenweite von 500 µm) zu verwenden (u. U. sind Siebungen durch 1 mm Maschenweite erforderlich). Des Weiteren ist eine manuelle Organismenabsammlung von Substraten wie z. B. Totholz, Steinen, Makrophyten etc. für eine möglichst vollständige Erfassung der Benthostaxa erforderlich. Anzahl und Art der beprobten Habitate sowie Dauer der Probenahme (als vorläufiger Richtwert mind. 20–30 min/Messstelle, ohne Sortierungsaufwand) sind zu dokumentieren.

Die Sortierung der Organismen aus dem Probenmaterial kann vor Ort oder im Labor erfolgen. Die Konservierung/Fixierung der Organismen erfolgt i. d. R. in mindestens 70%igem Ethanol nur in Ausnahmen ggf. in 4%igem Formol (z. B. Oligochaeta). Die Abundanz je Art/Taxon wird als Individuen/Probe (CPUE) ohne Flächenbezug angegeben; alternativ sind auch artspezifisch Abundanzschätzungen nach DIN möglich. Optional/ergänzend zur Kescherbeprobung ist eine Entnahme von Sedimentproben mittels Stechrohren (analog zur AeTV+-Methodik, siehe 5.1.2.2) zur gezielten Beprobung der Infauna (z. B. Oligochaeta) denkbar. Dies kann vornehmlich für Gewässer mit höherem Tidehub und/oder ausgedehntem Eulitoral sinnvoll sein. Letztere Beprobung ist aus derzeitiger Sicht für die Bewertung jedoch nicht zwingend.

Die taxonomische Aufschlüsselung sollte bis zur Art erfolgen. Nicht zwingend ist derzeit eine detaillierte Aufschlüsselung der Diptera und Oligochaeta; diese kann optional durchgeführt werden. Die taxonomische Tiefenschärfe sollte sich mindestens nach Empfehlungen der operationellen Taxaliste richten (vgl. Teil C, Kapitel 1).

Bewertung

Der TOM-Index ist als multimetrisches Verfahren konzipiert, das die nach WRRL erforderlichen Aspekte ‚Artenvielfalt‘ / ‚Gemeinschaftsstruktur‘, ‚Abundanz‘ und ‚Sensitivität und Toleranz‘ (gegenüber Habitatveränderungen) umfasst und nach einer 5-stufigen Skala von „sehr gut“ bis „schlecht“ bewertet. Der Bewertungsmaßstab basiert auf wenigen historischen und überwiegend rezenten Daten, aus denen die Referenzbesiedlung für tideoffene Marschengewässer abgeleitet wurde. Die Bewertung spiegelt das Ausmaß einer allgemeinen Degradation wider.

¹³ Das Verfahren findet sich unter

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/wasserwirtschaft/egwasserrahmenrichtlinie/fließgewässer_seen/marschgewässer/marschengewässer-130636.html

Der TOM-Index nach Bioconsult (2009) ermöglicht Bewertungen des ökologischen Zustandes und in der ergänzten Version auch Bewertungen des ökologischen Potenzials (Bioconsult 2015). Die Herleitung des Potenzials bzw. die Anpassung des Verfahrens (Referenzbedingungen) erfolgte dabei u. a. unter Berücksichtigung des Ansatzes nach LAWA (2012). 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 im TOM-Index beibehalten. Für die Potenzialbewertung wurde der Bewertungsmaßstab neu definiert. Wesentliche Änderungen des TOM-Index umfassen das für die Potenzialbewertung weniger umfangreiche Artenspektrum, eine etwas andere Gemeinschaftsstruktur der Benthosgemeinschaft sowie angepasste artspezifische Referenzabundanzen. 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.

Die Messgröße ‚Artenvielfalt/Gemeinschaftsstruktur‘ wird über die Anzahl von Großtaxagruppen, Familien sowie Arten abgebildet. Dabei ist nicht ausschließlich die Anzahl vorhandener Arten, sondern auch deren ‚Verteilung‘ auf höheren taxonomischen Ebenen relevant. Diese Bewertung der „taxonomischen Vielfältigkeit“ erfolgt über die Verschneidung von zwei Submetrics (1. „Anzahl Großtaxagruppen“ und 2. „Anzahl Familien & Arten“). Das 2. Submetric fokussiert dabei ausschließlich auf ‚wichtige‘ Indikatoren (hier: Mollusca, Coleoptera, Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Trichoptera). Für beide Submetrics wird die Ähnlichkeit des Beobachtungswertes vs. Erwartungswert berechnet. Der Erwartungswert ergibt sich aus der Referenzgemeinschaft. Je geringer die Ähnlichkeit im Vergleich zur Referenz, desto geringer die ökologische Qualität im Bereich einer Messstelle. Die Ähnlichkeit (*Bray-Curtis*) wird in Werten zwischen 0 (keine Ähnlichkeit) und 1 (identisch) dargestellt.

Der zentrale Aspekt für die Bewertung des Parameters ‚Sensitivität/Toleranz‘ besteht analog zum PTI und AeTV (Schöll et al. 2005, Krieg 2005) in einer Zuordnung artspezifischer Indikatorwerte (Eco-Werte), die die Sensitivität bzw. die Toleranz einer Art gegenüber den in Marschengewässern relevanten Stressoren (z. B. anthropogen erhöhter Tidehub, Unterhaltungsmaßnahmen, Habitatstruktur) reflektieren. Die Eco-Einstufungen umfassen Werte zwischen 1 („sehr tolerant“) und 5 („sehr sensitiv“). Analog zum PTI und AeTV werden die Eco-Werte gewichtet [$G_i = 2^{(5-W_i)}$, wobei $W_i = (6 - \text{Eco-Wert } A_i)$]. Ein solches Vorgehen erhöht die Bedeutung der sensitiven Spezies im Rahmen der Bewertung.

Die Berücksichtigung der ‚Abundanz‘ erfolgt indirekt über eine abundanzbasierte Gewichtung der Eco-Werte. Dabei leitet sich die artspezifische Referenzabundanz (log-transformiert) aus rezenten Daten ab („best of“ – Prinzip). Aus der Abweichung vom Abundanzreferenzwert ergibt sich der Gewichtungsfaktor für den Eco-Wert. Entspricht die Abundanz der Art; z. B. >80–100% des Referenzwertes, erfolgt keine Modifizierung des jeweiligen Eco-Wertes. Liegt ein Beobachtungswert z. B. im Bereich von 0–20% der Referenz, wird eine Gewichtung des artspezifischen Eco-Wertes durch den Faktor 0,2 durchgeführt. Über eine artengruppenspezifische Summierung der gewichteten Eco-Werte wird der Parameter „Abundanz/Sensitivität“ über einen Ähnlichkeitsvergleich (*Bray-Curtis*) mit der Referenzgemeinschaft bewertet. Analog zur Messgröße „Taxonomische Vielfalt“ liegt für die Bewertung auch hier der Fokus auf den o. g. wichtigen Taxagruppen.

Die abschließende Gesamtbewertung des ökologischen Zustands einer Messstelle erfolgt anhand des EQR (Ecological Quality Ratio). Der Gesamt-EQR-Wert ergibt sich durch Mittelwertbildung der Teilergebnisse „Taxonomische Vielfalt“ und „Abundanz/Sensitivität“.

Für die automatisierte Bewertung im Zustand bzw. Potenzial steht jeweils ein (vorläufiges) Excel-basiertes Tool zur Verfügung.

1.2.2.2 Ästuartypieverfahren für süßwassergeprägte ästuarine Gewässertypen (AeTV+¹⁴)

Mit dem AeTV+ werden die ästuarinen Süßwasserabschnitte der „Ströme der Marschen“ (Typ 22.2/22.3) [und die nicht unmittelbar zu den Marschengewässern gehörenden tidebeeinflussten Abschnitte der „Sandgeprägten Ströme“ (Typ 20)] bewertet (Bioconsult & Krieg 2013). 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 (z. B. Mündungsbereiche der Tide-Hunte und Tide-Este). Für deren Bewertung sind zwei Alternativen möglich: Zum einen ist eine Übertragung des ästuarinen Bewertungsergebnisses auf den assoziierten Marschengewässerunterlauf möglich, ohne dort gesonderte Erfassungen vorzunehmen (z. B. Abschnitte des Typs 22.2 mit einer geringen Längenausdehnung). Zum anderen kann die Bewertung selbstverständlich auch auf Basis eigener Datenerhebungen nach AeTV+ erfolgen.

Probenahme und Bestimmung

Die Probenahme nach AeTV(+) soll die benthische Wirbellosenfauna der Weichsubstrate möglichst vollständig qualitativ-quantitativ erfassen. Die Probenahme ist im limnischen (bis oligohalinen) Abschnitt des Ästuars im späten Frühjahr (von Mai bis Mitte Juni d. J.) durchzuführen.

Die Mindestanforderung an die Datenerhebung (Probenahmemethodik, -umfang etc.) zur Anwendung des AeTV+ entspricht derjenigen für den AeTV „Klassisch“ (u. a. Krieg 2010). Die Bewertung eines Wasserkörpers (WK) nach AeTV+ soll auf mindestens acht (+/- 1) Stationen 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 Wasserkörper mit verschiedenen Salinitätszonen, wie beispielsweise der Elbe (Übergangsgewässer) mit über 70 km Fließstrecke, müssen allerdings mit mindestens zwei achter Profilen belegt werden. Diese werden jeweils einzeln berechnet bzw. bewertet. Für die Gesamtbewertung eines WK mit als mehr einem Querprofil kann das arithmetische oder gewichtete Mittel zugrunde gelegt werden.

An jeder Station sollen insgesamt vier Van-Veen-Greifer (je 0,1 m², Entnahmetiefe 18 cm) entnommen werden. Der komplette Inhalt von zwei Greifern wird jeweils über 500 µm gesiebt und das Makrozoobenthos ausgewertet. Aus den zwei weiteren Greifern werden insgesamt vier Stechrohrunterproben (je 15,9 cm²) zur Bestimmung der Meiofauna entnommen (250 µm-Siebung).

Bei Niedrigwasser kann das Eulitoral ggf. von Land aus beprobt werden. Dabei werden je Station 2 x 6 Stechrohre mit einer Oberfläche von 181,5 cm² (= 2 x 0,109 m²) zur Bestimmung des Makrozoobenthos (entspricht insgesamt wie im Sublitoral 0,2 m²) und vier Stechrohre (je 15,9 cm²) für die Meiofauna genommen.

Die taxonomische Ansprache der Organismen soll – soweit durchführbar – bis auf Artebene erfolgen.

Bewertung

Mittels AeTV+ wird das Ausmaß der „Allgemeinen Degradation“ eines ästuarinen Lebensraumes bewertet. Das Verfahren erfüllt mit der Berücksichtigung der Parameter

¹⁴ Weitere Informationen zum Verfahren finden sich unter http://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/wasserwirtschaft/egwasserrahmenrichtlinie/fliessgewaesser_seen/marschgewaesser/marschengewaesser-130636.html

Artenzahl, strukturelle Zusammensetzung und Vielfalt der Benthosgemeinschaft, Individuenzahl (relative Abundanz) sowie Anteil sensibler Arten die Anforderungen der WRRL.

Zentrales Bewertungsinstrument des AeTV+ (und auch des ursprünglichen AeTV; vgl. u. a. Krieg 2005) ist das AeTI-Modul (Ästuar-Typie-Index), welches auf der Artzusammensetzung bzw. auf der Präsenz ästuartypischer Arten basiert. Allen relevanten Taxa sind unter Berücksichtigung ihrer Habitatbindung auf Grundlage von Fachliteratur und Experteneinschätzungen Eco-Werte zugeordnet, die zwischen 1,0 und 5,0 liegen. Der höchste Eco-Wert 5,0 signalisiert eine sehr enge Bindung an den Lebensraum „Ästuar“, 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 $W_i = (6 - \text{eco-Wert } A_i)$] im Vergleich zu euryöken Arten und Gewässerubiquisten eine höhere Bedeutung im Rahmen der Bewertung. Die artspezifischen Eco-Werte 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 Alpha-Diversität (ADF) und mittlere Taxazahl (MAZ), die numerisch und obligatorisch (und im Vergleich zum ursprünglichen AeTV z.T. modifiziert) in die Bewertung eingehen. Dabei ergibt sich die mittlere Taxazahl/Station aus der Taxasumme aller Teilproben/Station ($n = 2$ vV-Greiferinhalte und $n = 4$ STR-Inhalte) und bezieht dabei alle eco-indizierten Arten/Taxa sowie zusätzlich auch nicht eco-indizierte Arten ein. Das ebenfalls vorhandene Submodul „Anzahl der Großtaxagruppen“ (NGT) (= MAZ_{NGT}) berücksichtigt bei der Bewertung die Annahme, dass in den Ästuaren eine größere taxonomische Vielfalt (Verteilung der Arten auf verschiedene Großtaxagruppen) auch eine höhere Qualität des Lebensraumes widerspiegelt.

Das AeTV+-Verfahren nach Bioconsult & Krieg (2013) war zunächst nur auf die Bestimmung des ökologischen Zustands ausgerichtet, so dass durch Bioconsult (2015) das Verfahren für eine Bewertung des ökologischen Potenzials angepasst werden musste. Die grundsätzliche Konzeption des AeTV+ wurde für die Potenzialbewertung nicht verändert, Modifikationen waren ausschließlich für das Modul „AeTI“ erforderlich. Die Referenzwerte der AeTV+-Module „MAZ“ und „ADF“ sind bereits von Bioconsult & Krieg (2013) ausschließlich aus rezenten Daten abgeleitet worden und reflektieren somit bereits das Potenzial.

Die Anpassung des AeTI-Moduls an das ökologische Potenzial erfolgte auf zwei Ebenen: (1) Es wurden solche Arten ausgeschlossen, deren regelmäßiges Vorkommen unter den aktuellen hydromorphologischen Rahmenbedingungen und Nutzungen als unwahrscheinlich angesehen wurde. (2) Neben der Anpassung der offenen Taxaliste an das ökologische Potenzial der ästuarinen Gewässertypen 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 unter fachlichen Gesichtspunkten, wobei sich die Einteilung der Klassengrenzen an den in der WRRL genannten normativen Begriffsbestimmungen orientiert. Ein in "R" programmiertes Tool zur automatisierten Bewertung nach AeTV(+) ist in Bearbeitung¹⁵.

1.3 Makrophyten in Marschengewässern¹⁶

Vor dem Hintergrund, dass die für natürliche Fließgewässer entwickelten Verfahren zur Bewertung der Makrophyten (vgl. Teil C, Kapitel 2) in Marschengewässern nicht anwendbar

¹⁵ Der aktuelle Stand kann u. a. bei der NLWKN-Betriebsstelle Aurich erfragt werden.

¹⁶ Die beiden Makrophyten – Verfahren sind eingestellt unter:
http://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/wasserwirtschaft/egwasserrahmenrichtlinie/fliessgewaesser_seen/marschgewaesser/marschengewaesser-130636.html



sind, wurden andere Verfahren entwickelt, die die typische Besiedlung von Marschengewässern bei der Festlegung der Bewertungskriterien und Referenzbedingungen berücksichtigen. Dabei wird zwischen den tideoffenen [heute überwiegend von emersen Makrophyten (Helophyten) im oberen Wasserwechselbereich besiedelten Gewässern] und den nicht tideoffenen [auch heute noch potenziell von submersen Makrophyten (Hydrophyten) dominierten] Marschengewässern unterschieden.

Für alle nicht tideoffenen, im Leitbild durch Hydrophyten geprägten Marschengewässer kommt das Verfahren zur „Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Marschengewässern Nordwestdeutschlands“ zum Einsatz, welches 2019 überarbeitet wurde (BEMA-Verfahren; Brux et al. 2009, Brux & Aden 2019).

Für die tideoffenen, heute meist bestenfalls durch Helophyten im oberen Wasserwechselbereich geprägten Gewässer wurde das Bewertungsverfahren für „Makrophyten in Tidegewässern Nordwestdeutschlands gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie“ entwickelt (BMT-Verfahren; Stiller 2011). Das BMT-Verfahren findet Anwendung für Gewässer mit regelmäßigem Tideeinfluss, der zu starken Wasserstandsschwankungen, zu zeitweilig hohen Fließgeschwindigkeiten im Wechsel mit Stauwasserphasen, zu regelmäßiger Strömungsumkehr und meist zu einer starken Wassertrübung führt.

In Grenzfällen, z. B. bei Marschengewässern mit einem Tidenhub von bis zu 1 m und/oder unregelmäßigen Wasserstandsschwankungen, die folglich keine größeren und regelmäßig trocken fallenden Wattflächen aufweisen, ist zu prüfen, welches der beiden vorgenannten Verfahren geeigneter zur Bewertung der Makrophyten ist.

1.3.1 Nicht tideoffene Marschengewässer (BEMA-Verfahren)

Das BEMA- bzw. BEMA II-Verfahren (Brux et al. 2009, Brux & Aden 2019) ist anwendbar für alle Marschengewässer der LAWA-Typen 22.1 (Gewässer der Marschen) und 22.2 (Flüsse der Marschen) ohne Tideeinfluss, die gemäß Leitbild von Makrophyten-Beständen geprägt sind. Auch zur Bewertung der schmalen Marschengraben kann das Verfahren genutzt werden. Da fast alle diese Gewässer als „erheblich verändert“ oder „künstlich“ eingestuft sind, ist das Verfahren auf die Bestimmung des ökologischen Potenzials als reduziertes Umweltziel der WRRL ausgelegt.

Beprobung und Erfassung

Die Aufnahme der Vegetation erfolgt einmalig in der Zeit zwischen Mitte Juni und Mitte September. Unter Berücksichtigung der jeweiligen jahreszeitlichen Vegetationsentwicklung liegt der optimale Untersuchungszeitraum im Juli. In jedem Fall muss die Untersuchung vor den in der Marsch vielfach bereits ab August beginnenden Unterhaltungsarbeiten erfolgen. Danach ist im jeweiligen Jahr eine den Ansprüchen dieses Bewertungsverfahrens genügende Untersuchung nicht mehr möglich. Die Kartierung erfolgt bei Mittelwasser (evtl. Niedrigwasser). Bei Hochwasser ist die Erfassung stark erschwert bzw. unzuverlässig, da die Sicht eingeschränkt ist.

Grundsätzlich werden die Makrophyten auf der gesamten Breite des Gewässers untersucht. Bei großen Fließgewässern (über 10 m Breite) kann die Bearbeitung getrennt von beiden Ufern aus oder auf nur einer Uferseite erfolgen. Angemessen ist in diesen Fällen eine Bearbeitungsbreite von 5 m oder mehr. In Abhängigkeit von der Sichttiefe erfolgt eine visuelle Erfassung aller Makrophyten unterhalb der Mittelwasserlinie der zu untersuchenden Gewässerstrecke. Die Entnahme der Makrophyten erfolgt von Hand bzw. mit einer mit Teleskopstiel ausgestatteten Harke. In Abhängigkeit vom Substrat kann zusätzlich eine Begehung des Gewässers durchgeführt werden, ebenfalls unter Zuhilfenahme einer Harke sowie bei geeigneter Sicht eines Sichtkastens.



Erfasst werden alle innerhalb der Aufnahme­fläche wachsenden Makrophyten (höhere Pflanzen (Spermatophyta und Pteridophyta), Armeleuchteralgen (Characeae) und Moose (Bryophyta)). Von vor Ort nicht bestimm­baren Taxa werden Proben zur Nachbestimmung im Labor entnommen. Auffällige Vorkommen von makroskopisch erkennbaren Algen werden ebenfalls dokumentiert. Die Deckungsschätzung der auftretenden Arten bezogen auf die Aufnahme­fläche erfolgt entsprechend der Skala nach Londo (1975). Ferner wird die Gesamtdeckung aller Makrophyten, der Hydrophyten und der Röhrichtarten vor Ort in Prozent geschätzt und notiert.

Zur Dokumentation der Lage wird der Mittelpunkt des i. d. R. 100 m langen Abschnitts der Messstelle mit einem GPS-Gerät am Ufer eingemessen und die Koordinaten werden notiert. Soweit nicht anders vorgegeben, erfolgt die Angabe in Rechts- und Hochwerten nach Gauss/Krüger (oder im Koordinatensystem ETRS1989 UTM Zone 32). Ferner werden mindestens zwei repräsentative Fotografien der Probestelle angefertigt (z. B. gewässerauf- und abwärts). Um Informationen über die Salinität für die spätere Ermittlung der zutreffenden Untereinheit zu erhalten, wird die elektrische Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) mittels einer Wasserprobe für alle Untersuchungsstellen gemessen.

Bewertung

Bei dem indexbasierten BEMA II-Verfahren wurden auf der Grundlage historischer und rezenter Bedingungen hinsichtlich des Vorkommens von Wasser- und Sumpfpflanzen in Marschengewässern für jede Art Wertpunkte abgeleitet. Die Zuordnung der Wertpunkte erfolgte spezifisch für die verschiedenen BEMA II-Subtypen.

Es werden einzelne Metrics berechnet, die Artenzusammensetzung und Abundanz, Vielfalt und Diversität, Störzeiger und funktionale Gruppen der Makrophyten-Vegetation beschreiben. Je nach Gewässersubtyp gehen unterschiedliche Werte und Kombinationen von Metrics in die Makrophyten-Bewertung ein. Im Rahmen der Bewertung einer Messstelle werden die jeweils erzielten Wertpunkte zur „Ökologischen Qualitätskennzahl“ (ÖQZ) aufaddiert und über eine Transformationsregel hieraus das ökologische Potenzial errechnet.

Die grundlegenden Bewertungsregeln zur Ermittlung der „Ökologischen Qualitätskennzahl“ sind für alle BEMA II-Subtypen gleich. Die Berücksichtigung der unterschiedlichen Referenzbedingungen erfolgt über die jeweils für die einzelnen BEMA II-Subtypen der Marschengewässer festgelegten artspezifischen Wertpunkte. Durch diese Regelsezung kann die gleiche Vegetationszusammensetzung je nach BEMA II-Subtyp zu unterschiedlichen Bewertungen führen. Vor der Durchführung der Bewertung ist es daher erforderlich, die Messstelle anhand der kennzeichnenden Parameter (Breite, Salinität elektrische Leitfähigkeit, Lage) einer der sechs BEMA II-Subtypen gemäß Tab. 2 zuzuordnen bzw. eine solche Zuordnung ist bei den zuständigen Landesbehörden abzufragen. Bei Zweifelsfällen ist eine Einzelfallbeurteilung durch Experten erforderlich.

Tab. 2: BEMA II-Subtypen (ST) der Marschengewässer der LAWA-Subtypen 22.1 und 22.2 gemäß BEMA II-Verfahren (Brux & Aden 2019)

LAWA Sub-typ	BEMA II Subtyp	Bezeichnung	Breite	Geest-einfluss	ELF Orientierungswert	Sediment	Weitere mögliche Kriterien
22.1	1	schmale bis mittelbreite geestbeeinflusste Marschengewässer	≤ 10 m	deutlich	< 500 µS/cm – < 1.000µS/cm	überwiegend Ton/Lehm	deutliche, nicht durch Tide/Schöpfung bedingte Strömung, keine Zuwässerung, Sohlsubstrat mit Sandanteil, in Mooregebieten z. T. mit Torf, Einzugsgeb. zu großen Teilen Geest, Auftreten rhithraler Arten und sonstiger Klarwasserarten, hohe Deckungen submerser Arten (ohne Störzeiger)
22.1	2	breite geestbeeinflusste Marschengewässer	> 10 m				
22.1	3	schmale bis mittelbreite Marschengewässer ohne deutlichen Geesteinfluss, ggf. schwach tidebeeinflusst	≤ 10 m	gering bis nicht gegeben	> 500 µS/cm – > 1.000 µS/cm	Ton/Lehm	kaum Klarwasserarten, kaum Deckung submerser Arten, monodominante Bestände von Störzeigern, Röhrichtzone am Ufer, durch Schöpfbetrieb hohe Wasserstandsschwankungen und Veränderungen von Fließgeschwindigkeit und Richtung, Zuwässerung
22.1	4	breite Marschengewässer ohne deutlichen Geesteinfluss, ggf. schwach tidebeeinflusst	> 10 m				
22.1	5	Marschengewässer der Polder, Köge und Mahlbusen		nicht gegeben	< 3.000 µS/cm	Ton/Lehm	kaum Klarwasserarten, kaum Deckung submerser Arten, ggf. Bestände von Störzeigern, Röhrichtzone am Ufer, durch Schöpfbetrieb hohe Wasserstandsschwankungen
22.1	6	Marschengewässer mit erhöhter Salinität			> 3.000 µS/cm	Ton/Lehm	keine Klarwasserarten, kaum Deckung submerser Arten, monodominante Bestände von Störzeigern, Röhrichtzone am Ufer, durch Schöpfbetrieb hohe Wasserstandsschwankungen und Veränderungen von Fließgeschwindigkeit und Richtung, Zuwässerung
22.1 22.2	7	tidebeeinflusste Marschengewässer**				Ton/Lehm	Tide schwingt frei ein und aus, oft breiter als 10 m, z. T. starke Wasserstandsschwankungen

Erläuterung: * In Niedersachsen, Bremen und Hamburg umfasst die Gruppe der Gewässer des LAWA-Subtyps 22.1 ausschließlich nicht tideoffene Gewässer, während hier die Gewässer der LAWA-Subtypen 22.2. (und 22.3) stets tideoffen sind.

** Bewertung erfolgt das BMT-Verfahren (Stiller 2011)

Nach Ermittlung des BEMA II-Subtyps erfolgt die Eingabe der Vegetationsdaten in das entsprechende Datenblatt der EDV-Tabellenkalkulation, welche die entsprechenden Rechenformeln vorhält und die Berechnung automatisch durchführt. Im BEMA II-Verfahren können ergänzend nach derselben Vorgehensweise die Röhrichte sowie die submerser Böschung bewertet werden. Die Ermittlung der Ecological Quality Ratio (EQR) erfolgt über die Transformation der ÖQZ und ist auch in das BEMA II-Tool implementiert.¹⁷

¹⁷ Das Tool ist auf Nachfrage zu erhalten (u. a. NLWKN- Betriebsstelle Aurich)

1.3.2 Tideoffene Marschengewässer (BMT-Verfahren)

Beim BMT-Verfahren (Stiller 2011) handelt es sich um eine halbquantitative Untersuchung des Eulitorals und des Sublitorals der Tidegewässer zur Erfassung der dort siedelnden emersen und submersen Makrophyten. Die erhobenen Daten dienen der Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials der untersuchten Gewässerabschnitte gemäß WRRL anhand des für die Tidegewässer modifizierten Standorttypieindex-Makrophyten (STI_{MT}).

Beprobung und Erfassung

Der optimale Zeitraum für die Kartierung der Tideröhrichte liegt zwischen Juli bis August. Bei einer einmaligen Beprobung in dieser Zeit ist das Arteninventar aufgrund des ausgeprägten „saisonalen Rhythmus“ der charakteristischen Tideröhrichte im Allgemeinen unvollständig. Daher müssen die Probestellen zusätzlich im März / April zur Ermittlung des Frühjahrsaspekts begangen werden. Hierbei werden die Pflanzenmengen charakteristischer Frühjahrsblüher erfasst, da diese Taxa im Verlauf der Vegetationsperiode nicht mehr bzw. nur in sehr geringen Mengen auftreten, was Auswirkungen auf das Bewertungsergebnis haben kann. Somit wird generell eine zweimalige Kartierung notwendig – nur bei sehr guter Kenntnis der Vegetationsbestände kann auf die Ermittlung des Frühjahrsaspektes verzichtet werden. Da die Vegetationsbestände im Frühjahr noch übersichtlich entwickelt sind, dient dieser Termin auch dazu, einen Überblick über den strukturellen Aufbau der Bestände im Kartierabschnitt zu erhalten. Unabhängig von der Jahreszeit liegt der optimale Kartierzeitpunkt in Abhängigkeit vom Tidegeschehen je nach Uferneigung und Vegetationsausdehnung bei Niedrigwasser \pm 2-3 Stunden. Bei den Tidegewässern werden die unterhalb der mittleren Tidehochwasser-Linie (MThw-Linie) siedelnden emersen Makrophytenbestände und sofern vorhanden die submersen Makrophyten im Sublitoral (d. h. $<$ MTnw-Linie) erfasst.

Aufgrund der großen Breite und Tiefe vieler Tidegewässer erfolgt meist eine getrennte Beprobung der gegenüberliegenden Ufer oder nur einer Uferseite. Gewässer mit geringer Tiefe und Breite sowie geringem Tidenhub können jedoch über den gesamten Gewässerquerschnitt beprobt werden. In beiden Fällen erfolgen die Geländeerhebungen durch Begehung der Vegetationsbestände bzw. der trocken gefallenen Wattflächen bei Niedrigwasser. Bei kleinen Gewässern kann zusätzlich der Einsatz einer Harke zur Beprobung des Sublitorals notwendig sein, während ein Sichtkasten aufgrund der Trübung selten zielführend ist.

An den ausgewählten Probestellen werden parallel zum Ufer 100 m lange Kartierabschnitte jeweils von der unteren Vegetationsgrenze der Vegetationsbestände bis zur augenscheinlich wahrnehmbaren Lage der MThw-Linie untersucht. Im Zuge einer Überblicksbegehung entlang von Transekten an Anfang, Mitte und Ende des Abschnitts werden die Zusatzkriterien zur Besiedlungsstruktur, Ausdehnung, Zonierung und Vitalität der oft ausgedehnten und hochwüchsigen, emersen Makrophytenbestände und die GPS-Koordinaten ermittelt. Anschließend erfolgt die quantitative Erhebung der einzelnen Makrophytentaxa nach der 5-stufigen Schätzskala von Kohler (1978). Als Makrophyten werden hierbei alle Gefäßpflanzen und Armelechteralgen erfasst. Von vor Ort nicht bestimmbar Taxa werden Proben zur Nachbestimmung im Labor entnommen. Auffällige Vorkommen von Moosen und makroskopisch erkennbaren Algen werden als Zusatzinformation dokumentiert.

Zur Charakterisierung der Probestelle werden außerdem Standortfaktoren (Ufermorphologie, Substrat etc.) und die oberhalb von MThw landeinwärts siedelnde Vegetation gemäß Kartierprotokoll erhoben und für Dokumentationszwecke mindestens zwei repräsentative Fotografien der Probestelle angefertigt (z. B. gewässerauf- und abwärts).

Bewertung

Der „Standorttypieindex-Makrophyten“ (STI_{MT}) bildet die allgemeine Degradation in einem Fließgewässer durch Ermittlung des Verhältnisses von Arten verschiedener ökologischer Kategorien ab. Basierend auf der Zuordnung der Arten zu den ökologischen Kategorien liegt

dem Verfahren die leitbildbezogene Ausprägung von bewertungsrelevanten Teilen der Phytozönose zugrunde. So fließt in die Berechnung außer Artenzusammensetzung und Abundanz auch die Besiedlungsstruktur des Untersuchungsabschnitts ein. Ferner bezieht das Verfahren submerse und emerse Makrophyten ein, die gemeinsam die natürliche Vegetation der Tidegewässer bilden.

Die in den Tidegewässern potenziell vorkommenden Makrophytenarten sind in vier ökologische Kategorien eingestuft. Eurytope sowie standortfremde Arten wurden der Kategorie 1 zugeschlagen. Stenotope und/oder endemische Arten wurden in die Kategorie 4 eingestuft. Die Kategorien 2 und 3 vermitteln zwischen diesen beiden Extremen. Zur Berechnung des STI_{MT} werden gemäß der nachstehenden Formel die relativen Anteile (Quantitäten) aller Arten einer ökologischen Kategorie ermittelt, mit einer Indikationsgewichtung versehen und im Sinne des gewichteten Mittelwertes (K_{DA} -Wert) verrechnet.

$$STI_{MT} = Bs_{ges} \cdot Bs \frac{\sum K_{DA}}{nK}$$

STI_{MT}	=	Standorttypindex-Makrophyten in Tidegewässern (LUNG 2002, verändert)
Bs_{ges}	=	Besiedlungsstruktur Eulitoral <u>und</u> Sublitoral (Bs_{ges} -Faktor)
Bs	=	Besiedlungsstruktur Eulitoral (Bs-Faktor)
K_{DA} -Wert	=	Quantität der ökologischen Kategorie an der Gesamtquantität
nK	=	Anzahl der vorkommenden ökologischen Kategorien

Im Falle des Fehlens von submersen Makrophyten im Sublitoral erfolgt eine Abstufung der Besiedlungsstruktur über den Faktor Bs_{ges} . Danach wird die Besiedlungsstruktur der im Eulitoral vorkommenden emersen Makrophyten (Bs-Faktor) beurteilt. Auch hier bildet die Abweichung vom Referenzzustand die Grundlage für die Ermittlung des Faktors. Der Umfang der Abweichung von den Referenzen wird über die Zusatzkriterien „Ausdehnung“, „Vegetationszonierung“ und „Vitalität“ beurteilt und führt über ein Punkteschema je nach Ausmaß der Degradation zu einer Abstufung der Besiedlungsstruktur der emersen Makrophytenbestände und damit zu einer weiteren Verringerung des STI_M -Wertes. Für „erheblich veränderte“ Gewässer wurden allein die emersen Makrophytenbestände als „höchstes ökologisches Potenzial“ definiert und so das Umweltziel verringert.

Da das BMT-Verfahren hauptsächlich an der Elbe entwickelt wurde, ist insbesondere für die anderen Ästuar eine eingehende Prüfung der Ergebnisse mittels *expert judgement* erforderlich.

Zur Bewertung der Makrophytenbestände steht eine Excel-Bewertungsmatrix zur Verfügung. Die Berechnungen erfolgen nach Eingabe der Geländedaten automatisch. Als Ergebnis werden die ökologische Zustands- bzw. Potenzialklasse und der jeweilige EQR-Wert ausgegeben.

1.4 Fische in Marschengewässern

1.4.1 Nicht tideoffene Marschengewässer (fiBS bzw. MGFI¹⁸)

In den nicht tideoffenen Marschengewässern kommen die Verfahren fiBS (vgl. Teil C, Kapitel 4) und MGFI in Abhängigkeit von der wasserkörperspezifischen Ausprägung zur Anwendung. Im Folgenden wird das Verfahren MGFI beschrieben.

Tidegeschlossene Marschengewässer zeigen hinsichtlich ihrer hydromorphologischen Bedingungen oftmals mehr Ähnlichkeiten zu Auengewässern als zu Fließgewässern. Im Pilotprojekt „Marschgewässer in Niedersachsen“ wurde daher für nicht tideoffene Marschengewässer des Typs 22.1 ein zusätzliches Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponente „Fische“ (MGFI = Marschengewässer Fisch-Index) erarbeitet (ARGE WRRL 2006, Bioconsult 2006, 2007, 2012). Dieses Bewertungsverfahren integriert bereits anthropogene Nutzungen und sonstige Einflüsse. Ursächlich hierfür ist die Ableitung der im Verfahren genutzten Referenz aus aktuellen Daten, da nur für die allerwenigsten tidegeschlossenen Marschengewässer überhaupt historische fischfaunistische Daten zur Verfügung stehen. Das Bewertungsergebnis spiegelt somit direkt das ökologische Potenzial wider.

Probenahme und Erfassung

Die Probenahme zur Bewertung nach dem Bewertungsverfahren MGFI orientiert sich an der DIN EN 14011 (2003-07) „Probenahme von Fisch mittels Elektrizität“ sowie den Empfehlungen zur Anwendung des fischbasierten Bewertungssystems für Fließgewässer (fiBS) (vgl. Teil C, Kapitel 4). Besonders zu beachten ist eine Abstimmung der Befischungszeitpunkte mit der Durchführung der Unterhaltungsarbeiten, um eine repräsentative Aufnahme der Fischfauna zu gewährleisten.

Derzeit können noch keine verbindlichen Aussagen gemacht werden wie häufig ein Monitoring durchgeführt werden muss, um zu belastbaren Ergebnissen zu gelangen. Aufgrund der geringen Gewässerdynamik (Abflussregime, Gewässerstruktur u. ä.) kann von stabilen Verhältnissen in der Fischfauna ausgegangen werden, so lange keine gravierenden Änderungen der hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Rahmenparameter eintreten.

Eventuell ergeben sich bei der Weiterentwicklung des Verfahrens unter Berücksichtigung neuer Daten auch bestimmte notwendige Modifikationen z. B. hinsichtlich der Einteilung von Abundanzklassen oder der Lage von Klassengrenzen.

Bewertung

Die Bewertung über den MGFI erfolgt in den drei Modulen Artengemeinschaft (qualitatives Vorhandensein von Arten der einzelnen Gilden), Häufigkeiten/Abundanzen (Häufigkeit von Arten der drei berücksichtigten ökologischen Gilden) und Altersstruktur (Altersstruktur von Arten der drei ökologischen Gilden). Dabei wurden für die Bewertungen der FFH-relevanten Arten zusätzlich die Empfehlungen des BfN berücksichtigt (Schnitter et al. 2006).

Insgesamt wird anhand von etwa zwanzig als Indikatoren nutzbaren Fischarten bewertet, die sich in drei ökologische Gilden aufteilen:

- Auenarten (n = 3): Pionierarten und ausgeprägte Spezialisten naturnaher Auenlandschaften, die besonders an die hohe Dynamik der dort vorkommenden Gewässertypen angepasst sind. Marschengewässer sind als Sekundär- oder

¹⁸ Das Verfahren findet sich unter

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/wasserwirtschaft/egwasserrahmenrichtlinie/fliessgewaesser_seen/marschgewaesser/marschengewaesser-130636.html



Ersatzlebensräume von besonderer Bedeutung; Schlammpeitzger, Steinbeißer, Bitterling.

- Stillgewässerarten (n = 4): typische Besiedler von stehenden bzw. ruhig fließenden Gewässern mit meist ausgeprägten Makrophytenbeständen, die auch zur Eiablage genutzt werden; Karausche, Rotfeder, Moderlieschen, Schleie.
- Indifferente Arten (n ≥ 12): Diese Arten besitzen keine speziellen Habitatansprüche und besiedeln vegetationsfreie bis vegetationsreiche Gewässer, z. B. Rotauge, Brassen, Güster, Flussbarsch, Hecht.

Der MGFI umfasst insgesamt neun bewertungsrelevante Metrics (Tab. 3). Die Bewertung erfolgt in fünf Kategorien (1–5), die dabei jeweils dem höchsten (5), guten (4), mäßigen (3), unbefriedigenden (2) und schlechten (1) ökologischen Potenzial entsprechen.

Die Gesamtsumme der für die neun Metrics erreichten Kategoriewerte (Scores) wird anschließend zu einem Ecological Quality Ratio (EQR) umgerechnet, wobei jeder EQR-Wert einer bestimmten Güteklasse für das „ökologische Potenzial“ zugeordnet ist. Im vorliegenden Verfahren können für jedes der neun Metrics maximal fünf Punkte vergeben werden, so dass sich eine maximale Punktzahl von 45 und eine minimale Punktzahl von 9 ergibt. Bei Messgrößen, bei denen mehrere Arten berücksichtigt werden, werden zunächst die Einzelwerte summiert und anschließend die Summe einer Kategorie zugeordnet. Die Berechnung des EQR erfolgt abschließend nach folgender Formel:

$$EQR = (Summe\ Ist - Summe\ Min) / (Summe\ Max - Summe\ Min)$$

Die Einteilung der ökologischen Klassengrenzen orientiert sich an den normativen Begriffsbestimmungen der EG-WRRL (Tab. 4).

Tab. 3: Matrix zur Bewertung von tidegeschlossenen Marschengewässern anhand der Fischfauna mit dem Verfahren MGFI (Bioconsult 2012)

MODUL Gemeinschaft (Arten/Gilde)								
Metric	Kategorie	5	4	3	2	1	Artenzahlen Taxapool	Score
1	Auenarten (Artenzahl)	>1	1	-	-	0	3	1 ; 4 ; 5
2	Stillgewässertypische Arten (Artenzahl)	4	3	2	1	0	4	1 - 5
3	Indifferente Arten* (inkl. rheophil B)	>10	7-10	4-6	2-3	1	>12	1 - 5
Sonderaspekte								
**	Fließgewässerarten rheophil A							n. b.
**	Ästuarine Arten							n. b.
**	Diadrome Arten							n. b.
MODUL HÄUFIGKEITEN								
Metric	Kategorie	5	4	3	2	1	artspezifische Abundanzklasse	Score
4	Auenarten (MW Ind./100 m)							
	Bitterling	>20	9-20	3-<9	>0,3-<3	<=0,3	1-5	
	Schlammpeitzger	>6	>2-6	1-2	>0,1-<1	<=0,1	1-5	
	Steinbeißer	>10	6-10	3-<6	>0,2-<3	<=0,2	1-5	
	Metric 4 Klassifizierung Summe K-Werte	>12	9 - 12	7 - 8	4 - 6	3	Kmax = 15	1 - 5
5	Stillgewässertypische Arten (MW Ind./100 m)							
	Karausche	>10	6-10	>3-<6	0,5-3	<0,5	1-5	
	Rotfeder	>16	8-16	>4-<8	1-4	<1	1-5	
	Schleie	>12	7-12	>4-<7	1-4	<1	1-5	
	Moderlieschen	>16	8-16	>4-<8	1-4	<1	1-5	
Metric 5 Klassifizierung Summe K-Werte	>17	13-17	9-12	5-8	4	Kmax = 20	1 - 5	
6	Indifferente Arten* (Gesamt MW Ind./100 m)							
	Gesamte Gilde	>125	65-125	25-<65	7-<25	<7	1-5	
	Metric 6 Klassifizierung Summe K-Werte	5	4	3	2	1	Kmax = 5	1 - 5
Sonderaspekte								
	Score	5	4	3	2	1	artspezifische Abundanzklasse	Score
**	Glasaale	massenhaft	hoch	mäßig hoch	gering	vereinzelt	1-5	n. b.
**	Fließgewässerarten rheophil A	massenhaft	hoch	mäßig hoch	gering	vereinzelt	1-5	n. b.
**	Diadrome Arten	massenhaft	hoch	mäßig hoch	gering	vereinzelt	1-5	n. b.
**	Ästuarine Arten	massenhaft	hoch	mäßig hoch	gering	vereinzelt	1-5	n. b.
MODUL ALTERSSTRUKTUR								
Metric	Kategorie	5	4	3	2	1	artspezifische Altersstruktur	Score
		>= 3 AG (inkl. 0+)		2 AG		1 AG		
	Faktor	3		2		1		
7	Auenarten [Anzahl Arten je AG*K-Faktor]							
	Bitterling						1,3,5	
	Schlammpeitzger						1,3,5	
	Steinbeißer						1,3,5	
	Metric 7 Klassifizierung Summe K-Werte	>12	>8	>6	>3	3	Kmax = 15	1 - 5
8	Stillgewässertypische Arten [Anzahl Arten je AG*K-Faktor]							
	Karausche						1,3,5	
	Rotfeder						1,3,5	
	Schleie						1,3,5	
	Moderlieschen						1,3,5	
Metric 8 Klassifizierung Summe K-Werte	>16	>12	>9	>4	4	Kmax = 20	1 - 5	
		>= 3 AG (inkl. 0+)		2 AG		1 AG		
	Faktor	3		1,5		0		
9	Indifferente Arten* [Anzahl Arten je AG]							
	Gesamte Gilde [Anzahl Arten je AG] ***							
	Indifferente Arten [Anzahl Arten je AG*K-Faktor]						1,3,5	
	Metric 9 Klassifizierung Summe K-Werte	>26	>21	>16	>7	=<7	Kmax = 5	1 - 5
Sonderaspekte								
**	Fließgewässerarten rheophil A							n. b.
							Summe min	9
							Summe aktuell	
							Summe max	45
							EQR	

* indifferente Gilde + diadrom-indifferente + ästuarin-diadrom-indifferente Arten + Fließgewässer-indifferente (rheophil B) (vgl. Referenzartenliste in Bioconsult 2006)

** nicht zwingend in gesielten oder geschöpften Marschengewässern; als Sondermetric ggf. einbeziehen

*** bei mindestens 5 Arten

- n. b. derzeit nicht in die Bewertung einbezogen
 MW Mittelwert
 AG Altersgruppe
 K-Wert Kategoriewert (Score)
 Kmax maximaler Kategoriewert (maximale Scoresumme) bezogen auf das jeweilige Metric

Da das Verfahren unter Umständen bei bestimmten Rahmenbedingungen zu optimistisch bewertet, sollte neben der reinen Übertragung des EQR-Wertes in das ökologische Potenzial zusätzlich folgende Option berücksichtigt werden, die fachlich zu begründen ist:

*Das gute ökologische Potenzial gilt grundsätzlich dann als **nicht** erreicht, wenn ein Einzelmetric (aus einer Gilde) als „schlecht“ klassifiziert wird.*

Tab. 4: EQR-Werte mit Zuordnung des ökologischen Potenzials zur Bewertung von nicht tideoffenen Marschengewässern anhand der Fischfauna mit dem Verfahren MGFI (Bioconsult 2006 & 2012)

Normative Begriffsbestimmung	Bewertung / Ähnlichkeit zur Referenz	EQR-Wert	Ökologisches Potenzial
... geringfügige Abweichung..., Anzeichen für anthropogene Störungen...	Messgrößen-spezifische Festlegung; > 80% Übereinstimmung aller Messgrößen (MW)	> 0,76	höchstes Potenzial
... mäßige Abweichung..., größere Anzeichen für anthropogene Störungen...	Messgrößen-spezifische Festlegung; > 60% Übereinstimmung aller Messgrößen (MW)	≤ 0,76 - > 0,55	gut
... erhebliche Abweichungen...	Messgrößen-spezifische Festlegung; > 40% Übereinstimmung aller Messgrößen (MW)	≤ 0,55 - > 0,26	mäßig
...große Teile der Biozönose fehlen...	Messgrößen-spezifische Festlegung; < 40% Übereinstimmung aller Messgrößen (MW)	≤ 0,26 - > 0,11 ≤ 0,11	unbefriedigend schlecht

1.4.2 Tideoffene Marschengewässer (fiBS bzw. FAT-FW)

In den tideoffenen Marschengewässern kommen die Verfahren fiBS (vgl. Teil C, Kapitel 4) und FAT-FW in Abhängigkeit von der wasserkörperspezifischen Ausprägung zur Anwendung. Im Folgenden wird das Verfahren FAT-FW beschrieben.

Das Bewertungsverfahren FAT-FW (Fishbased Assessment Tool – Estuarine FreshWater) wurde für die limnischen Gewässertypen der Tideelbe (Typ 22.3 und 20) entwickelt (Bioconsult 2014a), eine Anwendung in den limnischen Tidebereichen von Weser (Typ 22.3) und Ems (Typ 22.2) ist jedoch ebenso möglich. Aufgrund ähnlicher abiotischer Bedingungen in den verschiedenen ästuarinen Gewässertypen (T1, 22.3/2 und 20) wurde ein zum FAT-TW (Typ T1, Scholle & Schuchard 2012; siehe Teil E, Kapitel 4) konzeptionell vergleichbarer Bewertungsansatz für die limnischen Tideabschnitte (Typen 22.3/2 und 20) erarbeitet. Dabei wurden die dem Bewertungsverfahren FAT-FW zugrunde liegenden Referenzen speziell auf die spezifischen Artengemeinschaften der Gewässerabschnitte (Wasserkörper) abgestimmt.

Aufgrund der erfolgten hydromorphologischen Veränderungen sowie fortlaufender Nutzungen sind die tideoffenen Marschengewässer als HMWB eingestuft; der Bewertungsmaßstab ist daher das ökologische Potenzial.



Das FAT-FW („Fishbased Assessment Tool – Estuarine FreshWater“, Bioconsult 2014a) war in der ersten Version auf eine Potenzialbewertung ausgerichtet. Als Grundlage zur Ermittlung des höchsten ökologischen Potenzials sowie zur Herleitung der Klassengrenzen für die weiteren Potenzialstufen dienen dabei die rezenten „best of-Werte“ (Taxazahlen und Abundanzwerte) (Bioconsult 2014a). Eine Erweiterung des Verfahrens zur Zustandsbewertung der Qualitätskomponente Fische erfolgte 2018 (Bioconsult 2019). Die fischfaunistischen Referenzbedingungen für die Bewertung des ökologischen Zustands orientieren sich hier soweit möglich an einem historischen Zustand.

Probenahme und Erfassung

Das Bewertungsverfahren FAT-FW setzt, genau wie das Bewertungsverfahren FAT-TW, eine Probenahme über Ankerhamen-Befischungen voraus. Aufgrund der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität der ästuarinen Fischgemeinschaften erfolgen Befischungen im Frühjahr und Herbst jeweils über eine gesamte Tidephase (je eine Probe bei Ebbe und eine bei Flut). Dabei sind verschiedene Parameter wie befischte Wassermenge sowie Sauerstoffkonzentration, Wassertemperatur und Leitfähigkeit / Salinität zu protokollieren. Das Monitoring sollte ein zweijährliches Intervall umfassen, um belastbare Ergebnisse im Hinblick auf die Bewertung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potenzials für einen Bewirtschaftungszeitraum zu erhalten.

Um eine Einschätzung hinsichtlich der Vorkommensschwerpunkte von Finteneiern und -larven zu erhalten, sind an geeigneten Positionen im Frühjahr zusätzlich Befischungen mit Bongonetzen zu empfehlen. Diese Daten können auch zur Bewertung des Populationszustandes der Finte entsprechend der FFH RL genutzt werden (Schnitter et al. 2006).

Bewertung

FAT-FW ist ein multimetrisches Bewertungsverfahren, das die Parameter Artenspektrum, Abundanz und Altersstruktur in Abhängigkeit von den Referenzbedingungen für die Zustands- bzw. Potenzialbewertung berücksichtigt (Tab. 7 und Tab. 8). Die Bewertung des Artenspektrums erfolgt anhand ausgewählter ökologischer Gilden (diadrome und limnische Arten), die Bewertung der Abundanz anhand der Häufigkeit ausgewählter Arten(gruppen) (Stint, Finte, Flunder, Dreistachliger Stichling, Kaulbarsch, Cyprinidae), wobei für die Bewertung der Abundanz jeweils das höhere Fangsaisonergebnis zugrunde gelegt wird. Die Berücksichtigung der Altersstruktur erfolgt nur bei der Zustandsbewertung über eine spezifische Bewertung von Altersgruppen (juvenil (0+), subadult und adult) ausgewählter Arten. Neben den bewertungsrelevanten Metrics ist vorgesehen, dass für weitere Metrics, wie „Neozoa“ und „marine Arten“, eine nachrichtliche Angabe der ermittelten Artenanzahl und Abundanz erfolgt.

Für jedes Metric erfolgt zunächst die Ermittlung der Ähnlichkeit mit dem jeweiligen Referenzwert (Referenzartenzahl, Referenzabundanzklasse sowie bei der Zustandsbewertung der Referenzanzahl Altersgruppen). Der berechnete Ähnlichkeitswert wird anschließend, ggf. nach Berücksichtigung eines Gewichtungsfaktors, einem Score (Punktwert) zugeordnet (Tab. 5Tab. 5).

Tab. 5: Zuordnung der Metricergebnisse zu Punktwerten (Scores) über einen Vergleich der Ähnlichkeit (Übereinstimmung von Ist-Wert und Referenzwerten) (Bioconsult 2014a, 2019)

	Ähnlichkeit		Score
Artenspektrum und Abundanz	≥ 0,8	sehr hohe Übereinstimmung (1 = Referenzwert)	5
	≥ 0,6		4
	≥ 0,4		3
	≥ 0,2		2
	< 0,2	sehr geringe (< 20%) Übereinstimmung	1
Altersstruktur (nur bei der Bewertung des Zustands relevant)	≥ 0,9	sehr hohe Übereinstimmung (1 = Referenzwert)	5
	≥ 0,8		4
	≥ 0,5		3
	≥ 0,2		2
	< 0,2	sehr geringe (< 20%) Übereinstimmung	1

Für die Bewertung der Parameter Artenspektrum, Abundanz und Altersstruktur sowie die Gesamtbewertung bei der Potenzialbewertung (Ecological Quality Ratio (EQR)) werden die Punktwerte summiert und mit der maximal und minimal möglichen Punktzahl verrechnet. Beispielsweise beträgt bei 11 gleichgewichtig zu berücksichtigenden Metrics die maximal mögliche Punktzahl 55 und die minimale Punktzahl 11. Die Berechnung des EQR basiert auf folgendem Algorithmus:

$$\text{EQR} = (\text{Summe Ist} - \text{Summe Min}) / (\text{Summe Max} - \text{Summe Min})$$

Der abschließende Schritt ist die Zuordnung des EQR-Wertes zu der entsprechenden ökologischen Zustands- bzw. Potenzialklasse (Tab. 6). Die Abstufung entspricht den für die Bewertung der Übergangsgewässer verwendeten und interkalibrierten Klassengrenzen. Eine ausführliche Beschreibung des Bewertungsverfahrens findet sich in Bioconsult (2014a) und Bioconsult (2019).

Tab. 6: Festlegung der EQR-Klassengrenzen für den ökologischen Zustand und das ökologische Potenzial limnischer Tidegewässer (Typ 22.3/2 und Typ 20) berechnet nach FAT-FW (Bioconsult 2014a, Bioconsult 2019)

EQR-Wert	Bewertung des ökologischen Zustands		Bewertung des ökologischen Potenzials	
	Normative Begriffsbestimmung	Ökologischer Zustand	Normative Begriffsbestimmung	Ökologisches Potenzial
≥ 0,9	... vollständig oder nahezu..., kaum Abweichungen zur Referenz	sehr gut	... vollständig oder nahezu..., kaum Abweichungen zum HÖP	sehr gut
0,68 - < 0,9	... geringfügige Abweichung..., Anzeichen für anthropogene Störungen...	gut	... geringfügige Abweichung..., Anzeichen für anthropogene Störungen...	gut
0,4 - < 0,68	... mäßige Abweichung..., größere Anzeichen für anthropogene Störungen...	mäßig	... mäßige Abweichung..., größere Anzeichen für anthropogene Störungen...	mäßig
0,2 - < 0,4	... erhebliche Abweichungen...	unbefriedigend	... erhebliche Abweichungen...	unbefriedigend
< 0,2	...große Teile der Biozönose fehlen...	schlecht	...große Teile der Biozönose fehlen...	schlecht

Module für die Zustandsbewertung (Bioconsult 2019, BUE HH 2020)

Tab. 7: Messgrößen des fischbasierten Bewertungsverfahrens für ästuarine limnische Fließgewässer der Typen 22.3, 22.2 und 20 (FAT-FW) – Zustandsbewertung (Bioconsult 2014a, BUE 2020)

Artenspektrum		Anzahl Referenzarten für „sandgeprägte tidebeeinflusste Ströme“ (Typ 20) & „Ströme & Flüsse der Marschen“ (Typ 22.3)
Metrics 1-3 Diadrome Arten		
Metric 1	„diadrom-ästuarin“ Stint, Finte, Schnäpel, Stör	4
Metric 2 *	„diadrom-ästuarin-transit“ Flunder, Dreist. Stichling, Sandgrundel, Strandgrundel	4
Metric 3 *	„diadrom-transit“ Aal, Maifisch, Meerneunauge, Flussneunauge, Lachs, Meerforelle	6
Metrics 4-6 Limnische Arten		
Metric 4	Cyprinidae	19
Metric 5	Percidae	3
Metric 6	Sonstige (7 Familien) z. B. Steinbeißer, Schlammpeitzger, Quappe	7
(nur nachrichtlich)	weitere sonstige limnische Arten z. B. Bachneunauge, Bachforelle	3
(nur nachrichtlich)	Auenarten z. B. Bitterling, Schlammpeitzger, Karausche	max. 10
(nur nachrichtlich)	Marine Gilden z. B. Hering, Sprotte, Meeräsche, Scholle	0
(nur nachrichtlich)	Neozoa z. B. Schwarzmundgrundel, Regenbogenforelle	0

* Die Metrics 2 „diadrom-ästuarin-transit“ und 3 „diadrom-transit“ werden bei der Berechnung des EQR-Wertes für das Modul Artenspektrum mit dem Faktor 0,5 gewichtet.

Abundanz	Geltungsbereich (LAWA-Typ und/oder Wasserkörper (WK))	Bemerkungen	Bewertung nach typ- spezifischen Abundanz- klassen (AK 6 = Referenzwert)
Gruppe „diadrom-ästuarine Arten“			
Metric 7	Stint	Typ 22.3 und Typ 20 WK Elbe_Hafen	differenziert nach Altersgruppen (juvenil (0+), subadult und adult)
		Typ 20 WK Elbe_Ost	
Metric 8	Finte	Typ 22.3	Abundanz Finte (adult)
Gruppe „diadrom-ästuarin-transit Arten“			
Metric 9	Flunder	alle Typen & WK	Gesamtabundanz
Metric 10	Dreist. Stichling	alle Typen & WK	Gesamtabundanz
Gruppe „Limnische Arten“			
Metric 11	Kaulbarsch	alle Typen & WK	Gesamtabundanz
Metric 12	Cyprinidae	alle Typen & WK	Gesamtabundanz sowie differenziert nach Reproduktionsgilden (lithophil, phytophil, phyto- lithophil, sonstige)

Gruppe „Sonstige“				
(nur nachrichtlich)	Neozoa	alle Typen & WK	Gesamtabundanz	
(nur nachrichtlich)	Marine Gilden	alle Typen & WK	Gesamtabundanz	

Altersstruktur	Geltungsbereich (LAWA-Typ und/oder Wasserkörper (WK))	Anzahl relevante Arten	Bemerkungen	Bewertung
Metric 13 Cyprinidae	alle Typen & WK	8 (Typ 20) bzw. 7 (Typ 22.3)	Summe nachgewiesener Altersgruppen für Leit- und typspezifische Arten (Brassen, Rotaugen, Aland, Güster, Ukelei, Gründling, Rapfen, bei Typ 20 auch Zope)	gewichtende Aggregation auf Ebene der für die Metrics ermittelten Scores, Gewichtung erfolgt unter Berücksichtigung der Anzahl relevanter Arten für das jeweilige Metric
Metric 14 Percidae	alle Typen & WK	3	Summe nachgewiesener Altersgruppen	
Metric 15 Sonstige (Dreistachliger Stichling, Quappe)	alle Typen & WK	2	Summe nachgewiesener Altersgruppen*	

* Bei Nachweis von zwei Altersgruppen (juvenil und subadult/adult) des Dreistachligen Stichlings wird mit der maximal möglichen Anzahl Altersgruppen (3) gerechnet.

Zu der Gesamtbewertung tragen die beiden Module „Artenspektrum“ und „Abundanz“ mit einem Anteil von 40 % bei, das Modul „Altersstruktur“ mit einem Anteil von 20 %. Der Gesamt-EQR-Wert errechnet sich damit nach folgender Formel:

$$EQR_{\text{gesamt}} = (EQR_{\text{Artenspektrum}} + EQR_{\text{Abundanz}}) * 0,4 + EQR_{\text{Altersstruktur}} * 0,2$$

Die Zuordnung des Gesamt-EQR-Wertes zu einer Zustandsklasse erfolgt gemäß Tab. 6.

Module für die Potenzialbewertung

Tab. 8: Messgrößen des fischbasierten Bewertungsverfahrens für ästuarine limnische Fließgewässer (FAT-FW) – Potenzialbewertung (Bioconsult 2014a)

Artenspektrum		Anzahl Referenzarten „sandgeprägte tidebeeinflusste Ströme“ Typ 20	Anzahl Referenzarten „Ströme & Flüsse der Marschen“ Typ 22.3 & Typ 22.2
Metric 1 Diadrome Arten			
Metric 1-1-1	„ästuarin“ Stint, Finte, Schnäpel, Stör	4	4
Metric 1-1-2 *	„ästuarin / transit“ Flunder, Dreist. Stichling, Strandgrundel	3	3
Metric 1-2 *	„transit“ Aal, Maifisch, Meerneunauge, Flussneunauge, Lachs, Meerforelle	6	6
Metric 2 Limnische Arten			
Metric 2-1	Cyprinidae	19	18
Metric 2-2	Percidae	3	3
Metric 2-3	Sonstige (7 Familien)	7	6
(nur nachrichtlich)	Neozoa	0	0

	<i>z. B. Schwarzmundgrundel, Giebel, Regenbogenforelle</i>		
(nur nachrichtlich)	Marine Gilden <i>z. B. Hering, Sprotte, Meeräsche, Scholle</i>	0	0

* Die Metrics 1-1-2 „diadrom-ästuarin-transit“ und 1-2 „diadrom-transit“ werden bei der Berechnung des EQR-Wertes für das Modul Artenspektrum mit dem Faktor 0,5 gewichtet.

Abundanz	Geltungsbereich (LAWA-Typ und/oder Wasserkörper (WK))	Bemerkungen	Bewertung nach typ-spezifischen Abundanz-klassen (AK 6 = Referenzwert)	
Gruppe „ästuarine Arten“				
Metric 3	Stint	Typ 22.3 & 22.2 und Typ 20 WK Elbe_Hafen Typ 20 WK Elbe_Ost	differenziert nach Altersgruppen (juvenil (0+), subadult und adult) Gesamtabundanz	AK 1 – 6
Metric 4	Finte	Typ 22.3 & 22.2	nur Altersgruppe adult (juvenile ggf. optional mit Gewichtungsfaktor)	AK 1 – 6
Gruppe „ästuarin-transit Arten“				
Metric 5	Flunder	alle Typen & WK	Gesamtabundanz	AK 1 – 6
Metric 6 *	Dreist. Stichling	alle Typen & WK	Gesamtabundanz	AK 1 – 6
Gruppe „Limnische Arten“				
Metric 7 *	Kaulbarsch	alle Typen & WK	Gesamtabundanz	AK 1 – 6
Metric 8 *	Cyprinidae	alle Typen & WK	differenziert nach Reproduktionsgilden (lithophil, phytophil, phytolithophil, psammophil)	AK 1 – 6
Metric 9 (nur nachrichtlich)	Rapfen	alle Typen & WK (insbesondere WK Elbe-West, da FFH-„Rapfenschutzgebiet Hamburger Stromelbe“)		keine Rapfen-spezifische Bewertung
Gruppe „Sonstige“				
Metric 10 (nur nachrichtlich)	Neozoa	alle Typen & WK	Gesamtabundanz	Abweichung zum Vorjahr
Metric 11 (nur nachrichtlich)	Marine Gilden	alle Typen & WK	Gesamtabundanz	Abweichung zum Vorjahr

* ggf. Berücksichtigung der Altersstruktur über einen Gewichtungsfaktor (Bioconsult 2014a) gemäß nachfolgender Tabelle

Präsenz Altersgruppen (optional)		Anzahl nachgewiesener Altersgruppen (AG)	Gewichtungsfaktor (GF)	
Dreist. Stichling		zwei AG (juvenil (0+) und sub-/adult)	1,0	
		eine AG	0,8	
Kaulbarsch		drei AG (juvenil (0+), subadult und adult)	1,0	
		zwei AG	0,9	
		eine AG	0,8	
Cyprinidae (summarische Berücksichtigung für Leitarten und typspezifische Arten)				
	a) Anzahl Arten mit drei AG (juvenil (0+), subadult und adult)	a = n x 1,0	$Q = \frac{a + b + c}{\text{Anzahl erfasster Arten}}$	1,0 (bei Q ≥ 0,95) 0,9 (bei Q 0,85 - < 0,95) 0,8 (bei Q < 0,85)
	b) Anzahl Arten mit zwei AG	b = n x 0,9		
	c) Anzahl Arten mit einer AG	c = n x 0,8		

<i>Stint</i>	<i>Bewertung der AG im Rahmen der Abundanzbetrachtung (siehe Metric 3)</i>	<i>keine Berücksichtigung im Rahmen der optionalen Altersgruppen-Bewertung</i>
<i>Finte</i>	<i>Bewertung der AG im Rahmen der Abundanzbetrachtung (siehe Metric 4)</i>	

Die Gesamtbewertung basiert auf der Summe der Punktwerte aller bewertungsrelevanten Metrics unter Berücksichtigung der geringeren Gewichtung der Metrics 1-1-2 und 1-2.

Die Berechnung des EQR erfolgt abschließend nach folgender Formel:

$$\text{EQR} = (\text{Summe Ist} - \text{Summe Min}) / (\text{Summe Max} - \text{Summe Min})$$

Die Zuordnung des Gesamt-EQR-Wertes zu einer Potenzialklasse erfolgt gemäß Tab. 6.

1.5 Literatur

Makrozoobenthos

Bioconsult (2009): Vorschlag eines WRRL-konformen Bewertungsverfahrens für das Makrozoobenthos tideoffener Marschengewässer in den Einzugsgebieten von Ems, Weser und Elbe. Auftraggeber: NLWKN Brake-Oldenburg, 120 S. + Anhang.

Bioconsult (2013): Ein benthosbasiertes Bewertungsverfahren für nicht tideoffene Marschengewässer (MGBI) in den Einzugsgebieten von Ems, Weser und Elbe nach EG-WRRL. Auftraggeber: NLWKN Stade, 132 S. + Anhang.

Bioconsult (2015): 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, 71 S. + Anhang.

Bioconsult & Krieg (2013): Ein benthosbasiertes Bewertungsverfahren für die Süßwasserabschnitte der Ästuarie von Ems, Weser und Elbe nach EG-WRRL– ‚AeTV+‘ für ästuarine Gewässertypen 20 und 22.2 / 3. Auftraggeber: NLWKN Aurich, 96 S. + Anhang

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. (2010): The Estuary-Type Method (German: Ästuartypieverfahren), a method for ecological assessment with benthic invertebrates (syn. zoobenthos) in estuaries and/or transitional zones according to EU Water Framework Directive (EU WFD). In: Witt, J.: Interkalibrierung der Küsten- und Übergangsgewässer in Niedersachsen 2009 – Projektbericht im Rahmen des LAWA Länderfinanzierungsprogramms Wasser, Boden und Abfall 2009 (Projekt- Nr. O 5.09). Berichte des NLWKN 2/2010, Anhang.

LAWA (2012): Ableitung überregionaler Bewirtschaftungsziele in den Flussgebietseinheiten mit deutscher Federführung. LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung Produktdatenblatt 2.4.6.

NLWKN (2008): Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer, Teil A Fließgewässer-Hydromorphologie. Wasserrahmenrichtlinie Band 2, 161 S.



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.

Makrophyten

Brux, H., K. Jödicke & J. Stuhr (2009): Harmonisierung der Verfahren zur Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Marschgewässern Nordwestdeutschlands (BEMA-Verfahren). Gutachten i. A. des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Flintbek, 58 S.

Brux, H. & C. Aden (2019): Überarbeitung und Ergänzung des digitalen Bewertungstools zur Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in nicht tideoffenen Marschgewässern Nordwestdeutschlands (BEMA-Verfahren) 2019 – (BEMA II). Auftraggeber: NLWKN Aurich, 45 S. + Anhang.

Kohler, A. (1978): Methoden zur Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft + Stadt*, 10 (2), 73-85.

Londo, G. (1975): Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. In: Schmidt, W. (Red.): Sukzessionsforschung. Ber. Int. Symp. IVV Rinteln 1973. Cramer. Vaduz. 613-617.

LUNG (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern) (2002): Verfahrensanleitung zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern mittels Standorttypieindex. Schriftenreihe Nr. 02, Güstrow, 36 S. + Anhang.

Stiller, G. (2011): Verfahrensanleitung zur Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Tidegewässern Nordwestdeutschlands gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (BMT-Verfahren). Gutachten i. A. des NLWKN, Betriebsstelle Stade, 34 S. + Anhang.

Fische

ARGE WRRL (2006): Pilotprojekt Marschengewässer - Synthesebericht. Auftraggeber: Unterhaltungsverband Kehdingen, Unterhaltungsverband Untere Oste, Sielacht Wittmund, Braker Sielacht, gefördert durch das Niedersächsische Umweltministerium, 75 S. + Anhang.

Behörde für Umwelt und Energie Hamburg (BUE HH) (2020): Leitfaden für die Anwendung des Verfahrens „FAT-FW“ zur Bewertung des ökologischen Zustandes der limnischen OWK der Tideelbe anhand der Fischfauna nach WRRL (Version 1 vom 25.06.2020). 21 S.

Bioconsult (2006): Pilotprojekt Marschengewässer Niedersachsen: Teilprojekt Fischfauna – Vorschlag eines Bewertungsverfahrens für verschiedene Marschengewässertypen in Niedersachsen. Auftraggeber: Unterhaltungsverband Kehdingen, 92 S.

Bioconsult (2007): Pilotprojekt Marschengewässer Niedersachsen: Befischung und Bewertung ausgewählter Marschengewässer in Niedersachsen. Auftraggeber: Unterhaltungsverband Kehdingen, 52 S.

Bioconsult (2012): WRRL-Bewertungstool „Marschengewässer_Fisch-Index“ (MGFI) – Kurzanleitung und Excel-Tool (Anwendung mit MS Excel-Version 2010). Auftraggeber: Laves – Dezernat Binnenfischerei, 2 S.



Bioconsult (2014a): Ästuariner Fischindex für die limnischen Gewässertypen der Tidelbe (Fishbased Assessment Tool – Estuarine FreshWater (FAT-FW)) – Typ 20 „sandgeprägte tidebeeinflusste Ströme“ – Typ 22.3 „Ströme der Marschen“. Auftraggeber: Koordinierungsgruppe Tidelbe, 88 S.

Bioconsult (2014b): Definition des Ökologischen Potenzials in Übergangsgewässern – Theoretischer Hintergrund und Bewertungsmethoden für die Qualitätskomponenten nach WRRL. Auftraggeber: NLWKN Brake-Oldenburg, 112 S.

Bioconsult (2019): Definition der fischfaunistischen Referenzgemeinschaft (ökologischer Zustand) für die Gewässertypen 22.3 und 20 der Tidelbe. Auftraggeber: NLWKN Stade, 84 S.

DIN EN 14011 (2003-07): Wasserbeschaffenheit – Probenahme von Fisch mittels Elektrizität.

Schnitter, P., C. Eichen, G. Ellwanger, M. Neukirchen & M. Schröder (2006): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Ber. d. Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2, 372 S.

Scholle, J. & B. Schuchardt (2012): A fish-based index of biotic integrity – FAT-TW an assessment tool for transitional waters of the northern German estuaries. – Coastline Reports 18: 1-74, published by EUCC – Coastline Reports.

D. Seen

Unter „Seen“ werden in diesem Kapitel sowohl natürlich entstandene Seen als auch künstliche und erheblich veränderte Seen verstanden. Biologische Referenzbedingungen und Bewertungen wurden zunächst für natürliche Seen abgeleitet und darauf aufbauend Bewertungsverfahren auch für sonstige Seen entwickelt.

Aktuelle Informationen zu den Bewertungsverfahren der biologischen und der unterstützenden Qualitätskomponenten sind unter www.gewaesser-bewertung.de zu finden.

1 Makrozoobenthos in Seen

Während das Phytoplankton ein sehr guter Indikator für trophische Belastungen ist, reagieren Makrophyten und Fische sowohl auf trophische als auch auf hydromorphologische Belastungen. Bezüglich der Bewertung hydromorphologischer Belastungen (Wellenschlag und Verlust von Habitat- und Strukturvielfalt) konnten Brauns et al. (2007) zeigen, dass das Makrozoobenthos des Eulitorals (der oberen Uferzone zwischen der mittleren Hoch- und Niedrigwasserlinie) stark auf Habitat- und Strukturverlust sowie Wellenschlag reagiert. Daher wurde von Brauns et al. (2010) ein entsprechendes Verfahren für natürliche Seen entwickelt. Im Auftrag des Umweltbundesamtes erfolgte eine Weiterentwicklung von AESHNA (MILER et al. 2016), welches im Folgenden näher beschrieben wird.

1.1. *Probenahme*

1.1.1 Auswahl der Probestellen

Jeder Wasserkörper mit einer Größe von mehr als 50 ha, das bezüglich des Chemismus als eigenständig eingeschätzt wird, wird separat beprobt. Erst ab einer solchen Größe wird die Windexposition zu einem entscheidenden Faktor für die Zusammensetzung der eulitoralen Makrozoobenthosgemeinschaft. Die an dem zu untersuchenden See an mehr als 5 % der Uferlänge vorkommenden Uferstrukturtypen, wie etwa natürliche Ufer, Uferverbau, Badestellen, Bootssteganlagen, werden erkundet und ihre jeweiligen prozentualen Anteile an der gesamten Uferlänge abgeschätzt. Die Erkundung sollte anhand vorliegender Uferstrukturgütekartierungen durchgeführt werden. Sind diese nicht verfügbar, können topographische Karten bzw. Luft- und Satellitenbilder zur Abschätzung des Anteils der Ufertypen herangezogen werden. Dabei ist eine Nachkorrektur vor Ort empfehlenswert.

1.1.2 Festlegung der Probestellen

Die Mindestanzahl an zu untersuchenden Probestellen (N_{Stellen}) ist abhängig von der Länge des Seeufers (in Kilometern) und wird nach der folgenden Formel berechnet:

$$N_{\text{Stellen}} = 4 + \sqrt{\text{Uferlänge}}$$

Die Probestellen werden im Anschluss so gewählt, dass ihre Verteilung den Anteilen der erkundeten Uferstrukturtypen entspricht. Dabei werden Uferstrukturtypen nicht beprobt, wenn deren Anteil an der Gesamtuferlänge unter 10 % liegt.



An einer Probestelle mit Uferverbau oder einer Badestelle richtet sich die Probestellenlänge nach der Länge des Uferverbaus bzw. der Länge der Badestelle, die Probestelle hat jedoch eine maximale Länge von 50 m. Die Probe sollte jeweils aus der Mitte des betreffenden Uferstrukturtyps entnommen werden, um Einflüsse angrenzender Uferstrukturtypen auf die Makrozoobenthos-Besiedlung auszuschließen. Die Länge der Probestelle an natürlichen Ufern beträgt 50 m–100 m und sollte repräsentativ für den gesamten Uferabschnitt sein.

1.1.3 Probenahmezeitpunkt

Die Probenahme erfolgt im norddeutschen Tiefland und im Alpenraum von Anfang Februar bis Ende Mai, jedenfalls vor dem Schlupf der merolimnischen Insekten. Eine optionale Probenahme im Herbst ist zu empfehlen, diese sollte dann im Zeitraum von Anfang September bis Ende Oktober stattfinden.

1.1.4 Vorgehensweise bei der Probenahme

Nach Festlegung der Anzahl der Probestellen wird standardmäßig eine Mischprobe des eulitoral Makrozoobenthos genommen, d. h. definierte Teilproben aus mehreren Habitaten werden vor Ort zu einer Mischprobe vereinigt. Von jeder Probestelle sind Fotos anzufertigen, die den gesamten Aspekt der Probestelle, insbesondere aber auch die Art der sichtbaren Beeinträchtigungen abbilden. Zunächst werden alle im Bereich der Probestelle vorkommenden Habitats kartiert. Um die Probestelle möglichst ungestört zu belassen, sollte die Kartierung nach Möglichkeit vom Ufer oder vom Boot aus vorgenommen werden. Die Ergebnisse der Kartierung sind im "Feldprotokoll Probenahme Eulitoral" (siehe AESHNA Probenahmeverordnung, Brauns et al. 2016, Böhmer 2017) festzuhalten.

Mischprobenahme

Die Mischprobenahme ist auf einer Fläche von insgesamt mindestens 1 m² durchzuführen. Diese Gesamtfläche von mindestens 1 m² muss keine zusammenhängende Fläche sein, sondern setzt sich aus den beprobten Teilflächen der einzelnen Habitats zusammen. Die zu beprobende Fläche der einzelnen Habitats entspricht deren jeweiligem prozentualen Anteil an den kartierten eulitoral Habitats. Dabei werden kleinflächige Habitats mit einem Flächenanteil zwischen 1 % und 10 % auf einer Mindestfläche von 0,1 m² beprobt, wodurch die Gesamtbeprobungsfläche etwas über 1 m² steigen kann. Solche kleinen Schwankungen der Beprobungsfläche werden in Kauf genommen, da sie die Bewertung weniger beeinflussen als die Nichtberücksichtigung seltener Habitats. Die jeweils besammelten Flächen der Habitats sind auf dem Feldprotokoll zu notieren. Falls verfügbar, sind bei der Probenahme folgende Habitats bis zu einer Wassertiefe von maximal 1,2 m zu berücksichtigen: Steine, Sediment (Sand und/oder feinpartikuläres organisches Material), emerse Makrophyten, submerse Makrophyten, Wurzeln, Totholz, Felswände (in Voralpen-/Alpenseen), Beton-/Stahlspundwände, Steganlagen und Steinschüttungen. Die Einzelhabitatproben werden im Anschluss an die Probenahme in einer Mischprobe vereinigt.

Alternative bei speziellen Fragestellungen: habitatspezifische Probenahme

An jeder Probestelle werden jeweils alle bis zu einer Wassertiefe von maximal 1,2 m vorkommenden Habitats getrennt voneinander beprobt. Jedes Habitat wird mit einer Fläche von 0,6 m² besammelt. Eine Fläche von 0,6 m² ist ausreichend, um alle häufigen Arten sowie 76 % aller seltenen Arten zu erfassen. Die tatsächlich besammelte Fläche ist auf dem Feldprotokoll zu notieren.

1.1.5 Konservierung der Proben im Gelände

Im Anschluss an die Probenahme werden Proben, getrennt nach Probestelle und ggf. nach Habitattyp, im Gelände in Mehrzweckboxen mit 96 %-igem Ethanol konserviert. Dabei sollte das Probengefäß nur bis maximal zur Hälfte mit der Probe befüllt werden und dann bis zum Rand mit Alkohol aufgefüllt werden, damit in der Mischung eine für zuverlässige Konservierung ausreichende Alkoholkonzentration erhalten bleibt.

Eine Freilandsortier- und -schätzmethode kann alternativ angewandt werden und ist in der Verfahrensanleitung genau erläutert.

1.1.6 Ausfüllen des „Feldprotokoll Probenahme Eulitoral“

Nach erfolgter Probenahme werden die im Anhang der Vorschrift befindlichen Feldprotokolle ausgefüllt. Dabei sind für jede Stelle der Ufertyp und die landwärtige Uferstruktur zu erfassen. Unter Habitatbeschreibung werden die Flächenanteile der einzelnen Habitate an der gesamten Stelle bis zu einer max. Wassertiefe von 1,2 m in Prozent der Gesamtfläche protokolliert. Die Flächenanteile aller Habitate müssen sich dabei zu 100 % aufsummieren

1.1.7 Probeaufbereitung im Labor

Bei längerer Lagerung der Proben empfiehlt es sich, das Ethanol auszutauschen. Die Proben werden in kleinen Portionen unter Stereolupen in der Regel komplett ausgelesen. Bei umfangreicheren Proben kann der Bearbeitungsaufwand durch Unterbeprobung (Subsampling) reduziert werden, wobei jedoch sorgfältig auf Repräsentativität der Unterprobe zu achten und mindestens die Hälfte der Probe zu bearbeiten ist. Die Organismen werden nach Großgruppen getrennt, gezählt und in 70 %-igem Ethanol aufbewahrt. Bei Massenvorkommen innerhalb einer Großgruppe (> 100 Individuen) werden jeweils nur 100 Individuen zufällig entnommen, die verbleibenden Individuen in der Probe werden dann nur noch gezählt. Gut kenntliche Taxa wie z. B. *Dreissena polymorpha* werden lediglich gezählt und müssen nicht entnommen werden. Nicht erfasst werden leere Gehäuse und stark beschädigte Individuen. Die Puppen bzw. Imagines von Trichoptera werden qualitativ erfasst und können zur Absicherung von im Larvenstadium nur schwer bestimmbar Arten (Limnephilidae) bzw. im Larvenstadium nur bis zur Gattung bestimmbar Arten (Hydroptilidae) herangezogen werden. Puppen von Chironomidae werden separat erfasst und gezählt, da anhand der gut bestimmbar Puppen die auf dem Habitat nachgewiesenen Larven einer Art zugeordnet werden können. Eine Verfälschung des Ergebnisses für ein Habitat ist nicht zu erwarten, da die Verpuppung von Chironomidae auf dem Larvalhabitat erfolgt (Pinder 1986).

Alternativ zur Probeaufbereitung im Labor können die habitatspezifischen Proben oder die Mischproben im Freiland sortiert werden. Dabei richtet sich die Vorgehensweise nach dem „Methodischen Handbuch Fließgewässerbewertung“ (Meier et al. 2006). Unterproben sollten auch hier nur dann genommen werden, wenn der Probenumfang zu umfangreich ist.

1.1.8 Taxonomische Determination und Ergebnisdarstellung

Das taxonomische Bestimmungsniveau erfolgt nach der „Operationellen Taxaliste Seen“ im Anhang der „Vorschrift für die standardisierte Probenahme des biologischen Qualitätselementes „Makrozoobenthos“ im Litoral von Seen“ (Böhmer 2017, Miler et al. 2016).

Artenlisten

Die faunistischen Daten werden in Form einer Taxaliste zusammengefasst, die die Individuendichte pro Quadratmeter für jedes Habitat und jede Probestelle enthält. Dazu wird die gezählte Abundanz eines jeden Taxons durch die besammelte Fläche des Habitats auf dem es vorkam dividiert.

DV-Nr.	Taxon	Individuen dichte [m ²]	Besammelte Fläche [m ²]	Habitat	Stelle	Seename	Bemerkungen
411	<i>Acilius sulcatus</i> Ad.	25.6	0.53	Schilf	1	Mustersee	

1.2 Bewertungsverfahren AESHNA

1.2.1 Typisierung

Für die Bewertung des Makrozoobenthos nach AESHNA bei natürlichen Seen wird der eulitorale Ufertyp herangezogen. Dieser gilt für den gesamten Probenahmebereich und soll die Situation ohne menschliche Einflüsse widerspiegeln. Er kann vor Ort voreingeschätzt werden. Wegen möglicher Habitatveränderungen durch eventuelle Belastungseinflüsse ist die Vor-Ort-Einschätzung aber mit Unsicherheiten behaftet. Der Ufertyp sollte daher gemäß der Vorschrift von Hess & Heckes 2017 mittels Kartenmaterialien mit größerer Sicherheit bestimmt werden und liegt dann für spätere Probenahmen fest. Der „Ufertyp“ der LAWA-Hydromorphologieklassifizierung (Mehl et al. 2014) kann als Zusatzinformation zur Klassifizierung des eulitoralen Ufertyps beitragen.

Folgende eulitorale Ufertypen werden unterschieden:

Tabelle 1: Ufertypen für die Bewertung mit AESHNA

Charakteristik	Kurzbezeichnung	Bezeichnung nach Hess & Heckes (2017)
Dynamisches Brandungsufer; Geröll / Schutt / Kiese, dominieren in der Regel	Grobsediment	Geröll-/kiesreiche Brandung
Wenig Dynamik; Sande dominieren zumeist; manchmal auch Kiese, manchmal verschilft, dann aber ohne organische Auflage	Feinsediment	Seekreide-/Sandufer



Schluff-Schlammufer mit zumindest schütterer Schilf und Schwimmblattvegetation; keine oder allenfalls begrenzte Dynamik	Organisch	Verlandungsufer
--	-----------	-----------------

Die LAWA-Seetypen nach Mathes et al. (2002) sind für die Bewertung mit AESHNA nur bedingt notwendig, da die Bewertung in erster Linie auf den eulitoralen Ufertypen fußt, und die Seen-Typen nur in aggregierter Form für die Ankerpunkte und Metriczusammensetzung von Bedeutung sind. Dabei unterscheidet man drei natürliche Seentypgruppen: Alpensee, Tieflandsee und Flusseen

Bei der Bewertung der künstlichen Seen werden die "Baggerseen ohne Fließgewässeranbindung der Rheinschiene", "Baggerseen mit Anbindung an den Rhein", "Baggerseen Ostdeutschland" und "Tagebauseen" voneinander abgegrenzt.

1.2.2 Berechnung von Metrics und Bildung eines multimetrischen Bewertungsindex

Metrics sind Kennwerte und Indices der Lebensgemeinschaft, die deutlich und gesetzmäßig auf Belastungen reagieren. Bewertet wird der hydromorphologische Zustand der Probestelle. Es findet dabei zunächst eine Bewertung der einzelnen Probestellen statt, die zu einer Bewertung des gesamten Sees verrechnet wird.

Die Berechnung der stellenspezifischen Bewertung erfolgt auf der Basis eines multimetrischen Index (MMI) und einer daraus resultierenden Zustandsklasse. Hierfür sind mehrere Berechnungsschritte notwendig. Zunächst werden Metrics berechnet und mithilfe von Ankerpunkten (Referenz- und Belastetwerte) normiert. Die Normierung erfolgt nach der folgenden Formel:

$$\text{Normierter Metricwert} = \frac{\text{Metricwert} - \text{Belastetwert}}{\text{Referenzwert} - \text{Belastetwert}}$$

Metricwerte höher als 1 werden gleich 1 gesetzt und Metricwerte kleiner als 0 werden gleich 0 gesetzt. Die normierten Metrics werden für jede Probestelle zu einem multimetrischen Index (MMI) gemittelt, wobei einige Metrics gewichtet in die Berechnung eingehen.

Folgende Metricskombinationen werden für die verschiedenen Seetypen und die künstlichen Seen zur Bewertung herangezogen:

Alpen-/Alpenvorlandseen: $\text{MMI} = (5 \cdot \text{Faunaindex} + \text{EPTCBO HK\%} + \text{typspezifische Vielfalt} + \text{Sedimentfresser HK\%} + \text{Holzbewohner} + \text{Fortpflanzungsstrategie rk})/10$

Seen des Tieflandes: $\text{MMI} = (4 \cdot \text{Faunaindex} + \text{Lithal HK\%} + \text{EPTCBO HK\%} + \text{Typ-spezifische Vielfalt} + \text{Holzbewohner})/8$

Flusseen des Tieflandes: $\text{MMI} = (3 \cdot \text{Faunaindex} + \text{Chironomidae HK\%} + \text{Typ-spezifische Vielfalt} + \text{Holzbewohner HK\%})/6$

Tagebauseen, Baggerseen Ostdeutschland, Baggerseen ohne Fließgewässeranbindung der Rheinschiene: $\text{MMI} = (2 \cdot \text{Faunaindex} + \text{Lithal HK\%} + \text{Sedimentfresser HK\%} + \text{ASPT} + \text{Anzahl EPTCBO-Taxa} + \text{Odonata HK\%} + \text{ETO HK\%} + \text{Chironominae Ind.\%})/9$

Baggerseen mit Anbindung an den Rhein: $MMI = (2 \cdot \text{Faunaindex} + \text{Räuber HK\%} + \text{Xenoligosaprobe HK\%} + \text{Anzahl EPTCBO-Taxa} + \text{Gastropoda Ind.\%} + \text{Insecta HK\%})/7$

Als Maß für die hydromorphologische Degradation des Sees werden die MMI Werte der Probestellen für jeden See gleichmäßig über alle Probestellen gemittelt. Für die Umrechnung in die von der EU-WRRL geforderten fünf Bewertungsklassen gelten dabei folgende Klassengrenzen: 'sehr gut' $\geq 0,8 >$ 'gut' $\geq 0,6 >$ 'mäßig' $\geq 0,4 >$ 'unbefriedigend' $\geq 0,2 \geq$ 'schlecht'.

Tab. 2: Zusammensetzung des multimetrischen Indexes des Bewertungsverfahrens AESHNA für Seen des Tieflandes, Flusseen des Tieflandes, und die Alpen-/Voralpenseen. (HK =Häufigkeitsklasse).

Gruppe	Metric	Seen des Tieflandes	Flusseen des Tieflandes	Voralpen-/Alpenseen
Vielfalt	Margalef-Diversität		X	
	Anzahl ETO-Taxa	X		
	Shannon-Wiener Diversität			X
Toleranz	Faunaindex (seetypspezifisch)	X	X	2 X
Funktionale Metrics	Lithalbewohner (HK %)	X		
	Sedimentfresser (HK %)			X
	Fortpflanzungsstrategie (r/k)			X
Zusammensetzung	Anteil Chironomidae (HK %)		X	
	Odonata (%)	X		
	Odonata (HK %)			X

Weitere Informationen sind unter www.gewaesser-bewertung.de zu finden.

1.3 Literatur

Böhmer, J. (2017): Methodisches Handbuch zur WRRL-Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos gemäß AESHNA-Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Stehgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Bericht für das Umweltbundesamt, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktor-sicherheit,

Brauns, M., Garcia, X.-F., Pusch, M. and Walz, N. (2007): Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology* 44, 1138-1144

Brauns, M., Böhmer, J. and Pusch, M. (2010): Entwicklung einer validierbaren und interkalibrierbaren Methode zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos.– Projektbericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: (Projekt-Nr. O 8.09), 61 pp.

Brauns, M., Garcia, X.-F. and Pusch, M. (2011): Vorschrift für die standardisierte Probenahme des biologischen Qualitätselementes „Makrozoobenthos“ im Litoral von Seen. *In: Miler, O., Brauns, M., Böhmer, J. and Pusch, M.* Praxistest des Verfahrens zur Bewertung von Seen mittels



Makrozoobenthos.– Projektbericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Projekt-Nr. O 5.10), 131 pp.

Brauns, M., Miler, O., Gracia, X.-F. & M. Pusch (2016): Vorschrift für die standardisierte Probenahme des biologischen Qualitätselementes Makrozoobenthos im Eulitoral von Seen inklusive Anhang mit Feldprotokoll. Abschlussbericht für das Umweltbundesamt, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit,

Hess, M. und Heckes, U. (2017): Bewertungsverfahren für Makrozoobenthos in Seen zur Umsetzung der WRRL; Überarbeitung bzw. Ausarbeitung für die deutschen Alpen- und Alpenvorlandseen. Bericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt, unveröff..

Langdon, P.G., Ruiz, Z., Brodersen, K P. and Foster, I.D. L. (2006): Assessing lake eutrophication using chironomids: understanding the nature of community response in different lake types. *Freshwater Biology*, 51: 562-577

Mehl, D., Eberts, J., Böx, S., Krauß, D. (2014): Verfahrensanleitung für eine uferstrukturelle Gesamtseeklassifizierung (Übersichtsverfahren). – Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [Hrsg.], Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (LAWA-AO)

Meier, C., Haase, P., Rolaufts, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A. & D. Hering (2006): *Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung*.

Miler, O., Brauns, M., Böhmer, J. and Pusch, M. (2011): Praxistest des Verfahrens zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos – Projektbericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: (Projekt-Nr. O 5.10). Oliver, D.R. 1971. Life history of the Chironomidae. *Annual Review of Entomology* 16, 11-230

Miler, O., Böhmer, J. & M. Pusch (2016): Weiterentwicklung des deutschen Makrozoobenthos-Bewertungsverfahrens für Seen ‚AESHNA‘ zu einer Strukturgütegestützten Gesamtseebewertung. Abschlussbericht für das Umweltbundesamt, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, Forschungskennzahl 3712 24 223.

Pinder, L.C.V. (1986): Biology of freshwater Chironomidae. *Annual Review of Entomology* 33, 1-23

Saether, O.A. (1979): Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecology*, 2: 65-74.

Sychra, J., Adamek, Z. and Petrivalska, L. (2010): Distribution and diversity of littoral macroinvertebrates within extensive reed beds of a lowland pond. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* 46, 281-289

2 Makrophyten & Phytobenthos in Seen

Die Qualitätskomponente Makrophyten & Phytobenthos eignet sich in stehenden Gewässern zur Anzeige der Abweichung der vorgefundenen benthischen Pflanzengesellschaft vom Referenzzustand (Artenzusammensetzung und Abundanz), zur Bewertung der Trophie im Litoralbereich sowie der strukturellen Degradation (z. B. Sohlveränderungen, Veränderungen der lokalen hydrologischen Bedingungen).. Zur Umsetzung der Anforderungen nach WRRL ist in den letzten Jahren im Auftrag von BMBF und LAWA für Seen in Deutschland ein nationales Verfahren entwickelt worden (Schaumburg et al. 2004a, b, 2011a, b, 2014). Dieses erlaubt die typspezifische Bewertung nach WRRL und stützt sich auf die zwei Teilmodule Makrophyten und Phytobenthos (Benthische Diatomeen). Die Kombination der Makrophyten als Langzeitindikatoren mit benthischen Kieselalgen als Kurzzeitindikatoren ermöglicht zusätzlich Aussagen über eine Entwicklungsrichtung im Sinne einer Verbesserung oder Verschlechterung der Gewässerqualität. Das Verfahren ist für natürliche Seen entwickelt, es ermöglicht aber auch die Bewertung vieler künstlicher und erheblich veränderter Gewässer.

2.2 Probenahme

2.2.1 Probenahmezeitpunkt

Makrophyten und benthische Diatomeen werden gleichzeitig bei einer einmaligen Probenahme zur Hauptvegetationszeit der Makrophyten zwischen Juli und September im Gelände erfasst. Frühere und spätere Probennahmen sind ungünstig, da sich die Pflanzen noch nicht ausreichend entwickelt haben bzw. bereits absterben. Die Bearbeiterin/der Bearbeiter der Makrophyten kann ebenfalls die Diatomeenprobenahme durchführen, die dann ggf. zur Weiterbearbeitung an Spezialisten vergeben werden kann.

2.2.2 Probenahmestellen

Zur Kartierung der Makrophyten werden senkrecht zur Uferlinie repräsentative Transekte von 20-30 m Breite ausgewählt. Die Anzahl und Lage der Transekte richtet sich nach Flächengröße des Gewässers, Heterogenität der Uferlinie (Uferentwicklung) sowie der im unmittelbaren Uferbereich vorherrschenden Nutzung und Morphologie. Orientierungswerte zur Anzahl auszuwählender Transekte zeigt die folgende Tabelle:

Tab. 1: Beispiele zur Anzahl benötigter Transekte für die Makrophytenuntersuchung

Oberfläche des Sees	Anzahl der Transekte	Beispiele
< 0,5 km ²	1 – 5	+/- abgegrenzte Buchten /Seeteile
0,5 – 2 km ²	4 – 8	Froschhauersee (BY), Gr. Gollinsee (BB), Dieksee (SH)
2 – 5 km ²	5 – 10	Gr. Stechlinsee (BB), Schliersee (BY), Breiter Luzin (MV)
5 – 10 km ²	6 – 12	Königsee (BY), Westensee (SH), Tegernsee (BY)
10 – 20 km ²	8 – 15	Wittensee (SH), Dümmer (NI), Walchensee (BY)

Oberfläche des Sees	Anzahl der Transekte	Beispiele
20 – 50 km ²	10 – 20	Selenter See (SH), Steinhuder Meer (NI), Ammersee (BY)
50 – 100 km ²	20 – 30	Starnberger See (BY), Chiemsee (BY)
> 100 km ²	30 - 50	Müritz (MV), Bodensee (BW)

Die Probenahmestellen für die Diatomeen sind innerhalb der Makrophytentransekte zu wählen. Es sollen wo möglich natürliche Hartsubstrate (Steine), sonst auch Weichsubstrate in einer Wassertiefe (mindestens Armlänge) beprobt werden, die eine ausreichende Entwicklung der Kieselalgen-Gesellschaft ermöglicht. Einzelheiten sind in der Handlungsanleitung zum Verfahren beschrieben (Schaumburg et al. 2011).

2.2.3 Beprobung

Die Makrophyten sind, so weit möglich, vor Ort zu kartieren und die Häufigkeiten zu schätzen. Die Erhebung erfolgt in definierten Tiefenstufen (0–1 m, 1–2 m, 2–4 m, > 4 m bis zur Vegetationsuntergrenze). Dazu werden zwei alternativ anzuwendende Methoden angeboten:

Mit Boot, Rechen, ggf. Bodengreifer und Sichthilfe werden die Pflanzen je Tiefenstufe beprobt, bestimmt und die Häufigkeiten geschätzt. Alternativ werden durch eine Tauchuntersuchung die Arten bestimmt und deren Häufigkeiten je Tiefenstufe geschätzt.

Die Wahl der geeigneten Methode hängt vom Gewässertyp und den Gegebenheiten vor Ort ab. Sie ist von den zuständigen Fachleuten vor Ort festzulegen. Im bundesweiten Praxistest wurden Vergleiche beider Methoden durchgeführt. Obwohl durch die Tauchmethode die Arterfassung genauer ist, ergeben sich im Bewertungsergebnis in der Regel keine Unterschiede. Für eine Bewertung nach WRRL ist nicht erforderlich, jede selten vorkommende Einzelart zu erfassen. In der Monitoringpraxis der Länder setzt sich die Tauchmethode vermehrt durch. Diese Methode ist jedoch ausschließlich durch Vergabe an Spezialisten durchführbar, die Rechenmethode ist nach Einarbeitung auch durch Landesbedienstete durchführbar. Der finanzielle Aufwand ist für beide Methoden vergleichbar. Für die erstmalige Erfassung der Makrophytenvegetation eines Sees wird in jedem Fall die Tauchkartierung empfohlen, wo möglich als umfassende Kartierung des gesamten Seeufers. Sie gewährleistet eine weitgehend vollständige Erfassung des Arteninventars und erlaubt eine genaue Abschätzung der Vegetationsuntergrenze.

Die halbquantitative Abschätzung der einzelnen Makrophytenarten erfolgt in den Tiefenstufen je Makrophytenart mittels einer fünfstufigen Skala nach KOHLER (Abundanzklassen von 1 bis 5). Makrophyten, die nicht direkt im See angesprochen werden können, werden mit Spezialliteratur im Labor bis auf Artniveau (nach-) bestimmt. Außerdem wird bei jedem Transekt die Untergrenze der Vegetation bestimmt und protokolliert.

Für die Diatomeenprobe werden 5 Parallelproben des Diatomeenaufwuchses auf Hartsubstrat zu einer Mischprobe vereint und im Labor aufbereitet. Es werden 400 Objekte der aufbereiteten Probe unter dem Mikroskop bestimmt. Die Probenahme, Präparation und mikroskopische Auswertung der benthischen Diatomeen erfolgt in Anlehnung an eine EU-Norm (für Fließgewässer) und ist detailliert in der Handlungsanleitung zum Verfahren beschrieben (Schaumburg et al. 2011).

Speziell auf das Bewertungsverfahren abgestimmte Bestimmungsliteratur liegt vor (Hofmann et al. 2013, Weyer, K. van de 2011).

2.3 Auswertung und Bewertung

Die Typologie für die Gewässervegetation ist weitgehend kompatibel mit der abiotischen Typologie der LAWA nach Riedmüller et al. 2013a. Für die Bewertung der Phytobenthos-Diatomeen wurden die Typen des Tieflandes weiter differenziert. Zusätzlich zu den für die allgemeine Typologie wichtigen Kriterien Ökoregion, Geologie und relative Größe des Einzugsgebiets ist der Schichtungstyp und die Ufersteilheit typbestimmend. Für die Mittelgebirgsgewässer mussten aufgrund des Mangels natürlicher Vorbilder Typausprägungen für die dort vorkommenden Gewässer definiert werden. Eine Übersicht zu den Seetypen und ihren biozönotische Ausprägungen wird in Arbeitspapier I dargestellt.

Prinzipiell sind die Bewertungsmodule für die zwei Teilkomponenten gleich aufgebaut. Es erfolgt eine Bewertung im Vergleich zu einer weitgehend naturnahen Vegetation des entsprechenden Gewässertyps an Hand von Indikatorwerten von Pflanzenarten. Für die Makrophyten werden die Arten typspezifisch in 3 Indikator-Artengruppen eingeteilt (Referenz, indifferent/tolerant, Störzeiger), bei den Diatomeen werden 2 Artengruppen (typspezifische Referenzarten bzw. Degradationszeiger) unterschieden. Außerdem sind Indikatoren mit zugewiesenen Trophiewerten nach Hofmann (Alpen/Alpenvorland) bzw. Schönfelder et al. (Tiefland) ausgewiesen.

Für jedes Modul sind Abschneidekriterien definiert, die eine unsichere Einstufung verhindern sollen. Je nach Modul werden typspezifisch zusätzlich Indices berechnet (Tabelle 3).

Tab. 2: Bewertungskriterien und Indices, die bei den Modulen die Bewertung bilden

Makrophyten	Diatomeen
Referenzindex auf Basis von Indikator-Artengruppen (mit Tiefenverbreitung) unter Einbeziehung von unterer Vegetationsgrenze und bestandsbildenden Arten	Referenzartenquotient auf Basis von Indikator-Artengruppen
Makrophytenverödung	Trophie-Indizes nach Hofmann, bzw. Schönfelder et al. auf Basis von Trophie-Indikatoren
Modul Versauerung	Säuregrad

Für die Makrophyten wird bei der Bewertung wie folgt vorgegangen:

Die durch Schätzung im Gelände ermittelten Werte werden in Quantitätsstufen umgewandelt, die das Volumen der Pflanzen besser berücksichtigen sollen:

$$\text{Pflanzenmenge}^3 = \text{Quantität}$$

Anschließend erfolgt die Berechnung des Referenzindex aus den Indikatorwerten der nachgewiesenen Arten (3 Gruppen: Referenzarten, indifferente und Störzeiger). Degradationszeiger mit hohen Prozentanteilen (= bestandsbildende Arten) bewirken eine Erniedrigung des Indexwertes. Auch die Lage der unteren Vegetationsgrenze wirkt sich auf den Indexwert aus. Wenn nur geringe Pflanzenmengen vorhanden sind oder aber Makrophyten ganz fehlen, ist zu prüfen, ob es dafür natürliche Ursachen gibt oder ob es sich um eine durch menschliche Einflüsse bedingte sogenannte Makrophytenverödung handelt. In diesem Fall ergibt sich für die Teilkomponente Makrophyten der schlechteste mögliche Indexwert.

Die Bewertung der Diatomeen erfolgt durch Berechnung des Referenzartenquotienten und Berechnung des Trophie-Indizes nach Hofmann bzw. Schönfelder et al.. Die arithmetische Mittelwertbildung der Indizes ergibt das Ergebnis für die Diatomeenkomponente.

Die Gesamtbewertung der Vegetation wird durch arithmetische Mittelung der Einzelergebnisse der Teilkomponenten Makrophyten und Diatomeen pro Transekt errechnet. Diesem Bewertungsansatz liegt die Annahme zugrunde, dass alle Bestandteile der Gewässervegetation im Wesentlichen auf denselben Stressor reagieren, nämlich Eutrophierung, und daher gemäß CIS-Empfehlung die Mittelwertbildung einer *worst case*-Verrechnung vorzuziehen ist. Die Bewertung des gesamten Seewasserkörpers erfolgt durch Mittelung aller Transekte.

Im Rahmen der Projekte wurde die Software „PHYLIB“ zur Berechnung der Modulergebnisse und des Gesamtergebnisses entwickelt. Diese steht in der jeweils aktuellen Version den Anwendern zum Download auf der Homepage des Bayer. Landesamtes für Umwelt zur Verfügung.

Dort findet sich ebenso die genaue Verfahrensanleitung für das Bewertungsverfahren der Gewässervegetation in der jeweils aktuellen Fassung.

http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/phylib_deutsch/verfahrensanleitung/index.htm

2.4 Literatur

Hofmann, G., Werum, M. & Lange-Bertalot, H. (2013): Diatomeen im Süßwasser von Mitteleuropa – Bestimmungsflora Kieselalgen für die ökologische Praxis, Über 700 der häufigsten Arten und ihre Ökologie. Horst Lange-Bertalot (Hrsg.), 2. Auflage A.R.G. Gantner Verlag LI Rugell, 908 S

Riedmüller, U., Mischke, U., Pottgiesser, T., Böhmer, J., Deneke, R., Ritterbusch, D., Stelzer, D. & Hoehn, E. (2013a): Steckbriefe der deutschen Seetypen. Begleittext und Steckbriefe.

Schaumburg, J., U. Schmedtje, B. Köpf, C. Schranz, S. Schneider, P. Meilinger, D. Stelzer, G. Hofmann, A. Gutowski, & J. Foerster (2004a): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schlussbericht. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München: 635 S, <http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fb04/472465678.pdf>

Schaumburg, J., C. Schranz, G. Hofmann, D. Stelzer, S. Schneider, U. Schmedtje (2004b): Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes – a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 302–314.

Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., & Vogel, A. (2011a): Handlungsanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos, Stand August 2011, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 124 S.

Schaumburg, J., Schranz C., Stelzer D. (2011b): Bewertung von Seen mit Makrophyten & Phytobenthos gemäß EG-WRRL – Anpassung des Verfahrens für natürliche und künstliche Gewässer sowie Unterstützung der Interkalibrierung. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Endbericht im Auftrag der LAWA (Projekt Nr. O 10.09), 161 S, Augsburg/Wielenbach.

Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, (2014): Bewertung von Seen mit Makrophyten & Phytobenthos für künstliche und natürliche Gewässer sowie Unterstützung der Interkalibrierung. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Endbericht im Auftrag der LAWA. (Projekt Nr. O 10.10), 163 S, Augsburg/Wielenbach.

Weyer, K. van de, Schmidt, C., Kreimeier, B., Wassong, D. (2011): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) in Deutschland, Band 1: Bestimmungsschlüssel und Band 2: Abbildungen, Fachbeiträge des LUGV, Heft 119 und Heft 120. LUGV Brandenburg, Potsdam.

2.5 Anhang

Klassengrenzen der typspezifischen Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials Makrophyten & Phytobenthos Stand 2014 unterteilt nach den biozönotischen Ausprägungen der Teilmodule Makrophyten und Phytobenthosdiatomeen.

Biozönotische Ausprägung ⁷	Ökologische Zustands- bzw. Potenzialklassen				
	1	2	3	4	5
DS 1.1 – 2	1,00 – 0,83	0,82 – 0,58	0,57 – 0,30	0,29 – 0,06	0,05 – 0,00
DS 1.1 – 3	1,00 – 0,83	0,82 – 0,58	0,57 – 0,30	0,29 – 0,06	0,05 – 0,00
DS 1.1 – 4	1,00 – 0,83	0,82 – 0,58	0,57 – 0,30	0,29 – 0,06	0,05 – 0,00
DS 1.2 – 1	1,00 – 0,69	0,68 – 0,44	0,43 – 0,25	0,24 – 0,06	0,05 – 0,00
DS 1.2 – 2	1,00 – 0,69	0,68 – 0,44	0,43 – 0,25	0,24 – 0,06	0,05 – 0,00
DS 1.2 – 3	1,00 – 0,69	0,68 – 0,44	0,43 – 0,25	0,24 – 0,06	0,05 – 0,00
DS 1.2 – 4	1,00 – 0,69	0,68 – 0,44	0,43 – 0,25	0,24 – 0,06	0,05 – 0,00
DS 5	1,00 – 0,78	0,77 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 5.1	1,00 – 0,78	0,77 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 5.2	1,00 – 0,78	0,77 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 6	1,00 – 0,78	0,77 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 6.1	1,00 – 0,78	0,77 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 6.2	1,00 – 0,78	0,77 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 7	1,00 – 0,84	0,83 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 7.1	1,00 – 0,78	0,77 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 8	1,00 – 0,83	0,82 – 0,55	0,54 – 0,30	0,29 – 0,06	0,05 – 0,00
DS 9	1,00 – 0,83	0,82 – 0,55	0,54 – 0,30	0,29 – 0,06	0,05 – 0,00
DS 10.1	1,00 – 0,80	0,77 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 10.2	1,00 – 0,80	0,77 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 11	1,00 – 0,80	0,77 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 12	1,00 – 0,80	0,77 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 13.1	1,00 – 0,84	0,83 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 13.11	1,00 – 0,84	0,83 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 13.2	1,00 – 0,80	0,77 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 14	1,00 – 0,78	0,77 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS s	1,00 – 0,83	0,82 – 0,55	0,54 – 0,30	0,29 – 0,06	0,05 – 0,00
Akp – 1	1,00 – 0,68	0,67 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
Aks – 2	1,00 – 0,76	0,75 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
Aks – 3	1,00 – 0,76	0,75 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
Aks – 4	1,00 – 0,76	0,75 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00

MKg – 5	1,00 – 0,68	0,67 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
MKg – 7	1,00 – 0,68	0,67 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
MKp – 6	1,00 – 0,76	0,75 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
MTS – 10	1,00 – 0,76	0,75 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
MTS – 11	1,00 – 0,76	0,75 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
MTS – 12	1,00 – 0,76	0,75 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
MTS – 13	1,00 – 0,76	0,75 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
MTS – 14	1,00 – 0,76	0,75 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
MTS – 8	1,00 – 0,76	0,75 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
MTS - 9	1,00 – 0,76	0,75 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
MTS – s	1,00 – 0,76	0,75 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
TKg – 10	1,00 – 0,68	0,67 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
TKg - 13	1,00 – 0,71	0,70 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
TKp – 11	1,00 – 0,87	0,69 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
TKp - 12	1,00 – 0,87	0,69 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
TKp – 14	1,00 – 0,87	0,69 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00

⁷ Zur Bezeichnung der biozönotischen Ausprägung s. Arbeitspapier I

3 Phytoplankton in Seen

Das Phytoplankton ist ein guter Indikator für die Trophie (Intensität der Primärproduktion) des Freiwasserkörpers von Seen. Es zeigt sowohl in seiner absoluten Biomasse als auch in seiner Artenzusammensetzung die Belastung einer Eutrophierung an, die durch einen gesteigerten Eintrag und erhöhte Verfügbarkeit von Nährstoffen verursacht wird. Das Ausmaß der Phytoplanktonentwicklung hängt dabei in erster Linie vom Phosphorgehalt ab, da dieser in der Regel den limitierenden Faktor darstellt. Darüber hinaus wird die Phytoplanktonentwicklung u. a. durch die Verfügbarkeit von Stickstoff, Silizium und vom Unterwasser-Lichtdargebot sowie von biotischen Interaktionen (z. B. Fraß) gesteuert.

Das Untersuchungs- und Bewertungsverfahren zum Phytoplankton in stehenden Gewässern (PhytoSee-Verfahren, kurz **PSI** gemäß **PhytoSee-Index**) ist im Rahmen verschiedener LAWA – Projekte seit 2001 entwickelt worden und in der Regel für alle in Deutschland vorkommenden Seen, d. h. für natürliche, künstliche und erheblich veränderte Seen sowie Sondertypen, geeignet. Für die Verfahrensentwicklung lagen größtenteils Seen größer 50 ha vor. Der Anteil an kleineren Seen in den Datensätzen war jedoch so hoch, dass bei Bedarf auch eine Bewertung von Seen kleiner 50 ha plausibel möglich sein sollte.

Der multimetrische **PhytoSee-Index** vereinigt drei Haupt-Metrics: den Biomasse- und den Algenklassen-Metric sowie den auf Indikatorarten basierenden Metric **Phytoplankton-Taxa-Seen-Index PTSI**.

Für die Seenbewertung des norddeutschen Tieflands wird von einigen Bundesländern zusätzlich zu dem Artenindex PTSI ein weiterer mit Indikatorarten arbeitender Index, der **DI-PROF (Diatomeen-Index auf Basis planktischer Diatomeen aus dem Profundal)**, eingesetzt. Das Bewertungsergebnis des DI-PROF kann als optionaler Metric in die Gesamtbewertung des PSI einberechnet werden. Die Entwicklung und Fortschreibung des DI-PROF unterliegt Ilka Schönfelder (z. B. Schönfelder 2006), weshalb an dieser Stelle nur die Probenahme dargestellt wird.

Im Zuge der PSI-Verfahrensentwicklung wurden sowohl für die Probenahme als auch für die Probenbehandlung und taxonomische Auswertung Grundlagen und Empfehlungen erarbeitet, die eine weitgehende Vereinheitlichung des Arbeitsprozesses von der Probenahme bis zur Fertigstellung der quantitativen Artenliste sicher stellen. Für die Bestimmung des Phytoplanktons wurde praxisorientiert eine "Harmonisierte Taxaliste" (HTL) mit eigenem Taxoncode, der HTL-ID, erstellt. Die Liste enthält neben vielen weiteren Informationen zu den Taxa, wie z. B. eine Synonymliste und der zu verwendenden Bestimmungsliteratur, Vorschläge zu einem an das Bewertungsverfahren angepassten Mindestbestimmbarkeitsniveau für über rund 2 000 Taxa. Diese in der taxonomischen Praxis in der Regel erreichbare Bestimmungstiefe stellt eine wichtige Grundlage für eine schlüssige Bewertung dar. Aktuell ist diese Liste jetzt auch kompatibel zur Bundestaxaliste, die künftig die Grundlage für alle Bewertungsverfahren darstellen soll.

Die vorliegende Kurzfassung kann nicht alle Details des Bewertungsablaufs aufnehmen, und es erfolgen Verweise auf Tabellen und Anleitungen in den jeweiligen Projektberichten. Eine Liste der Publikationen, deren Gültigkeit zum aktuellen Stand sowie der Download-Möglichkeiten sind unten zusammengestellt.

Das PSI-Verfahren wurde letztmalig im Jahr 2018 aktualisiert (Riedmüller et al. 2018), die MS-Access-basierte Auswertehilfe PhytoSee entsprechend angepasst. Es empfiehlt sich, vor einer Anwendung die unten genannten Download-Quellen auf aktuelle Veränderungen und Updates zu konsultieren.

3.2 Probenahme

3.2.1 Probenahmezeitpunkt und -frequenz

Es ist eine Messfrequenz von mindestens 6 Probenahmen pro Jahr im Zeitraum April bis Oktober vorzusehen, wobei mindestens vier Untersuchungstermine in der Vegetationsperiode von Mai bis September liegen sollten.

Da das Phytoplankton hinsichtlich Artenzusammensetzung und Dichte kurzfristig stark schwanken kann, sollte es zumindest für die Erstbewertung möglichst mehrere Jahre hintereinander untersucht werden. Dadurch wird eine größere Sicherheit hinsichtlich Bewertung und Trendaussage erzielt.

3.2.2 Auswahl der Probestelle

Die Probenahmestelle für das Phytoplankton liegt ebenso wie für die allgemeinen chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten über der größten Seetiefe. Diese ist aus den Tiefenkarten ersichtlich, muss aber – sofern keine Bojenmarkierung erfolgte – vor jeder Untersuchung mittels Echolotung überprüft werden. Die Probenahme erfolgt von einem Boot aus. Falls Seebecken morphologisch abweichende Eigenschaften aufweisen, die unterschiedliche Phytoplanktonausprägungen bedingen, sind diese getrennt zu beproben und auszuwerten.

3.2.3 Beprobung

Das hier in Kurzform dargestellte Probenahme-Prozedere entspricht im Wesentlichen der in Nixdorf et al. (2010) beschriebenen Vorgehensweise und berücksichtigt darüber hinaus das LAWA-AQS-MERKBLATT P-8/5 (2013). Weitere wichtige Details sind ebenfalls diesen Veröffentlichungen zu entnehmen.

Zunächst ist festzustellen, welchem Seetyp das zu untersuchende Gewässer zugeordnet wird, weil sich die Probenahme bei geschichteten (di- und monomiktischen) und ungeschichteten (polymiktischen) Seen unterscheidet. Ein See gilt als geschichtet, wenn mit regelmäßigen Temperaturmessungen im Tiefenprofil eine durchgehende Schichtungsperiode von mehr als 3 Monaten festgestellt wurde (Mathes et al. 2002, Riedmüller et al. 2013a).

Vor Beginn der Probenahme wird die Sichttiefe (ST) mit der Secchi-Scheibe und einem Secchiskop (Sichtrohr) auf 10 cm genau bestimmt. Die Mächtigkeit der euphotischen Zone (Z_{eu}) wird durch Multiplikation der Sichttiefe mit dem Faktor 2,5 ($ST \cdot 2,5$) bestimmt.

Ebenfalls vor der Probenahme wird vom Boot aus mit Sondensystemen ein Temperatur- und Sauerstoff-Tiefenprofil aufgenommen und die Mächtigkeit der oberen durchmischten Schicht, des Epilimnions (Z_{epi}), ermittelt. Gibt es im Tiefenprofil mehrere Temperatursprünge ist der tiefste oder der am meisten ausgeprägte als untere Grenze des Epilimnions maßgeblich. Die Abgrenzung des Epilimnions wird anhand des Wendepunktes des Temperaturkurvenverlaufs definiert. Ein Feldprotokoll ist zu führen.

In Abhängigkeit vom Durchmischungs- und Durchlichtungs-Regime wird mit Wasserschöpfern vom Boot aus eine Mischprobe entnommen, welche sowohl für die biologische Auswertung als auch die Chlorophyll a-Analytik und in den meisten Fällen auch für die physikalisch-chemischen Analysen verwendet wird (Ausnahmen siehe unten):

A) in polymiktischen Seen aus der gesamten Wassersäule bis etwa 1 m über Grund, jedoch maximal bis in 6 m Tiefe

Auch als polymiktisch eingestufte Seen können kurzfristig oder in stabilen Wetterlagen über wenige Wochen Temperaturschichtungen aufweisen, welche jedoch nicht gesondert behandelt werden.

B) in mono- oder dimiktischen Seen (mit einer bzw. zwei Zirkulationsphasen im Jahr) sind zwei Zustände möglich und unterschiedlich zu beproben (s. Abb. 2 in Nixdorf et al. 2010):

→ während der Vollzirkulation aus der durchmischten Schicht bis zur mittleren Tiefe des Sees, jedoch bis maximal 10 m Tiefe

→ während der Stagnation werden zwei weitere Fälle unterschieden:

a) in trüben Seen ($Z_{\text{epi}} > Z_{\text{eu}}$) wird eine epilimnische Mischprobe entnommen, bis maximal 20 m Tiefe, welche sowohl für die biologischen als auch für die chemischen Analysen geeignet ist.

b) in klaren Seen ($Z_{\text{eu}} > Z_{\text{epi}}$) Mischprobe bis zur euphotischen Tiefe (hier möglich: 1 Gesamtprobe der euphotischen Zone oder 2 getrennte Proben: Epilimnion + "untere euphotische Zone")

Hier gilt: die "tiefere Kenngröße" - Z_{epi} oder Z_{eu} – gibt die Probenahmetiefe für die Mischprobe an.

In sehr tiefen und klaren Seen Süddeutschlands gelten Sonderregelungen, die eine ganzjährig durchgehende Beprobung von 0 bis 20 m Wassertiefe vorsehen.

Bildet das Phytoplankton außerhalb der zu beprobenden Zone ($> Z_{\text{epi}}$ und $> Z_{\text{eu}}$) und unterhalb oder auf Höhe der Sprungschicht ein Maximum (DCM = "deep chlorophyll maximum") aus, sollte dieser produktive Bereich in der Mischprobe miteingefasst werden; die Tiefenverteilung des Phytoplanktons kann anhand von Chlorophyll-Messungen mit einer Fluoreszenzsonde bzw. an Sauerstoffmaxima erkannt werden. In dem genannten Fall ist davon auszugehen, dass sich die euphotische Zone doch noch weiter als die 2,5fache Sichttiefe nach unten ausdehnt. Die Erweiterung der Beprobung sollte sich lediglich auf diese auffällige Schicht beschränken.

Es ist jedoch darauf zu achten, dass sowohl für die biologischen als auch für die chemischen Analysen die Probenahme nicht in ein anoxisches, durch Schwefelwasserstoffbildung oder Nährstoffrücklösung geprägtes Hypolimnion hineinreicht und spätestens einen Meter darüber endet. Falls ein DCM mit einem Sauerstoffmaximum über einem anoxischen Schwefelwasserstoff-führenden Hypolimnion liegt, sollte die Probenahme nur bis 1 m unterhalb des Maximums durchgeführt werden.

In Zweifelsfällen ist die biologische Probe auf jeden Fall von der chemischen Probe - insbesondere für die Nährstoffanalytik - zu trennen, d. h. die biologische Probe stammt aus der euphotischen Zone und die chemische Probe aus dem Epilimnion.

Werden die Wasserproben mit herkömmlichen Schöpfertypen (z. B. Friedinger-Schöpfer) entnommen, so sollte in polymiktischen Seen in 0,5 bis 1 m-Schritten, in tiefen Seen je nach Tiefe in 0,5 bis 2 m-Intervallen beprobt werden, wobei äquidistante Abstände einzuhalten sind. Die entnommenen Teilproben werden in einem Gefäß zu einer Mischprobe vereint. Es gilt: Je geringer die Abstände zwischen den Probenahmepunkten, umso besser repräsentiert die daraus gebildete Mischprobe die vertikale Verteilung des Planktons. Empfohlen wird der Einsatz eines integrierenden bzw. summierenden Schöpfertyps, mit dem die Mischprobe stufenlos über die gesamte Beprobungstiefe genommen wird.

Zur Ermittlung des DI-PROF (Diatomeen-Index auf Basis planktischer Diatomeen aus dem Profundal) muss einmalig am Ende des Jahresgangs nach der letzten Freiwasserprobenahme

des Untersuchungsjahres (Herbst-Winter) eine Profundalprobe an der tiefsten Stelle des Sees entnommen werden. Für die Untersuchung der Diatomeen im Profundalschlamm genügen ca. 10 ml halbflüssigen Materials (sog. Präsediment) von der Sedimentoberfläche. Zur Entnahme eignet sich ein Kajak-Corer-(Röhrensammler) mit ausreichendem Durchmesser. Die Proben werden gemäß Anleitung in Polyethylen-Gefrierbeutel gefüllt, kühl und stoßfrei zum Labor transportiert und bis zur weiteren Bearbeitung im Gefrierschrank aufbewahrt.

3.2.4 Aufbereitung der Proben

Die Phytoplankton-Mischproben für die Utermöhl-Auswertung werden mit alkalischer Lugol'scher Lösung fixiert und bis zur taxonomischen Bestimmung kühl und dunkel aufbewahrt. Für die Diatomeenanalyse wird zusätzlich zur Lugol-fixierten Probe eine unfixierte Probe von 1 L Volumen entnommen. Diese kann mit Ethanol oder 4 % Formalin konserviert oder durch Filtration auf einem Cellulose-Nitrat-Membran-Filter getrocknet fixiert werden. Nach dem "Absetzen-lassen" und anschließenden Absaugen des Überstands aus dem 1 L Volumen können die Diatomeen angereichert werden und dann in kleineren Flaschen (100 ml) konserviert aufbewahrt werden.

Die Zählung des Phytoplanktons erfolgt mit der Umkehrmikroskopie (Utermöhl-Technik) nach EN 15204 (2006) in Teilproben mit zwei unterschiedlichen Vergrößerungen. Mit Zellzahlen und Zellvolumina, deren Berechnung auf regelmäßigen Messungen und der Anwendung von Volumen-Formeln der ähnlichsten geometrischen Körper beruht, kann das Biovolumen (mm^3/L) ermittelt werden.

Die mikroskopischen Analysen sind nach der in Nixdorf et al. (2010) vorgegebenen mikroskopischen Auswertungsstrategie durchzuführen. Dabei muss mindestens das für das WRRL-Bewertungsverfahren erforderliche Bestimmungsniveau, das in der Mindestbestimmbarkeitsliste der Harmonisierten Taxaliste für über 1 500 Taxa festgelegt ist, berücksichtigt werden. Wegen des großen Umfangs verfügbarer Bestimmungsliteratur mit teils konkurrierender Systematik wird die zu verwendende Literaturangabe jedes Taxons in der Harmonisierten Taxaliste angegeben.

Die relative Zusammensetzung der Kieselalgenbiozönose (Diatomeen) kann nicht mit der Utermöhl-Methode ermittelt werden, sondern kann nur anhand von Diatomeen-Dauerpräparaten (Einbettung in hochbrechendem Kunstharz) im Durchlicht-Mikroskop bei 1.200facher Vergrößerung mit Ölimmersionsobjektiven einer numerischen Apertur $> 1,30$ erfolgen. Dazu werden in der Regel die aus den 6 Planktonproben gewonnenen Diatomeen oder im norddeutschen Tiefland die in der DI-PROF-Sedimentprobe enthaltenen Diatomeenschalen präpariert.

3.3 Bewertung

3.3.1 Einführung

Das multimetrische PSI-Verfahren berücksichtigt die Phytoplankton-Biomasse und die Artzusammensetzung einerseits auf dem Niveau der Algenordnung oder -klasse und andererseits auf Art- und Gattungsniveau. Sowohl der Biomasse- als auch der Algenklassen-Metric besitzen Submetrics (siehe Tab. 1).

Die gesamte PSI-Berechnung kann in allen in Folge beschriebenen Schritten durch das Access-basierte Auswertungsprogramm PhytoSee automatisiert durchgeführt werden.

Tab. 1: Tabellarische Darstellung des Aufbaus des PhytoSee-Index mit seinen Metrics und deren Submetrics, die Form der Mittelwertbildung sowie eine Kurzbeschreibung.

Metric		Submetrics/ Einzelwerte	Mittelwertbildung	Erläuterung
1	Biomasse (BM)	- Chl a-Saisonmittel - BV-Saisonmittel - Chl a-Maximum	arithmetischer Mittelwert	verschiedene Kenngrößen zur Beschreibung der Biomasse
2	Algenklassen (AK) Artenzusammensetzung taxonomisches Niveau Klasse oder Ordnung	z. B. - Cyanobakterien, - Dinophyceae, - Chlorophyceae - Cryptophyceae oder - Chrysophyceae	arithmetischer Mittelwert	Algenklassen reagieren in den Seetypen unterschiedlich, deshalb jeweils seetyp-spezifische Kombination
3	Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI) Artenzusammensetzung taxonomisches Niveau Art oder Gattung	Jahresmittelwert der PTSI-Einzelwerte, welche pro Probenbefund ermittelt werden	gewichteter Mittelwert: - spezifischer Trophieankerwert des Indikatoraxons (TAW) - Biovolumen des Indikatoraxons in "BV-Klassen" von 1-8 - Stenökiewert von 1-4	Gewichtungsfaktoren sind: - Stenökie und - Biovolumen (-Klassen) der Indikatoraxa
Gesamtindex PSI			gewichteter Mittelwert	seetyp-spezifische Gewichtungsfaktoren*

BV = Gesamtbiovolumen; Chl a = Chlorophyll a

*Die Gewichtungsfaktoren für die Metrics im PSI wurden auf Basis von Korrelations- und Regressionsanalysen der Metrics u. a. mit der Belastungsgröße Gesamtphosphor abgeleitet.

Die Ergebnisse aller Metrics und die des Gesamtindex PSI liegen im Wertebereich von 0,5 bis 5,5, wobei der Wert 0,5 den bestmöglichen und der Wert 5,5 den schlechtesten Zustand anzeigt. Die Werte liegen im Bereich der ökologischen Zustandsklassen 1 bis 5 und können gemäß WRRL als „ökologische Qualität“ (= ÖQ) verstanden werden.

Grundlage der Bewertung ist eine auf das Phytoplankton und das Trophieverhalten bezogene Typologie der Seen (s. Phytoplankton-Subtypologie in Riedmüller et al. 2013a). In einem Typ werden Seen zusammengefasst, die ähnlichen klimatischen Verhältnissen (Ökoregion, Höhenlage) ausgesetzt sind und die ein ähnliches trophisches Verhalten (Produktivität, vergleichbare Grundtrophie bzw. potenziell natürliche Trophie) aufweisen. Hierbei sind Eigenschaften des Einzugsgebiets relevant, wie z. B. die Geologie (Calcium-Gehalt des Wassers) oder dessen Größe. Des Weiteren hängt die Trophie-Produktivität eines Sees stark von der Morphometrie ab, etwa vom Seevolumen, der Wasserverweilzeit, der mittleren Tiefe und dem daraus resultierenden Schichtungsverhalten.

Für die einzelnen Seetypen wurden auf das Phytoplankton bezogene trophische Referenzbedingungen definiert. Die Abweichung vom Referenzzustand ist Maßstab der Bewertung gemäß EU-WRRL.

Für die Bewertung müssen für die Seen folgende Daten und Untersuchungsergebnisse vorliegen:

- Typisierung der Gewässer nach der Phytoplankton-Subtypologie (Typologie erfolgt nach den Kriterien Ökoregion, Ca-Gehalt, Schichtungsverhalten, Volumenquotient oder Volumen-Tiefen-Quotient, mittlere Tiefe und Verweilzeit).
- 6 Probenahmen pro Untersuchungsjahr
- Trophische Begleitdaten am Probenahmetag wie Chlorophyll a, Gesamtphosphor und Sichttiefe sowie weitere ggf. für die typologische Einstufung des Sees wichtige Messgrößen. Obligat für die Bewertung ist lediglich der Chlorophyll a-Gehalt in der hinsichtlich Phytoplankton produktiven Schicht.
- Ergebnis der Bestimmung und Auszählung des Phytoplanktons in tabellarischer Form in einer Datentabelle (Auswertungsprotokoll). Dabei muss jeder Zählkategorie eine Taxon-Identifikationsnummer aus der Harmonisierten Taxaliste (Mischke et al. 2020) zugeordnet werden. Für bestimmte Taxa ist die Erfassung von Größenklassen erforderlich. Die Berechnung der Biovolumina aus den Zählzahlen erfolgt nach der mikroskopischen Vorschrift (Nixdorf et al. 2010).

Zur Bewertung der Seen mit dem Auswertprogramm PhytoSee müssen die Eingangswerte (Phytoplankton-Seetyp, Chlorophyll a-Konzentrationen und mit der HTL-ID kodierten Taxonbiovolumina an 6 Terminen) in eine digitale Formatvorlage gebracht und in das Programm importiert werden.

3.3.2 Biomasse und "Algenklassen"-Metric

Der **Biomasse-Metric** besteht bei allen Seetypen aus den drei Submetrics Chlorophyll a-Saisonmittel, BV-Saisonmittel und Chl a-Maximum (s. Tab. 2). Einziges Ausschlusskriterium: Das Chl a- Maximum des Untersuchungsjahres sollte 1,25 mal größer sein als das Saisonmittel, sonst wird es nicht als Maximum angesehen und der Submetric entfällt.

Für den **Algenklassen-Metric** wurde dagegen für jeden Seetyp eine eigene Kombination aus Trophie-indikativen Algenklassen zusammengestellt. So sind z. B. die Chlorophyceae in den Ca-armen Mittelgebirgsseen nicht geeignet, die Trophie anzuzeigen und bleiben dort deshalb unberücksichtigt. In den Ca-reichen Seen sind die Chlorophyceen dagegen als Submetric geeignet (s. Tab. 2) und bewerten den See umso schlechter, je höher deren Biomasse im Saisonmittel ansteigt.

Die Cyanobakterien z. B. sind dagegen in allen Seetypen indikativ und gehen u. a. als "Einzelgruppe" oberhalb einer gewissen Biovolumengrenze (in Tab. 2 für den Seesubtyp 7 oberhalb eines Saisonmittelwertes von 0,3 mm³/L) oder in einer Summenkenngröße mit Dino- oder Cryptophyceen (u. a. in den norddeutschen Tiefland-Seetypen) als Submetric in die Algenklassen-Bewertung mit ein. Für jeden Seetyp kommen zwischen 2 und 4 Algenklassen-Submetrics zur Anwendung.

In der Regel sind die Biovolumen-Saisonmittel der jeweiligen Algenklasse für die Metric-Berechnung am besten geeignet. Für manche Seentypen können jedoch auch die Dominanzen (relatives Biovolumen) oder das Biovolumen-Sommermittel (Juli bis Oktober) ein besser korrelierendes Ergebnis erzielen, z. B. sind bei den Chrysophyceen und Dinophyceen oftmals die Dominanzen indikativer (Tab. 2) und nehmen mit zunehmender Degradation ab.

Zur Berechnung der ÖQ der Biomasse- und Algenklassen-Submetrics stehen für jeden Seetyp oder für Seetyp-Gruppen angepasste Bewertungsformeln zur Verfügung. Im PhytoSee-Programm werden diese Formeln durch die Eingabe des Seetyps automatisch ausgewählt und die Ergebnisse berechnet. In der Tab. 2 sind beispielhaft die Bewertungsformeln für den Mittelgebirgs-Phytoplankton-Seetyp 7 dargestellt (PP-Seetyp 7 = „natürliche, künstliche und erheblich veränderte Mittelgebirgsseen, calciumreich, relativ kleines Einzugsgebiet (VTQ > 0,18), geschichtet“, siehe auch Riedmüller et al. 2013a).

Tab. 2: Bewertungsformeln zur Berechnung der Submetric-Ergebnisse der Biomasse-Parameter oder Algenklassen. Beispiel: Phytoplankton-Seetyp 7. (y = Bewertungszahl in der Skala der ökologischen Zustandsklassen von 0,5-5,5, x = jeweiliger Parameter, Saison = Saisonmittelwert.)

Phytoplankton-Seetyp	Parameter	Bewertungsfunktion
Biomasse-Submetrics		
7	BV-Saisonmittel (mm ³ /L)	$y = 1,6793 * \ln(x) + 1,9635$
	Chl a-Saisonmittel (µg/L)	$y = 1,7271 * \ln(x) - 0,4071$
	Chl a-Maximum (µg/L)	$y = 1,5366 * \ln(x) - 1,1267$
Algenklassen-Submetrics		
7	Chrysophyceae Saison (%), Dominanz > 0,6%	$y = -1,126 * \ln(x) + 3,9802$
	Cryptophyceae Saison (mm ³ /L)	$y = 1,5399 * \ln(x) + 5,5609$
	Chlorophyceae Saison (mm ³ /L)	$y = 1,009 * \ln(x) + 5,5761$
	Cyanophyceae Saison (mm ³ /L), BV > 0,3 mm³/L	$y = 0,9915 * \ln(x) + 3,589$

Für die Chryso- und Cyanophyceen wurden für den PP-Seetyp 7 jeweils Gültigkeitsgrenzen abgeleitet, oberhalb derer die Bewertung dann einsetzt.

3.3.3 Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI)

Die Trophie-Bewertung von Seen auf Basis von Indikatortaxa mittels des PTSI erfolgt in **2 Schritten**:

→ **1. Schritt Trophie-Klassifizierung**: Das Indexergebnis wird in der Skala des Trophieindex nach LAWA (2014) angegeben und kann zwischen 0,1 (oligotroph) und 5,5 (hypertroph) zu liegen kommen (s. Tab.3). In der Ausgabe "Gesamtbewertung" des PhytoSee-Auswertetools wird der Klassifikations-PTSI im hinteren Teil der Tabelle ebenfalls ausgegeben, der Spaltenkopf heißt „PTSI_Jahreswert“.

Tab. 3: Ermittlung des trophischen Status eines Sees anhand des PTSI. Wertebereiche und Status entsprechend der LAWA-Trophieklassifikation (LAWA 2014).

PTSI (Skala wie Trophie-Index)	Trophieklasse	Abkürzung
0,1-1,5	oligotroph	oligo
> 1,5 – 2,0	mesotroph 1	meso1
> 2,0 – 2,5	mesotroph 2	meso2
> 2,5 – 3,0	eutroph 1	eu1
> 3,0 – 3,5	eutroph 2	eu2
> 3,5 – 4,0	polytroph 1	poly1
> 4,0 – 4,5	polytroph 2	poly2
> 4,5	hypertroph	hyper

In die gewichtete Mittelwertberechnung des PTSI, der zunächst auf Basis eines Probenbefunds ermittelt wird, gehen folgende Größen ein:

TAW_i → Trophieankerwert/Trophiewert des i-ten Indikatortaxons

BV-Klasse_i → Biovolumenklasse des i-ten Taxons (s. Tab.4)

Stenökiefaktor_i → Stenökiefaktor des i-ten Indikatortaxons

Formel:

$$\text{PTSI (Klassifizierung)} = \frac{\sum (\text{BV-Klasse}_i \times \text{Stenökiefaktor}_i \times \text{TAW}_i)}{\sum (\text{BV-Klasse}_i \times \text{Stenökiefaktor}_i)}$$

Tab. 4: Zuordnung der Taxonbiovolumina/Probe zu den (BV-)Biovolumenklassen für die Berechnung des PTSI.

Biovolumen (mm ³ /l)	Biovolumen-Klasse	Biovolumen (mm ³ /l)	Biovolumen-Klasse
≤ 0,0001	1	> 1-5	6
> 0,0001-0,001	2	> 5-25	7
> 0,001-0,01	3	> 25-300	8
> 0,01-0,1	4	> 300	9
> 0,1-1	5		

Für die deutschen Seetypen existieren insgesamt 6 Indikatorlisten, welche für die jeweiligen Typgruppen eingesetzt werden (s. Tab.5).

Tab. 5: Phytoplankton-Indikatorlisten für die Seetypgruppen in den deutschen Ökoregionen (Stand Februar 2015). HTL = Harmonisierte Taxaliste von Mischke et al. (2020).

Phytoplankton-Seetypen	Indikatorliste für	Anzahl der Indikator taxa	Anzahl der "angesprochenen" Taxon-IDs in HTL	Kurzbezeichnung der Liste
1 bis 4	Alpen- und Alpenvorlandseen inkl. AWB/HMWB	144	203	AVA
5 bis 9	Mittelgebirgsseen inkl. AWB/HMWB	117	160	MG
10.1, 10.2, 13	natürliche, geschichtete Seen des Norddeutschen Tieflands	115	173	TL_gesch
11.1, 11.2, 12, 14	natürliche, polymiktische Seen des Norddeutschen Tieflands	111	193	TL_poly
10.1k 10.2k 13k	geschichtete AWB, HMWB und Sondertypen des Norddeutschen Tieflands und der Niederungen großer Flüsse und Ströme, z. B. Oberrhein und Elbe	158	217	TgeschAWB
11.1k, 11.2k 12k, 14k	polymiktische AWB, HMWB und Sondertypen des Norddeutschen Tieflands und der Niederungen großer Flüsse und Ströme z. B. Oberrhein und Elbe	113	162	TpolyAWB

Die Listen enthalten zwischen 111 und 158 Indikator taxa, die jeweils mit ihrem TAW und einem zusätzlichen Gewichtungsfaktor, dem Stenökiefaktor von 1-4, aufgeführt sind (s. Beispiel in Tab. 6). Die Stenökiefaktoren liegen zwischen 1 = im Trophiespektrum relativ weit verbreitet jedoch Trophieschwerpunkt beim TAW und 4 = enge Bindung an den Trophiebereich des TAW.

Tab. 6: Auszug aus der Indikatorliste für Mittelgebirgsseen. TAW = Trophieankerwert, angegeben in der Skala des Trophieindex.

Lakegroup	HTL-ID	Algenklasse	Indikator taxon	Stenökiefaktor	TAW
MG	168	Conjugatophyceae	<i>Closterium limneticum</i>	1	4,9
MG	179	Chlorophyceae	<i>Coelastrum astroideum</i>	2	3,3
MG	184	Chlorophyceae	<i>Coelastrum reticulatum</i>	1	3,2
MG	216	Chlorophyceae	<i>Crucigeniella pulchra</i>	2	0,9

MG	227	Cryptophyceae	<i>Cryptomonas reflexa</i>	1	2,5
MG	1260	Bacillariophyceae	<i>Cyclostephanos delicatus</i>	2	5,5
MG	247	Bacillariophyceae	<i>Cyclostephanos dubius</i>	1	2,9
MG	248	Bacillariophyceae	<i>Cyclostephanos invisitatus</i>	1	2,9
MG	252	Bacillariophyceae	<i>Cyclotella comensis</i>	2	1,3
MG	254	Bacillariophyceae	<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	1	1,4
MG	260	Bacillariophyceae	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	2	4,3

Zur Ermittlung des PTSI-Jahreswertes wird ein Jahresmittel der PTSI-Probenwerte errechnet. Die Bildung eines Saisonmittelwertes ist im Normalfall nicht notwendig. Die Grenzen einer sinnvollen Trophie-Indikation mit dem PTSI liegen bei mindestens vier Indikatortaxa pro Probe im Jahresmittel.

→ **2. Schritt Trophie-Bewertung gemäß WRRL:** Das Metric-Ergebnis des PTSI wird unter Berücksichtigung des Seetyp-spezifischen trophischen Referenzwertes berechnet (s. Formel). Die numerische Abweichung des PTSI von der Referenzsituation (Einheit LAWA-Trophieindex) wird in eine Bewertungszahl zwischen 0,5 und 5,5 (Ökologische Qualität = ÖQ) transformiert, anhand derer eine Zuordnung in die ökologischen Zustandsklassen der WRRL von 1 bis 5 möglich ist.

Formel:

$$\text{ÖQ PTSI} = 0,5 + (\text{PTSI-Jahreswert} - \text{trophischer Referenzwert}) * 2$$

Die trophischen Referenzwerte sowie die Verankerung der ökologischen Zustandsklassen in der Skala des LAWA-Index sind je nach Phytoplankton-Seesubtyp differenziert festgelegt.

3.3.4 Gesamtbewertung Phyto-See-Index (PSI)

Für die PSI-Gesamtbewertung sind die drei oben beschriebenen Metrics mit einer gewichteten Mittelwertbildung zusammen zu fassen. Die Gewichtungen der Metrics hängen von deren Eignung im jeweiligen Seetyp ab (Beispiele s. Tab. 7). Als Maß für die Eignung wurden die Korrelationen der Metrics zum Stressor Gesamtphosphor oder zu einem Trophie-Index (Mittelwert TP und Biomasse) ermittelt und miteinander verglichen.

Die Berechnungsformel für die PSI-Gesamtbewertung anhand des Phytoplanktons lautet:

$$\sum (\text{Metric}_{1-3} \times \text{Gewichtungsfaktor}_{1-3})$$

$$\text{Phyto-See-Index} = \frac{\sum (\text{Metric}_{1-3} \times \text{Gewichtungsfaktor}_{1-3})}{\sum (\text{Gewichtungsfaktor}_{1-3})}$$

$$\sum (\text{Gewichtungsfaktor}_{1-3})$$

Tab. 7: Seetyp-spezifische Gewichtungsfaktoren für die Metrics zur Berechnung des PhytoSee-Index. Beispiele: geschichtete Mittelgebirgsseen Typ 5 bis 9, geschichteter See im Tiefland Typ 13 sowie Flachsee im Tiefland Typ 11.2. (Anwendung des DI-PROF ist nicht obligatorisch und nur für die Tieflandlandseetypen entwickelt.)

Phytoplankton-Seetyp	BM-Metric	AK-Metric	PTSI-Metric
5, 7, 8 und 9	3	2	3
13	4	1	2
11.2	4	2	1

Einige Bundesländer in der Ökoregion Norddeutsches Tiefland führen keine gesonderte Analyse der Pelagial-Diatomeen mittels Diatomeenpräparat durch, sondern priorisieren die Anwendung des Diatomeen-Index DI-PROF (s. Probenahme). Die Ergebnisse des DI-PROF können in das PhytoSee-Verfahren als vierter Metric und mit einer eigenen Gewichtung im Mittelwert eingebunden werden (s. Tab. 7). Das Auswerte-Tool PhytoSee ist in diesem Sinne erweitert und hält eine Importtabelle bereit.

3.4 Projektberichte und Literatur

Probenahme und Labormethoden:

EN 15204 (2006): Wasserbeschaffenheit – Anleitung für die Zählung von Phytoplankton mittels der Umkehrmikroskopie (Utermöhl-Technik), DIN, Beuth-Verlag, Berlin, Dezember 2006, 46 S.

LAWA-AQS-MERKBLATT P-8/5 (2013): Probenahme aus Seen. Entwurf Stand 28. Februar 2013.

Nixdorf, B., Hoehn, E., Riedmüller, U., Mischke, U., Schönfelder, I. (2010): Probenahme und Analyse des Phytoplanktons in Seen und Flüssen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. Handbuch Angewandte Limnologie – Methodische Grundlagen. III-4.3.1. Erg. Lfg. 4/10: 1-24.

Trophieklassifikation von Seen:

LAWA (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Empfehlungen Oberirdische Gewässer. Hrsg. LAWA – Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser. 34 S. zzgl. Access-Auswertetool.

Seentypologie und Steckbriefe deutscher Seetypen:

Riedmüller, U., Mischke, U., Pottgiesser, T., Böhmer, J., Deneke, R., Ritterbusch, D., Stelzer, D. & Hoehn, E. (2013a): Steckbriefe der deutschen Seetypen. Begleittext und Steckbriefe.

WRRL-Bewertung von Seen mit Phytoplankton - PhytoSee-Bewertungsverfahren:

Mischke, U., Riedmüller, U., Deneke, R. (2015): Auswertungsprogramm PhytoSee Version 6.0 zur Berechnung des Phyto-See-Index (PSI) für die ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen in Deutschland gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie, erweitert um das PhytoLoss Modul 1.2 zur Einbindung von Zooplanktonbefunden. Stand 26.01.2015.

Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Deneke, R., Nixdorf, B. (2015): „Handbuch für die Seebewertung mittels Plankton – Phyto-See-Index (Teil A) und PhytoLoss-Modul Zooplankton (Teil B). S. 1-143.

Mischke, U.; Kasten, J.; Dürselen, C.-D.; Täuscher, L.; Riedmüller, U.; Tworeck, A.; Oswald, L.; Hoehn, E.; Schilling, P. & W.-H. Kusber (2020): Taxaliste Phytoplankton (HTL_2020) in Ergänzung zur Bundestaxaliste für die WRRL-Bewertungsverfahren PhytoSee und PhytoFluss – Elektronische Veröffentlichung auf gewaesser-bewertung.de

Verfahrensentwicklung des Phyto-See-Index sowie des PhytoLoss-Moduls sind in folgenden Projektberichten dokumentiert (Auswahl aktueller Berichte):

Deneke, R., Maier, G., Mischke, U. (2014): Teil B: Das PhytoLoss-Modul – Kurzanleitung. In: Handbuch für die Seebewertung mittels Plankton – Phyto-See-Index (Teil A) und PhytoLoss-Modul Zooplankton (Teil B). (Eds). Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Deneke, R., Nixdorf, B., S. 1–29.

Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Nixdorf, B. (2017): Handbuch Phyto-See-Index - Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall". Stand 15. Dezember 2017. 86 S.

Deneke, R., Maier, G., Mischke, U. (2015): Das PhytoLoss-Verfahren: Berücksichtigung des Zooplanktons in der Seebewertung nach EU-WRRL durch die Ermittlung der Grazing-Effektstärke und anderer Indizes. Anhang zum Endbericht des LAWA-Projektes O 8.12. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2012. 99 S. zzgl. Anhang.

Riedmüller, U., Hoehn, E., Mischke, U., Deneke, R., Maier, G. (2013b): Ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen mit der Biokomponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 4.10. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2010. 155 S. zzgl. Anhänge.

Riedmüller, U., Hoehn, E., Mischke, U., Deneke, R. (2015): Erweiterung der Bewertungsmöglichkeiten für Seen gemäß EG-WRRL für die Biokomponente Phytoplankton. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 8.12. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2011. 55 S. zzgl. Anhänge.

Riedmüller, U., Hoehn, E., Deneke, R., Mischke, U. (2018): Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens mit Phytoplankton gemäß EG-WRRL. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 7.16. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2016. 81 S.

Download von Berichten und Auswertetools:

www.laenderfinanzierungsprogramm.de

www.igb-berlin.de/datenbanken.html

www.gewaesserfragen.de

www.gewaesser-bewertung.de

Weitere zitierte Literatur:

Schönfelder, I. (2006): Anpassung des Bewertungsmoduls Diatomeen-Index DI-PROF auf die Subtypen der Seen in Schleswig-Holstein. Im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Bericht Dezember 2006, S. 41.



Mathes, J., Plambeck, G. & Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Nixdorf, B. & Deneke, R. (Hrsg.), Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Aktuelle Reihe BTU Cottbus, Sonderband: 15-24.

4 Fischfauna in Seen

Anhand der Fischfauna lassen sich anthropogene Belastungen von Seen integrativ bewerten. Durch ihre Mobilität und Langlebigkeit sind Fische geeignet, die Intensität der Belastungen in ihrer gemeinschaftlichen Auswirkung auf den ganzen Wasserkörper anzuzeigen. Dabei spielen Eutrophierung und Störungen durch Uferverbau oder Nutzung eine besondere Rolle. Das Bewertungsverfahren für natürliche Seen wurde in den letzten Jahren im Auftrag ausgewählter norddeutscher Bundesländer und anschließend im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden, Abfall“ am Institut für Binnenfischerei e. V. entwickelt.

Beim DeLFI handelt es sich um ein System mit zwei Modulen, die in Abhängigkeit von der Gewässermorphometrie und der Datenlage anwendbar sind:

a) Site-Modul: Anwendung bei Gewässern, die aufgrund ihrer Größe, Tiefe oder eines hohen Anteils des Pelagials am Wasservolumen nicht repräsentativ oder nur mit einem sehr hohen Aufwand nach EN-Standards befischt werden können, für die aber umfassende Daten der Berufsfischerei und/oder von Beprobungen vorliegen

b) Type-Modul: Anwendung bei Gewässern, die mit Multimaschen-Stellnetzen nach standardisierter EN-Methodik befischt wurden

Das Site-Modul des DeLFI wurde ganz maßgeblich auf Basis von Daten zu Fischartengemeinschaften und Belastungsfaktoren der 25 größten Seen in Deutschland entwickelt und validiert. Diese wurden im Rahmen eines vom BMBF geförderten Vorhabens erhoben (Mehner et al. 2004) und zur Klärung grundlegender Aspekte der Ausprägung von Fischartengemeinschaften in Seen und ihrer Reaktion auf Belastungen genutzt (Diekmann et al. 2005b; Mehner et al. 2005a; Garcia et al. 2006; Brämick et al. 2008a; Lewin et al. 2013). Die dabei gewonnenen Erkenntnisse bildeten die Grundlage für eine schrittweise Erarbeitung von Ansätzen, Rahmenreferenzen, Metrics und Klassengrenzen für das nachfolgend dargestellte Site-Modul.

Im genannten BMBF-Projekt wurden auch 67 deutsche Seen in der Region des Zentralen Flachlands nach Multimaschen-Standardverfahren befischt (MEHNER et al. 2004). Diese Daten dienten zur Entwicklung des Type-Moduls (Ritterbusch & Brämick 2008). Das Modul wurde fortlaufend mit den Ergebnissen von Standardbefischungen geprüft und verbessert (Ritterbusch & Brämick 2010; Ritterbusch et al. 2011; Ritterbusch et al. 2012; Ritterbusch 2014).

4.1 Typologie

Im Type-Modul ist die Typologie eine wichtige Grundlage, aber auch für das Site-Modul hat die Typologie Bedeutung für die Festlegung der Rahmenreferenz. Daher wurde speziell für die fischbasierte Bewertung eine geeignete Typologie entwickelt. Zunächst wurden Seen ausgewählt, die bezüglich Eutrophierung, Gewässernutzung und -verbau möglichst nahe am Referenzzustand lagen. Die Typologie erfolgte über eine Vorab-Einteilung in Typen anhand abiotischer Kriterien. Dann wurde die Eignung der Einteilung zur Unterscheidung von referenznahen Fischgemeinschaften geprüft. Die abiotische Einteilung mit der größtmöglichen Unterscheidung zwischen den Fischgemeinschaften der einzelnen See-Typen bei gleichzeitig größtmöglicher Ähnlichkeit innerhalb eines Typs wurde übernommen. Im Resultat wurde eine Typologie als beste Grundlage eines fischbasierten Bewertungssystems für Seen des norddeutschen Tieflands ermittelt. Dabei wird unterschieden zwischen polymiktischen Seen (POLY), geschichteten Seen (STRAT) und geschichteten Seen mit Maximaltiefen über 30 m (TIEF). Im Type-Modul hat die Zuordnung des Untersuchungsgewässers zum entsprechenden

Typ starken Einfluss auf die Vorgabe der Referenzen bezüglich Arteninventar und Abundanzen. Zwar wird beim Site-Modul der Referenzzustand der Fischgemeinschaft für jeden See individuell modelliert. Dennoch hat auch hier die Zuordnung des Untersuchungsgewässers zu einem bestimmten Typ Auswirkungen auf die Vorgabe der Rahmenreferenz. Für alpine Seen lagen die Daten für eine Fisch-spezifische Typologie nicht vor. Behelfsweise wurde auf die LAWA-Typologie der Seen zurückgegriffen (Mathes et al. 2005; Riedmüller et al. 2013)

4.2 *Site-Modul des DeLFI*

Das *Site-Modul* beruht auf einem Vergleich der aktuellen Fischgemeinschaft mit dem Referenzzustand. Wesentliches Anwendungskriterium ist dabei, dass Informationen zu den Fischartengemeinschaften aller wesentlichen Teil-Lebensräume wie Litoral, Pelagial und Benthal/Profundal zur Verfügung stehen oder ermittelt werden können. Dabei können sowohl Informationen aus der Fachliteratur, als auch aus historischen (Referenz) bzw. aktuellen Fang- und Besatzstatistiken oder sonstigen Dokumenten mit Angaben zur Fischartengemeinschaft Verwendung finden. Falls die Datenbasis nicht ausreicht, müssen zusätzlich eigene Erhebungen durchgeführt werden

Zur Modellierung der **Referenzfischgemeinschaft** wird auf Daten und Fachliteratur bis zum Jahr 1940 zurückgegriffen. Neben der datenbasierten Zuordnung von Arten und Häufigkeiten zur Referenzfischgemeinschaft kann diese auch durch Analogieschluss und Experteneinschätzung ergänzt werden. Sofern Artvorkommen und Häufigkeitsklassen allein auf Expertenwissen basieren, ist dies entsprechend zu dokumentieren (Nähere Informationen zum Referenzrahmen siehe Ritterbusch & Brämick 2015).

Zur Modellierung der **aktuellen Fischgemeinschaft** werden Daten und Angaben aus dem jeweiligen WRRL-Bewirtschaftungszeitraum von sechs Jahren genutzt. Die ergänzenden Informationen sollten in mindestens zwei Jahren des genannten 6-Jahres-Zeitraumes aufgenommen werden. Bei der Verwendung von Befischungsdaten oder der eigenen Datenerhebung durch Befischung werden folgende Fanggeräte (bzw. die Verwendung von mit diesen Geräten erhobenen Statistiken) für die Beprobung der einzelnen Habitate empfohlen, wobei mindestens eins der Geräte je Habitat zum Einsatz kommen sollte:

Litoral:	Reuse, Strandwade, Elektrofischerei
Benthal/Profundal:	Stellnetz, Zugnetz, Großreuse
Pelagial:	Stellnetz, Schleppnetz (vorzugsweise nachts), Ringwade

Der offene Ansatz des *Site-Moduls* für die Verwendung von Daten und Informationen erlaubt keine Ermittlung von konkret quantifizierbaren Abundanzen der Arten, da sich die verwendbaren Erhebungsmethoden bzw. Geräte in ihrer Arten- und Größenselektivität sehr stark unterscheiden. Daher erfolgt stattdessen eine Überführung von Literaturangaben und Daten der Fanggeräte in Häufigkeitsklassen (Tab. 1).

Tab. 1: Zuordnung der Häufigkeitsklasse von Arten auf Basis verschiedener Datenquellen im Site-Modul.

Häufigkeits- klasse	Befischungen % Anzahl	Fangstatistik kg/ha	Semiquantitative Informationen
3	> 5 %	> 1,0	häufig
2	1 - 5 %	0,1 - 1,0	regelmäßig
1	< 1 %	< 0,1 oder < 10 Ind./100 ha	selten, sporadisch, ggf. längere Abstände
0	fehlt	fehlt	fehlt

Die Zuordnung von Befischungsdaten zu den Häufigkeitsklassen gibt die artspezifische Individuenzahl im Vergleich zur gesamten Individuenzahl der jeweiligen Methode an. Bei der auf gezielten **Befischungen** basierenden Zuordnung der fischartspezifischen Häufigkeitsklassen ist jeweils die Fangmethode mit dem höchsten artspezifischen Fangerfolg zugrunde zu legen. Für ufergebundene Arten (Hecht, Rotfeder, Schleie) ist der relative Anteil bei der Elektro- oder Reusenfischerei maßgeblich. Für Arten des Freiwassers (Kleine Maräne, Ukelei, Stint) werden Anteile in Stell- oder Schleppnetzen zur Klassifizierung genutzt, wobei die dabei verwendeten Maschenweiten auch zum Nachweis von Fischen ab einer Größe von etwa 7 cm geeignet sein müssen (etwa 8 mm MW). Die Klasse 1 wird auch vergeben, wenn im Rahmen der gezielten Befischung kein Individuum der Art nachgewiesen wurde, das Vorkommen aber für den Bewertungszeitraum von sechs Jahren durch andere Nachweise belegt ist. Für die Zuordnung von Angaben aus **Fangstatistiken** zu Häufigkeitsklassen werden Grenzen bei Flächenerträgen von 1,0 bzw. 0,1 kg/ha festgelegt. Seltene Arten der Klasse 1 werden ggf. ohne quantitative Angaben genannt. Die Zuordnung von **semiquantitativen Informationen** wie Literaturdaten oder persönlichen Mitteilungen erfolgt sinngemäß. Befragungen oder persönlichen Mitteilungen liefern oft Hinweise auf das Vorkommen seltener Fischarten. Alle artspezifischen Häufigkeitsklassen sollten durch eine Expertise auf Plausibilität geprüft werden, um fehlerhafte Zuordnungen zu vermeiden

Die im Modul genutzten Häufigkeitsklassen beziehen sich auf die einzelnen Fangmethoden und damit auch auf das beprobte Habitat. Daher entsprechen sie nicht immer der intuitiven Benutzung der Begriffe häufig, regelmäßig oder selten für eine Art mit Blick auf das gesamte Gewässer. Beispielsweise kann eine ufergebundene Art bei der Elektrobefischung häufig sein. Sie bekommt dann die Klasse 3 zugeordnet, obwohl sie in einem großflächigen See mit geringen Litoralfächen einen geringen Anteil am gesamten Fischbestand hat. Die Klassengrenzen in Tab. 1 sind vorläufig und sollten in einem zukünftigen Praxistest geprüft werden.

4.3 Type-Modul des DeLFI

Die Metrics im *Type-Modul* werden aus den Fängen der benthischen Stellnetze einer Befischung nach europäischem Standard (EN 14757 2005a) errechnet. Dabei wird mit Multimaschen-Netzen einer definierten Größe und Abfolge von Maschenweiten gefischt. Die Netze werden zufällig im See verteilt und in vorgegebenen Relationen über alle

Tiefenschichten gesetzt. Für die Bewertung des ökologischen Zustands werden nur Daten verwendet, die zwischen dem 01.05. und dem 31.10 eines Jahres erhoben wurden. Der Standard gibt eine erforderliche Wassertemperatur von $> 15^{\circ}\text{C}$ vor. Details zur Befischungsmethodik können dem genannten Standard entnommen werden.

Es werden immer die Fänge in allen benthischen Netzen zusammen ausgewertet, unabhängig von der Stelltiefe. Der Zeitbezug ist eine Stellnacht einschließlich beider Dämmerungsphasen. Der **Einheitsfang** wird als $[\text{kg}/100\text{m}^2\text{Netzfläche}]$ berechnet – der gesamte Fang in den benthischen Netzen wird in Bezug zur gesamten Fläche der benthischen Netze gesetzt. Für **Artanteile** von Masse oder Anzahl wird der gesamte Fang einer Art in den benthischen Netzen in Bezug zum gesamten Fang aller Arten in den benthischen Netzen gesetzt.

Neben den quantitativen Metrics aus den Bereichen Einheitsfänge und artspezifische Anteile gibt es im *Type*-Modul auch qualitative Metrics (*obligatorische Arten, Vernetzung, Reproduktion besetzter Arten*). Hierbei müssen einzelne Arten, Artengruppen oder die Reproduktion bestimmter Arten nachgewiesen werden. Dazu wird geprüft, ob die Metrics anhand der Fänge mit benthischen Netzen ausreichend zu bewerten sind (beispielsweise ob der Nachweis aller *obligatorischen Arten* gelungen ist). Sollte das nicht der Fall sein, ist das Vorkommen von Arten bzw. ihrer Reproduktion anderweitig zu prüfen (über Ergebnisse von Untersuchungen mit Elektrofischerei, Daten der Berufs- oder Angelfischerei bzw. über den Nachweis von Jungfischen).

Erste Mehrfachbewertungen in engen zeitlichen Abständen mit dem *Type*-Modul ergaben überwiegend vergleichbare Ergebnisse. Es erscheint derzeit ausreichend, Seen einmal in den sechs Jahren eines Bewirtschaftungszeitraums zu befischen und zu bewerten. Mehrfachbewertungen sind in Einzelfällen zu empfehlen z. B. bei unplausiblen Ergebnissen oder bei speziellen Ereignissen wie Abwassereinleitungen oder starken Wasserspiegelsenkungen, die potenziell zeitnahe Auswirkungen auf den ökologischen Zustand haben können. Auch Restaurierungsmaßnahmen sollten gegebenenfalls unmittelbarer verfolgt werden.

4.4 Metrics

Bei der Auswahl der Metrics für das *Site*-Modul wurden Kenngrößen favorisiert und geprüft (Mehner et al. 2004; Brämick et al. 2008a; Ritterbusch & Brämick 2008), die sich im deutschen Verfahren zur Fließgewässer-Bewertung (Dußling et al. 2004; Dußling 2009) und im österreichischen Ansatz zur Seebewertung bewährt hatten (Gassner et al. 2003; Gassner et al. 2006; Zick et al. 2006). Das *Site*-Modul beinhaltet acht verbindliche Metrics, die immer in die Gesamtbewertung einfließen. Zudem existieren zwei optionale Metrics, die nur in die Gesamtbewertung einfließen, wenn die Datengrundlage ihre Anwendung zulässt. Ein weiterer Metric (*Reproduktion besetzter Arten*) ist ein Modifikator, der die Bewertungen der acht verbindlichen Metrics beeinflusst. Die nachfolgende Tab. 2 zeigt eine Übersicht der Metrics des *Site*-Moduls, die Zuordnung zu den normativen Kriterien der WRRL und ihre Kategorie.

Tab. 2: Metrics im *Site*-Modul des *DeLFI* mit Zuordnung zum entsprechenden normativen Kriterium der WRRL.

Metric	Relevanz	WRRL Kriterium	Site Kategorie
<i>Anzahl häufige Arten</i>	verbindlich	Sensible Arten	Arteninventar
<i>Anzahl regelmäßige Arten</i>	verbindlich	Sensible Arten	
<i>Anzahl seltene Arten</i>	verbindlich	Sensible Arten	

<i>Anzahl Reproduktionsgilden</i>	verbindlich	Sensible Arten	Gildeninventar
<i>Anzahl Habitatgilden</i>	verbindlich	Sensible Arten	
<i>Abundanz häufige Arten</i>	verbindlich	Abundanz	Artenabundanz
<i>Abundanz Reproduktionsgilden</i>	verbindlich	Abundanz	Gildenabundanz
<i>Abundanz Habitatgilden</i>	verbindlich	Abundanz	
<i>Reproduktion besetzter Arten</i>	Modifikator	Alter	Reproduktion
<i>Maximale Masse Blei</i>	optional	Alter	Wachstum
<i>Vernetzung</i>	optional	Sensible Arten	Vernetzung

Im Type-Modul wurden die Metrics mit einem Datensatz von insgesamt 75 Seen entwickelt. Für diese Gewässer waren Informationen zu Parametern für menschliche Einflüsse sowie Fischbestandserhebungen nach EN 14757 vorhanden. In einem Massenscreening wurden für jeden Seetyp über 600 Einfluss-Wirkungsanalysen geprüft und geeignete Metrics ausgewählt. Zusätzlich wurde auf die vorhandenen Erfahrungen aus der Entwicklung fischbasierter Bewertungsverfahren in europäischen Ländern einschließlich Deutschland zurückgegriffen

Tab. 3: Metrics im Type-Modul des DeLFI mit Zuordnung zum entsprechenden normativen Kriterium der WRRL (%M: Masseanteil, %N: zahlenmäßiger Anteil).

Metric	Einheit	Relevanz	WRRL Kriterium
<i>Obligatorische Arten</i>	Arteninventar	verbindlich	Sensible Arten
<i>EF Masse</i>	kg/m ² Netz	verbindlich	Abundanz
<i>Anteile</i>		verbindlich	Abundanz /Sensible Arten
<i>Barsch</i>	%M		
<i>Blei</i>	%M, %N		
<i>Güster</i>	%M		
<i>Kaulbarsch</i>	%M, %N		
<i>Zander</i>	%M		
<i>Benthische Arten</i>	%M	verbindlich	Abundanz
<i>Benthivore Arten</i>	%M	verbindlich	Abundanz
<i>Median Masse</i>	g	verbindlich	Alter
Barsch, Blei, Plötze			
<i>Reproduktion besetzter Arten</i>	Ja/Nein	Modifikator	Alter
<i>Vernetzung</i>	Arteninventar	optional	Sensible Arten

4.5 Bewertung

Die Metrics werden zu einem Gesamtindex verrechnet. Dabei wird vorausgesetzt, dass starke Abweichungen vieler Metrics vom Referenzzustand einen beeinträchtigten Zustand des Gewässers anzeigen. Der Metric *Reproduktion besetzter Arten* wird nicht bewertet, sondern

setzt ggf. als Modifikator die aktuelle Häufigkeit einer nur durch Besatz existierenden Fischart auf Null.

Zunächst werden alle Metric-Einzelbewertungen zu einer Gesamtpunktzahl aufsummiert. Die erreichbare Punktzahl ist abhängig vom gewählten *DeLFI*-Modul, ggf. vom Seetyp, sowie von der Berücksichtigung optionaler Metrics. Die WRRL schreibt die Normierung der Bewertung auf den Bereich zwischen 0 (schlechter Zustand) und 1 (sehr guter Zustand) vor. Daher wird die Gesamtpunktzahl nach folgendem Schema in ein EQR umgerechnet (EQR = ecological quality ratio):

$$\text{EQR} = (X - X_{\min}) / (X_{\max} - X_{\min}).$$

Dabei ist X die erreichte, X_{\min} die minimal erreichbare und X_{\max} die maximal erreichbare Punktzahl. Durch die Berechnung als EQR bleiben die Bewertungsergebnisse auch bei unterschiedlichen Modulen, Typen oder Metrics vergleichbar.

Dem EQR wird wiederum eine Zustandsklasse zugeordnet, die den aktuellen ökologischen Zustand des Sees beschreibt, wie er durch die Fischgemeinschaft angezeigt wird. Die Zuordnung erfolgte anhand eines Vergleichs mit Belastungsintensitäten der Gewässer. Da sich die Abhängigkeit der EQR-Bewertung von der der Gewässerbelastung zwischen den beiden Verfahren unterscheidet, unterscheiden sich auch die Klassengrenzen. Zudem wurden beide Klassengrenzen im Rahmen der europäischen Harmonisierung modifiziert. Die Klassengrenzen für den EQR sind in Tab. 4 dargestellt.

Tab. 4: Zuordnung der EQR-Werte als Ergebnisse der Bewertungen zu fünfstufigen ökologischen Zustandsklassen nach WRRL.

Ökol. Zustand	EQR-Grenze <i>Site-Modul</i>	EQR-Grenze <i>Type-Modul</i>
Sehr gut	≥ 0,85	≥ 0,95
Gut	< 0,85	< 0,95
Mäßig	< 0,69	< 0,80
Unbefriedigend	< 0,50	< 0,60
Schlecht	< 0,25	< 0,40

Für die Entwicklung des DeLFI wurde die möglichst verlässliche Identifikation der Grenze zwischen den ökologischen Zustandsklassen gut und mäßig als entscheidend angesehen. Hier liegt der Unterschied zwischen einem akzeptablen ökologischen Zustand und der Identifikation eines Maßnahmebedarfs. In diesem Bereich liefert der DeLFI zuverlässige Ergebnisse mit einer leichten Tendenz zur falsch-negativen Bewertung: es werden eher zu wenig als zu viele schlechte Bewertungen erzielt. Wesentliche Ursache ist die hohe Resilienz von Fischartengemeinschaften. Die Auswirkungen von menschlichen Einflüssen reduzieren sich über zeitliche oder örtliche Faktoren wie die Nahrungskette, Ausweichmöglichkeiten oder langfristige Wachstumskompensationen. Bei der Entwicklung des DeLFI wurde darauf abgezielt, ungerechtfertigte Identifikation von Maßnahmebedarf zu vermeiden. Im Bereich der Zustandsklassen unbefriedigend und schlecht ist die Tauglichkeit des DeLFI unklar und sollte noch weiter geprüft werden.

4.6 Literatur

Brämick, U., M. Diekmann, R. Lemcke & T. Mehner (2008a): Assessing shifts in fish assemblages of German large lakes by literature data and commercial catch statistics. *Fundamental and Applied Limnology* 171: 87-103.

Diekmann, M., U. Brämick, R. Lemcke & T. Mehner (2005b): Habitat-specific fishing revealed distinct indicator species in German lowland lake fish communities. *Journal of Applied Ecology* 42: 901-909.

Dußling, U. (2009): Handbuch zu fiBS - Hilfestellungen und Hinweise zur sachgerechten Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens fiBS. Schriftenreihe, 15, Ed.: Verband deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e. V

EN 14757 (2005a): Europäische Norm: Wasserbeschaffenheit - Probennahme von Fisch mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen vom 27.06.05. ICS 13.060.70; 65.150.

EN 14757 (2005b): European Standard: Water quality - Sampling of fish with multi-mesh gillnets vom 27.06.05. ICS 13.060.70; 65.150.

Garcia, X.-F., M. Diekmann, U. Bramick, R. Lemcke & T. Mehner (2006): Correlations between type indicator fish species and lake productivity in German lowland lakes. *Journal of Fish Biology* 68: 1144-1157.

Gassner, H., G. Tischler & J. Wanzenböck (2003): Ecological integrity assessment of lakes using fish communities - Suggestions of new metrics developed in two austrian prealpine lakes. *International Review of Hydrobiology* 88: 635-652.

Gassner, H., D. Zick, G. Bruscek, K. Mayrhofer & I. Frey (2006): Fischbestandsaufnahme und Bewertung des ökologischen Zustandes der natürlichen und künstlichen Seen Österreichs (>50 ha) gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bundesamt für Wasserwirtschaft - Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Scharfling.

Lewin, W. C., T. Mehner, D. Ritterbusch & U. Brämick (2013): The influence of anthropogenic shoreline changes on the littoral abundance of fish species in German lowland lakes varying in depth as determined by boosted regression trees. *Hydrobiologia* 724: 293-306.

Mathes, J., G. Plambeck & J. Schaumburg (2005): Die Typisierung der Seen in Deutschland zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. In: C. K. Feld, S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich (Eds.), *Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern*, pp. 28-36. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Mehner, T., M. Diekmann, U. Brämick & R. Lemcke (2005a): Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biology* 50: 70-85.

Mehner, T., M. Diekmann, X.-F. Garcia, U. Brämick & R. Lemcke (2004): Ökologische Bewertung von Seen anhand der Fischfauna. *Berichte des IGB* 21: 202.

Riedmüller, U., U. Mischke, T. Pottgiesser, J. Böhmer, R. Deneke, D. Ritterbusch, D. Stelzer & E. Hoehn (2013): Steckbriefe der deutschen Seetypen – Begleittext und Steckbriefe. *Limnologie-Büro Hoehn*.

Ritterbusch, D. & U. Brämick (2008): Methode zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen > 50 ha in der Ökoregion 14 anhand der Fischfauna nach den Vorgaben der EU-WRRL - überarbeitete Version Oktober 2008. Institut für Binnenfischerei e. V., Potsdam.

Ritterbusch, D. & U. Brämick (2010): Praxistest Seenbewertung sowie Interkalibrierung Seenbewertung für Fische. O 2.09, Institut für Binnenfischerei e. V., Potsdam-Sacrow.



Ritterbusch, D., M. Schubert & U. Brämick (2012): Interkalibrierung und Fortentwicklung der fischbasierten Seenbewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. O 05.11, Institut für Binnenfischerei e.V., Potsdam-Sacrow.

Ritterbusch, D., U. Brämick & T. Mehner (2014): A typology for fish-based assessment of the ecological status of lowland lakes with description of the reference fish communities. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 49: 18-25.

Ritterbusch, D., U. Brämick, M. Schubert, C. Schütz & U. Dußling (2011): Interkalibrierung der Fließgewässer- und Seenbewertung anhand der Fische, Praxistest Seenbewertung sowie Leitung der Central Baltic GIG für Seen. O 14.10, Institut für Binnenfischerei e.V., Potsdam-Sacrow.

Zick, D., H. Gassner, P. Filzmoser, J. Wanzenböck, B. Pamminer-Lahnsteiner & G. Tischler (2006): Changes in the fish species composition of all Austrian lakes >50 ha during the last 150 years. *Fisheries Management and Ecology* 13: 103-111.

Download der Verfahrensbeschreibung inklusive Kurzanleitung und Excelmasken:

<http://ifb-potsdam.de/de-de/ver%C3%B6ffentlichungen/downloads.aspx>

E. Übergangsgewässer¹⁹

Die Übergangsgewässer der Ästuare der drei großen in die Nordsee einmündenden Flüsse Elbe, Weser und Ems sind dem Gewässertyp T1 zugeordnet. Aufgrund seiner geringeren Größe ist das Übergangsgewässer der Eider als Gewässertyp T2 typisiert. Internationaler Gewässertyp für alle Übergangsgewässer ist NEA TW 11.

Die Übergangsgewässer sind als erheblich veränderte Gewässer klassifiziert (HMWB) und dementsprechend wird anstelle des ökologischen Zustands das ökologische Potenzial der Qualitätskomponenten bewertet. Inzwischen wurden für die Qualitätskomponenten Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische Verfahren zur Bewertung des ökologischen Potenzials entwickelt (BioConsult 2014) und angewandt.

1 Phytoplankton in Übergangsgewässern

Die Bewertung der Übergangsgewässer mit Hilfe der Qualitätskomponente Phytoplankton (Metric Chlorophyll a) wird nach deutscher Auffassung als nicht sinnvoll angesehen. In den Übergangsgewässern ist aufgrund der hohen Schwebstoffkonzentrationen und der damit verbundenen starken Wassertrübungen der Lichteinfall so gering, dass sich keine eigene Phytoplanktonpopulation ausbilden kann (van Beusekom 2011). Durch die Trübung wird die Nutzung des im Ästuar vorhandenen Nährstoffangebots maskiert, so dass eine Bewertung des Phytoplanktons über die Chlorophyllkonzentration im Ästuar keine Aussage über das Maß der Eutrophierung im Gebiet zulassen würde.

1.2 Literatur

BioConsult (2014): Definition des Ökologischen Potenzials in Übergangsgewässern. Theoretischer Hintergrund und Bewertungsmethoden für die Qualitätskomponenten nach WRRL. Bericht im Auftrag des NLWKN. 112 S.

van Beusekom, J. (2011): Ist Phytoplankton als Qualitätskomponente zur Bewertung der deutschen Übergangsgewässer gemäß EG-WRRL geeignet? Bericht im Auftrag des NLWKN. 9 S.

2 Andere aquatische Flora in Übergangsgewässern (Makrophyten – Angiospermen und Makroalgen)

2.1 Gesamtbewertung

Im Übergangsgewässer sind Angiospermen und Makroalgen jeweils eine eigene Qualitätskomponente. Es hat sich die Verwendung des Begriffs „Makrophyten“ als Zusammenfassung der beiden QK Angiospermen und Makroalgen oder sonstige Gewässerflora etabliert.

¹⁹ Eine ausführliche Beschreibung des in den Küsten- und Übergangsgewässern durchgeführten nationalen Monitorings findet sich im Monitoringhandbuch des Bund/Länder-Messprogramms in den Kennblättern zu den einzelnen Qualitätskomponenten
<https://mhb.meeresschutz.info/de/start>



Für die Angiospermen erfolgt in Niedersachsen die Bewertung zunächst separat für die Teilkomponenten „Röhrichte, Brack- und Salzmarschen“ und „Seegras“. Das arithmetische Mittel der beiden EQR-Werte ergibt dann die Gesamtbewertung des ökologischen Zustandes bzw. ökologischen Potenzials der Wasserkörper im Hinblick auf die Qualitätskomponente „Angiospermen“ (NLWKN 2010). In der Meldung im Bewirtschaftungsplan werden diese Bewertungen unter der Komponente QE1-2 „andere aquatische Flora“ berichtet.

Die eulitoralischen Zostera-Wiesen (Seegras) werden aufgrund ihrer Fläche, Dichte und Artenzusammensetzung (Kolbe 2007) bewertet. Die Interkalibrierung für die Teilkomponente ‚Seegras‘ im Übergangsgewässer (Gewässertyp NEA 11 bzw. T1) erfolgte mit Portugal/Spanien, Frankreich, den Niederlanden und Irland/Großbritannien in Phase III (EU KOM 2018).

Die Röhrichte, Brack- und Salzmarschen werden zonenspezifisch über verschiedene Flächen- und Strukturparameter bewertet (Arens 2009, Stiller 2011). Das Bewertungsverfahren für Röhrichte, Brack- und Salzmarschen ist unter der Bezeichnung EM = assessment of saltmarsh vegetation in coastal and transitional waters (Bewertung der Salzwiesenvegetation in Küsten- und Übergangsgewässern) in Anhang Teil 2 des Interkalibrierungsbeschlusses der EU aufgeführt (EU KOM 2018). Damit ist bestätigt, dass das Verfahren den Anforderungen der WRRRL entspricht. Die Interkalibrierung konnte bisher nicht abgeschlossen werden.

Das Vorkommen von Makroalgen (opportunistischer Grünalgen) kann im Bereich der Übergangsgewässer derzeit nicht sinnvoll bewertet werden und wird deshalb nicht in die Bewertung einbezogen (siehe 2.4).

2.2 Seegras (*Zostera*)

2.2.1 Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft

An der Küste der Deutschen Bucht kommen zwei Arten des Seegrases vor. Das kleinere und schmalblättrige meist mehrjährige Zwergseegras (*Zostera noltii*) ist die häufigere Form. Das Echte Seegras (*Zostera marina*) ist zurzeit nur mit einer schmalblättrigen Wuchsform als einjährige Varietät im Gebiet vertreten. Das Seegras bildet auf geschützten Flächen im oberen Gezeitenbereich des Wattenmeers mehr oder weniger dichte Wiesen aus. Bis Ende der 1920er Jahre war im unteren Gezeitenbereich und im flachen Sublitoral die mehrjährige, breitblättrige, „robuste“ Form des Echten Seegrases verbreitet. Diese Bestände sind jedoch bei einem epidemischen Seegrassterben (vermutlich ausgelöst durch einen Schleimpilz) in den frühen 1930er Jahren erloschen und konnten sich bislang nicht wieder regenerieren. Aus ökologischer Sicht sind Seegraswiesen von Bedeutung, da sie u. a. als Lebensraum für Arten des Makrozoobenthos (z. B. Meerassel *Idothea chelipes*) und als Laichsubstrat für Fischarten (z. B. Hering *Clupea harengus* und Hornhecht *Belone belone*) fungieren. Auch bieten sie Nahrung für Ringelgänse (*Branta bernicla*) und Enten (z. B. Pfeifente *Anas penelope*). Darüber hinaus wirkt sich die Besiedlung von Wattflächen durch Seegras sedimentstabilisierend aus (Reise et al. 1994).

Im Übergangsgewässer der Ems ist das Seegrasvorkommen seit 2004 fast völlig erloschen und ist gegenwärtig auf Einzelvorkommen reduziert. Die eulitoralischen Bestände im Übergangsgewässer der Weser hatten 2013 noch einen flächenmäßigen Zuwachs zu verzeichnen. Dieser war jedoch nicht stabil, so dass die Bestandsfläche 2019 wieder etwas kleiner ausfiel. Die Besiedlungsdichte innerhalb der Wiesen hat ebenfalls abgenommen (KÜFOG et al. 2020), so dass gegenwärtig insgesamt ein Bestandsrückgang zu verzeichnen ist. Diese Entwicklung wird im Kontext der Gesamtentwicklung der Seegrasbestände an der Küste überwacht.

2.2.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

- Eutrophierung
- verstärkte Hydrodynamik
- verstärkte mechanische Belastung (Fischerei)
- Trübung
- Klimawandel (Erwärmung)
- Stoffliche Belastungen

2.2.3 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?

- Flächenhafte Ausdehnung im Eulitoral
- Artenzusammensetzung (*Z. marina*, *Z. noltii*) und Bewuchsdichte (Dichte) im Eulitoral (kombinierter Metric)

2.3 Röhrichte, Brack- und Salzmarschen

2.3.1 Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft

Röhrichte, Brack- und Salzmarschen besiedeln den Übergangsbereich zwischen Land und Meer. Sie bilden einen schmalen Saum, der sich ursprünglich wie ein durchgehendes Band an unserer Küste entlang zog. Natürlicherweise entstehen sie in strömungsarmen Gebieten, in denen sich Sediment ablagert. Mit aufwachsendem Wattboden siedeln sich erst Pflanzen der Pionierzone und später die der höher gelegenen Zonen an. In Abhängigkeit von der Geländehöhe und den damit verbundenen Überflutungen mit Salzwasser sowie weiteren Einflussgrößen wie Sedimentzusammensetzung, inter- und intraspezifischen Wechselwirkungen und der landwirtschaftlichen Nutzung, differenziert sich die Artenzusammensetzung der Salzwiesen aus. Unter Brackwassereinfluss können sich Brackwiesen bzw. Röhrichte ausbilden.

Röhrichte, Brack- und Salzmarschen sind Bestandteil der Wasserkörper. Sie fungieren als Wasserfilter und haben damit Einfluss auf die Wasserqualität. Für Prozesse im Nahrungsnetz haben diese Gebiete eine besondere Bedeutung als Nährstoffsенke und -quelle, Remineralisierungsraum, Rückzugs- und Aufzuchtgebiet für aquatische Wirbellose, Fische und Vögel.

2.3.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

- Eutrophierung
- hydromorphologische Veränderungen
- Auswirkungen des Klimawandels

2.3.3 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?

- Fläche des Vorlandes – Brack- und Salzmarschen (meso-/poly- und oligohaliner Bereich)
- Vegetationszonierung – Salzmarsch (meso-/polyhaliner Bereich)
- Flächenanteil naturraumtypischer Biotoptypen (oligohaliner Bereich)
- Röhrichtbreite (oligohaliner Bereich)
- Arten und Struktur des Röhrichtgürtels (oligohaliner Bereich)

Ausführliche Beschreibungen der genannten Kenngrößen und ihrer Ermittlung sind zu finden bei Arens (2009) und NLWKN (2010).

2.4 Makroalgen

Die sommerliche Entwicklung einjähriger Grünalgen auf den Wattflächen an der niedersächsischen Küste gilt als Zeichen von Eutrophierung. In den Küstengewässern werden die opportunistischen Grünalgen deshalb als Teilkomponente der Qualitätskomponente Großalgen (Makroalgen) und Angiospermen zur Bewertung nach WRRL herangezogen (siehe Kapitel F 2.3). Im Verlauf der Grünalgenüberwachung, die mindestens viermal jährlich durchgeführt wird (Weser seit 1990, Ems seit 2007) hat sich gezeigt, dass die Entwicklung der Grünalgen in den Übergangsgewässern nicht so stark ausgeprägt ist wie auf den Watten entlang der Küste. Dieser Befund steht im Gegensatz zu der Tatsache, dass gerade die Übergangsgewässer durch hohe, das Algenwachstum fördernde Nährstoffkonzentrationen gekennzeichnet sind.. Die Algenentwicklung ist im Übergangsgewässer jedoch nicht primär nährstofflimitiert. Der Einfluss der Nährstoffe wird hier von anderen Standortfaktoren überlagert (Salinität, Trübung, Exposition). Aus diesem Grund werden die Grünalgen hier nicht zur Bewertung herangezogen.

2.5 Literatur

Arens, S. (2009): Erfassung und Bewertung der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen (Makrophyten/Angiospermen) im Rahmen eines Praxistests zur Umsetzung der EG-WRRL in den Übergangsgewässern von Weser und Ems. Berichte des NLWKN 2009. Brake/Oldenburg. 69 Seiten + 47 Seiten Anlagen

Kolbe, K. (2007): Assessment of German coastal waters (NEA 1/26, NEA 3/4) and transitional waters (NEA 11) by macroalgae and angiosperms. Intercalibration Report (NEA GIG). 22 Seiten.

KÜFOG GMBH & STEUWER, J. (2020): Eulitorale Seegrasbestände im niedersächsischen Wattenmeer 2019. Gesamtbestandserfassung und Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des NLWKN.

NLWKN (2010): Umsetzung der EG_WRRL – Bewertung des ökologischen Zustandes der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009). Küstengewässer und Ästuare 1/2010. 59 S.

Reise, K., Kolbe, K. & V.N. de Jonge (1994): Makroalgen und Seegrasbestände im Wattenmeer. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., v. Westernhagen, H., Lenz, W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Berlin, Blackwell Wissenschafts-Verlag, 90 – 100.



Stiller, G. (2011): Verfahrensanleitung zur Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Tidegewässern Nordwestdeutschlands gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie; Auftraggeber: NLWKN Betriebsstelle Stade.

EU KOM (2013): Beschluss der Kommission vom 20. September 2013 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung der Entscheidung 2008/915/EG (2013/480/EU)

EU KOM (2018): Beschluss (EU) 2018/229 der Kommission vom 12. Februar 2018 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen im Rahmen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung des Beschlusses 2013/480/EU der Kommission.

3 Benthische Wirbellosenfauna in Übergangsgewässern²⁰

3.2 Gesamtbewertung

In den Übergangsgewässern werden die Methoden M-Ambi (Multimetric AZTI Marine Biotic Index, Borja et al. 2000, Muxika et al. 2007) und das Ästuartypieverfahren (AETV, Krieg 2010) zur Bewertung des Makrozoobenthos angewandt. Sowohl für die Küstengewässer als auch für die Übergangsgewässer ist die Interkalibrierung der Bewertungsergebnisse der Qualitätskomponente ‚Makrozoobenthos‘ mit dem M-Ambi innerhalb der Nordostatlantikgruppe (NEA GIG) in der Interkalibrierungsphase III erfolgreich abgeschlossen worden (s. EU KOM 2018; Tab. 1.2).

Die Bewertungsmethode AeTV für die Bewertung des MZB in den Übergangsgewässern wurde in Anhang Teil 2 der EU-Entscheidung aufgenommen, da sie ebenfalls die methodischen Vorgaben erfüllt. Somit ist das Verfahren zwar nicht interkalibriert, aber grundsätzlich als WRRL-konform anerkannt.

Der M-Ambi wird in einer auf das Artenspektrum und die Verhältnisse in den Übergangsgewässern modifizierten Form (Heyer 2007) mit angepassten Referenzen angewandt. Der M-Ambi kombiniert die Parameter Sensitivität gegenüber Stressoren (Ambi), Diversität und Artenzahl.

Das Ästuartypieverfahren (AETV) nach Krieg (Krieg 2005, 2010) stellt eine Anpassung des Potamotypieverfahrens (PTI nach Schöll et al. 2005) an die Verhältnisse im Hypopotamal großer Ströme, dem Ästuar dar. Neben dem ‚AETI (Ästuartypieindex)‘ werden die Co-Metrics mittlere Artenzahl (MAZ) und Alpha-Diversität nach Fisher (ADF) zur Bewertung herangezogen. Das Verfahren beruht auf der Indikation typspezifischer, ästuariner Zeigerarten eines tideoffenen Systems.

Der M-Ambi wird in den meso-/polyhalinen Bereichen des Übergangsgewässers angewandt, während das Makrozoobenthos in den oligohalinen Bereichen mit Hilfe des AETV bewertet wird. Die Ergebnisse werden zu einer Gesamtbewertung des Makrozoobenthos im Übergangsgewässer kombiniert (BioConsult 2014).

²⁰ Eine ausführliche Beschreibung des in den Küsten- und Übergangsgewässern durchgeführten nationalen Monitorings findet sich im Monitoringhandbuch des Bund/Länder-Messprogramms im Kennblatt Makrozoobenthos unter <https://mhb.meeresschutz.info/de/start>.

3.3 Benthische Wirbellosen Fauna im Eulitoral (Wattflächen) und Sublitoral

3.3.1 Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft

Die bodenlebende Wirbellosenfauna kennzeichnet in unterschiedlicher Zusammensetzung Sand- und Schlickwatt, Rinnen und Hartböden. Sie nimmt eine Schlüsselrolle im Ökosystem ein. Die benthischen Borstenwürmer (wie Pierwurm und Wattringelwurm), Krebstiere (wie der Schlickkrebbs), Muscheln (wie Sandklaff-, Herz-, Tell- und Miesmuschel) Schnecken (wie die Wattschnecke) und Vertreter einiger weiterer Gruppen sind als Verzehrer von einzelligen Planktonalgen, Bodenalgen und organischer Zerfallsprodukte (Detritus) hochproduktive Primärkonsumenten, die wiederum als Nahrung für höhere Ernährungsstufen im Nahrungsnetz (wie z. B. Fische und Seehunde) dienen.

Das Besiedlungsmuster eines Ästuars ist im Wesentlichen durch den Salzgradienten bestimmt, durch den das Übergangsgewässer in verschiedene Salinitätszonen eingeteilt werden kann. Die Fauna der für ein Ästuar charakteristischen Brackwasserzone (zwischen 5 und 18 PSU) ist deutlich weniger divers als die des euhalinen, polyhalinen und des limnischen Bereichs. In der Brackwasserzone ist eine spezielle Makrofaunagesellschaft zu finden, deren Lebensraum durch hydromorphologische Veränderungen immer mehr eingeschränkt wird. Die Brackwasserzone zählt zu den stark gefährdeten Lebensräumen der deutschen Nordseeküste, wie auch die genuine Brackwasserfauna (Michaelis 1992).

3.3.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

- Eutrophierung
- mechanischer Stress (z. B. durch, Unterhaltungs- und Ausbaubaggerungen, Schleppnetzerei),
- Auswirkungen des Klimawandels Verschiebung der oberen Brackwassergrenze stromaufwärts
- Einschleppung fremder Arten
- Trübung
- Schadstoffe
- hydromorphologische Veränderungen

3.3.3 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?

Der M-Ambi wurde auf Basis der Arbeiten von Grall & Glemarec (1997) von Borja et al. (2000) für Ästuare und Küstengebiete entwickelt und von Muxika et al. (2007) weiterentwickelt. Das Metric ‚Ambi-Index‘ bewertet eine Verschiebung des Artenspektrums innerhalb 5 ökologischer Klassen, die auf der hypothetischen Sensitivität bzw. Toleranz der Arten gegenüber organischer Anreicherung oder Schadstoffen fußen. Eine Wertänderung ist dabei z. B. durch die Zunahme von opportunistischen Arten gegenüber der Referenz gekennzeichnet. Ergänzt wird dieser Index durch die Metrics Artenzahl und Diversität nach Shannon-Wiener.

Das Ästuartypieverfahren (AETV) ist eine Bewertungsmethodik für das Übergangsgewässer T1 und in einer Weiterentwicklung als AETV+ für die tideoffenen Fließgewässertypen 22.3 (22.2) sowie 20. Der Ansatz arbeitet mit den durch die WRRL vorgegebenen Größen



Artenvielfalt, Abundanz, störungsempfindliche Taxa und tolerante Taxa. Eine zentrale Rolle beim AETV spielen die Oligochaeten, die insbesondere im inneren Ästuar eine prägende Organismengruppe darstellen. Grundsätzlich basiert das Verfahren auf dem zentralen Modul des ‚Ästuartypieindex‘ (AeTI)‘. Dieser Kernparameter bewertet neben der Artenzusammensetzung und der (relativen) Abundanz vor allem die Präsenz autökologisch eng an das Ästuar gebundener Indikatoren (typspezifische, ästuarine Arten). Als ergänzende Metrics werden die mittlere Artenzahl (MAZ) und der Diversitätsindex nach Fisher (Alpha-Diversität) zur Beurteilung der Biodiversität herangezogen.

3.4 Literatur

Borja, A., J. Franco & V. Perez (2000). A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1100–1113.

EU KOM (2018): Beschluss (EU) 2018/229 der Kommission vom 12. Februar 2018 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen im Rahmen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung des Beschlusses 2013/480/EU der Kommission.

Grall J. and M. Glémarec (1997): Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest ; *Estuarine, Coastal and shelf science* (44 Suppl.A): 43-53; Science for management in coastal and estuarine waters: Proceedings of the 25th annual symposium of the ECSA. Part 3 held in Dublin 11 - 16 September 1995.

Heyer, K. (2007): Intercalibration report (NEA GIG). Assessment of German coastal waters; (NEA1/26, NEA3/4) by benthic invertebrates. Im Auftrag des NLWKN. 13 S.

Heyer, K. (2009): Bestimmung von deutschen Referenzwerten für das "MAMBI-Bewertungsverfahren" und Neuberechnung der Daten des NLWKN Praxistests sowie der Hamburger und Schleswig-Holsteiner Monitoringstationen. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des NLWKN, 52 S.

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, Hamburg. HuuG Tangstedt. 38 S.

Krieg, H.-J. (2010): The Estuary-Type Method (German: Ästuartypieverfahren), a method for ecological assessment with benthic invertebrates (syn. zoobenthos) in estuaries and/or transitional zones according to EU Water Framework Directive (EU WFD). In Witt, J., 2010: Interkalibrierung der Küsten- und Übergangsgewässer in Niedersachsen 2009 Projektbericht im Rahmen des LAWA Länderfinanzierungsprogramms Wasser, Boden und Abfall 2009 (Projekt- Nr. O 5.09). Berichte des NLWK 2/2010.

Michaelis, H., Fock, H., Grotjahn, M. & Post, D. (1992): The status of the intertidal zoobenthic brackish-water species in estuaries of the German Bight. *Neth. J. Sea Res.* 30. 201–207.

Muxika, I., Borja, A. and J. Bald (2007): Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive; *Mar.Poll.Bull.* 55(1-6):16–29.

4 Fischfauna in Übergangsgewässern²¹

4.1 Gesamtbewertung

Zur Bestimmung des ökologischen Zustandes der Fischfauna der Übergangsgewässer sind als bewertungsrelevante Aspekte die „Zusammensetzung und Abundanz der Arten“, die „Abundanz störungsempfindlicher Arten“ und „Typspezifische störungsempfindliche Arten“ zu berücksichtigen. Dazu wurde das multimetrische Bewertungsverfahren „Fish-based Assessment Tool – Transitional Waterbodies (FAT-TW)“ (BioConsult 2006, 2008, Scholle & Schuchard 2012) entwickelt. Die Bewertung erfolgt über ausgewählte Bewertungsparameter (Metrics).

Das deutsche Bewertungsinstrument FAT-TW (Fish-based Assessment Tool – Transitional Waters) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Übergangsgewässer anhand der Fischfauna wurde bereits in der zweiten Phase der Interkalibrierung erfolgreich interkalibriert und in den Annex 1 des Entscheidungsdokuments aufgenommen (EU-KOM 2013). Auch nach Phase II der Interkalibrierung bleibt das Verfahren vollständig interkalibriert (EU KOM 2018). Die Bewertungsergebnisse sind somit mit denen anderer nationaler Verfahren vergleichbar.

4.1.1 Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft

Die Fischfauna der Übergangsgewässer ist insgesamt artenreich, die Artenzusammensetzung sowie die artspezifischen Abundanzen sind jedoch von starken räumlichen und saisonalen Schwankungen geprägt. Nur wenige spezialisierte Arten können diesen Lebensraum über ihren gesamten Lebenszyklus besiedeln. Eine besondere Bedeutung besitzen die Ästuare als Laichhabitate und/oder Aufwuchs- und Nahrungshabitate für typische ästuarine Arten wie Flundern und Grundeln, die diadromen Arten Stint und Finte sowie einige marine Arten wie beispielsweise den Hering. Die Fischfauna der Ästuare ist vor allem durch wandernde Arten geprägt, für die die Übergangsgewässer vorrangig als Verbindungsrouten zwischen den Laichgebieten und den Lebensräumen der adulten Tiere fungieren. Dazu gehören Arten, die zur Laichablage vom Meer in die Flüsse ziehen wie z. B. Lachs, Meerforelle, Schnäpel, Stör, Meerneunauge und Flussneunauge (anadrome Arten), aber auch der Aal, der entgegengesetzt von den Flüssen zur Laichablage in das Meer wandert (katadrome Arten) (Mosch 2010).

4.1.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

- Hydromorphologische Veränderungen (Strömung, Flächenverlust)
- Verbau (eingeschränkte Durchgängigkeit)
- Trübung
- Wassernutzungen (Kühlwasserentnahme, Erwärmung)
- Schadstoffe

²¹ Ein ausführliche Beschreibung des in den Küsten- und Übergangsgewässern durchgeführten nationalen Monitorings findet sich im Monitoringhandbuch des Bund/Länder-Messprogramms im Kennblatt Fischfauna unter <https://mhb.meeresschutz.info/de/start>.

4.1.3 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?

Für das Bewertungssystem FAT-TW wurden zehn bewertungsrelevante Parameter (Metrics 1 bis 10) sowie als optionale Messgröße die Präsenz des Störs ausgewählt (BioConsult 2006).

Über die zehn Messgrößen werden der Zustand ausgewählter ökologischer Gilden (diadrome Arten, ästuarine Arten, marine Arten) und die Abundanzen ausgewählter Arten (Kaulbarsch, Finte, Hering, Stint, Flunder, Großer Scheibenbauch, Aalmutter) bewertet. Der Aspekt der Altersstruktur geht über die Bewertung des Auftretens juveniler Stadien der beiden Charakterarten Finte und Stint in das Bewertungskonzept ein.

Der Stör wird aktuell als nicht bewertungsrelevant eingestuft. Trotz Wiederansiedlungsprogrammen gilt er in Deutschland noch als ausgestorben bzw. verschollen (Freyhof 2009, LAVES 2008, LAVES 2009). Der Erfolg der Wiederansiedlungsversuche, d. h. eine sich eigenständig erhaltende Population, ist derzeit noch ungewiss.

Die Bewertung resultiert aus einer Ermittlung der Ähnlichkeiten bzw. Abweichungen der einzelnen Parameter von der Referenz, wobei je nach berechnetem Ähnlichkeitswert eine Vergabe von sogenannten Wertpunkten (Scores) in Anlehnung an die REFCOND-Definitionen (REFCOND 2003) erfolgt. Als Ergebnis wird ein Mittelwert aus den Einzelergebnissen aller Parameter errechnet.

4.2 Literatur

BioConsult (2006): Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare. AG: Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein; 84 S. + Anhang (https://www.fgg-elbe.de/files/Download-Archive/Fachberichte/Biomonitoring_Fische/FischBewertungT1.pdf)

BioConsult (2008): Operating Manual for FAT-TW (Fish-Based Assessment Tool – Transitional Waterbodies); 12 Seiten.

EU KOM (2013): Beschluss (EU) 2013/480 der Kommission vom 20. September 2013 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung der Entscheidung 2008/915/EG der Kommission.

EU KOM (2018): Beschluss (EU) 2018/229 der Kommission vom 12. Februar 2018 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen im Rahmen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung des Beschlusses 2013/480/EU der Kommission.

Freyhof, J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). Fünfte Fassung. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70(1): 291-316.

LAVES (2008): Vorläufige Rote Liste der Fische, Neunaugen und Krebse in Niedersachsen (Stand 2008)

LAVES (2009): Basisliste - Bewertung der Notwendigkeit von Schutzmaßnahmen für die in niedersächsischen Binnengewässern vorkommenden Fische und Rundmäuler (Pisces & Cyclostomata). Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit – Dezernat Binnenfischerei, unveröff.



Mosch, E. C. (2010): Fischfauna. In: NLWKN 2010. Umsetzung der EG-WRRL – Bewertung des ökologischen Zustands der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009). Küstengewässer und Ästuare 1/2010. S. 48

REFCOND (2003): Leitfaden zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Festlegung von Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen für oberirdische Binnengewässer. CIS-Arbeitsgruppe 2.3 – Referenzbedingungen für oberirdische Binnengewässer.

Scholle, J. & B. Schuchardt (2012): A fish-based index of biotic integrity – FAT-TW an assessment tool for transitional waters of the northern Germany tidal estuaries. – Coastline Reports, 2012-18, 73 Seiten.

F. Küstengewässer

1 Phytoplankton in Küstengewässern²²

1.1 Gesamtbewertung

Die Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton gemäß WRRL erfolgt in den Nordsee-Küstengewässern unter Berücksichtigung der Parameter Chlorophyll a (90 % Perzentile der Konzentration der Monate März bis September) sowie der jährlichen Blütenfrequenz von *Phaeocystis* sp. (nicht in allen Wasserkörpern, da die Blüten oft regional auftreten).

Die Bewertung der Ostsee-Küstengewässer erfolgt im westlichen Teil (Küstengewässer Schleswig-Holsteins) unter Berücksichtigung des Parameters Chlorophyll a (Mittelwert der Monate Mai bis September). Im östlichen Teil (Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommern) werden die von Sagert et al. (2008) entwickelten Phytoplanktonindikatoren verwendet, so dass zur Bewertung neben Chlorophyll a und Gesamtbiovolumen zusätzlich das Biovolumen der Cyanophyceae und Cryptophyceae herangezogen wird. Die Zusammenführung der Einzelkomponenten zum Gesamtindex PPI_{CW} erfolgt durch Verrechnung der gewichteten Einzelindizes.

Sowohl das Bewertungstool für die Nordsee-Küstengewässer als auch die beiden Ostsee-Bewertungsmethoden sind in den internationalen Interkalibrierungsprozess eingeflossen. Mit Abschluss der Phase 2 konnten die Bewertungsverfahren für Phytoplankton der Ostsee interkalibriert werden. In der Nordsee konnte das Verfahren im Gewässertyp des euhalinen Küstengewässers (NEA 1/26) bereits in Phase 1 erfolgreich mit Dänemark interkalibriert werden. Für den Gewässertyp des polyhalinen Küstengewässers (NEA 3/4) wurde die Interkalibrierung 2017 in der Phase 3 abgeschlossen (EU KOM 2018). Die Chl-a-Grenzwerte dieser Interkalibrierung werden allerdings von dem IK-Partner Niederlande nicht anerkannt, so dass weiter an einer einvernehmlichen Lösung gearbeitet wird.

1.1.1 Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft

Unter dem Begriff 'Phytoplankton' wird eine Vielzahl mikroskopisch kleiner einzelliger Algenarten zusammengefasst, die freischwebend in der lichtdurchfluteten Zone der Wassersäule leben. Als Primärproduzenten bilden sie die Basis mariner Nahrungsnetze und nehmen daher eine zentrale Stellung im marinen Ökosystem ein. Aufgrund der Fähigkeit zur direkten Umwandlung von anorganischen Nährstoffen in organisches Material, wird über die Phytoplanktonbiomasse in gewissem Maße die Belastung durch Eutrophierung abgebildet.

1.1.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

- Eutrophierung
- Klimawandel (Erwärmung)

²² Eine ausführliche Beschreibung des in den Küsten- und Übergangsgewässern durchgeführten nationalen Monitorings findet sich im Monitoringhandbuch des Bund/Länder-Messprogramms im Kennblatt Phytoplankton unter <https://mhb.meeresschutz.info/de/start>

1.1.3 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?

Die Qualitätskomponente Phytoplankton in der Nordsee wird durch die Metrics Chlorophyll a und Frequenz von *Phaeocystis*-Blüten bewertet. Das Gesamtergebnis wird aus dem Mittelwert der beiden Kenngrößen ermittelt. Die anhand des Parameters *Phaeocystis* erzielte Bewertung fließt jedoch nur in die Gesamtbewertung mit ein, sofern sie schlechter als das jeweilige Chlorophyll a-Bewertungsergebnis ist – sie kann das Gesamtergebnis also nur abwerten.

Die Konzentration an Chlorophyll a als Kenngröße der Biomasse des Phytoplanktons wird als 90 % Perzentil der monatlich ermittelten Messwerte über die Vegetationsperiode März bis September berechnet. Referenzwerte der Chlorophyllkonzentrationen der verschiedenen Gewässertypen wurden anhand von Modellierungen erarbeitet (Topçu et al. 2006) und die Klassengrenzen zum guten bzw. mäßigen Zustand durch prozentuale Aufschläge (jeweils 50 %) festgelegt.

Für die Bewertung der Frequenz von *Phaeocystis*-Blüten wird die Anzahl der Monate mit mindestens einem Blütenereignis (Konzentration von $> 10^6$ Zellen/Liter) in das Verhältnis zum Gesamtjahr (12 Monate) gesetzt. Eine „natürliche“ *Phaeocystis*-Blüte im Jahr wird mit dem sehr guten Zustand bewertet und kennzeichnet die Klassengrenze zum guten Zustand. Bei zwei Blütenmonaten im Jahr ist die Grenze zum mäßigen Zustand erreicht.

Die Qualitätskomponente Phytoplankton in der Ostsee wird durch den Parameter Chlorophyll a bewertet. In den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommern wird zusätzlich das Gesamtbiovolumen und das Biovolumen der Cyanophyceae und Cryptophyceae herangezogen. Für die Bewertung mit dem PPI_{CW} werden die saisonalen Mittelwerte (monatliche Proben Mai-September) der Einzelkomponenten auf Basis eines Beprobungsjahres berechnet. Diese werden in EQR umgerechnet und normiert. Die normierten EQR der vier gewichteten Einzelindizes werden zum Gesamtindex PPI_{CW} nach der Formel aus Sagert et al. (2008) verrechnet. Für die Gesamtbewertung eines sechs Jahre umfassenden Bewertungszeitraumes sind die sechs Jahreswerte zu mitteln. Das Bewertungsverfahren ist auf der Seite www.gewaesser-bewertung.de unter folgendem Link beschrieben: <https://www.gewaesser-bewertung.de>.

1.2 Literatur

EU KOM (2018): Beschluss (EU) 2018/229 der Kommission vom 12. Februar 2018 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen im Rahmen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung des Beschlusses 2013/480/EU der Kommission.

Sagert, S., Selig, U., Schubert, H. (2008): Phytoplanktonindikatoren zur ökologischen Klassifizierung der deutschen Küstengewässer der Ostsee. Rost. Meeresbiol. Beiträge: Heft 20, 45-69. Zugriff unter (15.06.2021) <https://www.oekologie.uni-rostock.de/rostocker-meeresbiol-beitraege/rmb-20/>.

Topçu, D., Brockmann, U., Claussen, U. (2006): Assessment of the eutrophication status in the German Wadden Sea, based on background concentrations of nutrients and chlorophyll. NERI Technical Report 573: 53-72.

2 Andere aquatische Flora in Küstengewässern (Makrophyten – Angiospermen und Makroalgen)²³

2.1 Gesamtbewertung

Die Bewertung in den inneren Ostseegewässern (Typ B1 und B2) erfolgt nach Nickel et al. (2019a, PHYBIBCO-Verfahren, ehem. ELBO-Verfahren nach Selig et al. 2006, 2009) anhand von tabellarisch aufbereiteten Vorkommen bestimmter Vegetationsgemeinschaften und deren Tiefenverbreitung. In den äußeren Küstengewässern der Typen B3 und B4 wird das von Schories et al. (2006) entwickelte und von Fürhaupter & Meyer (2009, 2015) auf die Praxis der WRRL angepasste BALCOSIS-Verfahren angewandt. Eine erneute Aktualisierung erfolgte durch Nickel et al. (2019b). Hierbei werden auf Hartsubstraten in 0-2 sowie 5-7 m und in *Zostera*-Wiesen insgesamt 7 Metrics erhoben. Leitgedanken sind hier die Verwendung von Tiefengrenzen mehrjähriger Formen als Proxy für die nicht-erfassbare flächenhafte Verbreitung sowie das Verhältnis von opportunistischen zu mehrjährigen Formen als Eutrophierungsindikator. Für den Bereich der B4-Wasserkörper liegen nur ungenügende historische und aktuelle Daten sowie nur wenige Hartsubstrate vor, so dass hinsichtlich der Makrophyten das Bewertungsergebnis benachbarter B3-Wasserkörper übertragen werden muss. Beide Verfahren wurden 2019 überprüft und angepasst (Nickel et al. (2019a und 2019b)), die Handlungsanweisungen wurden überarbeitet.

Es ist auch in Phase 2 der Interkalibrierung nicht gelungen, vollständige Makrophyten-Bewertungsverfahren für die Ostsee zu interkalibrieren, lediglich die bereits erfolgte Interkalibration der Seegras-Tiefengrenzen zwischen DK und DE wurde festgeschrieben. Gründe für das Scheitern sind v. a. mangelnde Partner mit ähnlichen Gewässertypen, ungenügende Menge von Daten (v. a. beim Partner) und Fehlen eines Belastungsgradienten (dt. Daten v. a. im mäßigen und ungenügenden Zustand). Im Bereich des Wattenmeeres der Nordsee, in dem Makrophyten relevant sind (N2 und N4), stellen die Verbreitung von eulitoral *Zostera*-Wiesen (Seegras) und das Vorkommen eutrophierungszeigender Grünalgenmatten Teilkomponenten der aquatischen Vegetation dar (Dolch et al. 2009, Kolbe 2007). Im Übergangsbereich zwischen Land und Meer gehen in Niedersachsen die Brack- und Salzmarschen als weitere Teilkomponente mit den Parametern Vorlandfläche und Vegetationszonierung in die Bewertung der aquatischen Vegetation ein (Arens 2006).

Für die Teilkomponente Seegras konnte das multimetrische Verfahren „SG“ (Bewertungsinstrument für intertidales Seegras in Küsten- und Übergangsgewässern) für den Gewässertyp NEA 3/4 (N3 und N4) bereits in der Phase II erfolgreich mit den Niederlanden interkalibriert werden (EU KOM 2013, 2018).

Für den Gewässertyp NEA 1/26 (N2) erfolgte die Interkalibrierung mit Portugal/Spanien, Frankreich, den Niederlanden und Irland/Großbritannien in Phase III (EU KOM 2018).

Ebenfalls für den Gewässertyp N2 NEA 1/26 (N2) konnte das Bewertungsverfahren (OMAI Opportunistic Macroalgae-cover/acreage on soft sediment intertidal in coastal waters (Flächenausdehnung opportunistischer eulitoral Makroalgen in Küstengewässern) in der Interkalibrierungsphase III erfolgreich interkalibriert werden (EU KOM 2018). Die Anwendung des gleichen Verfahrens in Gewässertyp N4 (NEA3/4) wurde in Anhang Teil 2 der EU-Entscheidung aufgenommen, da es keinen Interkalibrierungspartner für diese Qualitätsteilkomponente gibt. Somit ist das Verfahren insgesamt als WRRL-konform anerkannt.

²³ Ein ausführliche Beschreibung des in den Küsten- und Übergangsgewässern durchgeführten nationalen Monitorings findet sich im Monitoringhandbuch des Bund/Länder-Messprogramms im Kennblatt Makrophyten unter <https://mhb.meeresschutz.info/de/start>.

Das Bewertungsverfahren für Röhrichte, Brack- und Salzmarschen ist unter der Bezeichnung EM = assessment of saltmarsh vegetation in coastal and transitional waters (Bewertung der Salzwiesenvegetation in Küsten- und Übergangsgewässern) in Anhang Teil 2 des Interkalibrierungsbeschlusses der EU aufgeführt (EU KOM 2018). Damit ist bestätigt, dass das Verfahren den Anforderungen der WRRL entspricht. Die Interkalibrierung konnte bisher nicht abgeschlossen werden.

Auf Helgoland (N5) werden die Ausbreitung der *Fucus* spp.-Zone im Felswatt sowie verschiedene weitere Metrics, die die Verteilung der Arten in bestimmte ökologische Gruppen berücksichtigen, mit den Tiefengrenzen ausgewählter mehrjähriger Makroalgen im Sublitoral zu einem Gesamtbewertungsergebnis verrechnet. Bei all diesen Verfahren werden den Einzelmetrics genormte EQR-Werte zugeordnet, die eine gewichtete Verrechnung über Mediane zu einem Gesamtergebnis ermöglichen (Kuhlenkamp et al. 2009). Das zugehörige Bewertungsverfahren HPI-Helgoland Phytobenthic Index (Phytobenthischer Index für Helgoland) ist nicht interkalibriert, aber ebenfalls in Anhang Teil 2 des Interkalibrierungsbeschlusses der EU aufgeführt, womit die Konformität des Verfahrens grundsätzlich bestätigt ist (EU KOM 2018).

2.2 Seegras (*Zostera*)

2.2.1 Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft

Dichte Seegraswiesen (*Zostera*) schützen das Sediment gegen Erosion und fördern die Sedimentablagerung. Sie bieten Lebensraum für epiphytische Arten, welche wiederum von Schnecken und anderen Wirbellosen konsumiert werden. Das Blattwerk und die Rhizome bilden Rückzugsmöglichkeiten für kleine Tiere wie juvenile Muscheln, Krebse und Fische, die die Seegraswiesen als Aufzuchtgebiete nutzen. *Zostera*-Wiesen bieten Nahrung für Brandgänse, Ringelgänse und Enten (z. B. Pfeifenten).

Die Bestände der Seegräser sind weltweit rückläufig. Im Wattenmeer der Nordsee sind zwei Phasen zu unterscheiden. In den 1930er Jahren verursachte der Protist *Labyrinthula zosterae* am Nordatlantik ein küstenweites Seegrassterben der damals verbreiteten Art *Zostera marina*. Von diesem Rückgang erholten sich die Seegrasbestände im Wattenmeer im Bereich der Niedrigwasserzone und darunter bis heute nicht. Nur das Seegras im oberen Gezeitenbereich überdauerte. In einer zweiten Phase seit den 70er Jahren nahmen nun auch diese Bestände ab. Das nördliche Wattenmeer war davon weniger betroffen und hat sich rascher erholt. Vermutet wird, dass die an nährstoffarme Küstengewässer angepassten Seegräser bei den heutigen eutrophen Verhältnissen im Wattenmeer geschwächt sind, entweder direkt durch hohe Ammoniumkonzentrationen oder indirekt durch die verstärkt wachsenden Kleinalgen auf den Seegrasblättern. Von Bedeutung ist auch, dass das Seegras unter Brackwasserbedingungen Eutrophierungsfolgen besser kompensieren kann.

Diese Brackwasserbedingungen sind durch die bedeihte Küste aber nur noch in den Flussmündungen gegeben (Reise et al. 2005). Ein weiteres Problem für die Seegräser ist eine starke Hydrodynamik. Nimmt diese durch die befestigte Küste, steigende Hochwasserstände und klimatische Veränderungen zu, ist im Wattenmeer mit einem weiteren Rückgang von Seegraswiesen zu rechnen.

2.2.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

- Eutrophierung,
- verstärkte Hydrodynamik
- verstärkte mechanische Belastung
- Trübung
- stoffliche Belastung

2.2.3 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?

- Flächenhafte Ausdehnung im Eulitoral (Wattenmeer)
- Artzusammensetzung (*Z. marina*, *Z. noltei*) im Eulitoral (Wattenmeer)
- Abundanz (Dichte) von *Zostera* sp.: Bedeckungsgrad (Wattenmeer Nordsee, äußere Ostsee)
- Zustand von *Zostera*-Wiesen: Epiphytenwuchs (äußere Ostsee)
- Tiefengrenze *Zostera* sp. (innere und äußere Ostsee)

Die Bewertungsverfahren sind auf der Seite [gewaesser-bewertung.de](https://www.gewaesser-bewertung.de) unter folgendem Link beschrieben: <https://www.gewaesser-bewertung.de>.

2.3 Makroalgen

2.3.1 Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft

Im Wattenmeer der Nordsee waren Grünalgen in den ersten Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts quantitativ unbedeutend, bis sie erstmals in den Sommern gegen Ende der 1980er Jahre in großflächigen Matten auftraten. Dies war eine hier nie zuvor beobachtete Massentwicklung. Opportunistische Makroalgen (i. d. R. Grünalgen) bedeckten mehr als 15 Prozent der Wattflächen, und stellenweise starb die überlagerte Bodenfauna durch Mangel an Sauerstoff bzw. durch Sulfidvergiftung. Dieses Massenvorkommen wiederholte sich in ähnlicher Intensität über mehrere Sommer. Bis heute erreicht das Grünalgenaufkommen in den meisten Jahren ein erhöhtes Niveau. Die primäre Ursache dieser auch an anderen Küsten beobachteten ‚Green Tides‘ sind erhöhte Nährstoffeinträge. Daneben wirken auch Klima- und Wetterbedingungen sowie verschiedene synökologische Faktoren (u. a. Bioturbation, Beweidung) bestandsregulierend.

Auf Helgoland und in der Ostsee wird ebenfalls das Vorkommen von eutrophierungszeigenden, ephemeren Algen (z. T. als Epiphyten) dem perennierender Makroalgen gegenübergestellt. Die (reduzierte) Tiefenverbreitung des Phytals sowie ausgewählter perennierender Makroalgen wird hier ebenfalls als Maß einer Belastung durch Nährstoffe herangezogen.

2.3.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

- Eutrophierung
- verstärkte Hydrodynamik (Ostsee)
- verstärkte mechanische Belastung (Ostsee)
- Trübung
- Einschleppung fremder Arten

2.3.3 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?

- Flächenhafte Ausdehnung und Bedeckung im Eulitoral (Wattenmeer Nordsee)
- Vergleich von heutigen unteren Verbreitungsgrenzen mit pristinen (v. a. *Fucus vesiculosus* und Rotalgen-Phytoplankton: Ostsee; *Laminaria* spp.: Helgoland Nordsee).
- Artenzahlen und Zuordnung der Arten zu bestimmten ökol. (Zeiger-)Gruppen: Helgoland und Ostsee
- Vorkommen und Tiefenverbreitung von Pflanzengemeinschaften im Sublitoral (innere Ostsee)
- Anteil von Opportunisten in *Zostera*-Wiesen (äußere Ostsee)
- Tiefengrenze von *Fucus* spp. (äußere Ostsee)
- Dominanz von *Fucus* in 0–2 m Tiefe gegenüber opportunistischen Arten (innere Ostsee)
- Biomasse-Anteil von Opportunisten auf Hartsubstrat in 5–7 m Tiefe (äußere Ostsee)
- Reduktion der Artenzahl wichtiger perennierender Makroalgen auf Hartsubstrat in 5–7 m (äußere Ostsee)
- Anteil von *Furcellaria lumbricalis* an der Biomasse auf Hartsubstrat in 6–7 m (äußere Ostsee)

Die Bewertungsverfahren sind auf der Seite [gewaesser-bewertung.de](https://www.gewaesser-bewertung.de) unter folgendem Link beschrieben: <https://www.gewaesser-bewertung.de>.

2.4 Salzmarschen

2.4.1 Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft

Salzmarschen sind in Europa ein von Natur aus seltener Lebensraum. Zwischen Meer und Land bilden sie einen schmalen Saum, der sich ursprünglich wie ein durchgehendes Band an der Küste der Nordsee entlangzog. In naturbelassenen Salzwiesen lebt eine Vielzahl von wirbellosen Tierarten, die z. T. hochspezialisiert auf einzelne Pflanzenarten angewiesen sind. Salzwiesen haben zusätzlich eine große Bedeutung als Rast-, Nahrungs- und Mauergebiet für viele Vogelarten. Für Gänse und Enten sind die Salzwiesen Nahrungsraum. Salzwiesen filtern Sedimente und damit Nähr- und Schadstoffe aus dem Gezeitenwasser heraus. Damit fungieren sie als Nähr- und Schadstoffsene und tragen zur Reduzierung der Frachten bei. Gleichzeitig findet in den Salzwiesen aber auch eine Remineralisierung statt. Salzwiesen tragen somit auch zum Stoffumsatz und zur Wiederverfügbarkeit von Nährstoffen bei.

2.4.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

- Eutrophierung
- (hydro-)morphologische Veränderungen
- Auswirkungen des Klimawandels

2.4.3 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?

- Vorlandfläche (Nordsee)
- Vegetationszonierung (Nordsee)

2.5 Literatur

Arens, S. (2006): Bewertungssystem nach WRRL für die Angiospermen der Übergangs- und Küstengewässer der FGE Weser und für das Küstengewässer der FGE Elbe. Bericht des NLWKN – Brake Oldenburg. 94 Seiten und 19 Anlagen.

Dolch, T., Buschbaum C, Reise K. (2009): Seegras-Monitoring im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer 2008 – Forschungsbericht zur Bodenkartierung ausgewählter Seegrasbestände. Bericht für das LANU, Flintbek.

EU KOM (2013): Beschluss (EU) 2013/480 vom 20. September 2013 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung der Entscheidung 2008/915/EG

EU KOM (2018): Beschluss (EU) 2018/229 der Kommission vom 12. Februar 2018 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen im Rahmen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung des Beschlusses 2013/480/EU der Kommission.

Fürhaupter, K., Meyer, T. (2009): Handlungsanweisung zum Monitoring in den äußeren Küstengewässern der Ostsee nach Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Qualitätskomponente Makrophyten – BALCOSIS-Verfahren. MariLim, Abschlussbericht für das LANU-SH, Flintbek und das LUNG-MV, Güstrow.

Fürhaupter, K., Meyer, T. (2015): Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren PHYBIBCO – Bewertung des ökologischen Zustandes der Makrophyten in den inneren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Qualitätskomponente Makrophyten – PHYBIBCO-Verfahren, Hrsg. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V), Güstrow. 42 Seiten.

Fürhaupter, K., Meyer, T. (2015): Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren BALCOSIS – Bewertung des ökologischen Zustandes der Makrophyten in den äußeren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Qualitätskomponente Makrophyten - BALCOSIS-Verfahren, MariLim, Hrsg. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR), Flintbek. 40 Seiten.



Kolbe, K. (2007): Assessment of German coastal waters (NEA 1/26, NEA 3/4) and transitional waters (NEA 11) by macroalgae and angiosperms. Intercalibration Report (NEA GIG). 22 Seiten.

Kuhlenkamp, R., P. Schubert, I. Bartsch (2009): Marines Monitoring Helgoland – Benthosuntersuchungen gemäß Wasserrahmenrichtlinie: Handlungsanweisung Makrophytobenthos. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU), Flintbek. 38 Seiten.

MARILIM (2015): Evaluierung der WRRLBewertungssysteme – Teil A: MarBIT (Makrozoobenthos), Teil B: ELBO (Makrophyten), Teil C: BALCOSIS (Makrophyten). Bericht i. A. des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern und des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig Holstein.

Nickel, J., Wilken, H. & Meyer, T. (2019a): Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren PHYBIBCO – Bewertung des ökologischen Zustands der Makrophyten in den inneren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der WRRL, Version 2 (deutsch), Stand: Mai 2019, Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG MV), Güstrow. 48 Seiten.

Nickel, J., Wilken, H. & Meyer, T. (2019b): Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren BALCOSIS – Bewertung des ökologischen Zustands der Makrophyten in den äußeren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der WRRL, Version 4 (deutsch), Stand: Mai 2019, Bericht im Auftrag des Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR SH), Flintbek. 52 Seiten.

Reise, K., Jager, Z., de Jong, D., van Katwijk, M., Schanz, A. (2005): Seagrass. In: Essink, K., Dettmann, C., Farke, H., Laursen, K., Lüerßen, G., Marencic, H., Wiersinga, W. (Eds). Wadden Seas Quality Status report 2004. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany: 155-160.

Schories, D., U. Selig, H. Schubert (2006): Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die Außenküste. Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL. Teil A: Äußere Küstengewässer. Stand 16.3.2006. 187 Seiten.

3 Benthische Wirbellosenfauna in Küstengewässern²⁴

3.1 Gesamtbewertung

Es liegen für beide deutschen Meeresgebiete Bewertungsverfahren vor. In der Ostsee kommt das Bewertungssystem MarBIT (Marine Biotic Index Tool, Meyer et al. 2005, 2009, Berg et al. 2015, 2017) zur Anwendung. Der MarBIT hat eine fünfstufige Bewertungsskala, beinhaltet typspezifische Referenzbedingungen (Artenlisten pro Habitat) und ist in allen vorkommenden Habitaten (Weichboden, Hartboden, Phytal) anwendbar. Der Ansatz arbeitet mit den von der WRRL vorgegebenen Parametern Artenvielfalt, Abundanz, störungsempfindliche Taxa und tolerante Taxa. Das Bewertungsverfahren MarBIT wurde mit Abschluß der zweiten Phase der Interkalibrierung für den Gewässertyp BC8 erfolgreich interkalibriert. Das Verfahren wurde 2014 überprüft und angepasst (MARILIM 2015) und 2017 erneut angepasst (Berg et al. 2017). Die Handlungsanweisung wurde überarbeitet.

In der Nordsee wird der M-Ambi (Multimetric AZTI Marine Biotic Index, Muxika et al. 2007) in einer auf das Artenspektrum und den Verhältnissen in unseren Küstengewässern modifizierten Form (Heyer 2007) verwendet. Der M-Ambi kombiniert die Parameter Sensitivität gegenüber Stressoren, Diversität und Artenzahl. Die Interkalibrierung dieses Bewertungsansatzes für die Gewässertypen NEA 1/26 und NEA 3/4 wurde in der dritten Phase der Interkalibrierung abgeschlossen (EU KOM 2018).

Für die besonderen Verhältnisse im Wasserkörper der Hochseeinsel Helgoland (Gewässertyp NEA 5) wurde das MarBIT-Verfahren (s. o.) getestet und angepasst und wird dort auf die Haftkrallenfauna von *Laminaria*, der Fauna des Felswatts und die Fauna der tiefen Rinne angewendet (Boos et al. 2009). Das Bewertungsverfahren für NEA 5 wurde nicht in die Interkalibrierung einbezogen, da es keinen vergleichbaren Gewässertyp gibt.

3.2 Benthische Wirbellosenfauna im Eulitoral (Wattflächen) und Sublitoral der Nordsee

3.2.1 Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft

Die bodenlebende Wirbellosenfauna kennzeichnet in unterschiedlicher Zusammensetzung Sand- und Schlickwatt, Rinnen und Hartböden und nimmt eine Schlüsselrolle im Ökosystem ein. Die benthischen Borstenwürmer, Krebstiere, Muscheln Schnecken und Vertreter einiger weiterer Gruppen sind als Verzehrter von einzelligen Planktonalgen, Bodenalgen und organischer Zerfallsprodukte (Detritus) hochproduktive Primärkonsumenten und dienen wiederum als Nahrung für höhere Trophieebenen im Nahrungsnetz (wie z. B. Fische und Vögel).

3.2.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

- Eutrophierung
- mechanischer Stress (z. B. durch Schleppnetzfisherei, Unterhaltung)

²⁴ Eine ausführliche Beschreibung des in den Küsten- und Übergangsgewässern durchgeführten nationalen Monitorings findet sich im Monitoringhandbuch des Bund/Länder-Messprogramms im Kennblatt Makrozoobenthos unter <https://mhb.meeresschutz.info/de/start>.

- Auswirkungen des Klimawandels
- Einschleppung gebietsfremder Arten
- Schadstoffe
- hydromorphologische Veränderungen

3.2.3 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?

Für die Klassifizierung der eulitoralischen Sandwatten und des Sublitorals bis zur 1-Seemeilen-Grenze der Deutschen Bucht ist das M-Ambi-Verfahren nach Anpassung der Referenzen geeignet, den ökologischen Zustand anhand der Artenzusammensetzung zu beurteilen (Heyer 2009). Der M-Ambi wurde auf Basis der Arbeiten von Grall & Glemarec (1997) von Borja et al. (2000) für äußere Ästuare und Küstengebiete entwickelt. Der Index bewertet eine Verschiebung des Artenspektrums innerhalb 5 ökologischer Klassen, die auf der hypothetischen Sensitivität bzw. Toleranz der Arten gegenüber organischer Anreicherung oder Schadstoffen fußen. Eine Wertänderung ist dabei z. B. durch die Zunahme von opportunistischen Arten gegenüber der Referenz gekennzeichnet (Ambi). Hinzu kommen die Metrics Artenzahl und Diversität nach Shannon-Wiener.

Die Bewertungsverfahren sind auf der Seite [gewaesser-bewertung.de](https://www.gewaesser-bewertung.de) unter folgendem Link beschrieben: <https://www.gewaesser-bewertung.de>.

3.3 Benthos Ostsee (Sublitoral)

3.3.1 Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft

Das Gros der Arten setzt sich aus marin-euryhalinen Arten zusammen, die in Abhängigkeit von ihrer Toleranz gegenüber abnehmendem Salzgehalt verschieden weit in die Ostsee vordringen. In Beprobungen wurden in den äußeren Küstengewässern der deutschen Ostsee (Typ B3) 271 Arten und in den inneren 174 Arten und Artengruppen nachgewiesen. Der Anteil der marin-euryhalinen Arten nimmt von West nach Ost ab und wird nicht in gleichem Maße durch Süßwasserarten ersetzt. Ein deutlicher Artenrückgang ist zwischen der Kieler/westlichen Mecklenburger Bucht (Burgstaaken) mit über 100 Arten und der südlichen Mecklenburger Bucht mit etwa 50 Arten zu verzeichnen (Gosselck et al. 2004).

Salzgehalt, Substrate, Exposition und der Bewuchs mit Makrophyten bestimmen die Besiedlungsstruktur der benthischen Fauna der inneren Küstengewässer. In Gewässern mit gutem Wasseraustausch mit der Ostsee und geringem Flusswasserzufluss wie den Förden, der Wismar-Bucht und dem Greifswalder Bodden siedelt an den inneren und äußeren Küsten eine ähnlich strukturierte Benthosgemeinschaft. Deutliche Unterschiede zeigen dagegen gering exponierte und makrophytenreiche innere Gewässer sowie salzarme Gewässer mit hohem Flusswasservolumen (Gosselck et al. 2004).

Einen Sonderstatus nehmen die mixohalinen Gewässer Schleswig-Holsteins ein. Geschichtete Wasserkörper kommen in der Kieler Bucht und ihren Förden und in der Mecklenburger Bucht vor. Der erhöhte Salzgehalt im bodennahen Wasserkörper und zeitweiliger Sauerstoffmangel führen zu unterschiedlichen Besiedlungsmustern des Benthos. Mit dem salzhaltigen Wasser aus dem Nordsee/Kattegat-Bereich dringen Larven mariner Evertibraten in die Ostsee ein, so dass in den mixohalinen Gewässern zumindest zeitweilig rein marine Faunenelemente siedeln. Andererseits führt der spätsommerliche Sauerstoffmangel zum Zusammenbruch der benthischen Lebensgemeinschaften. Zurzeit findet in den Zonen mit zeitweiligem Sauerstoffmangel ein Wechsel zwischen den von

Polychaeten dominierten Wiederbesiedlungsgemeinschaften und den stark verarmten oder makrobenthosfreien Böden statt (Gosselck et al. 2001).

3.3.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

- Eutrophierung
- mechanischer Stress (z. B. durch Schleppnetzfischerei, Verklappung, Rohstoffgewinnung wie Sand- und Kiesentnahme)
- Auswirkungen des Klimawandels
- Einschleppung gebietsfremder Arten
- Schadstoffe
- hydromorphologische Veränderungen

3.3.3 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?

Das Bewertungsmodell Marine Biotic Index Tool (MarBIT) wurde 2005 im Auftrag des LANU erarbeitet (Meyer et al. 2005) und im Rahmen eines BMFT-Projektes zur Anwendungsreife gebracht (Meyer et al. 2007) und weiter entwickelt (Meyer et al. 2009). Das Verfahren wurde 2014 und 2017 überprüft und angepasst (MARILIM 2015, Berg et al. 2017), die Handlungsanweisung wurde überarbeitet (Berg et al. 2015, 2017).

Grundlage des Modells ist eine umfangreiche Benthosdatenbank mit autökologischen Informationen und Referenzartenlisten für jedes bewertungsrelevante Teilgebiet und die Habitate Phytal, Weichboden und Hartsubstrat. Der ökologische Zustand wird über die voneinander unabhängigen Metrics Artenvielfalt, Abundanzverteilung, Anteil störungsempfindlicher Arten und Anteil toleranter Arten (als Äquivalent zu Verschmutzungsanzeigern) abgeleitet. Jeder dieser Parameter wird mit einem eigenen unabhängigen Index bewertet. Jeder einzelne Index liefert einen Wert, der auf das Intervall zwischen 0 und 1 normiert wird. Der aus diesen Einzelwerten berechnete MarBIT-Index wird als Median der Einzelwerte angegeben.

Die Bewertungsverfahren sind auf der Seite www.gewaesser-bewertung.de unter folgendem Link beschrieben: <https://www.gewaesser-bewertung.de>.

3.4 Literatur

Berg, T., Fürhaupter, K., Meyer, T. (2015): Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren MarBIT - Bewertung des ökologischen Zustandes des Makrozoobenthos in den inneren und äußeren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, Qualitätskomponente Makrozoobenthos - MarBIT –Verfahren, MariLim, Hrsg. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V), Güstrow. 38 Seiten.

Berg, T., Kuhlmann, T., Meyer, T. (2017): Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren MarBIT - Bewertung des Zustandes des Makrozoobenthos in den Küstengewässern und im Küstenmeer der deutschen Ostsee nach den Vorgaben der WRRL und der MSRL, Version 3 (deutsch), korrigiert und ergänzt am 20. Dezember 2017, Bericht im Auftrag des Landesamtes

für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG MV), Güstrow. 53 Seiten.

Boos, K., J. Beermann, K. Reichert, H.-D. Franke (2009): Zeigereigenschaften Makrozoobenthos (MZB) – Helgoland. Entwicklung eines Bewertungsverfahrens nach WRRL: Helgoland-MarBIT-Modul. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU), Flintbek. 196 Seiten

Borja, A., J. Franco & V. Perez (2000): A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1100–1113.

EU KOM (2018): Beschluss (EU) 2018/229 der Kommission vom 12. Februar 2018 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen im Rahmen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung des Beschlusses 2013/480/EU der Kommission.

Gosselck, F., J. Prena & R. Bönsch (2001): Makrozoobenthos in den schleswig-holsteinschen Küstengewässern Falshöft und Mecklenburger Bucht. Monitoring 1987–1998 – Unveröffentlichtes Gutachten des Instituts für Angewandte Ökologie GmbH im Auftrag des Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein: 1-182.

Gosselck, F., Bönsch, R., Brosda, K., Hübner, J., Meißner, K. & Sordyl, H. (2004): Entwicklung leitbildorientierter Bewertungsgrundlagen und Managementinstrumente für ausgewählte innere und äußere Küstengewässer der Ostsee – Bewertung Makrozoobenthos – Forschungsbericht BMBF-Projekt Förderkennzeichen 0330027, 148 S.

Grall J. and M. Glémarec (1997): Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest ; *Estuarine, Coastal and shelf science* (44 Suppl.A): 43-53; *Science for management in coastal and estuarine waters: Proceedings of the 25th annual symposium of the ECSA. Part 3 held in Dublin 11–16 September 1995.*

Heyer, K (2007): Intercalibration report (NEA GIG). Assessment of German coastal waters; (NEA1/26, NEA3/4) by benthic invertebrates. Im Auftrag des NLWKN. 13 S.

Heyer, K. (2009): Bestimmung von deutschen Referenzwerten für das "MAMBI-Bewertungsverfahren" und Neuberechnung der Daten des NLWKN Praxistests sowie der Hamburger und Schleswig-Holsteiner Monitoringstationen. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des NLWKN, 52 S.

MARILIM (2015): Evaluierung der WRRLBewertungssysteme – Teil A: MarBIT (Makrozoobenthos), Teil B: ELBO (Makrophyten), Teil C: BALCOSIS (Makrophyten). Bericht i. A. des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern und des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig Holstein.

Meyer, T., Reincke, T., Fürhaupter, K. und S. Krause (2005): Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie. Technical report, MARILIM für Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 73 S.

Meyer, T., Berg, T. und K. Fürhaupter (2007): Ostsee-Makrozoobenthos Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie., Unveröff. Abschlussbericht MariLim im Auftrag der Univ. Rostock, 129 S.

Meyer, T., Berg, T. und K. Fürhaupter (2009): Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie – Referenz-Artenlisten, Bewertungsmodell und Monitoring. 3. überarbeitete Version, <http://www.marilim.de/informationen-wrrl/marbit.php>.

Michaelis, H. & K. Reise (1994): Langfristige Veränderungen des Zoobenthos im Wattenmeer. In José L. Lozán et al. (Hrsg.) Warnsignale aus dem Wattenmeer, Berlin, 106–117.



Muxika, I., Borja, A. and J. Bald (2007): Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive; Mar.Poll.Bull. 55(1-6):16 - 29.

G. Qualitätssicherung biologischer Daten

1 Qualitätssicherung biologischer Daten in Deutschland

Eine grundlegende Voraussetzung für die systematische und umfassende Beschreibung des Zustands der Fließgewässer und Seen sowie der Küsten- und Übergangsgewässer als Basis der Bewertung anthropogener Einflüsse und der Überprüfung des Erfolgs von Maßnahmen zur Erreichung und Erhaltung eines „guten ökologischen Zustands“ ist die Richtigkeit, Zuverlässigkeit und Vergleichbarkeit der erhobenen Daten. Im Unterschied zur Analytik kann die Qualitätssicherung biologischer Daten noch auf keine lange Tradition zurückgreifen. Die Notwendigkeit, auch bei der Erfassung biologischer Daten ein stärkeres Augenmerk auf diesen Aspekt zu richten, ist seit langem bekannt und akzeptiert. Die Qualitätssicherung biologischer Daten ist daher in Deutschland mittlerweile von zentraler Bedeutung sowohl für die Güte von Bewertungsergebnissen, als auch für einen effektiven Einsatz der zur Verfügung stehenden finanziellen und personellen Mittel. Qualitätsmanagement wird aus diesem Grund in Deutschland als wichtige Rahmenbedingung angesehen, um die Richtigkeit und Genauigkeit der biologischen Monitoringergebnisse aller Gewässerkategorien zu gewährleisten (LAWA 2015²⁵).

Mit den im Folgenden aufgeführten Methoden und Maßnahmen zur Qualitätssicherung wird ein der Wasserrahmenrichtlinie angemessenes, in der Regel hohes Maß an Zuverlässigkeit und Genauigkeit bei der Erhebung und Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten erreicht.

1.1 Küsten- und Übergangsgewässer

Die europäischen Richtlinien und die Übereinkommen zur Überwachung der Meeresumwelt im Rahmen von OSPAR und HELCOM fordern von den Mitgliedstaaten, dass Daten durch geeignete Qualitätssicherungsmaßnahmen abgesichert sind. Dieses wird durch die eigenverantwortliche Etablierung und Aufrechterhaltung von Qualitätssicherungs- und Kontrollsystemen auf der Basis der DIN EN ISO/IEC 17025 in den am Bund/Länder-Messprogramm Nord- und Ostsee beteiligten Einrichtungen gewährleistet.

Die dafür zu etablierenden Qualitätsmanagementsysteme umfassen sowohl technische Anforderungen wie Ausstattung der Laborräumlichkeiten, Qualifikation und ausreichendes Personal, den Aufgaben angemessene Finanzierung des Messbetriebs sowie interne und externe Qualitätssicherungs- und Fortbildungsmaßnahmen, Validierung der eingesetzten Probenahmen- und Analyseverfahren sowie dokumentierte Verfahren zur Eigenkontrolle. Außerdem beinhalten sie die Anforderungen an die Organisation aller Prozesse und Abläufe wie Auftragsabwicklung, Lenkung von Dokumenten, Überprüfung und Korrekturmaßnahmen bei fehlerhaften Leistungen oder interne Audits. Ziel ist die Gewährleistung und ständige Verbesserung der Zuverlässigkeit und Vergleichbarkeit der Monitoringergebnisse.

Als zentrale Anlaufstelle für die Küstenländer und den Bund fungiert die Qualitätssicherungsstelle am Umweltbundesamt (QS-Stelle), die in beratender Funktion den Austausch zwischen den beteiligten Behörden fördert und gleichzeitig als Serviceeinrichtung Laborvergleiche, Ringversuche, Schulungen, Workshops und Laborbegutachtungen (externe Audits) organisiert. Zusammen mit den Fachexperten werden

²⁵ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2015): Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern – Teil A: Eckpunkte zum Monitoring und zur Bewertung von Oberflächengewässern

allgemeinverbindliche Leitlinien zu Anforderungen an die einzusetzenden Analyseverfahren sowie Qualitätsmanagementdokumente (Muster-Qualitätsmanagementhandbuch und Muster-Standardarbeitsanweisungen) erarbeitet und regelmäßig fortgeschrieben.

Die Ergebnisse der Arbeit werden im Informationssystem QS-BLMP dokumentiert und für die allgemeine Öffentlichkeit zugänglich gemacht.

Liste der verfügbaren QM-Dokumente

Typ	Titel des Dokuments
QMH	Muster-Qualitätsmanagementhandbuch Version 01, 2008, Lose-Blatt-Sammlung
VA	Erstellung und Handhabung von Standardarbeitsanweisungen (Muster-SOP: Prüfverfahren), VA-403-01-01, 2008
VA	Erstellung und Handhabung von Standardarbeitsanweisungen (Muster-SOP: Geräte), VA-403-02-01, 2008
VA	Aufbewahrung von Aufzeichnungen, VA-413-01-01, 2008
VA	Schätzung der Messunsicherheit, VA-504-01-01, 2008
VA	Verifizierung und Validierung von Prüfverfahren, VA-504-02-01, 2009
SOP	Prüfverfahren-SOP: Makrozoobenthos-Untersuchungen in marinen Sedimenten (Weichboden), Version 01, 2009, P-SOP-BLMP-MZB_v01
SOP	Prüfverfahren-SOP: Makrozoobenthos-Untersuchungen in marinen Sedimenten (Weichboden), Version 02 in Vorbereitung
SOP	Prüfverfahren-SOP: Makrophytobenthos-Untersuchungen auf marinen Substraten: Rahmenbeprobung im Sublitoral, Version 01, 2009, P-SOP-BLMP-MPB_RB-SUB_v01
SOP	Prüfverfahren-SOP: Makrophytobenthos-Untersuchungen auf marinen Substraten: Rahmenbeprobung im Eulitoral (Hartboden), Version 01, 2009, P-SOP-BLMP-MPB_RB_EUL_v01
SOP	Prüfverfahren-SOP: Phytoplankton-Untersuchungen in Oberflächengewässern der Küste (qualitativ und quantitativ), Version 01, 2009, P-SOP-BLMP-PP_v01
SOP	Prüfverfahren-SOP: Phytoplankton-Untersuchungen in Oberflächengewässern der Küste (qualitativ und quantitativ), Version 02, 2010, P-SOP-BLMP-PP_v02

Weitere unterstützende Leitlinien und Berichte.

Wellnitz, J., Gluschke, M. (2005): Leitlinie zur Methodvalidierung

Orendt, C., Dettinger-Klemm, A. & Spieß, M. (2013): Bestimmungsschlüssel für die Larven der Chironomidae (Diptera) der Brackgewässer Deutschlands und angrenzender Gebiete, 2013/1, Umweltbundesamt Dessau-Roßlau und Berlin, 242 S.

1.2 Fließgewässer und Seen

In Deutschland können für Fließgewässer und Seen mehrere Ebenen der Qualitätssicherung unterschieden werden, die vom Grundsatz her bundesweit bei Bestandsaufnahme und Bewertung berücksichtigt werden. Die meisten der im Folgenden aufgeführten Maßnahmen sind dem Bereich der internen Qualitätssicherung zuzuordnen. Die externe Qualitätssicherung befindet sich überwiegend im Anfangsstadium mit Ausnahme der Ringversuche, die für Phytoplankton, benthische Diatomeen oder das Makrozoobenthos (im Rahmen des europaweiten ECE-Versauerungsmonitoring) durchgeführt werden.

1.2.1 Anwendung von Normen

Wesentliche Grundlage eines einheitlichen Systems zur Qualitätssicherung ist die Standardisierung und Normung der verwendeten Untersuchungsverfahren. Eine Zusammenstellung vorhandener bzw. in Entwicklung befindlicher biologischer Standarduntersuchungsverfahren ist dem folgenden Kapitel zu entnehmen. In Deutschland werden die zu den einzelnen biologischen Qualitätskomponenten bestehenden Normen, soweit sie für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie relevant sind, angewandt. In Hinblick auf die Erfassung des Makrozoobenthos in Fließgewässern wurden die entsprechenden Normen bereits vor Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie berücksichtigt.

Die Überprüfung der Übereinstimmung der nationalen Handlungsanleitungen (s. a. 1.2.2) mit den Normen ergab, dass Diskrepanzen zwischen methodischer Vorgehensweise und Normen nur in einem Fall festzustellen sind. Dieser betrifft die Probenahme benthischer Diatomeen in Fließgewässern, die jedoch nach Auffassung von CEN zu tolerieren ist.

1.2.2 Nationale methodische Standards

Bundesweit werden die im vorliegenden RaKon Teil B, Arbeitspapier III beschriebenen biologischen Bewertungsverfahren zur Datenerfassung und zur Wasserkörperbewertung angewandt. Die methodische Vorgehensweise ist den entsprechenden Handlungsanleitungen bzw. Handbüchern beschrieben (s. Kap. C – F).

In den letzten Jahren wurden darüber hinaus neue Bestimmungsschlüssel für Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen veröffentlicht, so dass die taxonomische Bearbeitung dieser biologischen Qualitätskomponenten erleichtert wird und die Möglichkeiten einer zweifelsfreien Ansprache verbessert wurden:

Eiseler, B. (2010): Taxonomie für die Praxis Bestimmungshilfen – Makrozoobenthos (1). Hrsg. LANUV Recklinghausen, LANUV Arbeitsblatt 14, 181 S.

Eiseler, B. (2013): Taxonomie für die Praxis Bestimmungshilfen – Makrozoobenthos (2). Hrsg. LANUV Recklinghausen, LANUV Arbeitsblatt 20, 288 S.

Gutowski, A. & Foerster, J. (2009a): Benthische Algen ohne Diatomeen und Characeen. Feldführer. LANUV-Arbeitsblatt 2, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Recklinghausen, 90 S.

Gutowski, A. & Foerster, J. (2009b): Benthische Algen ohne Diatomeen und Characeen Bestimmungshilfe, LANUV-Arbeitsblatt 9, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Recklinghausen, 474 S.

Hofmann, G., Werum, M. & H. Lange-Bertalot (2012): Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa – Bestimmungsflora Kieselalgen für die ökologische

Praxis. Horst Lange-Bertalot (Hrsg.), 2. Auflage A.R.G.Gantner Verlag LI Rugell, 908 S.

van de Weyer, K., Schmidt, C., Kreimeier, B. & Wassong, D. (2011a): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armelechteralgen und Moose) in Deutschland. Band 1: Bestimmungsschlüssel. Fachbeiträge des LUGV, Heft Nr. 119, Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (Hrsg.), Potsdam, 158 S.

van de Weyer, K., Schmidt, C., Kreimeier, B. & Wassong, D. (2011b): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armelechteralgen und Moose) in Deutschland. Band 2: Abbildungen. Fachbeiträge des LUGV, Heft Nr. 120, Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (Hrsg.), Potsdam, 374 S.

1.2.3 Optimierung der Bewertungsverfahren

Die zur Bewertung angewandten nationalen biologischen Verfahren werden einmal pro Bewirtschaftungszeitraum überprüft. Zeichnet sich bei ihrer flächendeckenden Anwendung, u. a. aufgrund der Plausibilitätsprüfung der Bewertungsergebnisse, Anpassungsbedarf ab, werden die Verfahren bzw. die Verfahrensgrundlagen überprüft, ggf. angepasst und damit weiter optimiert. Beispielsweise wurde zur Bewertung von Fließgewässerwasserkörpern anhand des Makrozoobenthos PERLODES für den 2. Bewirtschaftungsplan weiterentwickelt; die Anpassungen führten jedoch zu keiner Änderung, die eine Überprüfung des Interkalibrierungsergebnisses erforderlich gemacht hätte. Ebenso wurden die Verfahren für Makrophyten und Phytobenthos in Flüssen und Seen angepasst sowie das Verfahren für Phytoplankton in Seen. Diese Anpassungen erfolgten parallel zum Interkalibrierungsprozess und sind im Interkalibrierungsergebnis berücksichtigt. Zur Erhöhung der Bewertungssicherheit beim Phytoplankton wurde weiterhin das PhytoLoss-Verfahren entwickelt, das den Einfluss des Metazooplankton-Grazing berücksichtigt.

1.2.4 Durchführung von Qualitätssicherungsmaßnahmen

Neben der Anwendung der oben genannten methodischen Standards werden in Deutschland verschiedene Maßnahmen, die der Qualitätssicherung dienen, umgesetzt. Im Detail können sich Unterschiede zwischen den Bundesländern ergeben, da die konkrete Anwendung der einzelnen Maßnahmen von den unterschiedlichen Arbeits- und Verwaltungsstrukturen abhängig ist.

Da überwiegend eine Vergabe der biologischen Bestandsaufnahmen an externe Auftragnehmer erfolgt, kommt der **Qualifikation der Auftragnehmer** zu allererst eine wichtige Bedeutung zu. Hier fließt die Eignung, die anhand verschiedener Kriterien, wie u. a. durch Referenzlisten, Fortbildungsnachweise sowie Personalausstattung, beurteilt wird, in die Auftragsvergabe ein. Die **Ausschreibung** erfolgt in der Regel auf Grundlage verfahrens- bzw. komponentenspezifischer Leistungsbeschreibungen, teilweise auch mit Vorgaben zur Kostenkalkulation. Die erfassten, biologischen Daten werden in den einzelnen Bundesländern in Datenbanken archiviert. Eine Pflege der Datenbanksysteme erfolgt kontinuierlich. Die **Plausibilitätsprüfung** übernehmen in den Bundesländern i. d. R. entsprechend ausgebildete Fachbiologen, die sowohl die biologischen Daten als solches, deren Eingabe bzw. -import als auch die Bewertungsergebnisse überprüfen.

Die „Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands“ dient der eindeutigen Benennung und Kodierung der Gewässerorganismen Deutschlands. Damit stellt auch sie ein wichtiges Instrument zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sowie zur Qualitätssicherung dar.

Zunehmend werden seit einigen Jahren verschiedene, **direkte Kontrollen** vorgenommen, die stichprobenartig eingesetzt werden. Diese reichen von Probenahmebesuchen, über Nachbestimmungen von Belegexemplaren (Makrozoobenthos, Makrophyten) oder Dauerpräparaten (Diatomeen), Doppelbeprobungen bis zur Nachbestimmung von Rückstellproben. Für Phytoplanktonuntersuchungen in Binnengewässern wurden bereits mehrfach Ringversuche mit internationaler Beteiligung durchgeführt, die sowohl zur Verbesserung der internen Qualität als auch bei der Vergabe geführt haben.

Um die Qualität der biologischen Datenerfassung auf Dauer sicherzustellen, sind **Fortbildungen** im Bereich der Bestandsaufnahme sowie der Taxonomie unabdingbar. Diese werden zum einen intern in den Bundesländern organisiert; darüber hinaus gibt es mehrere Institutionen in Deutschland, die solche Fortbildungen bundesweit anbieten. Wünschenswert ist der Aufbau bzw. die Erweiterung von bundesweiten **Experten-netzwerken** für die einzelnen Qualitätskomponenten, um die Qualitätssicherung der biologischen Datenerfassung auch langfristig auf eine zuverlässige Basis zu stellen.

2 Überblick über bereits vorliegende oder in der Entwicklung befindliche Standardverfahren biologischer Untersuchungen

2.1 Allgemeine Vorschriften und Probenahme

- DIN EN ISO 5667-1 (2007-04): Wasserbeschaffenheit – Probenahme – Teil 1: Anleitung zur Erstellung von Probenahmeprogrammen und Probenahmetechniken
- DIN EN ISO 5667-3 (2013-03): Wasserbeschaffenheit – Probenahme – Teil 3: Konservierung und Handhabung von Wasserproben
- ISO 5667-6 (2014-07): Water quality – Sampling – Part 6: Guidance on sampling of rivers and streams
- ISO 5667-9 (1992-10): Water quality – Sampling; Part 9: Guidance on sampling from marine waters
- DIN EN 14996 (2006-08): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Qualitätssicherung biologischer und ökologischer Untersuchungsverfahren in der aquatischen Umwelt
- DIN EN 16101 (2012-12): Wasserbeschaffenheit – Anleitung für Vergleichsprüfungen zwischen Laboratorien für ökologische Untersuchungen
- DIN EN 16164 (2013-05): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Gestaltung und Auswahl von taxonomischen Bestimmungsschlüsseln
- DIN EN 16493 (2014-11): Wasserbeschaffenheit – Anforderungen an die Nomenklatur für Aufzeichnungen über Biodiversitätsdaten, taxonomische Checklisten und Bestimmungsschlüssel
- DIN 38402-15 (2010-04): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Allgemeine Angaben (Gruppe A) – Teil 15: Probenahme aus Fließgewässern
- OSPAR Guidelines for monitoring of nutrients and eutrophication effects: JAMP guidelines on quality assurance for biological monitoring in the OSPAR area (Ref.-No. 2002-15)

2.2 Makrozoobenthos

- Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM, Part C Programme for monitoring of eutrophication and its effects, Annex C-8: Soft bottom macrozoobenthos:
<http://helcom.fi/Documents/Action%20areas/Monitoring%20and%20assessment/Mannuals%20and%20Guidelines/Manual%20for%20Marine%20Monitoring%20in%20the%20COMBINE%20Programme%20of%20HELCOM%20PartC%20AnnexC8.pdf>
- DIN EN ISO 10870 (2012-10): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Auswahl von Probenahmeverfahren und -geräten für benthische Makro-Invertebraten in Binnengewässern
- DIN EN 16150 (2012-07): Wasserbeschaffenheit – Anleitung für die pro-rata Multi-Habitat-Probenahme benthischer Makroinvertebraten in Flüssen geringer Tiefe (watbar)
- DIN EN 16260 (2013-01): Wasserbeschaffenheit – Visuelle Meeresbodenuntersuchungen mittels ferngesteuerter Geräte und/oder Schleppgeräten zur Erhebung von Umweltdaten

DIN SPEC 38410-71 (2011-06): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Planung und Erstellung Multimetrischer Indices

OSPAR Guidelines for monitoring of nutrients and eutrophication effects: JAMP Eutrophication Monitoring Guidelines: Benthos (OSPAR Agreement 2012-12)

2.3 Makrophyten/Phytobenthos

DIN EN 13946 (2014-07): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Probenahme und Probenaufbereitung von benthischen Kieselalgen aus Fließgewässern und Seen

DIN EN 14184 (2014-08): Wasserbeschaffenheit – Anleitung für die Untersuchung aquatischer Makrophyten in Fließgewässern

DIN EN 14407 (2014-07): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Bestimmung und Zählung von benthischen Kieselalgen in Fließgewässern und Seen.

DIN EN 15460 (2008-01): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Erfassung von Makrophyten in Seen

DIN EN 15708 (2010-03): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Beobachtung, Probenahme und Laboranalyse von Phytobenthos in flachen Fließgewässern

DIN EN 16260 (2013-01): Wasserbeschaffenheit – Visuelle Meeresbodenuntersuchungen mittels ferngesteuerter Geräte und/oder Schleppgeräten zur Erhebung von Umweltdaten

DIN EN ISO 16665 (2014-06): Wasserbeschaffenheit – Anleitung für die quantitative Probenahme und Probenbearbeitung mariner Weichboden-Makrofauna

DIN EN ISO 19493 (2007-09): Wasserbeschaffenheit – Anleitung für meeresbiologische Untersuchungen von Hartsubstratgemeinschaften

Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM, Part C Programme for monitoring of eutrophication and its effects, Annex C-9: Guidelines for monitoring of phytobenthic plant and animal communities in the Baltic Sea: <http://helcom.fi/Documents/Action%20areas/Monitoring%20and%20assessment/Manuals%20and%20Guidelines/Manual%20for%20Marine%20Monitoring%20in%20the%20COMBINE%20Programme%20of%20HELCOM%20PartC%20AnnexC9.pdf>

OSPAR Guidelines for monitoring of nutrients and eutrophication effects: JAMP Eutrophication Monitoring Guidelines: Benthos (OSPAR Agreement 2012-12)

z. Z. in Erarbeitung:

CEN NWIP 00230298 (2014): Recording extent and density of Zostera and macroalgae beds in the littoral environment

2.4 Phytoplankton

AQS-Merkblätter für die Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (2013): AQS-Merkblatt P8/5 „Probenahme in Seen“ Stand Mai 2013. AQS 19.Lfg. XII/13; Hrsg.: Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Erich Schmidt Verlag. ISBN 978 3 503 03197 9.

DIN EN 15204 (2006-12): Wasserbeschaffenheit – Anleitung für die Zählung von Phytoplankton mittels der Umkehrmikroskopie (Utermöhl-Technik)

- DIN EN 15972 (2011-11): Wasserbeschaffenheit – Anleitung für die quantitative und qualitative Untersuchung von marinem Phytoplankton
- DIN 38412-16 (1985-12): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L) – Teil 16: Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes von Oberflächenwasser (L 16) (wird z. Z. überarbeitet)
- Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM, , Part C Programme for monitoring of eutrophication and its effects, Annex C4 Phytoplankton chlorophyll a:
<http://helcom.fi/Documents/Action%20areas/Monitoring%20and%20assessment/Manuals%20and%20Guidelines/Manual%20for%20Marine%20Monitoring%20in%20the%20COMBINE%20Programme%20of%20HELCOM%20PartC%20AnnexC4.pdf>
- Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM, Part C Programme for monitoring of eutrophication and its effects, Annex C-6: Guidelines concerning phytoplankton species composition, abundance and biomass:
<http://helcom.fi/Documents/Action%20areas/Monitoring%20and%20assessment/Manuals%20and%20Guidelines/Manual%20for%20Marine%20Monitoring%20in%20the%20COMBINE%20Programme%20of%20HELCOM%20PartC%20AnnexC6.pdf>
- Mischke, U. (2014): Handbuch zur Qualitätssicherung des Untersuchungsverfahrens „Phytoplankton zur Bestimmung des Phyto-See-Index“ Stand 14.10.2014; Teilbericht LAWA Projektes O 8.10.
- Nixdorf, B. Hoehn, E., Riedmüller U. & Mischke, U. (2008): Anforderungen an Probenahme und Analyse der Phytoplankton-Biozönosen in Seen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. *Aktuelle Reihe 2/2008*, Gewässerreport Nr. 10: 147-184. Bad Saarow, Freiburg, Berlin. Univ. Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz.
- Nixdorf, B., Hoehn, E., Riedmüller, U., Mischke U. & I. Schönfelder (2010): III-4.3.1 Probenahme und Analyse des Phytoplanktons in Seen und Flüssen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. In: Handbuch Angewandte Limnologie – 27. Erg.Lfg. 2/10 1. S. 1–24
- OSPAR Guidelines for monitoring of nutrients and eutrophication effects: JAMP Eutrophication Monitoring Guidelines: Phytoplankton Species Composition (Ref. No. 1997-5)
- OSPAR: JAMP Eutrophication Monitoring Guidelines: Chlorophyll a in Water (OSPAR Agreement 2012-11) z. Z. in Erarbeitung:
- DIN EN 16695 (Entwurf 2014-02): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Abschätzung des Phytoplankton-Biovolumens
- DIN EN 16698 (Entwurf 2014-02): Wasserbeschaffenheit – Anleitung für die quantitative und qualitative Probenahme von Phytoplankton aus Binnengewässern

2.5 Zooplankton

- DIN EN 15110 Wasserbeschaffenheit Anleitung zur Probenahme von Zooplankton in stehenden Gewässern (M 16)
- Deneke, R., Maier, G., Mischke, U. (2015): Das PhytoLoss-Verfahren: Berücksichtigung des Zooplanktons in der Seenbewertung nach EU-WRRL durch die Ermittlung der Grazing-Effektstärke und anderer Indizes. Anhang zum Endbericht des LAWA-Projektes O 8.12. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2012. 99 S. zzgl. Anhang

2.6 Fischfauna

DIN EN 14962 (2006-07): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Anwendung und Auswahl von Verfahren zur Probenahme von Fischen

DIN EN 14757 (2005-11): Wasserbeschaffenheit – Probenahme von Fisch mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen

DIN EN 14011 (2003-07): Wasserbeschaffenheit – Probenahme von Fisch mittels Elektrizität

Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM, Part C Programme for monitoring of eutrophication and its effects, Annex C-10: Guidelines for fish monitoring sampling methods of HELCOM: http://helcom.fi/Documents/Action%20areas/Monitoring%20and%20assessment/Manuals%20and%20Guidelines/Manual%20for%20Marine%20Monitoring%20in%20the%20COMBINE%20Programme%20of%20HELCOM_PartC_AnnexC10.pdf