



LAWA-AO
Rahmenkonzeption Monitoring

Teil B
Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen

Arbeitspapier III
Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten

Stand 16.03.2016

A. Inhaltsverzeichnis

A. Inhaltsverzeichnis	1
B. Allgemeine Vorbemerkungen	6
Einführung	6
Vorbemerkung zur biologischen Bewertung	7
C. Fließgewässer	8
1 Makrozoobenthos in Fließgewässern.....	8
1.1 Probenahme	8
1.1.1 Typologie und Probenahmezeitpunkt	8
1.1.2 Auswahl der Probestelle	8
1.1.3 Beprobung.....	8
1.1.3.1 Probenahme in durchwatbaren und teilweise durchwatbaren Gewässern.....	8
1.1.3.2 Probenahme in nicht durchwatbaren und/oder dauertrüben Gewässern.....	9
1.1.3.3 Probenahme in Fließgewässern der Typen 10 und 20.....	9
1.1.4 Aufbereitung der Proben.....	9
1.1.4.1 Probenbehandlung im Labor.....	10
1.1.4.2 Probenbehandlung im Freiland.....	10
1.1.4.3 Aufbereitung der Proben der Typen 10 und 20.....	10
1.2 Bestimmung	10
1.3 Bewertung.....	10
1.3.1 Modul „Saprobie“	11
1.3.2 Modul „Allgemeine Degradation“	11
1.3.3 Modul„Versauerung“	12
1.3.4 Verrechnung der Module.....	12
1.3.5 Bewertungssoftware.....	13
1.3.6 Bewertung von HMWB/AWB-Fließgewässern.....	13
1.4 Literatur.....	15
1.5 Anhang	16
1.5.1 Modul Saprobie.....	16
1.5.2 Modul Allgemeine Degradation.....	17
1.5.3 Ankerpunkte der Bewertungsmetrics (Core-Metrics) für das Makrozoobenthos in HMWB/AWB Fließgewässern.....	21
2 Makrophyten & Phytobenthos in Fließgewässern	24
2.1 Probenahme	24
2.1.1 Probenahmezeitpunkt	24
2.1.2 Probenahmestellen.....	25
2.1.3 Beprobung	25
2.2 Bestimmung	25
2.3 Bewertung.....	25
2.3.1 Makrophyten.....	26

2.3.2	Phytobenthos Diatomeen	27
2.3.3	Phytobenthos ohne Diatomeen	27
2.3.4	Gesamtbewertung	27
2.4	Literatur.....	28
2.5	Anhang	29
2.6	Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten nach dem NRW-Verfahren.	30
2.6.1	Geltungsbereich und Differenzierung der Fließgewässertypologie.....	30
2.6.2	Definition und Wuchsformen von Makrophyten.....	31
2.6.3	Probenahme und Bestimmung der Makrophyten.....	32
2.6.4	Klassifikation und Bewertung	33
2.6.5	Bewertung nach dem metrifizierten NRW-Verfahren.....	35
2.6.6	Literatur.....	37
2.7	Anhang	39
2.7.1	Ablaufschema der Fließgewässerbewertung mit Makrophyten nach dem NRW-Verfahren in 5 Schritten.....	39
2.7.2	Kurzanleitung für die Bewertung nach dem metrifizierten NRW-Verfahren... ..	40
3	Phytoplankton in Fließgewässern	41
3.1	Probenahme	41
3.1.1	Probenahmezeitpunkt.....	41
3.1.2	Auswahl und Charakterisierung der Probestellen.....	42
3.1.3	Beprobung.....	42
3.2	Aufbereitung der Proben im Labor.....	43
3.2.1	Chemisch-physikalische Qualitätskomponenten.....	43
3.2.2	Phytoplankton.....	43
3.3	Bewertung.....	44
3.3.1	Bewertungsrelevante Fließgewässertypen.....	44
3.3.2	Bildung des Saisonmittelwertes.....	45
3.3.3	Bewertung nach dem Gesamtindex „Phytoplankton“.....	46
3.3.4	Gesamtbewertung mittels der Auswertungssoftware PhytoFluss.....	48
3.4	Literatur.....	49
4	Fischfauna in Fließgewässern	51
4.1	Probenahme	51
4.1.1	Probennahmezeitpunkt und Rahmenbedingungen.....	51
4.1.2	Auswahl der Probestrecke und Befischungsaufwand.....	52
4.1.3	Ausgestaltung der fischereilichen Probenahme.....	52
4.1.4	Rechtliche Voraussetzungen, erforderliche Genehmigungen.....	53
4.1.5	Aufbereitung der Proben.....	54
4.2	Bewertung.....	54
4.2.1	Bewertung von HMWB/AWB-Fließgewässern.....	55
4.3	Literatur.....	56
5	Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten in Marschengewässern	57
5.1	Makrozoobenthos.....	59

5.1.1	Nicht tideoffene Marschengewässer.....	59
5.1.1.1	Marschengewässer – Benthos – Index (MGBI)	59
5.1.2	Tideoffene Marschengewässer.....	61
5.1.2.1	Bewertungsverfahren Makrozoobenthos für tideoffene Marschengewässer (TOM-Index)	61
5.1.2.2	Ästuartypieverfahren für süßwassergeprägte ästuarine Gewässertypen (AeTV)	63
5.2	Makrophyten	65
5.2.1	Nicht tideoffene Marschengewässer (BEMA-Verfahren).....	65
5.2.2	Tideoffene Marschengewässer (BMT-Verfahren).....	67
5.3	Fische	70
5.3.1	Nicht tideoffene Marschengewässer (MGFI).....	70
5.3.2	Tideoffene Marschengewässer (FAT-FW).....	73
5.4	Literatur.....	76
D.	Seen	79
1	Makrozoobenthos in Seen	79
1.1	Probenahme	79
1.1.1	Auswahl der Probestellen.....	79
1.1.2	Festlegung der Probestellen	79
1.1.3	Probenahmezeitpunkt.....	80
1.1.4	Vorgehensweise bei der Probenahme.....	80
1.1.5	Konservierung der Proben im Gelände.....	81
1.1.6	Ausfüllen des „Feldprotokoll Probenahme Eulitoral“.....	81
1.1.7	Probeaufbereitung im Labor.....	81
1.1.8	Taxonomische Determination und Ergebnisdarstellung.....	82
1.2	Bewertungsverfahren AESHNA.....	82
1.2.1	Typisierung.....	82
1.2.2	Berechnung von Metrics und Bildung eines multimetrischen Bewertungs- indexes.....	82
1.3	Literatur.....	84
2.	Makrophyten & Phytobenthos in Seen	86
2.1	Probenahme	86
2.1.1	Probenahmezeitpunkt.....	86
2.1.2	Probenahmestellen.....	86
2.1.3	Beprobung.....	87
2.2	Auswertung und Bewertung	87
2.3	Literatur:.....	89
2.4	Anhang	90
3.	Phytoplankton in Seen	92
3.1	Probenahme	93
3.1.1	Probenahmezeitpunkt und –frequenz.....	93
3.1.2	Auswahl der Probestelle.....	93
3.1.3	Beprobung.....	93
3.1.4	Aufbereitung der Proben.....	95

3.2	Bewertung.....	95
3.2.1	Einführung.....	95
3.2.2	Biomasse und "Algenklassen"-Metric.....	97
3.2.3	Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI).....	98
3.2.4	Gesamtbewertung Phyto-See-Index (PSI).....	102
3.3	Projektberichte und Literatur	102
4	Fischfauna in Seen	105
4.1	Typologie.....	105
4.2	Site-Modul des DeLFI.....	106
4.3	Type-Modul des DeLFI.....	107
4.4	Metrics	108
4.5	Bewertung.....	109
E.	Übergangsgewässer	113
1	Phytoplankton.....	113
1.1	Literatur.....	113
2	Andere aquatische Flora in Übergangsgewässern (Makrophyten – Angiospermen und Makroalgen)	113
2.1	Gesamtbewertung.....	113
2.2	Seegras (Zostera)	114
2.2.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	114
2.2.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	114
2.2.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	115
2.3	Röhrichte, Brack- und Salzmarschen	115
2.3.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	115
2.3.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	115
2.3.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	115
2.4	Makroalgen	116
2.5	Literatur.....	116
3	Benthische Wirbellosenfauna.....	117
3.1	Gesamtbewertung.....	117
3.2	Benthische Wirbellosenfauna im Eulitoral (Wattflächen) und Sublitoral	117
3.2.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	117
3.2.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	118
3.2.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	118
3.2.4	Literatur.....	118
4	Fischfauna	119
4.1	Gesamtbewertung.....	119
4.1.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	120

4.1.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	120
4.1.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	120
4.1.4	Literatur.....	121
F.	Küstengewässer	122
1	Phytoplankton in Küstengewässern.....	122
1.1	Gesamtbewertung.....	122
1.1.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	122
1.1.1.1	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	122
1.1.2	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?	123
1.1.3	Literatur.....	123
2	Andere aquatische Flora in Küstengewässern (Makrophyten – Angiospermen und Makroalgen).....	123
2.1	Gesamtbewertung.....	123
2.2	Seegras (Zostera).....	124
2.2.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	124
2.2.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	125
2.2.2.1	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	125
2.3	Makroalgen.....	125
2.3.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	125
2.3.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	126
2.3.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	126
2.4	Salzmarschen.....	127
2.4.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	127
2.4.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	127
2.4.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	127
2.5	Literatur.....	127
3	Benthische Wirbellosenfauna.....	129
3.1	Gesamtbewertung.....	129
3.2	Benthische Wirbellosenfauna im Eulitoral (Wattflächen) und Sublitoral der Nordsee.....	129
3.2.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	129
3.2.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	129
3.2.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	130
3.3	Benthos Ostsee (Sublitoral).....	130
3.3.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	130
3.3.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	131
3.3.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	131

3.4	Literatur.....	131
G.	Qualitätssicherung biologischer Daten	133
1	Qualitätssicherung biologischer Daten in Deutschland.....	133
2	Überblick über bereits vorliegende oder in der Entwicklung befindliche Standardverfahren biologischer Untersuchungen.....	137

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 (Fließgewässer², Seen, Übergangs- und Küstengewässer) beschrieben.

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.

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.

² Ausnahme stellen die Marschengewässer dar, für die aufgrund der typologischen Besonderheiten die Bewertungsverfahren für alle biologischen Qualitätskomponenten im Kapitel 5 gemeinsam beschrieben werden.

C. Fließgewässer

1 Makrozoobenthos in Fließgewässern

Die Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials des Makrozoobenthos in Fließgewässern wird mit standardisierten Methoden zur Aufsammlung, Aufbereitung und Auswertung von Makrozoobenthosproben durchgeführt. Grundlagen für die Anwendung der Methoden sind für natürliche Fließgewässer das „Methodische Handbuch Fließgewässerbewertung“ (Meier et al. 2006), für erheblich veränderte Gewässer das „Handbuch zur Bewertung und planerischen Bearbeitung von erheblich veränderten (HMWB) und künstlichen Wasserkörpern (AWB)“ (Döbelt-Grüne et al 2015b) sowie die Bewertungssoftware und das zugehörige Softwarehandbuch zum Bewertungsverfahren Perloides. (verfügbar unter <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>).

1.1 Probenahme

1.1.1 Typologie und Probenahmezeitpunkt

Für die Bewertung auf Grundlage des Makrozoobenthos werden einige der 25 deutschen Fließgewässertypen in weitere Untertypen unterteilt. Insgesamt ergeben sich so 33 (Unter-) Typen (vgl. Arbeitspapier I, Tabelle 1).

Probenahmen im Tiefland und Mittelgebirge sind zwischen Februar und August möglich, in den Alpen und dem Alpenvorland zwischen Februar und Mai. Es wird jedoch empfohlen, Bäche (Einzugsgebiet (EZG) 10-100 km²) von Februar bis April und Flüsse (EZG 100-10.000 km²) von Mai bis Juli zu beproben. Probenahmen in den Bächen und Flüssen der (Vor-) Alpen sind bevorzugt von Februar bis April durchzuführen. Wenn von diesen optimalen Probenahmezeitpunkten abgewichen wird, kann mit einer Verschlechterung des Bewertungsergebnisses gerechnet werden. Von einer Probenahme während einer Hoch- oder Niedrigwasserperiode ist abzusehen. Der jahreszeitliche Aspektwechsel spielt bei den Typen 10 und 20 eine untergeordnete Rolle, so dass ganzjährig repräsentative Untersuchungsergebnisse erzielt werden. Gleichwohl werden einige typische Potamalarten auf Grund ihres speziellen Entwicklungszyklus am besten im Frühsommer nachgewiesen.

1.1.2 Auswahl der Probestelle

Eine geeignete Probestelle spiegelt den Zustand eines längeren Gewässerabschnitts oder eines ganzen Wasserkörpers wider. Die Länge der Probestelle sollte 20 - 50 m in Bächen (EZG 10 - 100 km²) und 50 - 100 m in Flüssen (EZG > 100 - 10.000 km²) betragen, kann jedoch, falls aus Gründen der Repräsentativität notwendig, um bis zu 50 % verlängert werden. Da sich die Wasserkörper der großen Flüsse und Ströme (Typen 10 und 20) z. T. über 50 und mehr Flusskilometer erstrecken, können die Teilproben gemäß PTI – Verfahren mehrere Kilometer auseinander liegen (s.a. Kap. 1.1.3.3).

1.1.3 Beprobung

1.1.3.1 Probenahme in durchwatbaren und teilweise durchwatbaren Gewässern

Bei der Probenahme werden die Substrate proportional zu ihrem Vorkommen an der Probestelle beprobt (Multi-Habitat-Sampling). Grundlage hierfür ist eine Abschätzung des Deckungsgrades der Substrate in 5 %-Stufen. Basierend auf der Abschätzung des Deckungsgrades wird die Zahl der Teilproben für die einzelnen Substrattypen bestimmt. Auf jeweils 5 % Deckungsgrad eines Substrattyps entfällt eine Teilprobe; daraus resultieren 20

Teilproben. Falls vorhanden, werden Substrattypen mit einem Flächenanteil < 5 % für die Beprobung des Gewässers im Rahmen einer 21. Teilprobe berücksichtigt.

In teilweise durchwatbaren Gewässern erfolgt die Substratabschätzung nur für den durchwatbaren (Ufer-)Bereich, die daraus resultierende Verteilung der Teilproben und die spätere Probenahme beschränkt sich ebenfalls auf diesem Bereich.

Für die Probenahme wird ein langstieliger Kescher mit einem rechteckigen Rahmen von 25 x 25 cm und einer Maschenweite von 500 µm verwendet. Für die Entnahme einer Teilprobe wird eine Fläche von 25 x 25 cm (projizierte Rahmenmaße des Keschers) bearbeitet. Dabei wird der Kescher senkrecht zum Gewässerboden aufgesetzt und das Substrat in Fließrichtung vor dem Kescher mit der Hand oder dem Fuß aufgewirbelt (Kicksampling). Die Beprobung erfolgt grundsätzlich entgegen der Fließrichtung beginnend am untersten Ende der Probestelle. Nach Abschluss der Probenahme kann die mineralische Fraktion optional mit Hilfe einer Schwemmtechnik abgetrennt, durchgemustert und im Gelände verworfen werden.

1.1.3.2 Probenahme in nicht durchwatbaren und/oder dauertrüben Gewässern

Bei der Probenahme in nicht durchwatbaren und/oder dauertrüben Fließgewässern können drei verschiedene Methodenvarianten unter Verwendung von Benthoskescher, Bodengreifer, Kastenstecher oder Dredge angewendet werden. Sie gelten ausschließlich für dauertrübe, auch im Uferbereich durch zu große Tiefe oder ungeeignete Substrateigenschaften (Schlamm, Sand) nicht durchwatbare Gewässer der Typen 12, 15, 17, 22 und 23. In Einzelfällen können auch andere Fließgewässertypen betroffen sein. Ziel ist, ein vergleichbares Probenvolumen wie bei Anwendung der Multi-Habitat-Sampling-Methode zu erreichen sowie einen möglichst repräsentativen und vergleichbaren Gewässerabschnitt zu beproben.

1.1.3.3 Probenahme in Fließgewässern der Typen 10 und 20

Hinsichtlich ihrer Größe sowie historisch-biozönotischer, hydrologischer und geomorphologischer Parameter unterscheiden sich große Flüsse so maßgeblich von kleinen und kleinsten Fließgewässern, dass sowohl für die Probenahme, als auch für deren ökologische Auswertung ein eigenständiges Verfahren notwendig ist. Zur Bewertung eines Wasserkörpers werden mindestens 8 quantitative, möglichst homogene Teilproben mit gleicher Technik entnommen. Die Probefläche soll einheitlich stets 0,125 m² (~1/8m²) betragen. Die acht Teilproben entsprechen einer Multi-Habitat-Probe des Verfahrens für kleine Fließgewässer. Die Standorte der Teilproben sollen die ökologischen Verhältnisse auf der gesamten Länge des Wasserkörpers, wenn möglich beidseitig, repräsentieren und können daher mehrere Kilometer auseinander liegen. Bevorzugt sollen stabile Hartsubstrate beprobt werden. Eine repräsentative Untersuchung ist vom Ufer aus auf Niedrigwasserzustände beschränkt. Ganzjährig anwendbar sind dagegen vom Wasserstand unabhängige Untersuchungsmethoden wie z.B. Bodengreifer, Dredge, Air-Lift-Sampler oder künstliche Substrate.

1.1.4 Aufbereitung der Proben

Im Anschluss an die Probenahme kann wahlweise eine Laborsortierung oder eine Lebendsortierung im Freiland durchgeführt werden. Sowohl bei der Labor- als auch bei der Lebendsortierung werden Arten, die aus artenschutzrechtlichen Gründen nicht getötet werden sollen, nach der Bestimmung wieder ins Gewässer gesetzt.

1.1.4.1 Probenbehandlung im Labor

Durch die Entnahme einer definierten Unterprobe kann das zu bearbeitende Probenvolumen reduziert werden. Die Unterprobe wird nach festen Regeln entnommen und muss folgende Kriterien gleichzeitig erfüllen:

- das entnommene Material entspricht mindestens 1/6 der Gesamtprobe und
- die Unterprobe muss mindestens 350 Organismen enthalten.

Wird die Anzahl an Tieren mit der ersten Unterprobeneinheit nicht erreicht, müssen weitere Unterprobeneinheiten solange entnommen werden, bis die Mindestanzahl von Individuen erreicht wird. Über ein Sieb wird das Material der gesamten Unterprobe in zwei Größenfraktionen getrennt: die Grobfraktion (> 2 mm) wird zur weiteren Bearbeitung bereitgestellt, die Feinfraktion (< 2 mm) kann verworfen werden.

1.1.4.2 Probenbehandlung im Freiland

Bei der Lebensortierung im Freiland wird die Probe auf eine oder mehrere Weißschalen verteilt. Die Gesamtprobe kann durch eine Unterprobenahme auf ein für die Lebensortierung angemessenes Maß an Probenmaterial und Individuen reduziert werden. Die Individuenzahlen der einzeln erkennbaren Taxa werden mit Hilfe einer abgestuften Abundanzskala im Gelände gezählt bzw. geschätzt und in einem Feldprotokoll notiert. Von den im Gelände eindeutig bestimmbaren Taxa werden je drei Belegexemplare mitgenommen Ausnahme: Von den übrigen Taxa werden die in der „Taxaliste Lebensortierung“ angegebenen Mindestindividuenzahlen zur Bestimmung ins Labor mitgenommen.

1.1.4.3 Aufbereitung der Proben der Typen 10 und 20

Die Organismen werden mit einer weichen Bürste vollständig vom Substrat entfernt. Auf Hartsubstraten wird ggf. der Bedeckungsgrad koloniebildender Organismen prozentual geschätzt, anhaftende Muscheln werden gezählt. Das gewonnene Tiermaterial wird vor Ort vollständig in Ethanol konserviert, die weitere taxonomische Aufarbeitung der Proben geschieht dann im Labor. Die Angabe der Abundanzen erfolgt getrennt für jede Teilprobe numerisch (Ind./m²). Alternativ können auch die Abundanzen im Gelände geschätzt werden. Es hat sich gezeigt, dass der PTI (Potamontypieindex) auch bei geschätzten Abundanzangaben zuverlässige Ergebnisse liefert. Für die Berechnung der ergänzenden Indices sind quantitative Angaben pro Fläche erforderlich.

1.2 Bestimmung

Die Bestimmung der Organismen erfolgt nach den festgelegten Kriterien der Operationellen Taxaliste (Haase et al. 2006, Haase et al. 2010). Die Taxaliste definiert die Mindestanforderungen an die Bestimmung anhand der Kriterien:

- was taxonomisch nach derzeitigem Kenntnistand möglich ist,
- was vor dem Hintergrund der biologischen Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland notwendig ist und
- was im Rahmen des Routine-Monitorings praktikabel ist.

Der Begleittext zur Operationellen Taxaliste enthält eine Auflistung der notwendigen Bestimmungsliteratur.

1.3 Bewertung

Aus der Artenliste eines zu bewertenden Gewässers können mit Hilfe des modular aufgebauten Bewertungssystems „PERLODES“ folgende Informationen extrahiert und leitbildbezogen bewertet werden:

1.3.1 Modul „Saprobie“

Die Bewertung der Auswirkungen organischer Verschmutzung auf das Makrozoobenthos erfolgt mit Hilfe des gewässertypspezifischen und leitbildbezogenen Saprobienindex nach DIN 38 410 (Friedrich & Herbst 2004). Die Ergebnisse des Saprobienindex werden unter Berücksichtigung typspezifischer Klassengrenzen in eine Qualitätsklasse überführt. Das Ergebnis wird dann als gesichert angesehen, wenn die Abundanzsumme mindestens einen Wert von 20 erreicht (Wert gilt unabhängig von der Ökoregion).

1.3.2 Modul „Allgemeine Degradation“

Dieses Modul spiegelt die Auswirkungen verschiedener Stressoren (Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe) wider, wobei in den meisten Fällen die Beeinträchtigung der Gewässermorphologie den wichtigsten Stressor darstellt. Das Modul ist als Multimetrischer Index aus Einzelindices, so genannten „Core Metrics“, aufgebaut. Die Ergebnisse der typ(gruppen)spezifischen Einzelindices werden zu einem Multimetrischen Index verrechnet und dieser wird abschließend in eine Qualitätsklasse von „sehr gut“ bis „schlecht“ überführt.

Die Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ ergibt sich wie folgt:

- Berechnung der Core Metric-Ergebnisse,
- Umwandlung der einzelnen Ergebnisse in einen Wert zwischen 0 und 1 unter Zuhilfenahme folgender Formel:

$$\text{Wert} = \frac{\text{Metricergebnis} - \text{unterer Ankerpunkt}}{\text{oberer Ankerpunkt} - \text{unterer Ankerpunkt}}$$

- Die oberen und unteren Ankerpunkte eines Metrics entsprechen den Werten 1 (Referenzzustand) und 0 (schlechtester theoretisch auftretender Zustand); Metric-Ergebnisse, die über dem oberen oder unter dem unteren Ankerpunkt liegen werden gleich 1 bzw. 0 gesetzt. Die Ankerpunkte wurden für jeden Metric und jeden Gewässertyp gesondert ermittelt und stehen neben der Auswahl der Core Metrics für die typspezifische Komponente des Verfahrens.
- Der Multimetrische Index wird durch gewichtete Mittelwertbildung aus den Werten der [0;1]-Intervalle der Einzelmetrics berechnet.
- Das Ergebnis des Multimetrischen Index wird für jeden Gewässertyp auf dieselbe Art in die Qualitätsklasse überführt: sehr gut: > 0,8; gut: > 0,6-0,8; mäßig: > 0,4-0,6; unbefriedigend: > 0,2-0,4; schlecht: ≤ 0,2.
- Die Kriterien für die Einstufung des Ergebnisses des Multimetrischen Index als „gesichert“ bzw. „nicht gesichert“ sind abhängig vom Naturraum und von der sich ergebenden Qualitätsklasse (Qk). In den Naturräumen Alpen/ Alpenvorland/ Mittelgebirge (Typen 1-9) muss die Abundanzsumme des Fauna-Index mindestens 20 (Qk „sehr gut“, „gut“, „mäßig“) bzw. 15 (Qk „unbefriedigend“, „schlecht“) betragen, um ein gesichertes Ergebnis zu erhalten. Im Tiefland liegen die Werte bei 15 (Qk „mäßig“ und besser) bzw. 10 (Qk „unbefriedigend“ und schlechter).
- Ausnahmen stellen die Gewässertypen 10 und 20 dar. Bei den Strömen wird das Ergebnis des Metrics „Potamon-Typie-Index“ direkt in eine Qualitätsklasse überführt. Die ergänzenden Indices werden nicht verrechnet, sondern werden zur vertieften Analyse der Ergebnisse herangezogen. Zu Marschengewässer siehe Kapitel 5.

Die Tabellen Anhang 1.5 geben die Core Metrics und Ankerpunkte wieder, die zur Bewertung der einzelnen Fließgewässertypen herangezogen werden.

1.3.3 Modul „Versauerung“

Bei den Gewässertypen, die versauerungsgefährdet sind (Typen 5 und 5.1), wird mit Hilfe dieses Moduls die typspezifische Bewertung des Säurezustandes vorgenommen. Die Berechnung basiert auf den Säureklassen nach Braukmann & Biss (2004) und mündet in der fünfstufigen Einteilung der Säurezustandes. Sofern die Gewässer natürlicherweise nicht sauer sind, wie die Gewässer des Typs 5, entspricht der Säurezustand 1 der Qualitätsklasse „sehr gut“, der Säurezustand 2 der Klasse „gut“, der Säurezustand 3 der Klasse „mäßig“, der Säurezustand 4 der Klasse „unbefriedigend“ und der Säurezustand 5 der Klasse „schlecht“. Für Gewässer des Typs 5.1 wird der Säurezustand 2 als Referenzzustand angenommen. Dementsprechend wird die Qualitätsklasse, welche den Grad der Versauerung beschreibt, um eine Stufe besser angesetzt als der ermittelte Säurezustand (Säurezustand 1 und 2 entsprechen der Qualitätsklasse „sehr gut“, Säurezustand 3 entspricht der Klasse „gut“ usw.).

Das Ergebnis wird dann als gesichert angesehen, wenn die saprobielle Güteklasse „sehr gut“ oder „gut“ und gesichert ist. Sind Gewässer saprobiell belastet, ist das Modul „Versauerung“ nicht anwendbar (siehe hierzu Kapitel 1.3.4

Zum Zwecke der Information erfolgt die Angabe der Säureklassen auch für die Gewässertypen 11 bis 19, wird jedoch bei der Bewertung nicht berücksichtigt.

1.3.4 Verrechnung der Module

Mit Hilfe des Bewertungssystems „PERLODES“ kann die Ökologische Zustandsklasse für 30 der 33 deutschen Fließgewässertypen (inkl. Untertypen) ermittelt werden. Die Bewertungsverfahren für die einzelnen Typen beruhen auf dem gleichen Prinzip, können sich jedoch durch die jeweils verwendeten Kenngrößen und die der Bewertung zu Grunde liegenden Referenzzustände unterscheiden.

„PERLODES“ integriert durch seinen modularen Aufbau den Einfluss verschiedener Stressoren in die Bewertung der ökologischen Qualität eines Fließgewässerabschnitts.

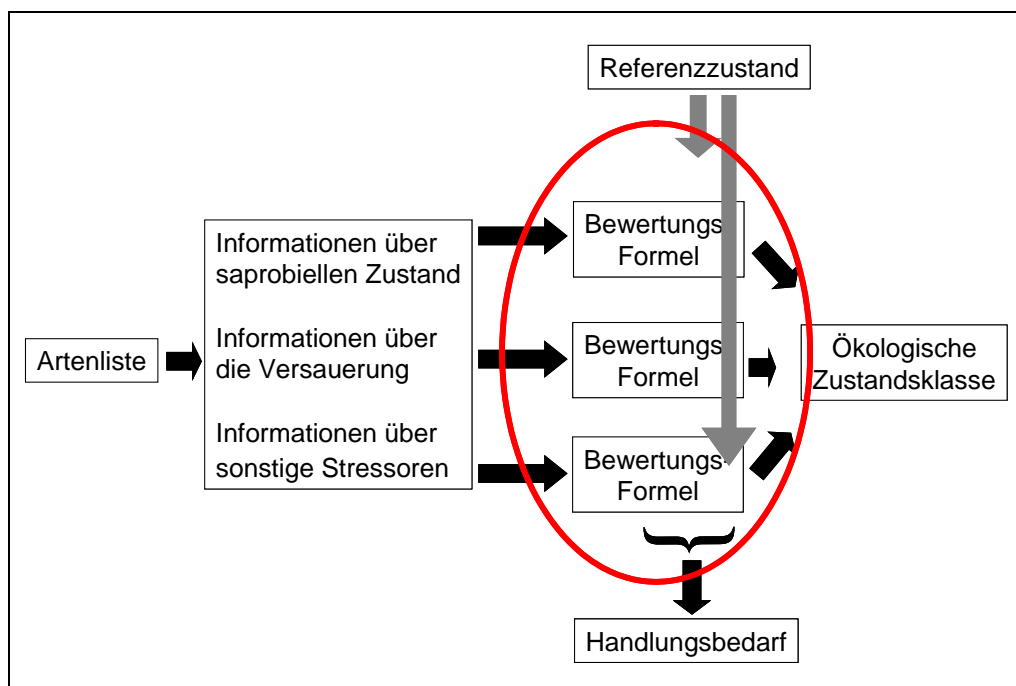


Abb. 1: Schematischer Ablauf der stressorenbezogenen Bewertung von Fließgewässern mittels Makrozoobenthos

Der modulartige Aufbau des Bewertungssystems ermöglicht die Ausgabe von Ergebnissen auf verschiedenen Ebenen.

- **Ebene 1:** Ökologische Zustandsklasse, fünfklassig;
- **Ebene 2:** Ursachen der Degradation (Organische Verschmutzung, Versauerung, Allgemeine Degradation);
- **Ebene 3:** Ergebnisse der einzelnen (bewertungsrelevanten) Core Metrics;
- **Ebene 4:** Ergebnisse von über 200 Metrics zur weiteren Interpretation.

Die abschließende Ökologische Zustandsklasse ergibt sich aus den Qualitätsklassen der Einzelmodule: im Fall einer „sehr guten“ oder „guten“ Qualitätsklasse des Moduls „Saprobie“ bestimmt das Modul mit der schlechtesten Einstufung das Bewertungsergebnis (Prinzip des „worst case“), da in diesen Fällen die Module „Saprobie“, „Allgemeine Degradation“ und „Versauerung“ weitgehend unabhängige Bewertungsergebnisse liefern. Im Fall einer „mäßigen“, „unbefriedigenden“ oder „schlechten“ saprobiellen Qualitätsklasse kann die Saprobie die Ergebnisse der beiden anderen Module stark beeinflussen und zu unplausiblen Ergebnissen führen. Das Modul „Allgemeine Degradation“ kann daher in begründeten Fällen einer Korrektur auf Grundlage von Zusatzkriterien unterzogen werden. Das Modul „Versauerung“ ist in diesem Fall nicht anwendbar: Die Säureklasse wird berechnet und das Modulergebnis wird angezeigt, geht aber nicht in die Berechnung der Ökologischen Zustandsklasse ein.

Die Gesamtbewertung wird daran anschließend durch das Modul mit der schlechtesten Qualitätsklasse bestimmt.

Bei der Bewertung kann im Einzelfall vom rechnerischen Ergebnis abgewichen werden, wenn dies nach Expertenurteil aufgrund der Verhältnisse an der Probestelle oder aufgrund von weiteren für die Messstelle vorliegenden Daten geboten ist. Die Gründe sind zu dokumentieren.

1.3.5 Bewertungssoftware

Das Bewertungssystem PERLODES wird durch ein PC-Programm („ASTERICS“) anwendbar gemacht, das kostenlos im Internet verfügbar ist.

1.3.6 Bewertung von HMWB/AWB-Fließgewässern

Im Gegensatz zur Erreichung des „guten ökologischen Zustandes“ in natürlichen Fließgewässern fordert die EG-WRRL als Bewirtschaftungsziel für erheblich veränderte (HMWB) und künstliche (AWB) Wasserkörper das Erreichen des „guten ökologischen Potenzials“. Die Anpassung und Entwicklung eines Bewertungssystems erfolgte innerhalb eines LAWA-Vorhabens zur „Bewertung von HMWB/AWB-Fließgewässern und Ableitung des HÖP/GÖP“ (Döbelt-Grüne et al 2015a) und orientiert sich an den Grundsätzen der WRRL insbesondere den Inhalten des CIS-Leitfadens sowie der Oberflächengewässerverordnung (OGewV). Im Gegensatz zum „natürlichen“ Wasserkörper, dessen Bewirtschaftungsziel vom natürlichen Zustand abzuleiten ist, wird beim HMWB das Bewirtschaftungsziel über hydromorphologische Maßnahmen und die daraus resultierenden biologischen Werte abgeleitet.

Das **höchste ökologische Potenzial (HÖP)** ist definiert durch die Umsetzung aller technisch machbaren Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung eines Wasserkörpers ohne signifikant negative Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen oder die Umwelt im weiteren Sinne (gemäß Artikel 4 (3) WRRL). Das **gute ökologische Potenzial (GÖP)** ist der Zustand, in dem „die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten geringfügig von den Werten ab[weichen], die für das höchste ökologische Potenzial gelten.“ (WRRL Anhang V Nr. 1.2.5). Gemäß § 5 der OGewV werden für die Ableitung des HÖP eines erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörpers die Referenzbedingungen des Gewässertyps herangezogen, der am ehesten mit dem betreffenden Wasserkörper vergleichbar ist. Dabei müssen jedoch die physikalischen Bedingungen, die sich aus den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Wasserkörpers ergeben, berücksichtigt werden. Für diese Einstufung werden die Fließgewässertypen Deutschlands zu Gewässertypgruppen zusammengefasst, um homogene Einheiten als Basis für die Bewertung des ökologischen Potenzials sowie für die Herleitung von Maßnahmen zu definieren.

Bei der Ermittlung des HÖP/GÖP werden die relevanten Nutzungen für die Gewässertypgruppen in Form von Einzelnutzungen oder Nutzungskombinationen berücksichtigt. Die Nutzungen bilden in Kombination mit den Gewässertypgruppen die Grundlage für die 42 HMWB-Fallgruppen, denen die große Mehrzahl der HMWB Deutschlands zugeordnet werden kann und für die eine Beschreibung des HÖP und GÖP in Form von Steckbriefen vorgenommen wurde (Döbbelt-Grüne et al 2015b, Anhang 1).

Aufbauend auf den – vor dem Hintergrund der spezifizierten Nutzungen - technisch machbaren Maßnahmen werden Habitatbedingungen im HÖP definiert, welche sich aus den Teilbereichen Morphologie, Wasserhaushalt und Durchgängigkeit zusammensetzen. Basierend auf diesen Habitatbedingungen werden biologische Referenzen für die biologischen Qualitätskomponenten festgelegt. Das HÖP für die Bewertung des Makrozoobenthos wurde über die Spannbreiten der Bewertungsmetrics hergeleitet, die diese unter den definierten Habitatbedingungen in den HMWB-Fallgruppen aufweisen. Für jeden Bewertungsmetric der ausgewiesenen HMWB-Fallgruppen wurden dazu neue, spezifische Ankerpunkte festgelegt (Döbbelt-Grüne et al 2015b, Anhang 1.5.3 ff.). Die Anpassung der Ankerpunkte der Bewertungsmetrics für das Makrozoobenthos bildet die Grundlage für die Bestimmung des ökologischen Potenzials der verschiedenen HMWB-Fallgruppen. Ihre Festlegung erfolgte deduktiv unter Berücksichtigung von Referenzwerten der natürlichen Gewässertypen, Überwachungsdaten, Expertenwissen und unter Bezug auf die Habitatbedingungen der einzelnen Fallgruppen. Die Ankerpunkte sind Anhang 2.8 des Handbuchs (Döbbelt-Grüne et al 2015b) zu entnehmen. Die Festlegung der biologischen Ausprägung im GÖP erfolgt für das gesamte MZB-Bewertungsverfahren und wird, analog zum Verfahren der natürlichen Gewässer, durch eine äquidistante ökologische Potenzialeinstufung vorgenommen: Das GÖP wird – je nach Fallgruppe - erreicht bei 20% bis 40% Abweichung vom Maximalwert des HÖP.

Die Bewertung des Makrozoobenthos in HMWB-Gewässern erfolgt analog zu natürlichen Gewässern mit dem Bewertungsprogramm PERLODES über die frei verfügbare Software ASTERICS (Version 4 ff.). Details sind online über das zugehörige Handbuch abrufbar (Software-Handbuch ASTERICS, Version 4 ff., Kapitel 1.2, S. 13 ff.)

In geeigneten Fällen kann alternativ zu dem hier dargestellten Verfahren auch ein naturraumspezifischer Typwechsel sinnvoll sein.

1.4 Literatur

Braukmann, U. & Biss, R. (2004): Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. *Limnologica* 34 (4): 433-450.

CIS-Arbeitsgruppe 2.2 „HMWB (2002): Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern.

Döbbelt-Grüne, S., Koenzen, U., Hartmann, C., Hering, D., Birk, S. (2015a): Endbericht „Bewertung von HMWB/AWB-Fließgewässern und Ableitung des HÖP/GÖP“, http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewasser_und_Kuestengewasser_%28AO%29/O_1.13/index.jsp [Stand Juli 2015]

Döbbelt-Grüne, S., Koenzen, U., Hartmann, C., Hering, D. & S. Birk (2015b): Handbuch zur Bewertung und planerischen Bearbeitung von erheblich veränderten (HMWB) und künstlichen (AWB) Wasserkörpern, Version 3.0. Erstellt im Auftrag der LAWA. Stand Juli 2015.

Friedrich, G. & Herbst, V. (2004): Eine erneute Revision des Saprobien-systems – weshalb und wozu? *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 32 (1): 61-74.

Haase, P., Sundermann, A. & Schindehütte, K. (2006): Informationstext zur Operationellen Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. www.fliessgewaesserbewertung.de [Stand Mai 2011].

Haase, P., Sundermann, A. & Schindehütte, K. (2010): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. www.fliessgewaesserbewertung.de [Stand Mai 2011].

Meier, C., Haase, P., Rolauuffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A. & Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de> [Stand Mai 2011].

Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., Calmano W., Wilken R.-D. & Klapper, H. (Hrsg.): *Handbuch der Limnologie*. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.

Schöll, F., Haybach, A., & König, B. (2005): Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Hydrologie und Wasserwirtschaft* 49 (5), 234 – 247.

Software-Handbuch ASTERICS einschließlich Perloides, Version 4, http://fliessgewaesserbewertung.de/downloads/ASTERICS_Softwarehandbuch_Version4.pdf [Stand Juli 2015]

1.5 Anhang

1.5.1 Modul Saprobie

Anhang 1: Grundzustände und Klassengrenzen des typspezifischen Saprobienindex (Modul „Saprobie“)

Typ = Gewässertyp gemäß Tab. 1 des RaKon-Arbeitspapiers I,

Typ	Grundzustand	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
1.1	1,05	≤1,20	>1,20-1,80	>1,80-2,55	>2,55-3,25	>3,25
1.2	1,20	≤1,35	>1,35-1,90	>1,90-2,60	>2,60-3,30	>3,30
2.1	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
2.2	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
3.1	1,35	≤1,45	>1,45-2,00	>2,00-2,65	>2,65-3,35	>3,35
3.2	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
4	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
5	1,35	≤1,45	>1,45-2,00	>2,00-2,65	>2,65-3,35	>3,35
5.1	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
6	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
6_K	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
7	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
9	1,45	≤1,60	>1,60-2,10	>2,10-2,75	>2,75-3,35	>3,35
9.1	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
9.1_K	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
9.2	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
10	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
11	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
12	1,85	≤2,00	>2,00-2,40	>2,40-2,95	>2,95-3,45	>3,45
14	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
15	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
15_groß	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
16	1,55	≤1,65	>1,65-2,15	>2,15-2,75	>2,75-3,40	>3,40
17	1,75	≤1,85	>1,85-2,30	>2,30-2,90	>2,90-3,45	>3,45
18	1,65	≤1,80	>1,80-2,25	>2,25-2,85	>2,85-3,40	>3,40
19	1,80	≤1,90	>1,90-2,35	>2,35-2,90	>2,90-3,45	>3,45
20	1,80	≤1,90	>1,90-2,35	>2,35-2,90	>2,90-3,45	>3,45
21_Nord	1,95	≤2,05	>2,05-2,45	>2,45-2,95	>2,95-3,50	>3,50
21_Süd	1,60	≤1,70	>1,70-2,20	>2,20-2,80	>2,80-3,40	>3,40
22	1,80	≤1,90	>1,90-2,35	>2,35-2,90	>2,90-3,45	>3,45
23	2,00	≤2,10	>2,10-2,50	>2,50-3,00	>3,00-3,50	>3,50

1.5.2 Modul Allgemeine Degradation

Anhang 2: Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 1-4 (Bäche und Flüsse der Alpen und des Alpenvorlandes)

AP = Ankerpunkt, o = oben, u = unten; Metric-Typen: Z/A = Zusammensetzung/Abundanz, T = Toleranz, V/D = Vielfalt/Diversität, F = Funktionale Metrics; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; # = Anzahl

Metric-Typ	Metric-Name	AP	1.1	1.2	2.1	2.2	3.1	3.2	4
Z/A	EPT-Taxa [%] (HK)	o	≥ 80,0	≥ 75,0	≥ 70,0	≥ 65,0	≥ 75,0	≥ 70,0	≥ 70,0
		u	≤ 20,0	≤ 20,0	≤ 10,0	≤ 10,0	≤ 15,0	≤ 15,0	≤ 15,0
T	Fauna-Index	o	≥ 1,7	≥ 1,0	≥ 1,3	≥ 1,0	≥ 1,2	≥ 0,7	≥ 0,7
		u	≤ 0,0	≤ -1,7	≤ -1,0	≤ -1,8	≤ -1,5	≤ -1,5	≤ -1,8
V/D	# EPTCBO	o			≥ 30	≥ 35	≥ 35	≥ 35	≥ 25
		u			≤ 3	≤ 8	≤ 10	≤ 10	≤ 5
F	Rheoindex (HK)	o	≥ 1	≥ 0,9	≥ 0,9	≥ 0,8	≥ 0,9	≥ 0,8	≥ 0,8
		u	≤ 0,6	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,4	≤ 0,5	≤ 0,4	≤ 0,35

Anhang 3: Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 5-7 sowie des regionalen Untertyps 6_K (Mittelgebirgsbäche)

AP = Ankerpunkt, o = oben, u = unten; Metric-Typen: Z/A = Zusammensetzung/Abundanz, T = Toleranz, V/D = Vielfalt/Diversität, F = Funktionale Metrics; Ind. = mit Individuenzahlen berechnet; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; # = Anzahl; * = eingestufte Taxa = 100 %

Metric-Typ	Metric-Name	AP	5	5.1	6	7	6_K
Z/A	EPT-Taxa [%] (HK)	o	≥ 70,0	≥ 70,0	≥ 65,0	≥ 65,0	≥ 60,0
		u	≤ 20,0	≤ 20,0	≤ 20,0	≤ 20,0	≤ 0,00
	Anzahl EPT-Taxa (# EPT)	o					≥ 20
		u					≤ 10
T	Fauna-Index	o	≥ 1,55	≥ 1,45	≥ 1,40	≥ 1,30	≥ 1,50
		u	≤ -1,10	≤ -1,10	≤ -1,10	≤ -1,10	-<2,00
V/D	Rhitrontypie-Index (RTI)	o					≥ 10
		u					≤ 0
F	Epirhithral-Besiedler [%] (Ind.)*	o			≥ 25,0	≥ 25,0	
		u			≤ 5,0	≤ 5,0	
F	Hyporhithral-Besiedler [%] (Ind.)*	o	≤ 8,00				
		u	≥ 28,0				
F	Rheoindex (HK)	o	>1,00	>1,00	>1,00	>1,00	
		u	≤ 0,60	≤ 0,45	≤ 0,45	≤ 0,55	

Anhang 4: Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 9-9.2 inkl. des regionalen Untertyps 9.1_K (Mittelgebirgsflüsse) sowie der Typen 19 + 21 (Ökoregion unabhängige Typen) und 23 (Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse)

AP = Ankerpunkt, o = oben, u = unten; Metric-Typen: Z/A = Zusammensetzung/Abundanz, T = Toleranz, V/D = Vielfalt/Diversität, F = Funktionale Metrics; Ind. = mit Individuenzahlen berechnet; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; # = Anzahl; * = eingestufte Taxa = 100 %

Metric-Typ	Metric-Name	AP	9	9.1	9.2	9.1_K	19	21	23
Z/A	EPT-Taxa [%] (HK)	o	≥ 70,0	≥ 60,0	≥ 55,0	≥ 60,0	≥ 40,0	≥ 55,0	≥ 15,0
		u	≤ 35,0	≤ 20,0	≤ 25,0	≤ 10,0	≤ 5,0	≤ 7,0	0,0
T	Fauna-Index	o	≥ 1,20	≥ 1,00	≥ 0,90	≥ 1,00	≥ 1,55		
		u	≤ -0,50	≤ -0,60	≤ -0,60	≤ -1,50	≤ -0,15		
T	LTI_quantitativ	o						≤ 2,0	
		u						≥ 4,0	
T	Oligosaprobe [%] (HK)	o							≥ 15,0
		u							0,0
V/D	# EPTCBO	o	≥ 38	≥ 30	≥ 25				
		u	≤ 10	≤ 5	≤ 5				
V/D	# Trichoptera	o					≥ 10		
		u					0		
F	Metarhithral-Besiedler [%] (Ind.)*	o	≥ 35,0		≥ 25,0	≥ 25,0			
		u	≤ 10,0		≤ 5,0	≤ 5,0			
F	Epipotamal-Besiedler [%] (Ind.)*	o							≤ 10,0
		u							≥ 21,0
F	Metapotamal-Besiedler [%] (Ind.)*	o							≤ 10,0
		u							≥ 25,0
F	Phytal-Besiedler [%] (Ind.)*	o						≤ 15,0	
		u						≥ 40,0	
F	Pelal-Besiedler [%] (Ind.)*	o							≥ 25,0
		u							0,0

Anhang 5: Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 14-18 (Bäche und Flüsse im Tiefland) sowie 11 + 12 (Organisch geprägte Bäche und Flüsse)

AP = Ankerpunkt, o = oben, u = unten; Metric-Typen: Z/A = Zusammensetzung/Abundanz, T = Toleranz, V/D = Vielfalt/Diversität, F = Funktionale Metrics; Ind. = mit Individuenzahlen berechnet; HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet; # = Anzahl; * = eingestufte Taxa = 100 %

Metric-Typ	Metric-Name	AP	14	15	15_g	16	17	18	11	12
Z/A	EPT-Taxa [%] (HK)	o	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 60,0	≥ 50,0	≥ 50,0
		u	≤ 15,0	≤ 15,0	≤ 10,0	≤ 20,0	≤ 15,0	≤ 15,0	≤ 5,0	0,0
T	Fauna-Index	o	≥ 1,30	≥ 1,20	≥ 1,20	≥ 1,80	≥ 1,10	≥ 1,30	≥ 1,10	≥ 0,70
		u	≤ -1,00	≤ -0,40	≤ -1,30	≤ -0,20	≤ -0,10	≤ -1,00	≤ -0,70	≤ -0,80
V/D	# Trichoptera	o	≥ 10	≥ 12	≥ 10	≥ 12	≥ 12	≥ 10	≥ 9	≥ 7
		u	≤ 2	0	0	≤ 2	0	≤ 2	0	0
F	Litoral-Besiedler [%] (Ind.)*	o		≤ 4,0	≤ 10,0	≤ 2,0	≤ 4,0	≤ 2,0		
		u		≥ 25,0	≥ 35,0	≥ 20,0	≥ 30,0	≥ 28,0		
F	Pelal-Besiedler [%] (Ind.)*	o				≤ 1,0				
		u				≥ 20,0				

1.5.3 Ankerpunkte der Bewertungsmetrics (Core-Metrics) für das Makrozoobenthos in HMWB/AWB-Fließgewässern

Erklärungen

Kürzel	Nutzung	Kürzel	Metrik
BmV	Urbanisierung und Hochwasserschutz mit Vorland	DFI	Aufschlag für den Deutschen Fauna Index EQR-Wert
BoV	Urbanisierung und Hochwasserschutz ohne Vorland	XY_o	Metrik XY, oberer Ankerpunkt
Brg	Bergbau	XY_u	Metrik XY, unterer Ankerpunkt
Hws	Hochwasserschutz	#EPTCBO	Anzahl EPTCBO-Taxa
Kult	Kulturstau	#TRICH	Anzahl Trichoptera-Taxa
LuH	Landentwässerung und Hochwasserschutz	%EPTHK	Anteil EPT-Taxa (Häufigkeitsklassen)
Sff	Schifffahrt auf freifließenden Gewässern	ER	Anteil Epirhithralbesiedler
Ssg	Schifffahrt auf staugeregelten Gewässern	LITT	Anteil Littoralbesiedler
Wkr	Wasserkraft	MR	Anteil Metarhithral
		PTI	Potamon-Typie-Index
		RHEO	Rheindex

Anhang 6: Core-Metrics und Ankerpunkte des Typs 1.2 (Alpenflüsse)

Alpenflüsse (LAWA-Typ 1.2 ^a)					
	DFI	%EPTHK_o	%EPTHK_u	RHEO_o	RHEO_u
Hws	0,08	72,0	10,0	0,98	0,45
Wkr	0,12	67,0	10,0	0,85	0,30

^a Die selben Ankerpunkte erlauben auch eine Bewertung von LAWA-Typ 1.1 (Bäche der Kalkalpen).

Anhang 7: Core-Metrics und Ankerpunkte der Typen 5, und 7 (grobmaterialreiche Mittelgebirgsbäche), 5.1, 6, 6k (Feinmaterialreiche Mittelgebirgsbäche) und 2.1, 2.2, 3.1, 3.2 (Voralpengewässer)

Grobmaterialreiche Mittelgebirgsbäche (LAWA-Typen 5, 6, 7)							
	DFI	%EPTHK_o	%EPTHK_u	ER_o	ER_u	RHEO_o	RHEO_u
BmV	0,08	70,3	9,0	24,1	11,0	1,00	0,45
BoV	0,15	61,0	6,0	18,6	8,0	1,00	0,48
Hws	0,10	70,3	9,0	24,1	11,0	1,00	0,43
LuH	0,08	70,3	9,0	24,1	11,0	1,00	0,43
Wkr	0,12	63,4	8,5	19,8	8,5	0,98	0,40

Feinmaterialreiche Mittelgebirgsbäche (LAWA-Typen 5.1, 6k)							
	DFI	%EPTHK_o	%EPTHK_u	ER_o	ER_u	RHEO_o	RHEO_u
BmV	0,14	60,0	10,0	17,0	3,0	1,00	0,25
BoV	0,17	55,0	5,0	12,0	3,0	1,00	0,40
LuH	0,11	60,0	10,0	20,0	3,0	1,00	0,30
Wkr	0,16	60,0	10,0	12,0	3,0	0,80	0,10

Voralpengewässer (LAWA-Typen 2.1, 2.2, 3.1, 3.2 ^b)							
	DFI	%EPTHK_o	%EPTHK_u	RHEO_o	RHEO_u	#EPTCBO_o	#EPTCBO_u
BmV	0,18	63,0	4,0	1,00	0,45	31,0	5,0
BoV	0,21	61,0	3,0	1,00	0,48	28,5	4,5
Hws	0,21	60,0	3,0	1,00	0,43	31,0	5,0
Wkr	0,22	58,0	2,0	0,80	0,30	25,0	2,0

^b Die Ankerpunkte konnten nicht für LAWA-Typ 3.2 (Kleine Flüsse der Jungmoräne des Alpenvorlandes) plausibilisiert werden (keine HMWB in Projektdatenbank).

Anhang 8: Core-Metrics und Ankerpunkte der Typen 9 (Mittelgebirgsflüsse), 9.1, 9.1k, 9.2 (Karbonatische und große Mittelgebirgsflüsse) und 4 (große Flüsse des Alpenvorlandes)

Mittelgebirgsflüsse (LAWA-Typ 9)							
	DFI	%EPTHK_o	%EPTHK_u	#EPTCBO_o	#EPTCBO_u	MR_o	MR_u
BmV	0,06	71,9	25,0	36,0	8,5	33,5	8,5
BoV	0,09	65,5	23,2	31,5	6,5	29,3	5,5
Hws	0,08	71,9	25,0	31,5	6,5	33,5	8,5
LuH	0,08	71,9	25,0	36,0	8,5	33,5	8,5
Sff	0,10	65,5	23,2	32,5	7,5	29,5	7,0
Ssg	0,15	63,1	22,5	31,5	6,5	29,3	5,5
Wkr	0,09	65,5	23,2	36,0	8,5	33,5	8,5

Karbonatische und große Mittelgebirgsflüsse (LAWA-Typen 9.1, 9.1k, 9.2)							
	DFI	%EPTHK_o	%EPTHK_u	#EPTCBO_o	#EPTCBO_u	MR_o	MR_u
BmV	0,08	57,1	16,5	26,0	3,5	23,1	5,0
BoV	0,15	52,7	15,0	21,3	2,5	20,6	2,5
Hws	0,08	58,1	17,5	26,0	3,5	23,5	6,0
LuH	0,08	58,1	17,5	26,0	3,5	23,5	6,0
Sff	0,12	53,8	15,0	22,5	2,5	20,9	4,0
Ssg	0,15	52,7	14,2	21,3	2,5	20,6	2,5
Wkr	0,12	53,8	17,0	22,5	4,0	20,9	4,0

Große Flüsse des Alpenvorlandes (LAWA-Typ 4)							
	DFI	%EPTHK_o	%EPTHK_u	RHEO_o	RHEO_u	#EPTCBO_o	#EPTCBO_u
Hws	0,05	60,0	15,0	0,85	0,40	22,0	5,0
Wkr	0,07	60,0	10,0	0,65	0,35	22,0	5,0

Anhang 9: Core-Metrics und Ankerpunkte der Typen 11, 14, 16, 18, 19 (Tieflandbäche)

Tieflandbäche ^c (LAWA-Typen 11 ^d , 14, 16, 18, 19 ^d)							
	DFI	%EPTHK_o	%EPTHK_u	#TRICH_o	#TRICH_u	LITT_o	LITT_u
BmV	0,12	43,4	6,5	9,3	0,5	5,5	13,0
BoV	0,20	36,8	3,0	5,6	0,0	5,5	13,0
Brg	0,14	42,5	5,0	8,0	0,5	5,5	13,0
Hws	0,12	43,4	6,5	9,3	0,5	5,5	13,0
Kult	0,18	39,0	4,0	6,9	0,0	5,5	13,0
LuH	0,12	46,0	4,0	10,0	0,0	3,0	15,0
Wkr	0,20	36,8	3,0	5,6	0,0	8,0	15,0

^c Für LAWA-Typ 21 (Seeausflussgeprägte Bäche) sind keine HMWB-Ankerpunkte definiert.

^d Bewertungsmetrik Littoralbesiedler (LITT) wird nicht bei der Bewertung von LAWA-Typ 11 (Organisch geprägte Bäche) sowie LAWA-Typ 19 (Kleine Niedrigungsgewässer in Fluss- und Stromtälern) genutzt.

Anhang 10: Core-Metrics und Ankerpunkte der Typen 15, 15g, 17 (Tieflandsflüsse) und 12 (Organisch-geprägte Tieflandsflüsse)

Tieflandsflüsse (LAWA-Typen 15, 17, 15_groß)							
	DFI	%EPTHK_o	%EPTHK_u	#TRICH_o	#TRICH_u	LITT_o	LITT_u
BmV	0,12	54,9	5,5	10,5	0,5	0,0	21,0
BoV	0,20	49,0	4,0	5,6	0,0	0,0	21,0
Brg	0,12	54,9	5,5	10,5	0,5	0,0	21,0
Hws	0,12	49,2	3,0	7,8	0,0	0,0	21,0
Kult	0,18	50,0	5,5	7,0	0,0	0,0	21,0
LuH	0,12	51,4	4,5	8,1	0,0	0,0	21,0
Sff	0,16	51,4	4,5	8,1	0,0	0,0	21,0
Ssg	0,20	49,0	4,0	5,6	0,0	0,0	21,0
Wkr	0,16	51,3	4,7	6,5	0,0	0,0	21,0

Organisch-geprägte Tieflandsflüsse (LAWA-Typ 12)					
	DFI	%EPTHK_o	%EPTHK_u	#TRICH_o	#TRICH_u
Hws	0,12	40,0	5,0	6,8	0,5
Kult	0,18	35,9	5,0	5,0	0,5
LuH	0,12	40,0	5,0	6,8	0,5
Wkr	0,16	38,3	4,5	5,6	0,0

Anhang 11: Core-Metrics und Ankerpunkte der Typen 10 und 20 (Ströme des Mittelgebirges und Tieflandes)

Ströme des Mittelgebirges und Tieflandes (LAWA-Typen 10, 20)		
	PTI_o	PTI_u
Sff	1,80	5,00
Ssg	2,10	4,80
Wkr	1,80	5,00

2 Makrophyten & Phytobenthos in Fließgewässern

Die Qualitätskomponente Makrophyten & Phytobenthos eignet sich in Fließgewässern zur Anzeige der Abweichung der vorgefundenen benthischen Pflanzengesellschaft vom Referenzzustand (Artenzusammensetzung und Abundanz), zur Bewertung der Trophie sowie der strukturellen Degradation (Wasserpflanzen als Strukturelement). Zusätzlich sind Degradationen durch Versauerung oder Versalzung indizierbar. Zur Umsetzung der Anforderungen nach WRRL ist in den letzten Jahren im Auftrag von BMBF und LAWA für Fließgewässer in Deutschland ein nationales Verfahren entwickelt worden (Schaumburg et al. 2004a, b. Schaumburg et al. 2012). Dieses erlaubt die typspezifische Bewertung nach WRRL und stützt sich auf die drei Teilkomponenten Makrophyten (inklusive Moose und Armleuchteralgen), benthische Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen (PoD). Die Kombination der Makrophyten als Langzeitindikatoren mit benthischen Diatomeen als Kurzzeitindikatoren und sonstigen benthischen Algen als intermediäre Gruppe bezüglich der zeitlichen Indikation ermöglicht eine integrierende ökologische Bewertung der benthischen Gewässerflora. Die Bewertung ist auch möglich, wenn ein oder zwei Teilkomponenten an einem Gewässerabschnitt nicht vorzufinden sind, was in der Praxis sehr häufig vorkommt. Allein schon aus diesem Grund werden alle drei Teilkomponenten benötigt. Das Verfahren ist für natürliche Fließgewässer entwickelt. Für künstliche und stark veränderte Gewässer ist ggf. eine Modifikation erforderlich, die noch zu erarbeiten wäre.

Die genaue Handlungsanweisung für das Bewertungsverfahren der Gewässervegetation in der jeweils aktuellen Fassung findet sich auf der Homepage des Bayerischen Landesamtes für Umwelt

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

2.1 Probenahme

2.1.1 Probenahmezeitpunkt

Makrophyten, benthische Diatomeen und sonstige benthische Algen werden in der Regel bei einer einmaligen Probenahme zur Hauptvegetationszeit der Makrophyten zwischen Mitte Juni und Anfang September im Gelände erfasst. Die Probenahme sollte bei niedrigem Wasserstand und möglichst nach mehrwöchig stabilen hydrologischen Bedingungen erfolgen. Frühere und spätere Probennahmen sind für die Makrophyten ungünstig, da sich die Pflanzen noch nicht ausreichend entwickelt haben bzw. bereits absterben. Der Bearbeiter / die Bearbeiterin der Makrophyten (Bestimmung weitgehend im Gelände) kann ebenfalls die Beprobung für die Diatomeen und das PoD durchführen, die dann ggf. zur Weiterbearbeitung an Spezialisten vergeben werden können.

Für die Diatomeen gelten folgende Abweichungen: In den durch ein alpines Abflussregime geprägten Gewässern stellt der Spätwinter den besten Zeitraum für die Probenahme der Diatomeen dar. Bei versauerungsgefährdeten Fließgewässern der Typen 5 und 5.1 erfolgt die Probenahme im Frühjahr, etwa 2 – 4 Wochen nach der Schneeschmelze.

2.1.2 Probenahmestellen

Zur Untersuchung der Makrophyten werden repräsentative Gewässerabschnitte von mindestens 100 m Länge ausgewählt. Die Probenahmestellen für die benthischen Diatomeen und der Untersuchungsabschnitt für das Phytobenthos ohne Diatomeen sind innerhalb dieses Abschnittes zu wählen. Beprobte wird in kleineren Gewässern möglichst die gesamte durchwatbare Gewässersohle, in größeren Gewässern nur die erreichbaren Randbereiche ergänzt durch Proben, die mit einem Rechen genommen werden. Ggf. ist auch der Einsatz eines Bootes von Vorteil, aber nicht obligatorisch. Einzelheiten sind in der Handlungsanleitung zum Verfahren beschrieben (Schaumburg et al. 2012).

2.1.3 Beprobung

Die Diatomeenprobenahme findet vor den Begehungen für die Makrophyten- und Phytobenthoskartierung statt, um das Probenmaterial aus einem möglichst ungestörten Bereich entnehmen zu können. Für die benthische Diatomeenprobe werden 10 Parallelproben des Diatomeenaufwuchses auf gewässertypischen Substraten zu einer Mischprobe vereint. Die Proben müssen aus einer dauerhaft von Wasser überfluteten Tiefenzone entnommen werden. Bereiche mit extrem starker Strömung wie auch ufernahe Stillwasserzonen sind zu meiden. Die Mischprobe wird 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 und ist detailliert in der Handlungsanleitung zum Verfahren beschrieben (Schaumburg et al. 2012).

Die Makrophyten werden so weit möglich vor Ort bestimmt. Für jede Art wird die Häufigkeit mittels einer fünfstufigen Skala nach KOHLER (1978) (Abundanzklassen von 1 bis 5) halbquantitativ geschätzt, wobei zwischen submersen und emersen Beständen differenziert werden muss. Makrophyten, die nicht vor Ort identifiziert werden können, werden mit Spezialliteratur im Labor bis auf Artniveau (nach-) bestimmt.

Zur Erfassung der sonstigen benthischen Algen werden alle makroskopisch sichtbaren Wuchsformen bzw. alle mit makroskopisch sichtbarem Aufwuchs bewachsenen Substrate beprobt. Zu jeder dieser Unterproben wird der Deckungsgrad angegeben. Die Bestimmung der Arten erfolgt im Labor unter dem Mikroskop. Die Häufigkeiten werden auf einer fünfstufigen Skala geschätzt. Dafür müssen die Angaben zum Deckungsgrad der jeweiligen Unterproben mit den Häufigkeitsschätzungen bei der mikroskopischen Analyse kombiniert werden. Das Vorgehen ist ausführlich im „Feldführer“ (Gutowski & Foerster 2009a) beschrieben.

2.2 Bestimmung

Zusammenfassende, anwenderfreundliche Bestimmungshandbücher, die auf das Bewertungsverfahren abgestimmt sind, sind für eine effiziente Bearbeitung notwendig und liegen inzwischen vor (Gutowski & Foerster 2009, Hofmann et al. 2011, van de Weyer et al. 2011a, b).

2.3 Bewertung

Prinzipiell sind die Bewertungsmodule für die drei 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), außerdem werden abhängig vom Gewässertyp weitere Indices berücksichtigt. Beim PoD werden 4 typspezifische Artengruppen (Referenzarten, indifferente bei geringer Belastung, indifferente bei erhöhter Belastung und Störzeiger) unterschieden. Bei den Diatomeen wird lediglich eine Gruppe von typspezifischen Referenzarten angegeben. Außerdem erfolgt die Berechnung des Trophieindex nach Rott et al (1999) bzw. in einem Gewässertyp des Saprobieindex nach Rott et al. (1997). Als Zusatzkriterien dienen der Anteil der Versauerungszeiger sowie der Halobienindex nach Ziemann et al. (1999)

Für jede Teilkomponente sind Abschneidekriterien definiert, die eine unsichere Einstufung verhindern sollen.

Tab. 1: Bewertungskriterien und Indices der Teilkomponenten Makrophyten / Phytobenthos

Makrophyten	Phytobenthos ohne Diatomeen	Phytobenthos Diatomeen
Referenzindex auf Basis von Indikator-Artengruppen bestandsbildende Arten Taxazahl Evenness Makrophytenverödung Helophytendominanz Gesamtquantität <i>Myriophyllum spicatum</i> und <i>Ranunculus ssp.</i>	Bewertungsindex auf Basis von Indikator-Artengruppen Taxazahl	Referenzartensumme Trophie-Index Saprobien-Index (nur 1 Typ) Halobienindex (Versalzung) Versauerungszeiger

2.3.1 Makrophyten

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:

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

Anschließend erfolgt die Berechnung des Referenzindex aus den Indikatorwerten der nachgewiesenen Arten (3 Gruppen: Referenzarten, indifferente / tolerante Arten und Störzeiger). Degradationszeiger mit hohen Anteilen (=bestandsbildende Arten) bewirken eine Erniedrigung des Indexwertes. Weitere Bewertungskriterien, die - typabhängig - zu einer Verringerung des Indexwertes führen können, sind eine geringe Taxazahl, niedrige Werte der Evenness, Helophytendominanz und hohe Gesamtquantität von *Myriophyllum spicatum* und *Ranunculus spec.* 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 so genannte Makrophytenverödung handelt. In diesem Fall wird für die Teilkomponente Makrophyten der schlechteste Indexwert herangezogen.

2.3.2 Phytobenthos Diatomeen

Die Bewertung der Diatomeen erfolgt in folgenden Schritten:

- Berechnung der Referenzartensumme; Massenvorkommen typspezifischer Referenzarten werden durch eine Abwertung der Referenzartensumme berücksichtigt
- Berechnung des Trophie-Index (in einem Typ stattdessen der Saprobienindex)
- Berechnung des Diatomeenindex durch arithmetische Mittelwertbildung der beiden Indizes.

Die weiteren Diatomeen-Indices fließen ggf. in die Gesamtbewertung des Moduls Makrophyten und Phytobenthos ein: Überschreitet der Halobienindex oder die Summenhäufigkeit der Versauerungszeiger bestimmte Werte, wird das Ergebnis der Gesamtbewertung entsprechend abgestuft.

2.3.3 Phytobenthos ohne Diatomeen

Für die Bewertung der sonstigen benthischen Algen werden zunächst die Häufigkeitsangaben quadriert. Anschließend wird der Bewertungsindex aus den Indikatorwerten der nachgewiesenen Arten (4 Gruppen: Referenzarten, indifferente bei geringer Belastung, indifferente bei erhöhter Belastung und Störzeiger) berechnet.

2.3.4 Gesamtbewertung

Für die Gesamtbewertung der Biokomponente Makrophyten und Phytobenthos werden zunächst der Referenzindex (Makrophyten) und der Bewertungsindex (Phytobenthos ohne Diatomeen) auf eine Skala von 0 bis 1 umgerechnet. Die Gesamtbewertung für Fließgewässer erfolgt dann durch arithmetische Mittelung der Einzelergebnisse der drei Teilkomponenten, die die Kriterien für eine gesicherte Bewertung erfüllt haben. Überschreiten der Artenanteil der Versauerungszeiger oder der Halobienindex bestimmte Werte, wird das Gesamtergebnis entsprechend abgestuft, d.h. der gute Zustand ist dann nicht erreicht. 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. Werden nur zwei Teilkomponenten angetroffen oder liefern nur zwei Teilkomponenten eine gesicherte Bewertung, wird das Mittel der beiden vorgefundenen Teilkomponenten ermittelt. Beim Vorkommen von nur einer Teilkomponente kann ebenfalls eine Bewertung vorgenommen werden. Grundsätzlich ist die Bewertung umso sicherer, je mehr Teilkomponenten eingehen. Den Werten des Makrophyten- und Phytobenthos-Index für Fließgewässer sind typabhängig die Zustandsklassen nach WRRL zugeordnet.

Bei der Bewertung kann im Einzelfall vom rechnerischen Ergebnis abgewichen werden, wenn dies nach Expertenurteil aufgrund der Verhältnisse an der Probestelle oder aufgrund von weiteren für die Messstelle vorliegenden Daten geboten ist. Die Gründe sind zu dokumentieren.

Im Rahmen des LAWA-geförderten Projekts wurde die Software „PHYLIB“ zur Berechnung der Ergebnisse der einzelnen Teilkomponenten und des Gesamtergebnisses entwickelt. Diese steht in der jeweils aktuellen Version den Anwendern zum Download auf der Homepage des Bayerischen Landesamtes für Umwelt zur Verfügung.

2.4 Literatur

- 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. & Lange-Bertalot, H. (2011): Diatomeen im Süßwasser von Mitteleuropa – Bestimmungsflores Kieselalgen für die ökologische Praxis, Über 700 der häufigsten Arten und ihre Ökologie. Horst Lange-Bertalot (Hrsg.), A.R.G. Gantner Verlag LI Rugell, 908 S.
- Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft + Stadt* 10/2: 73–85.
- Rott, E., Binder, N., Van Dam, H., Ortler, K., Pall, K., Pfister, P., Pipp, E. (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation und autökologische Anmerkungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien: 1–248.
- Rott, E., Hofmann, G., Pall, K., Pfister, P., Pipp, E. (1997): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 1: Saprobienindikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien: 1–73.
- 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., Schranz, C., Foerster, J., Gutowski, A., Hofmann, G., Meilinger, P., Schneider, S., Schmedtje, U. (2004b): Ecological Classification of Macrophytes and Phytobenthos for Rivers in Germany according to the Water Framework Directive. – *Limnologica* 34 (4): 283-301, Jena.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Vogel, A., & Gutowski, A. (2012): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos, Stand Januar 2012, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 192 S. http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/phylib_deutsch/verfahrensanleitung/index.htm
- van de Weyer, K., Schmidt, C., Kreimeier, B. & Wassong, D. (2011a): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen 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, Armleuchteralgen und Moose) in Deutschland. Band 2: Abbildungen. Fachbeiträge des LUGV, Heft Nr. 120, Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (Hrsg.), Potsdam, 374 S.
- Ziemann, H., Nolting, E., Rustige, K.H. (1999): Bestimmung des Halobienindex. – In: Von Tümpling, W., Friedrich, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung 2: 310–311.

2.5 Anhang

Klassengrenzen der typspezifischen Bewertung des ökologischen Zustandes Makrophyten & Phytobenthos unterteilt nach den biozönotischen Ausprägungen der Teilmodule Makrophyten, Phytobenthos-Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen

Biozönotische Ausprägung ⁷	Ökologische Zustandsklassen				
	1	2	3	4	5
MRK	1,00 – 0,70	0,69 – 0,50	0,49 – 0,25	0,24 – 0,03	0,02 – 0,00
MP	1,00 – 0,75	0,74 – 0,35	0,34 – 0,10	0,09 – 0,01	0,00 – 0,00
MPG	1,00 – 0,85	0,84 – 0,50	0,49 – 0,25	0,24 – 0,03	0,02 – 0,00
MRS	1,00 – 0,75	0,74 – 0,55	0,54 – 0,30	0,29 – 0,05	0,04 – 0,00
TR _k	1,00 – 0,75	0,74 – 0,50	0,49 – 0,25	0,24 – 0,03	0,02 – 0,00
TR _m	1,00 – 0,65	0,64 – 0,40	0,39 – 0,15	0,14 – 0,01	0,00 – 0,00
TR _g	1,00 – 0,55	0,54 – 0,30	0,29 – 0,05	0,04 – 0,01	0,00 – 0,00
TN _k	1,00 – 0,63	0,62 – 0,50	0,49 – 0,25	0,24 – 0,05	0,04 – 0,00
TN _m	1,00 – 0,58	0,57 – 0,40	0,39 – 0,20	0,19 – 0,03	0,02 – 0,00
TN _g	1,00 – 0,60	0,59 – 0,35	0,34 – 0,10	0,09 – 0,01	0,00 – 0,00
D 1.1	1,00 – 0,70	0,69 – 0,49	0,48 – 0,27	0,26 – 0,09	0,08 – 0,00
D 1.2	1,00 – 0,67	0,66 – 0,39	0,38 – 0,27	0,26 – 0,09	0,08 – 0,00
D 2	1,00 – 0,78	0,77 – 0,52	0,51 – 0,23	0,22 – 0,08	0,07 – 0,00
D 3	1,00 – 0,67	0,66 – 0,43	0,42 – 0,24	0,23 – 0,08	0,07 – 0,00
D 4	1,00 – 0,73	0,72 – 0,44	0,43 – 0,27	0,26 – 0,09	0,08 – 0,00
D 5	1,00 – 0,67	0,66 – 0,43	0,42 – 0,24	0,23 – 0,08	0,07 – 0,00
D 6	1,00 – 0,61	0,60 – 0,40	0,39 – 0,24	0,23 – 0,08	0,07 – 0,00
D 7	1,00 – 0,61	0,60 – 0,40	0,39 – 0,24	0,23 – 0,08	0,07 – 0,00
D 8.1	1,00 – 0,56	0,55 – 0,39	0,38 – 0,24	0,23 – 0,08	0,07 – 0,00
D 8.2	1,00 – 0,56	0,55 – 0,39	0,38 – 0,24	0,23 – 0,08	0,07 – 0,00
D 9.1	1,00 – 0,80	0,79 – 0,55	0,54 – 0,23	0,22 – 0,11	0,10 – 0,00
D 9.2	1,00 – 0,71	0,70 – 0,51	0,50 – 0,20	0,19 – 0,09	0,08 – 0,00
D 10.1	1,00 – 0,61	0,60 – 0,42	0,41 – 0,25	0,24 – 0,08	0,07 – 0,00
D 10.2	1,00 – 0,60	0,59 – 0,40	0,39 – 0,24	0,23 – 0,08	0,07 – 0,00
D 11.1	1,00 – 0,69	0,68 – 0,46	0,45 – 0,26	0,25 – 0,08	0,07 – 0,00
D 11.2	1,00 – 0,69	0,68 – 0,46	0,45 – 0,26	0,25 – 0,08	0,07 – 0,00
D 12.1	1,00 – 0,61	0,60 – 0,43	0,42 – 0,24	0,23 – 0,08	0,07 – 0,00
D 12.2	1,00 – 0,61	0,60 – 0,43	0,42 – 0,24	0,23 – 0,08	0,07 – 0,00
D 13.1	1,00 – 0,78	0,77 – 0,61	0,60 – 0,45	0,44 – 0,14	0,13 – 0,00
D 13.2	1,00 – 0,78	0,77 – 0,61	0,60 – 0,45	0,44 – 0,14	0,13 – 0,00
PB 1	1,00 – 0,70	0,69 – 0,44	0,43 – 0,27	0,26 – 0,14	0,13 – 0,00
PB 2	1,00 – 0,80	0,79 – 0,55	0,54 – 0,30	0,29 – 0,20	0,19 – 0,00
PB 3	1,00 – 0,80	0,79 – 0,55	0,54 – 0,30	0,29 – 0,20	0,19 – 0,00
PB 4	1,00 – 0,87	0,86 – 0,73	0,72 – 0,56	0,55 – 0,17	0,16 – 0,00
PB 5	1,00 – 0,80	0,79 – 0,55	0,54 – 0,40	0,39 – 0,20	0,19 – 0,00
PB 6	1,00 – 0,80	0,79 – 0,60	0,59 – 0,40	0,39 – 0,20	0,19 – 0,00
PB 9	1,00 – 0,75	0,74 – 0,60	0,59 – 0,40	0,39 – 0,25	0,24 – 0,00

PB 10	1,00 – 0,75	0,74 – 0,60	0,59 – 0,40	0,39 – 0,25	0,24 – 0,00
PB 11	1,00 – 0,75	0,74 – 0,60	0,59 – 0,40	0,39 – 0,25	0,24 – 0,00
PB 12	1,00 – 0,75	0,74 – 0,60	0,59 – 0,40	0,39 – 0,25	0,24 – 0,00

⁷ Zur Bezeichnung der biozönotischen Ausprägung s. Arbeitspapier I

2.6 Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten nach dem NRW-Verfahren

Da in der Anfangsphase der Makrophytenbewertung entsprechend den Anforderungen der WRRL die Bewertungsergebnisse von Phylib für einige Fließgewässertypen – vor allem im Tiefland nicht immer plausible und nachvollziehbare Ergebnisse ergaben, wurde in Nordrhein-Westfalen (NRW) begonnen, das dort bereits zuvor eingesetzte Bewertungsverfahren an die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie anzupassen. Im Jahr 2001 erschien erstmals die „Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie“ (LUA NRW 2001a). In den Folgejahren wurde das Verfahren kontinuierlich weiter entwickelt. Außerdem erfolgte eine Metrifizierung der LAWA-Typen 5, 14 und 15 als Grundlage für die Interkalibrierung, die 2015 erfolgreich abgeschlossen wurde (Birk & van de Weyer 2015). Der aktuelle Stand des NRW-Verfahrens, der mit finanzieller Beteiligung der Bundesländer NRW, Sachsen und Sachsen-Anhalt entstand, wurde Ende 2015 als LANUV-Arbeitsblatt 30 (LANUV 2015) veröffentlicht und beinhaltet neben dem klassischen Bewertungsverfahren zusätzlich für alle bearbeiteten LAWA-Fließgewässertypen auch eine Bewertung nach dem metrifizierten Verfahren. Für letzteres ist in Kooperation mit den oben genannten Bundesländern die Entwicklung einer Auswertungssoftware in Vorbereitung, die voraussichtlich Ende 2016 verfügbar sein wird. Das im folgenden beschriebene Verfahren wird in einigen Bundesländern parallel zu Phylib (vgl. Kapitel 2) zur Plausibilisierung der Makrophytenbewertung genutzt.

2.6.1 Geltungsbereich und Differenzierung der Fließgewässertypologie

Das Verfahren gilt für Fließgewässer, die im Rahmen der WRRL bearbeitet werden, und beinhaltet folgende Fließgewässertypen (s. nachfolgende Tab.).

Tab. 2: Differenzierte LAWA-Fließgewässertypen für Nordrhein-Westfalen nach Pottgiesser & Sommerhäuser 2008 (ergänzt um Strömungsverhalten)

LAWA-TYP	LAWA-TYP
5	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
5.1	Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
6	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
7	Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
9	Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
9.1	Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
9.2, rhithral	Rhithrale, große Flüsse des Mittelgebirges
9.2, potamal	Potamale, große Flüsse des Mittelgebirges
11	Organisch geprägte Bäche

LAWA-TYP	LAWA-TYP
12	Organisch geprägte Flüsse
14, rhithral	Rhithrale, sandgeprägte Tieflandbäche
14, potamal	Potamale, sandgeprägte Tieflandbäche
15, rhithral	Rhithrale, sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse
15, potamal	Potamale, sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse
15g, rhithral	Große, rhithrale, sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse
15g, potamal	Große, potamale, sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse
16	Kiesgeprägte Tieflandbäche
17, rhithral	Rhithrale, kiesgeprägte Tieflandflüsse
17, potamal	Potamale, kiesgeprägte Tieflandflüsse
18, rhithral	Rhithrale, löss-lehmgeprägte Tieflandbäche
18, potamal	Potamale, löss-lehmgeprägte Tieflandbäche
19, rhithral	Rhithrale, kleine Niederungsfießgewässer in Fluss- und Stromtälern
19, potamal	Potamale, kleine Niederungsfießgewässer in Fluss- und Stromtälern

rhithral: überwiegend schnell fließend, potamal: überwiegend langsam fließend

Für das Tiefland ist zur Bewertung mittels Makrophyten wie bei Phylib eine weitere Differenzierung in rhithrale und potamale Gewässerabschnitte erforderlich (LANUV 2008, Schaumburg et al. 2012: s. hier Verfahrenbeschreibung zur Unterscheidung in potamale und rhithrale Abschnitte).

2.6.2 Definition und Wuchsformen von Makrophyten

Makrophyten umfassen nach Weber-Oldecop (1974) alle makrophytischen Phanerogamen und Kryptogamen (Bryophyta, Rhodophyta, Charophyta, Chlorophyta, Lichenes), die zumindest teilweise Submersformen bzw. Wasserformen ausbilden. Morphologisch lassen sich in Anlehnung an Wiegleb (1991) die folgenden Wuchsformen unterscheiden (s. a. van de Weyer 1999):

- I Rhizophyten (im Sediment wurzelnde Pflanzen)
 - I.1 Helophyten (Sumpfpflanzen)
 - I.2 Hydrophyten (Wasserpflanzen)
- II Pleustophyten (Wasserschweber)
- III Haptophyten (Haftpflanzen: Moose, Rot- und Grünalgen, Flechten)

Für viele der in Deutschland vorkommenden aquatischen Makrophyten findet sich im LANUV-Arbeitsblatt 30 (LANUV 2015) eine Tabelle mit einer Übersicht der Wuchsformen. Hierbei wird für jede Art die für die Bewertung relevante Wuchsform angegeben. *Potamogeton alpinus* kann z.B. als Batrachide, Nymphaeide oder als Magnopotamide vorkommen, für die Bewertung wird die Art als Magnopotamide eingestuft. Zusätzlich finden sich Angaben zur Gefährdung gemäß Roten Listen (BFN 1996, Jäger & Hoffmann 1997) und

Einstufung gemäß FFH-Richtlinie (MUNLV NRW 2004, Ssymank et al. 1998). Außerdem wird angegeben, ob es sich um Neophyten (eingebürgert oder unbeständig) handelt (van de Weyer & Hussner 2008, Hussner et al. 2010).

2.6.3 Probenahme und Bestimmung der Makrophyten

Die Allgemeinen Rahmenbedingungen für die Durchführung der Probenahmen, die Festlegung der Untersuchungsstrecken und die Auswahl der geeigneten Methodik erfolgen grundsätzlich analog zur Makrophytenuntersuchung nach Phylib. Im Folgenden wird nur auf Unterschiede und Besonderheiten bei der Durchführung der NRW-Methode eingegangen. Das genaue Vorgehen ist im LANUV-Arbeitsblatt 30 (LANUV 2015) beschrieben.

Ablauf der Probenahme

Anfang und Ende der Probeflächen werden festgelegt und nachvollziehbar dokumentiert (z.B. durch Erfassung der Geo-Koordinaten). Bei den Probenahmen werden alle Gefäßpflanzen, Moose und Armeleuchteralgen (Characeen) erfasst. Zusätzlich werden folgende Algen berücksichtigt, wenn sie mit bloßem Auge erkennbare Bestände ausgebildet haben: *Hildenbrandia rivularis*, *Batrachospermum* spp., *Lemanea* / *Paralemanea* spp., *Enteromorpha* spp. Ebenfalls werden Bestände folgender Grünalgen erfasst, wenn die Fäden eine Länge von > 0,5 m aufweisen: *Cladophora* spp., *Oedogonium* spp., *Rhizoclonium* spp., *Spirogyra* spp. Es werden alle Taxa berücksichtigt, die komplett im Wasser wachsen (aquatische Formen) oder die bei Mittelwasser zumindest im Gewässer wurzeln (Helophyten).

Manche Bestände können direkt bei der Probenahme bis auf Artniveau bzw. bis auf das für die Bewertung erforderliche Niveau bestimmt werden; andernfalls müssen für eine Nachbestimmung im Labor geeignete Exemplare entnommen werden. Bei Lemniden-Beständen werden dazu repräsentative Proben abgeschöpft. Alle Taxa werden in einem Vor-Ort-Protokoll erfasst. Darin wird auch angegeben, ob das Taxon emers (als Helophyt) oder aquatisch vorkommt. Kommt eine Art sowohl emers (als Helophyt) als auch aquatisch vor, werden die Bestände separat voneinander notiert. Es ist nicht notwendig, bei der Probenahme die spezielle Wuchsform der Pflanze zu erfassen, da die jeweils bewertungsrelevante Wuchsform fest zugeordnet ist. Es ist aber zwingend erforderlich, zwischen „aquatisch“ und „emers“ zu unterscheiden.

Weiterhin muss in dem Vor-Ort-Protokoll für jedes Taxon und getrennt nach emersen, submersen und Schwimmblatt-Beständen die Häufigkeit bezogen auf den erfassten Untersuchungsabschnitt angegeben werden. Für die Häufigkeitsschätzungen gibt es verschiedene Methoden. Für die quantitative Erfassung der Makrophyten in Fließgewässern gemäß EG-WRRL sollten die beiden Schätzskalen der Häufigkeit nach Kohler (1978a) **und** des Deckungsgrades nach Londo (1974) unabhängig voneinander verwendet werden.

Sollten zwei oder mehrere Arten den gleichen Wert nach Kohler (1978a) bzw. Londo (1974) aufweisen, ist auf dem Vor-Ort-Protokoll zu notieren, welche Art dominant ist. Ebenso muss die Gesamtdeckung der Makrophytenbestände im Untersuchungsabschnitt angegeben werden. Wenn der Untersuchungsabschnitt makrophytenfrei (0% Deckung) oder makrophytenarm (<2%) ist, muss ggf. eine weitere Untersuchung an anderer Stelle des Wasserkörpers erfolgen. Es empfiehlt sich, bei der Probenahme zu prüfen, ob in den benachbarten Abschnitten (also 100 m ober- und unterhalb der Probestrecke) Makrophyten vorkommen, und die Untersuchung ggf. dort durchzuführen. Weitere Angaben zur Erfassung von Makrophyten finden sich bei van de Weyer (1999).

Erforderliche Zusatzangaben im Vor-Ort-Protokoll

Zusätzlich zur Taxaliste müssen allgemeine Angaben zum Untersuchungsabschnitt im Vor-Ort-Protokoll (Breite, Tiefe, Beschattung, Substrate etc.) erhoben werden. Die Kartierer

sollten mit der LAWA-Typologie und der Unterscheidung rithral - potamal vertraut sein, um die vorgegebene Typ-Einstufung im Gelände überprüfen zu können und ggf. entsprechende Bemerkungen im Vor-Ort-Protokoll zu notieren. Da für die Bewertung makrophytenarmer sowie makrophytenfreier Untersuchungsabschnitte die Naturnähe eingeschätzt werden muss, sollte das Vor-Ort-Protokoll entsprechende Angaben beinhalten.

Probenkonservierung und Beschriftung, Bestimmung und Nomenklatur

Die Bestimmung der meisten Sippen kann im Gelände erfolgen. Hierzu wurde ein separater Bestimmungsschlüssel erarbeitet (van de Weyer & Schmidt 2011). Bei kritischen Sippen werden Frischproben entnommen und im Labor nachbestimmt; der Transport kann in angefeuchteten Plastiktüten erfolgen. Zur Konservierung werden Moose und Flechten an der Luft getrocknet und in gefalteten Papiertüten aufbewahrt. Höhere Pflanzen und Armeleuchteralgen werden zwischen Papier gepresst und anschließend auf Herbarbögen geklebt, Rot- und Grünalgen in Alkohol oder durch Zugabe von Lugol'scher Lösung konserviert und dunkel gelagert. Rotalgen können auch tiefgefroren werden. Alle Proben müssen eindeutig beschriftet werden; üblicherweise werden folgende Angaben gemacht: Fundort, Standort, Funddatum und Sammler.

2.6.4 Klassifikation und Bewertung

Die Bewertung umfasst mehrere Schritte und erfolgt gewässertypspezifisch anhand der Tabellen 5 – 19p im Anhang zum Arbeitsblatt 30 (LANUV 2015). Zuerst wird die Gesamtdeckung der Makrophytenbestände im Untersuchungsabschnitt ermittelt oder aus dem Vor-Ort-Protokoll abgelesen.

Makrophytenarme bzw. makrophytenfreie Untersuchungsabschnitte

Diese Gewässerstrecken stellen hinsichtlich der Bewertung einen Sonderfall dar. Gewässerabschnitte, die keine oder nur sehr wenige Makrophyten (< 2%) aufweisen, können bei kompletter Beschattung des Gewässers und bei Fehlen struktureller und stofflicher Belastungen als „sehr gut“ bewertet werden. Im umgekehrten Fall können makrophytenfreie bzw. –arme Gewässerabschnitte (< 2% Bedeckung) ohne Beschattung oder mit Teilbeschattung und mit einer nachweislich starken Gewässerbelastung als verödet bzw. verarmt eingestuft und als „schlecht“ (ohne Makrophyten) bzw. „unbefriedigend“ (Makrophytendeckung < 2%) bewertet werden. Liegen in diesen Fällen keine belastbaren Erkenntnisse über die Belastungssituation vor, ist das Ergebnis mit „unklar“ zu bewerten.

Untersuchungsabschnitten mit mindestens 2% Makrophytenbedeckung

In diesen Fällen erfolgt die weitere Klassifikation. Dazu werden die Dominanzverhältnisse bestimmt und daraus der **Vegetationstyp** ermittelt. Im nächsten Schritt, der Bewertung, werden die Anteile der **Störzeiger** und der **Gütezeiger** sowie die **Anzahl der Wuchsformen** für die Bestimmung des ökologischen Zustands herangezogen.

Für jeden untersuchten Abschnitt erfolgt die Zuordnung zu einem der folgenden Vegetationstypen anhand der dominanten Wuchsform:

- *Berula-Nasturtium-Apium-Veronica*-Typ*
- *Sparganium emersum*- Gesellschaft*
- *Potamogeton polygonifolius-Juncus bulbosus-Nitella flexilis-Utricularia* -Gesellschaft*
- *Groenlandia-Ranunculus trichophyllus*-Typ*
- Groß-Laichkraut-Typ*
- Myriophylliden-Typ der Mittelgebirge von Bächen und kleinen Flüsse (bis ca. 10 m Breite)*

- Myriophylliden-Typ der Mittelgebirge von großen Flüssen (ab ca. 10 m Breite)*
- Myriophylliden-Typ des Tieflandes*
- Callitricho-Myriophylletum alterniflori*
- *Callitriche platycarpa/stagnalis/cophocarpa*-Typ*
- *Scapania*-Typ *
- *Platyhytnidium riparioides-Fontinalis antipyretica*-Typ*
- Kalk-Moos-Typ
- *Chara spp.*-Typ
- Makrophytenfreier Typ (große Flüsse ab 10 m Breite)
- Elodeiden-*Ceratophyllum*-Typ
- Parvopotamiden-Typ
- Callitrichetum obtusangulae
- Lemniden-Typ
- *Nitella mucronata*-Typ
- *Leptodictyum*-Typ
- *Octodiceas*-Typ
- Langfädiger Grünalgen-Typ
- Thermophiler Neophyten-Typ
- Helophyten-Typ

* Vegetationstyp entspricht dem Leitbild

Die **Vegetationstypen, die dem Leitbild entsprechen**, werden je nach Ausprägung den ökologischen Zustandsklassen sehr gut, gut bzw. mäßig zugeordnet. Die Zuordnung zu den ökologischen Zustandsklassen erfolgt anhand des Anteiles von Störzeigern. Im sehr guten Zustand fehlen Störzeiger bzw. sie sind nur in Einzelexemplaren vorhanden. Im guten Zustand treten Störzeigern mit geringen Anteilen auf. Im mäßigen Zustand sind Makrophyten, die dem Leitbild entsprechen, und Störzeiger mit gleichen Mengenanteilen vorhanden.

Die **Vegetationstypen, die nicht dem Leitbild entsprechen**, werden je nach Ausprägung den ökologischen Zustandsklassen mäßig, unbefriedigend bzw. schlecht zugeordnet. Die Differenzierung erfolgt anhand der Anzahl der vorhandenen Wuchsformen.

Die Bewertung der typischen **Vegetationseinheit potamaler Fließgewässer**, der *Sparganium emersum*-Gesellschaft, erfolgt anhand der Anzahl der vorhandenen Wuchsformen und des Anteils von Gütezeigern (Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in oligo-schwach eutrophen Fließgewässern).

In einem Ablaufschema (s. 2.7.1) wird das klassische Bewertungsverfahren anhand der Tabellen 5 – 19p (s. Anlage im LANUV-Arbeitsblatt 30) vorgestellt.

Weitere Details zur Definition des Vegetationstyps nach dem Dominanzprinzip, zum Umgang mit der Anzahl der Wuchsformen und zur Bewertung von Stör- und Gütezeigern sind ebenfalls im Arbeitsblatt 30 (LANUV 2015) ausgeführt.

Plausibilisierung der Bewertung

Jede unkritische Anwendung von Bewertungsverfahren ist problematisch. Deshalb müssen formal durchgeführte Bewertungen plausibilisiert werden, um Fehlbeurteilungen zu verhindern. Dabei können die folgenden Fragen hilfreich sein:

- Wie sieht die Gewässerstruktur im Wasserkörper aus?
- Liegen thermische oder stoffliche Belastungen (z.B. durch Pestizide oder chemisch-physikalische Parameter, insbesondere Chlorid oder Nährstoffe) vor?
- Liegen hydraulische Belastungen vor? Sind die Substrate lagestabil?
- Erfolgte vor kurzem eine Mahd im Gewässer oder im Uferbereich?
- Wie ist der Ausbauzustand des Gewässers, wie oft und wie intensiv wird es unterhalten?
- Wie ist das Umfeld ober- und unterhalb der Untersuchungsstrecke strukturiert?
- Gab es vor kurzem ein Hochwasserereignis, einen Störfall?
- Gibt es deutliche Abweichungen zu Ergebnissen aus Voruntersuchungen?

In bestimmten Fällen kann von der formalen Bewertung um eine Zustandsklasse (positiv bzw. negativ) abgewichen werden, sofern eine plausible Begründung vorliegt (subjektives Korrektiv). Kriterien für die begründete Abweichung von der formalen Bewertung können z.B. die Gesamtdeckung, der Anteil von Güte- bzw. Störzeigern oder die Anzahl der Wuchsformen sein.

2.6.5 Indikation von Defiziten und Vorschläge für die Maßnahmenplanung

Das NRW-Verfahren indiziert nicht nur ökologische Zustandsklassen, sondern gibt auch Hinweise auf Beeinträchtigungen der Fließgewässer und zielführende Maßnahmen zur ökologischen Verbesserung. Insbesondere Rhithralisierung bzw. Potamalisierung von Fließgewässern werden durch den verwendeten vegetationskundlichen Ansatz gut abgebildet, aber auch Eutrophierung, thermische Belastung und strukturelle Degradation.

Für den LAWA-Typ 19p sind beispielhaft die folgenden Beeinträchtigungen und Maßnahmen aufgeführt:

Anthropogen erhöhte Fließgeschwindigkeit: Leitbildkonforme Maßnahmen zur Verringerung der Fließgeschwindigkeit sowie typkonforme Abflussregulierung

Anthropogen erhöhte Fließgeschwindigkeit und nicht leitbildkonforme Substrate: Leitbildkonforme Maßnahmen zur Verringerung der Fließgeschwindigkeit sowie typkonforme Abflussregulierung; Entfernung nicht typspezifischer Hart-Substrate (z.B. Wasserbausteine)

Anthropogen verringerte Fließgeschwindigkeit: Leitbildkonforme Maßnahmen zur Erhöhung der Fließgeschwindigkeit sowie typkonforme Abflussregulierung

Hochwüchsige Helophyten: Anthropogen verringerte Fließgeschwindigkeit: Leitbildkonforme Maßnahmen zur Erhöhung der Fließgeschwindigkeit sowie typkonforme Abflussregulierung; niedrigwüchsige Helophyten (*Glyceria fluitans*, *Agrostis* spp.) und Beweidung des Fließgewässers: Anlage von Uferrandstreifen

Hydromorphologische Degradation: Leitbildkonforme Maßnahmen zur Erhöhung der Strömungsdiversität, Tiefen- und Breitenvarianz

Eutrophierung: Maßnahmen zur Verringerung der trophischen Belastung

Thermische Belastung: Leitbildkonforme Maßnahmen zur Verringerung thermischer Belastungen (Reduzierung der Einleitungen von Sumpfungswässern) und typkonforme Dynamisierung des Abflusses

Eutrophierung und hydromorphologische Degradation: Leitbildkonforme Maßnahmen zur Verringerung der trophischen Belastung; Maßnahmen zur Erhöhung der Strömungsdiversität, Tiefen- und Breitenvarianz

Ursachenanalyse bei Makrophytenverödung: Sind die Substrate in Folge anthropogen erhöhter Fließgeschwindigkeit lageinstabil? Liegt eine stoffliche Belastung vor?

2.6.6 Bewertung nach dem metrifizierten NRW-Verfahren

Das Arbeitsblatt 30 (LANUV 2015) enthält im Anhang eine metrifizierte Version der Auswertetabellen M5 – M19pS, die im Hinblick auf die erfolgte Interkalibrierung des Verfahrens erforderlich war (Birk & van de Weyer 2015). Hierbei wurde das Bewertungsverfahren in verschiedene Module unterteilt. Dieses Vorgehen dient auch der in 2016 geplanten Entwicklung einer Software für eine EDV-gestützte Auswertung der Taxalisten.

Im Einzelnen werden bei der Bewertung mit den Tabellen M5–M19pS die folgenden Arbeitsschritte unterschieden:

- 1. Berechnung der Gesamtdeckung**
- 2. Auswertung der Referenzarten 1 und 2**
- 3. Auswertung und Berechnung der Ecological Quality Ratio (EQR) je Modul**
 - Eutrophierung
 - Potamalisierung 1
 - Potamalisierung 2
 - Rhithralisierung 1
 - Rhithralisierung 2
 - thermische Belastung

Im Gegensatz zum klassischen Verfahren ist es für die Bewertung mit den metrifizierten Tabellen erforderlich, die Summe der Häufigkeiten bzw. Deckungswerte je Modul und die Gesamthäufigkeit bzw. Gesamtdeckung aller Arten zu berechnen. Für die Bewertung der einzelnen Module ist der Quotient aus der Summe der einzelnen Deckungsgrade der relevanten Zeigerarten durch den Gesamt-Deckungsgrad an der Messstelle relevant. Beim Modul Potamalisierung 2 (Helophyten) fließen nur Quotienten mit Werten von $> 0,5$ in die Bewertung ein.

Aus den Quotienten – und falls dann noch nicht eindeutig differenziert, ergänzt durch die Anzahl der relevanten Wuchsformen – wird in der Tabelle der entsprechende EQR für jedes Modul separat ermittelt. Die Endbewertung erfolgt abschließend durch Verschneidung der Bewertungen der einzelnen Module, wobei immer die schlechteste Bewertung eines einzelnen Moduls maßgeblich ist (worst-case-Ansatz).

Abweichend von diesem Verfahren erfolgt die Bewertung der Sparganium emersum-Gesellschaft für potamale Gewässertypen in einer separaten Tabelle durch eine Zuordnung

der Anzahl der Wuchsformen in Kombination mit dem Anteil der Gütezeiger. Separat wird auch der Myriophylliden-Typ von Flüssen der Mittelgebirge unter Berücksichtigung der Großlaichkräuter und Eutrophierungszeiger bewertet.

Wie beim klassischen Verfahren gelten auch hier Gewässerabschnitte mit weniger als 2 % Makrophytenbedeckung als makrophytenfrei bzw. makrophytenarm. Diese Gewässerstrecken können bei kompletter Beschattung und fehlender struktureller und stofflicher Belastung ebenfalls als natürlich makrophytenfrei mit „sehr gut“ bewertet werden. Liegt dagegen die Makrophytenbedeckung trotz ausreichendem Lichtzutritt an der Messstelle unter 2 % und sind Belastungen des Gewässers bekannt, sind diese Gewässerstrecken mit „unbefriedigend“ bzw. „schlecht“ zu bewerten. Liegen dagegen keine gesicherten Informationen über eventuelle Belastungen des Gewässers vor, ist der Zustand mit „unklar“ zu bewerten.

In einer Kurzanleitung (s. 2.7.2) werden die einzelnen Arbeitsschritte des NRW-Verfahrens zur Ermittlung der EQR bzw. der Ökologischen Zustandsklasse (ÖKZ) anhand der metrifizierten Tabellen M5–M19p dargestellt. Weitere Informationen zum metrifizierten Bewertungsverfahren sind im Arbeitsblatt 30 (LANUV 2015) enthalten.

2.6.7 Literatur

Bellack, E., Birk, S., Linnenweber, C. (2012): Bewertung erheblich veränderter Fließgewässer in Deutschland. Wasser und Abfall 12/2012: 37-40.

BFN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) (1996): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 744 S., Bonn-Bad Godesberg.

Birk, S., Weyer, K. van de (2015): Bericht zur Interkalibrierung des NRW-Verfahrens zur Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW, Lebendige Gewässer, s. unter: <http://www.flussgebiete.nrw.de/index.php/Projekte NRW> und <http://www.wasserblick.net/servlet/is/151563/>

Hussner, A., Weyer, K. van de, Gross, E., Hilt, S. (2010): Eine Übersicht über die aquatischen Neophyten in Deutschland – Etablierung, Auswirkungen und Managementperspektiven. Handbuch Angewandte Limnologie – 27. Erg. Lfg. 4/10: 1-27.

Jäger, E., Hoffmann, M. (1997): Schutzwürdigkeit von Gefäßpflanzen aus arealkundlicher Sicht, Z. Ökologie u. Naturschutz 6: 225-232.

Kohler, A. (1978a): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft und Stadt 10: 73-85.

LANUV (2008): Fortschreibung des Bewertungsverfahrens für Makrophyten in Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EG-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LANUV Arbeitsblatt 3: 78 S. & Anhang, Recklinghausen, s. unter: www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/arbeitsblatt/arbla3/arbla3start.htm,

LANUV (2015): NRW-Verfahren zur Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten – Fortschreibung und Metrifizierung, LANUV Arbeitsblatt 30, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Recklinghausen, Dezember 2015, s. unter: www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/arbeitsblatt/

Londo, G. (1974): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. In: Knapp, R. (ed.): Sampling methods in vegetation science: p. 45-49. W. Junk Publishers, The Hague/Boston/London.

LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) 2001a: Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LUA NRW, Merkblätter 30: 106 S., Essen, s. unter: www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/lieferbareveroeffentlichungen/vls.htm,

MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) NRW (2004): Lebensräume und Arten der FFH-Richtlinie in Nordrhein-Westfalen: 170 S., Düsseldorf

Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M.(2008): Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der Steckbriefe der Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätskomponenten (Teil B). Stand April 2008: <http://wasserblick.net/servlet/is/18727/>

Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Vogel, A., Gutowski, A. unter Mitarbeit von K. van de weyer & Uwe Koenzen (2012): Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Teilvorhaben Makrophyten & Phytobenthos. Bayerisches Landesamt f. Umwelt: 554 S., s. unter: http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet/seen/phylib_deutsch/publikationen/doc/weiterentw_biol_untverf_uba.pdf,

Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C., Schröder, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53: 560 S, Bonn-Bad Godesberg.

Weber-Oldecop, D. W. (1974): Makrophytische Kryptogamen in der oberen Salmonidenregion der Harzbäche. Arch. Hydrobiol. 74: 82-86.

Weyer, K. van de (1999): Makrophyten. In: Tümpling, W. von, Friedrich, G. (Hrsg.): Methoden der biologischen Gewässeruntersuchung, Bd. 2: 198-219, G. Fischer, Jena/Stuttgart/Lübeck/Ulm.

Weyer, K., van de, Schmidt, C. (2011): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armeleuchteralgen und Moose) in Deutschland: Band 1: Bestimmungsschlüssel. Fachbeiträge des LUGV Brandenburg 119: 164 S., Band 2: Abbildungen. Fachbeiträge des LUGV Brandenburg 120: 374 S., Herausgeber: Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) Brandenburg, Potsdam.

Weyer, K. van de, Hussner, A. (2008): Die aquatischen Neophyten Deutschlands - eine Übersicht. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2007 (Münster), im Druck, Werder 2008.

Wiegleb, G. (1991): Die Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehungen zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. Tuexenia 11: 135-14.

2.7 Anhang

2.7.1 Ablaufschema der Fließgewässerbewertung mit Makrophyten nach dem NRW-Verfahren in 5 Schritten (aus Arbeitsblatt 30, LANUV 2015)

1. **Sortieren der gefundenen Pflanzenarten nach Wuchsformen**
 - **Aquatische Taxa (submers, flutend oder mit Schwimmblättern):**
Zuordnung der bewertungsrelevanten aquatischen Wuchsformen
 - **Helophytische Taxa (emers):**
Einstufung generell als helophytische Wuchsform
 - **Sonderfall:**
Emers wachsende Dominanzbestände von *Berula erecta*, *Nasturtium officinale* agg. bzw. *Apium nodiflorum* begründen keinen Helophytenantyp, sondern werden dem **Berula-Nasturtium-Apium-Typ** zugeordnet!
2. **Festlegung der dominanten Wuchsform und ggf. der relevanten begleitenden Wuchsformen**
 - Grundsätzlich werden bei den begleitenden Wuchsformen Helophyten, Herbiden, Junciden, Equisetiden, Graminoiden und Grünalgen nicht mitgezählt!
 - Nymphaeiden und Vallisneriden werden als nur eine Wuchsform gewertet!
 - Bei der *Sparganium emersum*-Gesellschaft werden die Störzeiger bei der Anzahl der begleitenden Wuchsformen nicht mitgezählt!
3. **Zuordnung der Vegetationsaufnahme zu einem Vegetationstyp nach van de Weyer für den jeweils vorliegenden LAWA-Fließgewässertyp** (s. Tab. 5 – 19p, Arbeitsblatt 30, LANUV 2015)
 - Bei dem Mittelgebirgs-Gewässertyp 9.2 und den Tiefland-Gewässertypen 14, 15, 17, 18 und 19 ist zwischen rhithraler und potamaler Ausprägung zu differenzieren!
 - Bei den folgenden Vegetationstypen erfolgt eine unterschiedliche Bewertung rhithraler bzw. potamaler Gewässer bezüglich der Anzahl und Auswahl der Wuchsformen:
Callitrichetum obtusangulae, *Elodeiden-Ceratophyllum-Typ*, *Helophyten-Typ*, *Langfädiger Grünalgen-Typ*, *Leptodictyum-Typ*, *Parvopotamiden-Typ*, *Sparganium emersum-Gesellschaft*, *Lemniden Typ*
4. **Prüfung, ob der festgestellte Vegetationstyp dem Leitbildzustand für den vorliegenden Gewässertyp entspricht oder welcher abweichende Gütezustand vorliegt** (s. Tab. 5 – 19p in Arbeitsblatt 30, LANUV 2015)
 - Für die Beurteilung des Gütezustands ist bei einigen Vegetationstypen nicht nur die Art und Anzahl der relevanten begleitenden Wuchsformen, sondern auch das qualitative und quantitative Vorkommen von Stör- und Gütezeigern sowie der Deckungsgrad bei Einart- bzw. Reinbeständen wichtig!
5. **Zuordnung des jeweiligen Vegetationstyps zu einer ökologischen Zustandsklasse** (s. Tab. 5 – 19p, Arbeitsblatt 30, LANUV 2015)

- Jede unkritische Anwendung von Bewertungsverfahren ist problematisch. Deshalb kann in begründeten Einzelfällen von der formal ermittelten Zustandsklasse abgewichen werden, um offensichtliche Fehlbeurteilungen zu vermeiden.

2.7.2 Kurzanleitung für die Bewertung nach dem metrifizierten NRW-Verfahren (aus Arbeitsblatt 30, LANUV 2015)

0. Bestimmung des vorliegenden LAWA- Gewässertyps (inkl. der Ausprägung rhithral oder potamal)

1. Ermittlung der Gesamtdeckung (inkl. der emersen Wuchsformen)

- wenn Deckung < 2% = makrophytenfrei bzw. makrophytenarm
 - ➔ ÖKZ = „sehr gut“/„unbefriedigend“/„schlecht“ oder „unklar“ (bei fehlender Kenntnis der vorliegenden Belastungen)
- wenn Deckung > 2%
 - ➔ modulare Bewertung gemäß Tabellen M5–M19pS (s. LANUV-Arbeitsblatt 30)

2. Festlegung des weiteren Vorgehens durch Auswertung der Referenzarten

- Es wird geprüft, ob die für den jeweiligen Fließgewässertyp angegebenen Leitarten (Referenzarten) dominant sind. Bei *Apium nodiflorum*, *Berula erecta*, *Nasturtium officinale* agg. und *Veronica beccabunga* zählen auch helophytische Formen zu den Referenzarten.
- Bei Vorliegen der *Sparganium emersum*-Gesellschaft (bei Typ 9.2p, 11, 12, 14p, 15p, 17p, 18p, 19p) oder bei einer Dominanz von Myriophylliden (bei Typ 9, 9.1, 9.2r) wird nach der entsprechenden Sondertabelle (S- bzw. My-Tabelle) bewertet.
- In allen anderen Fällen erfolgen die modularen Bewertungen gemäß den Schritten 3.1 – 3.x in den Tabellen M5–M19pS (Arbeitsblatt 30, LANUV 2015)

3. Auswertung der einzelnen Module (gemäß den Angaben in den jeweiligen Tabellen)

- Eutrophierung
- Potamalisierung 1 (aquatische Wuchsformen)
- Potamalisierung 2 (Helophyten; zählen nur, wenn Quotient > 0,5)
- Rhithralisierung 1 (Moose)
- Rhithralisierung 2 (höhere Pflanzen)
- thermische Belastung

4. Berechnung der EQR für die einzelnen Module

- Quotient aus der Summe der Deckungsgrade der einzelnen relevanten Wuchsformen durch die Gesamtdeckung.
- ggf. ergänzend: Ermittlung der Anzahl der jeweiligen bewertungsrelevanten Wuchsformen zur erforderlichen weiteren Differenzierung gemäß den Angaben in den farbig markierten Zellen.

5. Ermittlung des Gesamtergebnisses (Gesamt-EQR) als worst case-Auswahl aus den EQR-Bewertungen der einzelnen Module

3 Phytoplankton in Fließgewässern³

Die Biokomponente Phytoplankton dient bei der Bewertung von Fließgewässern der Indikation der Eutrophierung (Mischke & Behrendt 2007; Mischke et al. 2011), angelehnt an die Trophiebewertung von stehenden Gewässern (OECD 1982, LAWA 1999, Mischke et al. 2008). Eine Eutrophierung ist als erhöhte Primärproduktion definiert, die durch eine übermäßige Verfügbarkeit von Nährstoffen, vor allem von Phosphor, verursacht wird. Die Belastungsgröße Eutrophierung wird deshalb traditionell in Seen und Fließgewässern mittels der Parameter Gesamtphosphor (Nährstoff) und Chlorophyll a (als Hilfsgröße zur Erfassung der Phytoplanktonbiomasse) klassifiziert (Klose 1968, OECD 1983, LAWA - Unterarbeitskreis Planktonführende Fließgewässer 2002).

Das Bewertungssystem Gesamtindex Phytoplankton nach Mischke & Behrendt (2007) beschränkt sich auf die Bewertung von mittleren bis großen Fließgewässern, deren physikalische Bedingungen (Lichtverfügbarkeit, Wasseraufenthaltszeit) die Bildung einer erheblichen Biomasse von Phytoplankton erlauben und damit planktonführend sind (s. a. LAWA 2002). Planktonführende Gewässertypen sind Fließgewässer, die im Saisonmittel zwischen April und Oktober eine mittlere Chlorophyll a-Konzentration über 20 µg/L unter natürlichen Abflussbedingungen aufweisen können.

Das Verfahren ist anwendbar auf die Fließgewässertypen 9.2 (Große Flüsse des Mittelgebirges), 10 (Kiesgeprägte Ströme des Mittelgebirges), 15 (Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse), 17 (Kiesgeprägte Tieflandflüsse), 20 (Sandgeprägte Ströme des Tieflandes) und 23 (Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse), wobei für die Phytoplanktonbewertung nach Mischke & Behrendt (2007) definierte Subtypen gebildet werden (vgl. RaKon-Arbeitspapier I, Tabelle 5).

Das Bewertungssystem ist multimetrisch und setzt sich je nach Fließgewässertyp aus drei bis fünf Einzelkenngrößen zusammen. Die Kenngrößen reflektieren die ausgebildete Biomasse und die taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons (s. a. Mischke et al. 2011).

3.1 Probenahme

3.1.1 Probenahmezeitpunkt

Für jedes Untersuchungsjahr ist möglichst eine monatliche Beprobung des Phytoplanktons inklusive einer Chlorophyll-a-Messung im Zeitraum April bis Oktober durchzuführen, so dass als Minimum 6 Termine in die biologische Bewertung eingehen. Eine 14-tägige Beprobung wird für die Chlorophyll a-Bestimmung und für die Nährstoffe empfohlen. Es wird empfohlen, diese 14-tägige Beprobung ebenfalls mit einer Phytoplanktonprobenahme zu verbinden, um die taxonomische Zusammensetzung zu erfassen. Es ist zur Reduktion der Probenzahl erlaubt, eine monatliche Mischprobe aus mehreren fixierten Einzelproben eines Monats (14-tägig oder wöchentlich) vor der mikroskopischen Analyse herzustellen, da die saisonale Dynamik der Zusammensetzung des Phytoplanktons nicht in das Bewertungsverfahren eingeht. Mischproben von größeren Zeiträumen sind nicht erlaubt.

Zwischen einzelnen Jahren können die zufälligen Schwankungen in Bezug auf das Fließgewässer-Phytoplankton sehr groß sein (Witterungsbedingungen, hydrologische Gegebenheiten). Daher erlauben nach LAWA-UAK „Planktonführende Gewässer“ (2002) die Werte einzelner Jahre keine gesicherten Aussagen über den Zustand eines Gewässers. Der LAWA-UAK empfiehlt Auswertungszeiträume von 3 bis 5 Jahren. Die über diesen Zeitraum ermittelten Bewertungsergebnisse indizieren den Zustand mit höherer Sicherheit.

³ Dieses Kapitel wird nach Fertigstellung der neuen Phytofluss-Version 3.0 aktualisiert.

3.1.2 Auswahl und Charakterisierung der Probestellen

Künstlich erweiterte und befestigte Fließgewässerabschnitte (Hafenbecken, Schleusen, Stellen direkt vor und nach Staustufen etc.) sind als Probestellen für das Phytoplankton ungeeignet, da sich die Fließgeschwindigkeit an diesen Stellen erheblich verändert und deshalb zu Einschichtungen oder Sedimentation des Phytoplanktons führen kann. Messorte nach Erweiterung der Flussbreite auf mehr als das Doppelte oder nach Vertiefungen des Gewässers um mehr als ein Drittel werden als ungeeignet eingeschätzt. Beprobungen von Brücken sind zulässig, sofern die strömungszugewandte Seite der Brücke gewählt wird.

Die Probestellen müssen hinsichtlich ihrer Morphometrie und Hydrologie durch folgende Parameter charakterisiert werden:

- Abfluss (m^3/s),
- Einzugsgebietsgröße (km^2),
- Wassertiefe bei Normalabfluss (m),
- Flussbreite bei Normalabfluss (m),
- Flusskilometer gemessen ab der Quelle (km) (empfohlen),
- Hoch- und Rechtswerte der Probestellen (empfohlen),
- Hohe Ufervegetation vorhanden – wenn ja, geschätzte Beschattung der Gewässeroberfläche zu <50 % oder >50 % (empfohlen)

Die spezifizierten Fließgewässertypen für das Phytoplanktonverfahren sind in den aktualisierten Steckbriefen ausführlich dargestellt (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008 , s. Wasserblick) und in den Kurzdarstellungen zum Phytoplankton (Mischke 2009).

Die Stauregelung in Flüssen beeinflusst das Phytoplankton erheblich (Mischke et al. 2006). Deshalb sollte eine Einschätzung erfolgen, ob die mittlere Wasseraufenthaltszeit in dem oberliegenden 100 km-Abschnitt um mehr als das Zweifache künstlich verlängert wird.

3.1.3 Beprobung

Die Wasserproben für die Phytoplanktonanalyse und für die Bestimmung der Chlorophyll a- und Nährstoffkonzentrationen werden mit einem Wasserschöpfer (z.B. Ruttner- oder Van-Dorn-Fallschöpfer) in der Regel aus einer Wassertiefe von 0,5 m in der Strommitte entnommen. In langsam fließenden Fließgewässern kann es zu vertikalen Einschichtungen des Phytoplanktons im Wasserkörper kommen. Bei sichtbaren Aufräumungen und einer Sichttiefe unter 1 m wird eine zweite Probe von der Gewässeroberfläche entnommen und mit der Probe aus 0,5 m zu einer Mischprobe vereint.

Die Phytoplanktonprobe und die Wasserprobe zur Chlorophyll a-Analyse müssen aus der gleichen Schöpfprobe stammen.

Die Phytoplanktonprobe zur quantitativen Auswertung wird in einer 100ml-Klarglasenghalsflasche mit Schraubverschluss mit alkalischer Lugolscher Lösung fixiert. Zur Anfertigung eines Diatomeenpräparates wird eine zusätzliche Probe von mindestens 200ml empfohlen und entweder mit 96%igem Ethanol 1: 10 fixiert oder alternativ auf einen Filter mit glatter Oberfläche und einer Porenweite nicht größer als $4\mu\text{m}$ filtriert.

3.2 Aufbereitung der Proben im Labor

3.2.1 Chemisch-physikalische Qualitätskomponenten

Zusammen mit dem Phytoplankton müssen für das Bewertungsverfahren folgende chemische und physikalische Parameter des Wassers erfasst werden:

- Bestimmung der Chloridkonzentration nach DIN,
- Photometrische Bestimmung der Chlorophyll a-Konzentration nach DIN, wobei in die Bewertungsermittlung die Konzentration des unkorrigierten Chlorophyll a-Wertes („Gesamtpigment“) eingeht,
- Die Chlorophyll a-Bestimmung muss aus der Mischprobe für die Phytoplanktonanalyse erfolgen. Gemeinsam mit Chlorophyll a wird die Messung der Extinktion bei 436nm als Ersatzgröße für die nach WRRL geforderte Beurteilung der algenbürtig beeinträchtigten Sichttiefe empfohlen, falls keine Sichttiefenmessung mit einer Secchi-Scheibe erfolgt.


Es werden folgende, weitere Messgrößen zur Interpretation empfohlen:

- Bestimmung der Gesamphosphor- Konzentration nach DIN,
- Photometrische Bestimmung der Extinktion bei 436nm nach DIN (Messung der unfiltrierten Probe ergibt "scheinbare Färbung" und Messung der filtrierten Probe ergibt "tatsächliche Färbung". Beide Messungen sollen durchgeführt werden.),
- Sichttiefe mit Secchi-Scheibe (bei Grundsicht Gewässertiefe notieren),
- Wassertemperatur, Gesamthärte, Säurekapazität,
- Bestimmung des gelösten Phosphors – SRP Konzentration nach DIN,
- Trübungswert mit Sonde (FE), falls keine Extinktion bei 436nm bestimmt werden kann,
- Bestimmung der Gesamtstickstoff- Konzentration nach DIN,
- Photometrische Bestimmung der gelösten Silizium- Konzentration nach DIN.

3.2.2 Phytoplankton

Für das Bewertungsverfahren wird eine quantitative Bestimmung des Phytoplanktons in Sedimentationskammern mit Diametralzählung (auch Transekt- oder Streifenzählung genannt) nach der UTERMÖHL-Methode (Utermöhl 1958; DIN EN 15204) an einem inversen (Umkehr-) Mikroskop gefordert.

Vor der Auszählung der Phytoplankter am Umkehr-Mikroskop ist eine Taxaliste zu erstellen. Für die taxonomische Differenzierung gilt das für das Fließgewässerbewertungsverfahren verfahrensspezifische Bestimmungsniveau, das in der harmonisierten Taxaliste (ab Version vom 15.7.06, aktuell Mai 2009 sowie in der Taxaliste im Anhang des Handbuchs Mischke & Behrendt 2007) für alle relevanten Taxa angegeben wird. Das verfahrensspezifische Bestimmungsniveau erfordert eine weit geringere Bestimmungstiefe als anhand einer lichtmikroskopischen Analyse optimal möglich wäre, und wie es in der harmonisierten Taxaliste in einer gesonderten Spalte als allgemeines „Mindestbestimmbarkeitsniveau“ angegeben ist. Die centralen Diatomeen sind zumeist die häufigste Phytoplanktongruppe in Fließgewässern und können aber in der Lugol fixierten Probe nicht sicher bestimmt werden. Bestimmt man die planktischen Arten der zentrischen Diatomeen mit Hilfe eines gesonderten Schalenpräparates, wird die trophische Indikation in Fließgewässern verbessert, wenn man



ihre typspezifische Trophieeinstufung (Mischke & Behrendt 2005) berücksichtigt. Die Auswirkung auf den Gesamtindex Phytoplankton ist jedoch geringfügig. Aufgrund des hohen Zeitaufwandes zur Bestimmung sind diese Arten deshalb nicht obligat für die Liste der Indikatorarten. Bei der mikroskopischen Auswertung ist darauf zu achten, dass insgesamt mindestens 400 Objekte gezählt werden, die Auszählung bei zwei verschiedenen mikroskopischen Vergrößerungen erfolgt, alle biomassedominanten Taxa auf Mindestbestimmbarkeitsniveau mit einer Mindestobjektzahl von je 60 Zellen bei starker Vergrößerung oder mit je 20 Objekten bei schwacher Vergrößerung erfasst werden, die subdominanten Taxa auch bei Unterschreitung der Objektzahl erfasst werden, und das Biovolumen aller Taxa ermittelt wird.

3.3 Bewertung

3.3.1 Bewertungsrelevante Fließgewässertypen

Die durch das Phytoplankton zu bewertenden Fließgewässer werden auf die planktonführenden Gewässertypen eingeschränkt. Die Bewertung erfolgt auf der Grundlage der neu definierten Subtypen (vgl. RaKon-Arbeitspapier I, Tabelle 5).

Das Bewertungssystem ist multimetrisch mit 3 bis 5 Einzelkenngrößen je bewertungsrelevanten Fließgewässertypen. Die Einzelkenngrößen reflektieren zum einen die ausgebildete Biomasse und zum anderen die taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons.

Allen Kenngrößen liegt das Saisonmittel zu Grunde, welches aus mindestens je 6 Einzeluntersuchungsterminen im Zeitraum von April bis einschließlich Oktober gebildet wird.

Die Kenngröße „Gesamtpigment“ wird durch Umrechnung des unkorrigierten Chlorophyll a-Saisonmittelwertes mittels einer typspezifischen Funktion in einen B-Wert zwischen 0,5 – 5,5 ermittelt.

Für die Kenngrößen „Pennales“, „Chlorophyceae“ und „Cyanobacteria“ wird der Dominanzwert dieser Algengruppen mit festen typspezifischen Klassengrenzen verglichen und in ganzen Zahlen einem Indexwert zwischen 1 und 5 zugeordnet.

Zuletzt wird der prozentuale Anteil der am Probestandort nachgewiesenen Indikatortaxa am Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons (Dominanz) mit dem Typspezifischen Degradationsindexwert und einem Gewichtungsfaktor analog zum Saprobien-system multipliziert und alle Indextaxawerte zu einer Degradationsindex-Kenngröße, dem Typspezifischen Indexwert Potamoplankton (TIP) verrechnet.

Aus allen Einzelmetrics wird durch Mittelwertbildung der Gesamtindex Phytoplankton errechnet. Indexwerte zwischen 0,5 bis einschließlich 1,5 indizieren den „sehr guten Zustand“, zwischen 1,51 bis einschließlich 2,5 den „guten Zustand“ usw..

Tab. 2: Kenngrößenübersicht für die Bewertung mittels Phytoplankton und ihrer durch Kreuze gekennzeichneten Verwendbarkeit für die neudefinierten planktonführenden Fließgewässersubtypen.

Typ gemäß Tab. 1, AP I	Gesamtindex	Biomasse	Taxonomische Zusammensetzung			
		Gesamtpigment (Chl a)	TIP	Pennales	Chloro	Cyano
10.1	X	X	X	X		
20.1	X	X	X	X		
15.1+17.1	X	X	X	X		X
15.2+17.2	X	X	X	X		X
9.2	X	X	X	X		X
10.2	X	X	X		X	
20.2	X	X	X		X	X
23	X	X	X	X	X	X

Metrickürzel

Gesamtindex

= Mittelwertprodukt aller trophischen Kenngrößen

Gesamtpigment

= Typspezifische Klassengrenze für Chlorophyll a (unkorrigiert)

TIP

= Typspezifischer Indexwert Potamoplankton mittels Indikatortaxa

Pennales

= %-Anteile der Summe aller Pennales am Gesamtbiovolumen

Chloro

= %-Anteile der Summe aller Chloropyceae am Gesamtbiovolumen

Cyano

= %-Anteile der Summe aller Cyanobacteria am Gesamtbiovolumen

3.3.2 Bildung des Saisonmittelwertes

Allen Kenngrößen wird das Saisonmittel zu Grunde gelegt, welches aus mindestens 6 Einzeluntersuchungsterminen im Zeitraum von April bis einschließlich Oktober gebildet wird. Das Saisonmittel wird aus den einzelnen Beprobungsterminen folgendermaßen schrittweise gemittelt:

1. Mittelwert aller Probenstellen an einer Messstelle. Dies gilt für den Fall, dass die Messstelle (Wasserkörper) an mehreren Stellen beprobt wurde.
2. Monatsmittel, falls ein Monat mehrmals beprobt wurde und
3. Saisonmittelwert für den Zeitraum von April bis einschließlich Oktober aus den Monatsmitteln folgende biologische Bewertungsgrößen: Chlorophyll a (unkorr.), Gesamtbiovolumen, Algenklassen und Ordnungen (vgl. Pennales) und aller Einzeltaxa.

Es ist zu beachten, dass ein Nullbefund eines Taxons an manchen Terminen als echter Nullwert gemittelt werden muss. Der Mittelwert für ein Taxon ergibt sich aus der Summe aller Biovolumina eines Taxons im Mittelwertszeitraum dividiert durch die maximale Anzahl der Einzeltermine bzw. Anzahl der tatsächlich beprobten Monate.

3.3.3 Bewertung nach dem Gesamtindex „Phytoplankton“

Die trophische Bewertung erfolgt durch Mittelwertbildung aus mindestens 3 Einzelkenngrößen. Der Gesamtindex „Phytoplankton“ wird mit einer Stelle hinter dem Komma angegeben. Die verbale Bewertung erfolgt anhand des zur ganzen Zahl gerundeten Wertes, wobei die Zahl 1 dem sehr guten Zustand entspricht.

Allen Kenngrößen wird das Saisonmittel (April – Oktober) zu Grunde gelegt.

- "Gesamtpigment": Die Saisonmittelwerte der Chlorophyll a-Konzentrationen (unkorrigiert) werden nach typspezifischen Klassengrenzen durch eine Funktion graduell bewertet (s. Tabelle 3). Der Index „Gesamtpigment“ gibt einen B-Wert zwischen 0,5 – 5,5 aus.
- Algenklassen und –ordnungen: Es werden 3 Kenngrößen betrachtet: Pennales-Index, Chlorophyceen-Index, Blaualgen-Index. Der Bewertungsparameter ist der prozentuale Anteil der Algengruppe am Gesamtbiovolumen. Die oberen Klassengrenzen beschreiben nicht alle, sondern nur ausgewählte Zustandsklassen (s. Tabelle 4), da die Parameter keine graduelle Verteilung über alle Zustandsklassen zeigen.
- Typspezifischer Indexwert Potamoplankton (TIP): Als weitere Kenngröße wird zur Bewertung die Verbreitung von Indikatortaxa (s. Tabelle 5) im Trophiespektrum genutzt und analog zum Saprobienindex jedem Taxon ein Trophie-Indexwert und ein Gewichtungsfaktor zugeordnet. Es wird ein Indexwert „TIP“ berechnet.

Tab. 3: Grundzustände und obere Klassengrenzen der typspezifischen Phytoplanktonbiomasse (Kenngröße "Gesamtpigment")

FG-Typ	Parameter: Chlorophyll a (unkorr.) [in µg/l]				FORMEL Chl _a unkorrigiert nach B-Wert
	Zustandsklassen				
Obere Klassengrenzen:	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	
10.1	10,1	17,5	30,0	51,0	B-Wert = 1,8527x Ln(Chl _a) - 2,7981
20.1	10,1	17,5	30,0	51,0	B-Wert = 1,8527x Ln(Chl _a) - 2,7981
15.1+17.1	20,0	33,0	55,0	90,0	B-Wert = 1,9907x Ln(Chl _a) - 4,4749
15.2+17.2	20,0	33,0	55,0	90,0	B-Wert = 1,9907x Ln(Chl _a) - 4,4749
9.2	20,0	33,0	55,0	90,0	B-Wert = 1,9907x Ln(Chl _a) - 4,4749
20.2	30,0	52,0	90,0	155,0	B-Wert = 1,8168x Ln(Chl _a) - 4,6772
10.2	30,0	52,0	90,0	155,0	B-Wert = 1,8168x Ln(Chl _a) - 4,6772
23	30,0	52,0	90,0	155,0	B-Wert = 1,8168x Ln(Chl _a) - 4,6772

Tab. 4: Grundzustände und obere Klassengrenzen der Phytoplanktonklassen und -ordnungen (Kenngrößen "Pennales", „Chlorophyceae“ und „Blaualgén“)

FG-Typ	Pennales %		Chlorophyceae %		Blaualgén %	
	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	mäßig	unbefriedigend
10.1	25	20*				
20.1	20	15*				
15.1+17.1	20	15*			10***	20
15.2+17.2	25	20*			20***	40
9.2	30	15*			10***	20
20.2			5**	15	2***	5
10.2			5**	15		
23	20	15*	5**	15	10	20

* wenn kleiner oder gleich 15 oder 20% ist die Pennales -Bewertung immer gleich „mäßig“ (Wert 3). Die Zustände „unbefriedigend“ und „schlecht“ sind nicht definiert.

** wenn kleiner oder gleich 5% wird anstatt der Chlorophyceae -Bewertung nochmals das Ergebnis von Metric 1 (Gesamtpigment) eingesetzt. Für diese Kenngröße sind nur die Zustände „unbefriedigend“ und „schlecht“ definiert.

*** wenn kleiner oder gleich 2, 10 oder 20% wird anstatt der Blaualgén -Bewertung nochmals das Ergebnis von Metric 1 (Gesamtpigment) eingesetzt. Für diese Kenngröße sind für die markierten FG-Typen nur die Zustände „unbefriedigend“ und „schlecht“ definiert, doch für FG-Typ 23 auch Zustand „sehr gut“ und „gut“ und „mäßig“.

Tab. 5: Liste der Indikatortaxa der Kenngröße „Typspezifischer Indexwert Potamoplankton (TIP)“ des Phytoplanktonbewertungsverfahrens für Fließgewässer. Es können mehrere Arten, Sippen und Gattungen zu einem dieser Indikatortaxa gehören: Die komplette Artenliste der 385 eingestuften Taxa ist der harmonisierten Taxaliste und unter aktueller Nomenklatur zu entnehmen. Die Typspezifischen Indexwerte Potamoplankton (Trophie-Optima) und die Gewichtungsfaktoren sind im Einzelnen dem Handbuch (Mischke & Behrendt 2007) entsprechend dem Gewässertyp zu entnehmen.

Achnanthes lanceolata-Komplex	Cymatopleura elliptica	Nitzschia acicularis-Formenkreis
Achnanthes minutissima - Sippen	Cymatopleura solea	Nitzschia fonticola
Actinocyclus normanii	Diatoma tenuis	Nitzschia sigmoidea
Amphora	Diatoma vulgare	Nitzschia, Gattung
Aphanizomenon	Dictyosphaerium	Oocystis
Asterionella formosa	Euglena	Oscillatoriales, ohne Planktothrix
Aulacoseira granulata	Fragilaria crotonensis	Pediastrum
Aulacoseira, Gattung	Fragilaria ulna	Planktothrix agardhii
Botryococcus	Fragilaria ulna var. acus	Planktothrix, Gattung
Ceratium	Fragilaria, Gattung	Rhodomonas
Chlamydomonas	Gomphonema/Rhoicosphenia	Scenedesmus armatus
Chrysococcus	Gymnodinium o. G. lantzschii	Scenedesmus falcatus
Chrysophyceen	Kephyrion / Pseudokephyrion	Scenedesmus quadricauda
Cocconeis placentula	Melosira varians	Scenedesmus, Gattung
Coelastrum	Microcystis	Skeletonema potamos
Crucigenia / Crucigeniella	Monoraphidium contortum	Skeletonema subsalsum
Cryptomonas	Navicula gregaria	Sphaerocystis-Formenkreis
Navicula, Gattung	Navicula lanceolata	Staurastrum
Zentrale Diatomeen <20µm	Navicula menisculus	Surirella
		Trachelomonas
Zentrale Diatomeen groß >20µm	Kleine Chrysophyceen plus Haptophyceae	Fragilaria ulna angustissima - Sippen

3.3.4 Gesamtbewertung mittels der Auswertungssoftware PhytoFluss

Zur automatisierten Berechnung steht die Auswertungssoftware PhytoFluss Version 2.2 (Böhmer & Mischke 2011) zur Verfügung.

Die Auswertungssoftware berechnet die für das Bewertungsverfahren erforderlichen Saisonmittel aus den chemischen und biologischen Eingangsdaten und die Gesamtbewertung.

Das Programm enthält ein Import-Tool.

Die Pflichtdaten müssen in Excellisten nach Formatvorgaben für den automatischen Import in das Programm vorliegen.

Das Programm enthält ein Export-Tool.

Es werden das Gesamtergebnis sowie das Ergebnis aller Einzelkenngrößen sowie wichtiger Zwischenergebnisse in eine Excel-Datei ausgegeben.


Beschreibungen der Formatvorlagen, Pflichtfelder, Erläuterungen, Feldbeschriftungen und Handhabung finden sich in der Information zum Programm PhytoFluss in folgender Excel-Datei: *Informationen_zur_Software_PhytoFluss_mit_Eingabeformat.xls*

Das Programm PhytoFluss.mdb, die Anleitung mit Formatvorgaben in Excel und die harmonisierte Taxaliste stehen kostenlos zum Download auf der Internetseite http://www.igb-berlin.de/mitarbeitende-igb.html?per_page=0&search=lastname&for=mischke&show=117 zur Verfügung.

3.4 Literatur

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

- Klose, H. (1968): Untersuchungen über den Indikationswert des Potamoplanktons. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 53, S. 781-805.
- LAWA Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1999): Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin, 74 S.
- LAWA-Unterarbeitskreis „Planktonführende Fließgewässer“ (2002): Methode zur Klassifikation der Trophie planktonführender Fließgewässer - Ergebnisse der Erprobungsphase. Im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Deutschland. Saarbrücken. 54.
- Mischke, U. & H. Behrendt (2007): Handbuch zum Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland – Mit Auszügen aus der harmonisierten Taxaliste des Phytoplanktons. WeißenseeVerlag, 88 S.
- Mischke, U., H. Behrendt, & B. Nixdorf (2006): Die Bedeutung des Phytoplanktons für die Bewertung staugeregelter Flüsse nach WRRL. In: Müller, D., Schöl, A., Bergfeld, T. & Strunck, Y. Staugeregelte Flüsse in Deutschland. Limnologie aktuell 12. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart. 313-332.
- Mischke, U., U. Riedmüller, E. Hoehn & B. Nixdorf (2008): Praxistest zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons gemäß EU-WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt O 5.05. In: Mischke, U. & B. Nixdorf (Hrsg.): Gewässerreport (Nr. 10). BTUC-AR 02/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU-Cottbus, S. 7-115.
- Mischke, U., Venohr M. and Behrendt H. (2011): Using Phytoplankton to Assess the Trophic Status of German Rivers. Internat. Rev. Hydrobiol. 96(5): 578–598
- Mischke, U. (2009): Kurzdarstellungen „Bewertung Phytoplankton für ausgewählte Fließgewässertypen. S. Anhang zum Forschungsvorhaben: Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie.
- Mischke, U., U. Riedmüller, E. Hoehn & B. Nixdorf (2008): Praxistest zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons gemäß EU-WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt O 5.05. In: Mischke, U. & B. Nixdorf (Hrsg.): Gewässerreport (Nr. 10). BTUC-AR 02/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU-Cottbus, S. 7-115.



OECD – Organization for Economic Cooperation and Development (1982):
Eutrophication of Waters – monitoring, assessment and control. Paris, 154 S.

- Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt int Ver theor angew Limnol* **9** : 1-38.

4 Fischfauna in Fließgewässern

Ein Bewertungssystem für die Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna wurde von Mai 2001 bis Oktober 2003 im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten Verbundprojektes "Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL" (FKZ 00330042 – 00330044, vgl. Dußling et al. 2004) entwickelt. Im Mai 2004 wurde darüber hinaus eine erste Softwareanwendung des Verfahrens vorgelegt. Seither erfolgten mehrfach Modifikationen, Anpassungen und Weiterentwicklungen, die zum heute als fiBS (fischbasiertes Bewertungssystem) bezeichneten Verfahren führten. Dieses wurde einem eingehenden Praxistest unterzogen und hat sich als bundesweite Methode zur fischbasierten Fließgewässerbewertung etabliert. Die derzeit aktuelle Version 8.1.1 von fiBS wurde im Oktober 2014 im Internet veröffentlicht (Dußling, 2014). Ebenfalls über das Internet ist seit Januar 2009 ein ergänzendes Handbuch (Dußling, 2009) verfügbar, das spezifische Fragestellungen zur korrekten Handhabung von fiBS detailliert behandelt und für Anwender erläutert.

Für die Befischung von Fließgewässern ist in der Regel die Elektrobefischung die Methode der Wahl, die in flacheren Fließgewässern wadend und in tieferen vom Boot aus durchgeführt wird. Wesentlich für die valide Gewässerbewertung mit fiBS ist, dass die Probenahmeergebnisse ein hinreichend genaues Abbild der tatsächlichen Fischbesiedlung einschließlich der Abundanzverhältnisse der Arten zueinander liefern.

Eine weitere Voraussetzung ist eine a priori rekonstruierte Referenz-Fischzönose für den zu bewertenden Gewässerabschnitt. Darin ist festgelegt, mit welchen relativen Häufigkeiten einzelne Fischarten unter weitgehend unbeeinträchtigten Rahmenbedingungen in einem bestimmten Gewässerabschnitt zu erwarten sind. Dabei werden 3 Gruppen unterschieden: Leitarten mit einer Dominanz $\geq 5\%$, typspezifische Arten mit einer Dominanz zwischen 1% und $4,9\%$ und Begleitarten mit einer Dominanz $< 1\%$. Die Referenz-Fischzönose hat somit Leitbildcharakter. Bei ihrer Ausarbeitung werden natürliche zoogeographische, längszonale und regionale Verbreitungsmuster der Fischarten berücksichtigt. Das entsprechende Vorgehen zur Erstellung von Referenz-Fischzönosen ist im Handbuch zu fiBS beispielhaft erläutert.

4.1 Probenahme

4.1.1 Probennahmezeitpunkt und Rahmenbedingungen

Fischbestandserfassungen durch Elektrofischerei sind durch Varianzen gekennzeichnet, die sowohl natürliche als auch technische oder zufällige Ursachen haben können. Um trotzdem belastbare Befischungsergebnisse zu gewährleisten, sind Mehrfachbefischungen einer Probestelle zur Glättung solcher Varianzen erforderlich: Im Allgemeinen sollten drei Befischungen einer Probestrecke in verschiedenen Jahren durchgeführt werden (Dußling 2009). Insbesondere in artenarmen Gewässern mit geringen Varianzen können auch niedrigere Befischungsintervalle ausreichend sein. Die Vorgaben der WRRL, die im Rahmen des Monitorings eine Probenahme alle drei Jahre als Mindestfrequenz vorsieht, sind jedoch einzuhalten.

Als Zeitraum für Befischungen ist der Spätsommer (etwa August bis September) zu empfehlen, da hier die Juvenilstadien der meisten Fischarten weit genug entwickelt sind, um

eine sichere Bestimmung im Feld zu ermöglichen. Im Einzelfall sind abweichende Zeiträume sinnvoll, wenn beispielsweise bestimmte Arten (Wanderfische) nur zu anderen Jahreszeiten im Gewässer nachweisbar sind oder wenn starkes Makrophytenwachstum die ordnungsgemäße Durchführung der Befischung verhindert.

Eine repräsentative fischereiliche Probenahme ist zudem ausschließlich bei günstigen Rahmenbedingungen möglich. Ungünstige Bedingungen liegen insbesondere bei Hochwasserabflüssen und/oder einer stärkeren Eintrübung des Wassers infolge von Niederschlägen vor sowie einer Wassertemperatur von $< 5\text{ °C}$ vor.

4.1.2 Auswahl der Probestrecke und Befischungsaufwand

Um eine belastbare Gewässerbewertung zu gewährleisten, muss die befischte Probestrecke repräsentativ für den zu bewertenden Gewässerabschnitt ausgewählt werden (Details im Handbuch, Dußling 2009). Eine Probestrecke muss alle für den betrachteten Gewässerabschnitt relevanten Habitate aufweisen, die wiederum vollständig befischt werden müssen (siehe 4.1.3).

Im Handbuch sind ferner Vorgaben zum Mindestfischereiaufwand gegeben. Diese beziehen sich zum einen auf die Länge der zu befischenden Strecke und zum anderen auf die Gesamtindividuenzahl, die einer Bewertung mindestens zu Grunde liegen sollte.

Die in einem Wasserkörper zu befischenden Probestrecken werden abhängig von den zu erfassenden Ausprägungen des oder der Gewässer(s) ausgewählt. Gegebenenfalls müssen naturnahe und durch anthropogene Degradationen geprägte Bereiche mit unterschiedlichen Probestellen belegt werden, um beide Ausprägungen repräsentativ abdecken zu können. In homogen ausgeprägten Gewässern kann es andererseits möglich sein, dass alle relevanten Habitate innerhalb einer einzigen Probestrecke repräsentativ erfassbar sind. Die Bedingungen, die bei der Probestreckenauswahl erfüllt sein müssen, werden detailliert im Handbuch zu fiBS erläutert.

Grundsätzlich wird empfohlen, auch die strukturelle Ausprägung und die anthropogene Nutzung der befischten Gewässerbereiche standardisiert zu erfassen und zu dokumentieren. Ein Beispiel für einen entsprechende Vorlage eines Gewässererbhebungsbogens findet sich auf der Webseite der Fischereiforschungsstelle (www.LAZBW.de → Fischereiforschungsstelle → Wasserrahmenrichtlinie).


4.1.3 Ausgestaltung der fischereilichen Probenahme

In einer Probestrecke müssen alle Habitate beprobt werden, um den Nachweis aller potenziell vorhandenen Arten und Altersstadien zu gewährleisten. Der zeitliche Aufwand wird repräsentativ auf alle Habitattypen verteilt, d.h. vermutet "gute" Fischhabitats werden nicht intensiver und aufwändiger befischt als vermutete "schlechtere" Habitattypen.

Je nach Gewässergröße und -tiefe wird die Elektrobefischung wattend oder vom Boot aus durchgeführt. Es kann vorkommen, dass beide Methoden innerhalb einer Probestrecke angewandt werden müssen, um alle relevanten Habitate erfassen zu können. Die Auswahl und Einstellung der bei der Elektrofischerei einzusetzenden Ausrüstung richtet sich nach der Gewässergröße und -tiefe sowie nach der Leitfähigkeit des Wassers.

In der Regel wird stromaufwärts gefischt. Bei Bootsbefischungen sollte so langsam wie möglich gefahren werden. Um Doppelerfassungen zu vermeiden, kann es erforderlich sein, gefangene Fische bis Abschluss der Probenahme in geeigneten Behältern zu halten. Während der Befischung sind tierschutzrechtliche Belange zu beachten.

Die Maschenweite des Keschers muss den Fang von 0+-Individuen gewährleisten. Im Regelfall erlaubt der Einsatz einer Keschernode ein sorgfältigeres Befischen strukturreicher



Uferhabitate. Vor allem in größeren und tieferen, gleichförmigen Flüssen können jedoch auch Modifikationen wie z. B. der Einsatz einer Streifenanode oder Drahtseilkathode sinnvoll sein.

Abhängig von der strukturellen Ausprägung des Gewässers und den sonstigen Rahmenbedingungen, kann ein völlig unterschiedliches "Design" der fischereilichen Probenahme sinnvoll sein. Dieses muss daher nachvollziehbar dokumentiert werden, um bei allen weiteren Befischungen derselben Probestrecke alle Details konsistent beibehalten zu können.

In Einzelfällen können ergänzende Fangtechniken zum Einsatz kommen. Insbesondere können z.B. Daten aus Fischaufstiegsanlagen oder Reusenfängen als sogenannte Dummies im Bewertungsverfahren berücksichtigt werden. Details hierzu werden im Handbuch zu fiBS erläutert.

Erfassung der Jungfische (0+ Individuen)

Die notwendige Identifikation der Altersklasse 0+ sollte vom Bearbeiter anhand der Fischgröße möglichst schon im Feld durch Experteneinschätzung vorgenommen werden. Hierbei sind art- als auch gewässerspezifische Unterschiede zu beachten.

In dem für die Befischung empfohlenen Zeitraum August und September sind die allermeisten Jungfische in der Regel groß genug, um sicher bestimmt werden zu können. Von im Gelände nicht sicher quantifizierbaren gemischten Jungfischschwärmen können ggf. repräsentative Stichproben für eine spätere genaue Bestimmung und Auszählung entnommen werden. Dieses Vorgehen sollte allerdings der Einzelfall bleiben. Eventuell sind im Falle einer Fischentnahme zudem auch artenschutzrechtliche (z.B. dürfen Arten der Roten Liste nicht entnommen werden) und fischereirechtliche Belange zu beachten (beispielsweise das Einverständnis des Fischereiberechtigten sowie Mindestmaße und Schonzeiten).

Feldprotokoll

Für die Fließgewässerbewertung mit fiBS ist die Erfassung der Fische nach Art, Individuenzahl und Jungfischanteil (0+) obligatorisch. Darüber hinaus wird empfohlen, auch die Fischlängen in Größenklassen zu erfassen. Nähere Details hierzu finden sich im Handbuch zu fiBS.

Die tatsächlich befischte/n Strecke/n sowie die tatsächlich befischte Fläche sind hinreichend genau abzuschätzen und zu dokumentieren. Die befischte Strecke kann zudem beispielsweise in einer topografischen Karte erfasst werden.

4.1.4 Rechtliche Voraussetzungen, erforderliche Genehmigungen

Die einzelnen landesrechtlichen Regelungen zur Durchführung von Elektrobefischungen unterscheiden sich, weshalb hier nicht detailliert auf rechtliche Belange eingegangen werden soll. Elektrobefischungen bedürfen jedoch in aller Regel einer behördlichen Genehmigung. Weiterhin sind die Fischereiberechtigten sowie ggf. die Naturschutzbehörden einzubeziehen.

Je nach landesrechtlicher Regelung darf nur mit Gleichstrom oder kann auch mit Impulsstrom gefischt werden. Für die Gewässerbewertung mit fiBS ist letztlich entscheidend, dass die Fangergebnisse ein hinreichend genaues Abbild der tatsächlichen Fischgemeinschaft einschließlich der vorherrschenden Dominanzverhältnisse aufzeigen.

Ergänzend sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass Elektrofischfischungen nur von hierfür qualifizierten Personen durchgeführt werden dürfen, die im Besitz eines entsprechenden Bedienungsscheins für Elektrofischfanganlagen sind.

4.1.5 Aufbereitung der Proben

Im Regelfall ist bei Fischbestandserfassungen durch Elektrofischfischungen keine Aufbereitung der Proben erforderlich, da gefangene Fische unmittelbar nach ihrer Identifikation wieder ins Gewässer zurück gesetzt werden. Im Einzelfall können aber Laboruntersuchungen notwendig werden, beispielsweise um Jungfische zu bestimmen.

Es sei darauf hingewiesen, dass sehr kleine Fischlarven auch im Labor mitunter nur schwierig zu bestimmen sind. Daher wird hier nochmals auf die Empfehlung hingewiesen, die Probenahme spät genug im Jahr durchzuführen und hierdurch eine möglichst sichere Ansprache von Jungfischen bereits im Feld zu ermöglichen.

4.2 Bewertung

fiBS wurde ausschließlich zur ökologischen Bewertung von limnischen Fließgewässern konzipiert. Eine Bewertung von Übergangsgewässern oder Stillgewässerlebensräumen ist mit dem Verfahren nicht sinnvoll möglich.

Darüber hinaus ist das Funktionsprinzip von fiBS auf die Bewertung des fließenden Hauptgerinnes ausgerichtet. Seitengewässer der Flussaue können mit fiBS nur dann bewertet werden, wenn es sich um fließende Gewässerlebensräume handelt.

Grundsätzlich basiert die Fließgewässerbewertung mit fiBS auf zwei Voraussetzungen:

- Einer bereits a priori durchgeführten Rekonstruktion einer vergleichsweise individuellen und detaillierten Referenz-Fischzönose für den betrachteten Fließgewässerabschnitt;
- einer repräsentativen und quantitativen fischereilichen Probenahme in den hierzu ausgewählten Probestrecken.

Zur Bewertung werden verschiedene fischökologisch relevante Bewertungsparameter – so genannte Metrics – des Probenahmeergebnisses mit den betreffenden, durch die Referenz-Fischzönose vorgegebenen Werten verglichen. Sämtliche Metrics basieren auf einer deutschlandweit abgestimmten Charakterisierung der in Fließgewässern bewertungsrelevanten Fischarten (Einteilung in "ökologische Gilden"). Ferner sind die zur Bewertung herangezogenen Metrics jeweils einem der folgenden sechs fischökologischen Qualitätsmerkmalen zugeordnet:

(1) Arten- und Gildeninventar

Hier wird die Anzahl der durch die Probenahme nachgewiesenen Arten und ökologischen Gilden im Vergleich zur Referenz-Fischzönose beurteilt. Mit Ausnahme der Migrations-Gilden, deren Bewertung in fiBS gesondert erfolgt, werden hierbei sämtliche Gildengruppen berücksichtigt.

(2) Artenabundanz und Gildenverteilung

Hier werden die nachgewiesenen Abundanzverhältnisse im Vergleich zur Referenz-Fischzönose beurteilt. Betrachtet werden die gemäß Referenz-Fischzönose zu erwartenden Leitfischarten sowie ausgewählte ökologische Gilden mit besonderer Zeigerfunktion im Fließgewässer.

(3) Altersstruktur

Hier wird die Nachhaltigkeit des Reproduktionserfolgs bei den gemäß Referenz-Fischzönose zu erwartenden Leitfischarten auf Grundlage der jeweils nachgewiesenen Anteile der Juvenilstadien (Altersklasse 0+) beurteilt.

(4) Migration (indexbasiert)

Hier wird beurteilt, inwieweit der nachgewiesene Anteil der aufgrund ihrer Biologie über mittlere und längere Distanzen migrierenden Fischarten den Erwartungen gemäß Referenz-Fischzönose entspricht.

(5) Fischregion (indexbasiert)

Hier wird das Ausmaß einer möglichen Verschiebung der gemäß Referenz-Fischzönose zu erwartenden längszonalen Ausprägung des Fließgewässers (Fließgewässerzone) beurteilt.

(6) Dominante Arten (indexbasiert)

Hier wird beurteilt, wie stark die im nachgewiesenen Fischbestand dominierenden Arten von den Erwartungen gemäß Referenz-Fischzönose abweichen.

Die eigentliche Bewertung erfolgt durch einen "Scoring"-Prozess, der für jedes Metric 5, 3 oder 1 Punkt(e) gemäß vorgegebener Kriterien vergibt. Maßgeblich für die Anzahl der Punkte ist die Abweichung zwischen den betreffenden Werten, die jeweils aus der Probenahme und aus der Referenz-Fischzönose abgeleitet werden können. Hierbei gilt:

5 → die Abweichung ist gering und spiegelt einen sehr guten ökologischen Zustand wider;

3 → die Abweichung ist moderat und spiegelt einen guten ökologischen Zustand wider;

1 → die Abweichung ist groß und spiegelt einen mäßigen oder noch schlechteren ökologischen Zustand wider.

Zur Gesamtbewertung werden die im Rahmen des Scoring vergebenen Punkte zu einem gewichteten Gesamtmittel verrechnet. Dieses nimmt einen zweidezimalen Wert zwischen 1,00 und 5,00 an. Die verschiedenen ökologischen Zustandsklassen ergeben sich aus diesem Wert wie folgt:

> **3,75** → Die Probestelle befindet sich im **sehr guten** ökologischen Zustand

> **2,50 – 3,75** → Die Probestelle befindet sich im **guten** ökologischen Zustand

> **2,00 – 2,50** → Die Probestelle befindet sich im **mäßigen** ökologischen Zustand

> **1,50 – 2,00** → Die Probestelle befindet sich im **unbefriedigenden** ökologischen Zustand

≤ **1,50** → Die Probestelle befindet sich im **schlechten** ökologischen Zustand

Zu beachten ist, dass für die Gewässerbewertung mit fiBS ausdrücklich vorgesehen ist, die ausgewählten Probestrecken mehrfach zu befischen und die anfallenden Befischungsergebnisse zur Bewertung jeweils zusammenzufassen (zu "poolen"). Weitergehende Erläuterungen hierzu können dem Handbuch zu fiBS entnommen werden.

4.2.1 Bewertung von HMWB/AWB-Fließgewässern

Die Bewertung der Fischfauna für HMWB-Fließgewässer wird unter Beibehaltung des vorhandenen Bewertungssystems fiBS (fischbasiertes Bewertungssystem für Fließgewässer) durchgeführt. Dazu werden die vorliegenden Referenzzönosen (Leitbild = sehr guter ökologischer Zustand) unter Berücksichtigung der verbleibenden Belastungen und Habitate an die Verhältnisse im HÖP (höchstes ökologisches Potenzial) der HMWB-Fallgruppen angepasst (Artvorkommen und Dominanzen). Daraus ergeben sich angepasste Fisch-

Referenzzönosen bzw. potenzielle Fischlebensgemeinschaften im HÖP, die als Grundlage für die Bewertung des ökologischen Potenzials verwendet werden. Die Bewertung des GÖP (guten ökologischen Potenzials) ergibt sich unter Beibehaltung der bestehenden Klassengrenzen im fiBS. Dazu werden die Klassen zur Bewertung des ökologischen Zustandes in die Klassen zur Bewertung des ökologischen Potenzials „übersetzt“. Demnach ist das GÖP erreicht, wenn im fiBS ein Index-Wert von mindestens 2,51 (gut) erzielt wird (Döbbelt-Grüne et al. 2015b, Seite 23ff).

Vor Abschluss der Entwicklung der Potenzialbewertung für die Fischfauna müssen noch ein Praxistest und eine abschließende Abstimmung mit den Experten der Bundesländer erfolgen, sodass auf eine detaillierte Beschreibung des Bewertungsverfahrens an dieser Stelle verzichtet wird.

Gleiches gilt für die Bewertung von künstlichen (AWB) Fließgewässern anhand der Fischfauna (Döbbelt-Grüne et al. 2015a). Die dargestellten Ergebnisse zur Fischfauna sind bisher nicht mit den Bundesländern abgestimmt. Vor Abschluss der Entwicklung der Potenzialbewertung für die Fischfauna an AWB müssen noch ein Praxistest und eine Abstimmung mit den Experten der Bundesländer erfolgen. sinnvoll.

4.3 Literatur

- CEN – European Comitee for Standardazation, 2003. Water quality — Sampling of fish with electricity. EN 14011.
- Döbbelt-Grüne, S., Koenzen, U., Hartmann, C., Hering, D., Birk, S. (2015a): Endbericht „Bewertung von HMWB/AWB-Fließgewässern und Ableitung des HÖP/GÖP“, http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaeser_und_Kuestengewaeser_%28AO%29/O_1.13/index.jsp [Stand Juli 2015]
- Döbbelt-Grüne, S., Koenzen, U., Hartmann, C., Hering, D. & S. Birk (2015b): Handbuch zur Bewertung und planerischen Bearbeitung von erheblich veränderten (HMWB) und künstlichen (AWB) Wasserkörpern, Version 3.0. Erstellt im Auftrag der LAWA. Stand Juli 2015.
- Dußling, U. (2009): Handbuch zu fiBS – Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15.
- Dußling, U. (2010): fiBS 8.0 – Softwareanwendung, Version 8.0.6a zum Bewertungsverfahren aus dem Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur fischbasierten Klassifizierung von Fließgewässern gemäß EG-WRRL. Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg:
Dußling, U. (2014): fiBS 8.1.1 – Softwareanwendung, Version 8.1.1 zum Bewertungsverfahren aus dem Verbundprojekt: Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur fischbasierten Klassifizierung von Fließgewässern gemäß EG-WRRL. Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg:
www.LAZBW.de → Fischereiforschungsstelle → Wasserrahmenrichtlinie → FIBS
- Dußling, U., Berg, R., Klinger, H. & Wolter, C. (2004): Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. Handbuch Angewandte Limnologie – 20. Erg.Lfg. 12/04: 1-84.

5 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 Tideinfluss gegeben. Bei der überwiegenden Anzahl der Marschengewässer handelt es sich um nicht tideoffene Systeme mit 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 Einzugsgebietsanteile 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 Sturmflutgefährdeten 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 Einzugsgebietsgröße 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 alle biologischen Qualitätskomponenten die Entwicklung eigener Bewertungsverfahren (Tab. 1), da eine Übertragung der Verfahren aus dem Binnenland nicht möglich war.

Tab. 1: Übersicht der Bewertungsverfahren für Marschengewässer⁴

Gewässertyp	Hydrologie	Hydrochemie	Makrozoobenthos	Makrophyten	Fische
Typ 22.1 (Gewässer der Marschen)	nicht tideoffen	limnisch (z.T. schwach oligohalin)	MGBI ⁵ (Potenzialbewertung)	BEMA ⁶ (Potenzialbewertung)	MGFI ⁷ (Potenzialbewertung)

⁴http://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/wasserwirtschaft/egwasserrahmenrichtlinie/fliessgewaesser_seen/marschgewaesser/marschengewaesser-130636.html

⁵ MGBI: **M**arschengewässer **B**enthos **I**ndex

⁶ BEMA: **B**ewertungsverfahren **M**akrophyten für nicht tideoffene Marschengewässer

⁷ MGFI: **M**arschengewässer **F**isch-**I**ndex

Typ 22.2 (Flüsse der Marschen)	tideoffen	Tidehub < 2,5 m (limnisch)	TOM ⁸	BMT ⁹	FAT-FW ¹⁰ (Potenzialbewertungen)
		Tidehub > 2,5 m (limnisch bis oligohalin)	AeTV+ ¹¹		
	nicht tideoffen (nur in Schleswig-Holstein ausgewiesen)		MGBI	BEMA	fiBs ¹²
Typ 22.3 (Ströme der Marschen)	tideoffen		AeTV+	BMT	FAT-FW

Marschengewässer werden seit Beginn des ersten Bewirtschaftungszeitraumes überwiegend durch das Makrozoobenthos, die Makrophyten und die Fische bewertet. Das Phytoplankton und Phytobenthos werden nicht zur ökologischen Bewertung herangezogen, da die abiotischen Bedingungen eine 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 des Potenzials der tideoffenen Gewässer anhand des Makrozoobenthos und der Fische. Die entsprechenden Bewertungsverfahren (TOM, AeTV+, FAT-FW) wurden erst in jüngster Zeit erstellt bzw. um die Möglichkeit der Durchführung von Potenzialbewertungen ergänzt.

⁸ TOM: Bewertungsverfahren Makrozoobenthos für Tideoffene Marschengewässer

⁹ BMT: Bewertungsverfahren Makrophyten in Tidegewässern

¹⁰ FAT-FW: Fishbased Assessment Tool – Estuarine FreshWater

¹¹ AeTV+: Aestuar – Typie – Verfahren - +

¹² fiBS: Fischbasiertes Bewertungssystem (vgl. Teil C, Kapitel 4)

5.1 Makrozoobenthos

5.1.1 Nicht tideoffene Marschengewässer

5.1.1.1 Marschengewässer – Benthos – Index (MGBI¹³)

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. 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 (CPUE¹⁴) ohne Flächenbezug; alternativ sind auch artspezifisch Abundanzschätzungen nach DIN möglich. Ergänzend kann eine Entnahme von Sedimentproben mittels Stechrohren/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, s. 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

¹³ Das Verfahren ist eingestellt unter http://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/wasserwirtschaft/egwasserrahmenrichtlinie/fliessgewaesser_seen/marschgewaesser/marschengewaesser-130636.html

¹⁴ CPUE: Catch per unit effort

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 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“.

5.1.2 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.

5.1.2.1 Bewertungsverfahren Makrozoobenthos für tideoffene Marschengewässer (TOM-Index¹⁵)

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, s. 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.

¹⁵ Das Verfahren findet sich unter http://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/wasserwirtschaft/egwasserrahmenrichtlinie/fliessgewaesser_seen/marschgewaesser/marschengewaesser-130636.html

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.

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_i 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.

5.1.2.2 Ästuartypieverfahren für süßwassergeprägte ästuarine Gewässertypen (AeTV+¹⁶)

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

¹⁶ Weitere Informationen zum Verfahren finden sich unter http://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/wasserwirtschaft/egwasserrahmenrichtlinie/fliessgewaesser_seen/marschgewaesser/marschengewaesser-130636.html

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 Artenzahl, strukturelle Zusammensetzung und Vielfalt der Benthosgemeinschaft, Individuenzahl (relative Abundanz) sowie Anteil sensitiver 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 Artenzusammensetzung 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.

5.2 Makrophyten¹⁷

Vor dem Hintergrund, dass die für natürliche Fließgewässer entwickelten Verfahren zur Bewertung der Makrophyten (vgl. Teil C, Kapitel 2) in Marschengewässern nicht anwendbar 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 (BEMA-Verfahren; Brux et al. 2009).

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.

5.2.1 Nicht tideoffene Marschengewässer (BEMA-Verfahren)

Das BEMA-Verfahren (Brux et al. 2009) ist anwendbar für alle Marschengewässer der LAWA-Typen 22.1 (Gewässer der Marschen) und 22.2 (Flüsse der Marschen) ohne

¹⁷ Die beiden Makrophyten – Verfahren sind eingestellt unter:

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

Tideeinfluss, die gemäß Leitbild von Hydrophytenbeständen 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 ab Mittelwasserlinie. 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 bzw. wurzelnden Helo- und Hydrophyten. Von vor Ort nicht bestimmbar 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 (Hydro- und Helophyten) 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-Verfahren wurden auf der Grundlage historischer und rezenter Bedingungen hinsichtlich des Vorkommens von Hydrophyten in Marschengewässern für jede submers lebende Hydrophytenart Wertpunkte abgeleitet. Die Zuordnung der Wertpunkte erfolgte spezifisch für die verschiedenen Untereinheiten der Marschengewässersubtypen.

Neben der Vergabe von Wertpunkten für das qualitative und quantitative Vorkommen von wertgebenden Makrophytenarten wurden zusätzliche Wertpunkte für Gesamtbedeckung und Artenzahl wertgebender Makrophytenarten sowie die Anzahl vertretener Wuchsformen vergeben. Im Rahmen der Bewertung einer Messstelle werden die jeweils erzielten Wertpunkte

zur „Ökologischen Qualitätskennzahl“ aufaddiert und über eine Transformationsregel hieraus das ökologische Potenzial errechnet.

Die grundlegenden Bewertungsregeln zur Ermittlung der „Ökologischen Qualitätskennzahl“ sind für alle Untereinheiten gleich. Die Berücksichtigung der unterschiedlichen Referenzbedingungen erfolgt über die jeweils für die einzelnen Untereinheiten der Marschengewässer festgelegten artspezifischen Wertpunkte. Durch diese Regelsetzung kann die gleiche Vegetationszusammensetzung je nach Untereinheit 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 Untereinheiten gemäß Tabelle 2 zuzuordnen. Bei Zweifelsfällen ist eine Einzelfallbeurteilung durch Experten erforderlich.

Tab. 2: Untereinheiten der Marschengewässer des Subtyps 22.2 gemäß BEMA-Verfahren (Brux et al. 2009)

Untereinheiten		Breite [m]	¹⁸ Elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Geesteinfluss
1	schmale bis mittelbreite geestbeeinflusste Marschengewässer	≤ 10 m	$\ll 1.500$	hoch
2	breite geestbeeinflusste Marschengewässer	> 10 m	< 1.500	hoch
3	schmale bis mittelbreite Marschengewässer <u>ohne</u> Geesteinfluss, ggf. schwach tidebeeinflusst	≤ 10 m	< 5.000 i.d.R. < 1.500	gering bis nein
4	breite Marschengewässer <u>ohne</u> Geesteinfluss ggf. schwach tidebeeinflusst	> 10 m	< 5.000 i.d.R. < 1.500	gering bis nein
5	Marschengewässer der Köge und Polder	beliebig	< 5.000 i.d.R. < 1.500	nein
6	Marschengewässer mit erhöhter Salinität	beliebig	> 5.000	nein


Nach Ermittlung der Marschengewässeruntereinheit erfolgt die Eingabe der Vegetationsdaten in das entsprechende Datenblatt der EDV-Tabellenkalkulation, welche die entsprechenden Rechenformeln vorhält und die Berechnung automatisch durchführt.¹⁹

5.2.2 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

¹⁸ Angaben zur ELF nach mdl. Rücksprache mit den Verfassern in 2/2010 geändert. Änderungen sind noch nicht in der Verfahrensanleitung BRUX et al. (2009) enthalten.

¹⁹ Das Tool ist auf Nachfrage zu erhalten (u.a. NLWKN- Betriebsstelle Aurich)



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 Armleuchteralgen 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 Artenszusammensetzung 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}	=	Standorttypieindex-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.

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.

5.3 Fische

5.3.1 Nicht tideoffene Marschengewässer (MGFI²⁰)

Tidegeschlossene Marschengewässer zeigen hinsichtlich ihrer hydromorphologischen Bedingungen oftmals mehr Ähnlichkeiten zu Auengewässern als zu Fließgewässern. Im Pilotprojekt „Marschengewässer in Niedersachsen“ wurde für nicht tideoffene Marschengewässer des Typs 22.1 ein Bewertungssystem anhand der 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 Bewertungssystem MGFI orientiert sich am DIN-Entwurf EN 14011 (2003-2007) „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, die innerhalb der bisherigen Bearbeitung nicht festgestellt werden konnten.


Bewertung

Die Bewertung über den MGFI erfolgt in den drei Modulen Artengemeinschaft (qualitatives Vorhandensein von Arten der einzelnen Gilden), Häufigkeiten / Abundanzen (Häufigkeit von Vertretern der drei berücksichtigten ökologischen Gilden) und Altersstruktur (Altersstruktur von Vertretern 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 neunzehn als Indikatoren nutzbaren Fischarten bewertet, die sich in drei ökologische Gilden aufteilen:

- Indifferente Arten (n = 12): Diese Arten besitzen keine speziellen Habitatansprüche und besiedeln vegetationsfreie bis vegetationsreiche Gewässer, z.B.: Rotaugen, Brasseln, Güster, Flussbarsch, Hecht.

²⁰ Das Verfahren findet sich unter

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

- 
- 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.
 - 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 Ersatzlebensräume von besonderer Bedeutung für folgende Arten: Schlammpeitzger, Steinbeißer, Bitterling.

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 Scorewerte 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 (Bioconsult 2006)

Gewässer:		Position:	Befischung:				Strecke:		
Metric	Modul Artengemeinschaft (Anzahl Arten)	Kategorien					Referenzartenzahl	Score	
		5	4	3	2	1			
1	Auenarten	>1	1	-	-	0	3	1; 4; 5	
2	Stillgewässertypische Arten	>3	3	2	1	0	4	1 - 5	
3	Indifferente Arten*	>10	7-10	4-6	2-3	1	>12	1 - 5	
**	Fließgewässerarten rheophil A	Status derzeit noch unklar							n.b.
**	ästuarine Arten *inkl. Langdistanzwanderer	Status derzeit noch unklar							n.b.
Metric	Modul Häufigkeiten / Abundanz	Kategorien					artspezifische Abundanzklassen	Score	
4	Auenarten (MW Ind./100m)	5	4	3	2	1			
	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	6-9	3-6	0,2-3	</=0,2	1-5		
	Metric 6 Klassifizierung Summe K-Werte	> 6	6	5	>3-4	3	Kmax=15	1 - 5	
5	Stillgewässertypische Arten (MW Ind./100m)	5	4	3	2	1			
	Karusche	>10	5-10	3-5	>0,3-3	</=0,3	1-5		
	Rotfeder	>15	7-15	3-7	>0,3-3	</=0,3	1-5		
	Schleie	>10	5-10	3-5	>0,2-3	</=0,2	1-5		
	Moderlieschen	>15	7-15	3-7	>0,5-3	</=0,5	1-5		
	Metric 7 Klassifizierung Summe K-Werte	>16	13-16	8-12	5-7	4	Kmax=20	1 - 5	
6	Indifferente* (Gesamt MW Ind./100m)	5	4	3	2	1			
	Gesamte Gilde	>125	65-125	25-65	7-25	<7	1-5		
	Metric 8 Klassifizierung Summe K-Werte	5	4	3	2	1	Kmax=20	1 - 5	
***	Sonderaspekt	5	4	3	2	1			
	Vorkommen von Glasaalen	massenhaft	vielen	mäßig	wenige	vereinzelt		n.b.	
/	Fließgewässerarten rheophil A / ästuarine Arten	5	4	3	2	1			
		Status derzeit noch unklar							n.b.
Metric	Modul Altersstruktur	Kategorien				artspezifische Altersstruktur	Score		
		3 AG (inkl. 0+)	3 AG (inkl. 0+)	3 AG	</=1 AG				
7	Auenarten	5	4	3	2	1			
	Bitterling	ja		ja	-	ja	1,3,5		
	Schlammpeitzger	ja		ja	-	ja	1,3,5		
	Steinbeißer	ja		ja	-	ja	1,3,5		
	Metric 7 Klassifizierung Summe K-Werte	>6		>3-6	-	3	Kmax=15	1; 3 - 5	
8	Stillgewässertypische Arten	5	4	3	2	1			
	Karusche	ja	-	ja	-	ja	1,3,5		
	Rotfeder	ja	-	ja	-	ja	1,3,5		
	Schleie	ja	-	ja	-	ja	1,3,5		
	Moderlieschen	ja	-	ja	-	ja	1,3,5		
	Metric 8 Klassifizierung Summe K-Werte	>11		>7-11	-	7	Kmax=20	1; 3; 5	
9	Indifferente Arten* (von wenigstens 5 Arten)	5	4	3	2	1			
	Gesamte Gilde	ja	-	ja	-	ja	1,3,5		
	Metric 9 Klassifizierung Summe K-Werte	5		3	-	1	Kmax=5	1; 3; 5	
**	Fließgewässerarten rheophil A	ja	-	ja	-	ja	1,3,5	n.b.	
							Summe min	9	
							Summe aktuell	0	
							Summe max	45	
							EQR	0,00	

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

** nicht zwingend in gesielten oder geschöpften Marschengewässern

*** ggf. als Sondermetric einbeziehen

n.b. derzeit nicht in die Bewertung einbezogen

MW Mittelwert

AG Altersgruppe

Kmax maximaler Häufigkeitswert 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 (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

5.3.2 Tideoffene Marschengewässer (FAT-FW)

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 Bewertungssystem 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. Als Grundlage zur Ermittlung des höchsten ökologischen Potenzials sowie der Herleitung der Klassengrenzen für die weiteren Potenzialstufen dienen dabei die rezenten „best of-Werte“ (Taxazahlen und Abundanzwerte) (Bioconsult 2014a & b).

Probenahme und Erfassung

Das Bewertungssystem FAT-FW setzt, genau wie das Bewertungsverfahren FAT-TW, eine Probennahme 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. In der Regel werden die Datenerhebungen in einem Abstand von zwei Jahren wiederholt.

Um eine Einschätzung hinsichtlich der Vorkommensschwerpunkte von Finteneiern und -larven zu erhalten, sollten an geeigneten Positionen im Frühjahr zusätzlich

Befischungen mit Bongonetzen durchgeführt werden. 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. Die Bewertung erfolgt über acht bewertungsrelevante Messgrößen (Metrics 1-8), die z.T. in Submetrics untergliedert sind. Zusätzlich wird zu drei weiteren Metrics (Metrics 9-11) eine nicht bewertungsrelevante Einschätzung gegeben („nur nachrichtlich“) (Tab. 5). Über die verschiedenen Messgrößen werden der Zustand ausgewählter ökologischer Gilden (diadrome Arten, limnische Arten) und die Abundanzen ausgewählter Arten(gruppen) (Stint, Finte, Flunder, Dreist. Stichling, Kaulbarsch, Cyprinidae) bewertet. Der Parameter Altersstruktur wird über eine spezifische Bewertung der Altersstadien (Ei/Larve/juvenil (0+), subadult und adult) der ästuarinen Charakterarten Finte und Stint berücksichtigt. Weiterhin ist, zunächst noch optional, die Berücksichtigung der Altersstruktur über eine Gewichtung der Abundanzmetrics von Dreist. Stichling, Kaulbarsch und Cyprinidae möglich.

Tab. 5: Messgrößen des fischbasierten Bewertungswerkzeugs für ästuarine limnische Fließgewässer (FAT-FW) (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, Sandgrundel	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
Metric (nur nachrichtlich)	Neozoa z.B. Schwarzmundgrundel, Giebel, Regenbogenforelle	5+	5+
Metric (nur nachrichtlich)	Marine Gilden z.B. Hering, Sprotte, Meeräsche, Scholle	3+	5+
Abundanz ausgewählter Arten(gruppen)	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	differenziert nach Altersgruppen (juvenil (0+), subadult und adult)
		Typ 20 WK Elbe_Ost	Gesamtabundanz
Metric 4	Finte	Typ 22.3 & 22.2	differenziert nach Altersgruppen (Eier/Larven, juvenil (0+) und subadult/adult)

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-Schutzgebiet)		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

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	GF = $\frac{a + b + c}{\text{Anzahl erfasster Arten}}$	1,0 (0,95 – 1,00)
	b) Anzahl Arten mit zwei AG	b = n x 0,9		0,9 (0,85 - < 0,95)
	c) Anzahl Arten mit einer AG	c = n x 0,8		0,8 (0,80 - < 0,85)
Stint	obligatorische Bewertung der AG im Rahmen der Abundanzbetrachtung (siehe Metric 3)			nein
Finte	obligatorische Bewertung der AG im Rahmen der Abundanzbetrachtung (siehe Metric 4)			nein
Flunder	summarische Berücksichtigung der AG im Rahmen der Abundanzbetrachtung (s. Metric 5)			nein

Die Bewertung resultiert aus einer Ermittlung der Ähnlichkeiten der einzelnen Metrics mit der Referenz, wobei je nach berechnetem Ähnlichkeitswert eine Vergabe von sogenannten Wertpunkten (Scores) erfolgt (Tab. 6).

Tab. 6: Zuordnung der Metricergebnisse zu Punktwerten (Scores) über einen Vergleich der Ähnlichkeit (Übereinstimmung von Ist-Wert und Referenzwerten) (Bioconsult 2014a)

	Ähnlichkeit		Score
	> 0,8	sehr hohe Übereinstimmung (1 = Referenzwert)	
Artenspektrum (Metrics 1 und 2) und	> 0,6		4
	> 0,4		3
	> 0,2		2
Abundanz (Metrics 3 bis 8)	</= 0,2	sehr geringe (< 20%) Übereinstimmung	1

Für die Berechnung der Gesamtbewertung (Ecological Quality Ratio (Gesamt-EQR)) werden die Punktwerte summiert und mit der maximal und minimal möglichen Punktzahl verrechnet. Bei 11 Metrics kann eine maximale Punktzahl von 55 und eine minimale Punktzahl von 11 erreicht werden. Die Berechnung des EQR basiert auf folgendem Algorithmus:

$$\text{Gesamt-EQR} = \frac{\sum \text{Ist} - \sum \text{Min}}{\sum \text{Max} - \sum \text{Min}}$$

Der abschließende Schritt ist die Zuordnung des EQR-Wertes zu der entsprechenden ökologischen Potenzialklasse (Tab. 7). Die Abstufung entspricht den für die Bewertung der Übergangsgewässer verwendeten und interkalibrierten Klassengrenzen. Eine ausführliche Beschreibung des Bewertungsverfahrens findet sich in Bioconsult (2014a).

Tab. 7: Festlegung der EQR-Klassengrenzen für das ökologische Potenzial limnischer Tidegewässer (Typ 22.3/2 und Typ 20) berechnet nach FAT-FW (Bioconsult 2014a)

Normative Begriffsbestimmung	EQR-Wert	Ökologisches Potenzial
... vollständig oder nahezu..., kaum Abweichungen zum HÖP	$\geq 0,9$	höchstes Potenzial
... geringfügige Abweichung..., Anzeichen für anthropogene Störungen...	$0,68 - < 0,9$	gut
... mäßige Abweichung..., größere Anzeichen für anthropogene Störungen...	$0,4 - < 0,68$	mäßig
... erhebliche Abweichungen...	$0,2 - < 0,4$	unbefriedigend
...große Teile der Biozönose fehlen...	$< 0,2$	schlecht

5.4 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. Krieg, Beratender Biologe - 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.: 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.

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.



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 tidebeeinflusster 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.

DIN EN 14011 (2003-2007): 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.

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, welches im Folgenden näher beschrieben wird. Das Verfahren befindet sich noch in der Erprobung, d.h. seine Praxistauglichkeit auch im Hinblick auf eine Effizienzoptimierung der Probenahmestrategie werden kritisch geprüft. Eine Anpassung des Verfahrens für künstliche Seen ist in Planung.

1.1 *Probenahme*

1.1.1 Auswahl der Probestellen


Jedes morphologische Teilbecken 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 eulitoral 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 (*NStellen*) ist abhängig von der Länge des Seeufers (in Kilometern) und wird nach der folgenden Formel berechnet:

$$NStellen = 4 + \sqrt{Uferlänge}$$

Die Probestellen werden so gewählt, dass ihre Verteilung den Anteilen der erkundeten Uferstrukturtypen entspricht. Die Länge der Probestelle richtet sich bei Uferverbau und Badestellen nach deren Länge (bis zu 50 m). Die Probe sollte jeweils aus der Mitte



des jeweiligen Uferstrukturtyps entnommen werden, um Einflüsse angrenzender Uferstrukturtypen auf die Makrozoobenthos - Besiedlung auszuschließen. Bei natürlichen Ufern soll die Probestelle so gewählt werden, dass die repräsentativ für den gesamten Uferabschnitt ist. Die Länge der Probestelle beträgt an natürlichen Ufern mindestens 50 m.

1.1.3 Probenahmezeitpunkt

Die Probenahme erfolgt im norddeutschen Tiefland von Anfang Februar bis Ende April, im Alpenraum 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. Die Ergebnisse dieser Probenahme werden separat ausgewertet und dienen zur Überprüfung der Effekte der Saisonalität.

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. Alternativ dazu ist des Weiteren eine habitatspezifische Probenahme möglich, die gegebenenfalls genauere Analysen der Belastungssituation ermöglicht. 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 Habitate 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 festzuhalten.

Mischprobenahme

Die Mischprobenahme ist auf einer Fläche von insgesamt mindestens 1m² 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 0,1m² beprobt, wodurch die Gesamtbeprobungsfläche etwas über 1 m² steigen kann. Solche kleinen Schwankungen der Gesamtbeprobungsfläche 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 feinputikuläres organisches Material), emerse Makrophyten, submerse Makrophyten, Wurzeln, Totholz, Felswände (in Voralpen-/Alpenseen), Beton-/Stahlpundwände, Steganlagen und Steinschüttungen. Die Einzelhabitatproben werden im Anschluss an die Probenahme in einer Mischprobe vereinigt.

Alternative: habitatspezifische Probenahme

An jeder Probestelle werden jeweils alle bis zu einer Wassertiefe von maximal 1,2 m



vorkommenden Habitate 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 (Schreiber & Brauns 2010). 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 bestimmbaren Arten (Limnephilidae) bzw. im Larvenstadium nur bis zur Gattung bestimmbaren Arten (Hydroptilidae) herangezogen werden. Puppen von Chironomidae werden separat erfasst und gezählt, da anhand der gut bestimmbaren 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 (Oliver 1971, 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“ (Brauns et al. 2011).

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

Die hydromorphologische Bewertung erfolgt mit separaten Indices für Flusseen des Tieflandes (Seetyp 12), Seen des Tieflandes (Seetypen 10, 11, 13 und 14) und Voralpen-/Alpenseen (Seetypen 1-4).

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. Aus diesen wird der multimetrische Index zusammengesetzt, der den hydromorphologischen Zustand der Probestelle indiziert. Es findet dabei zunächst eine Bewertung der einzelnen Probestellen statt, die zu einer Bewertung des gesamten Sees verrechnet wird.

Mithilfe eines accessbasierten Tools werden die in Tabelle 1 dargestellten Metrics berechnet. Die Berechnung erfolgt sowohl auf Basis der Individuendichten der Makrozoobenthostaxa als auch deren Häufigkeitsklassen (HK). Die Individuendichten der einzelnen Taxa werden für jede Probestelle berechnet, indem diese an den Habitaten jeder Probestelle gemäß ihrem Anteil gewichtet werden. Zur Berechnung der auf Häufigkeitsklassen basierenden Metrics werden die Individuendichten jedes Taxons in Häufigkeitsklassen umgewandelt (1-2 Ind. = HK 1, 3-10 Ind. = HK 2, 11-30 Ind. = HK 3, 31-100 Ind. = HK 4, 101-300 Ind. = HK 5, 301-

1000 Ind. = HK 6, > 1000 Ind. = HK 7).

Die verwendeten Metrics werden von 0 bis 1 normiert. Die in Tabelle 1 aufgeführten Ankerpunkte dienen zur Festlegung des Metricwertes für den Wert 1 (Referenz) und 0 (belastet).

Tab. 1: Ankerpunkte der ausgewählten Metrics für die Berechnung eines multimetrischen Index (MMI). (HK =Häufigkeitsklasse).

Seetyp Metrics	Flusseen des Tieflandes		Seen des Tieflandes		Voralpen-/Alpenseen < 5.6 km ²		Voralpen-/Alpenseen > 5.6 km ²	
	Referenz	belastet	Referenz	belastet	Referenz	belastet	Referenz	belastet
Faunaindex (seetypspezifisch)	1,5	2,3	2,2	3,5	2,6	2,95	2,75	3,2
Shannon-Wiener					1,5	3,0	1,7	3,2
Margalef Diversität	5	1,4	6,2	1,4				
Anzahl ETO	11	2	15	2				
Fortpflanzungs-Strategie (r/k)					0,05	0,14	0,05	0,14
Odonata HK %					4	0	3	0
Odonata %	2	0	3	0				
Sedimentfresser HK %					27	42	27	45
Chironomidae HK %	16	37	10	40				
Lithalbewohner HK %	-	-	10	30				

Die seetypspezifischen (unterschieden nach Flusseen des Tieflandes, Seen des Tieflandes und Voralpen-/Alpenseen) normierten Metrics werden für jede Probestelle ungewichtet zu einem multimetrischen Index (MMI) gemittelt, nur bei den Voralpen-/Alpenseen wird der Faunaindex 2-fach gewertet (Tabelle 2). Für kleine und große Voralpen-/Alpenseen (Seefläche < bzw. > 5.6 km²) werden die gleichen Metrics, aber mit unterschiedlichen Ankerpunkten verwendet (Tabelle 2). 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' ≥ 0,8 > 'gut' ≥ 0,6 > 'mäßig' ≥ 0,4 > 'unbefriedigend' ≥ 0,2 ≥ '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

1.3 Literatur

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.

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

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

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. .

2.1 Probenahme

2.1.1 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.

2.1.2 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)
20 – 50 km ²	10 – 20	Selenter See (SH), Steinhuder Meer (NI), Ammersee (BY)

Oberfläche des Sees	Anzahl der Transekte	Beispiele
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 Kieselalgenegesellschaft ermöglicht. Einzelheiten sind in der Handlungsanleitung zum Verfahren beschrieben (Schaumburg et al. 2011).

2.1.3 Beprobung

Die Makrophyten sind, so weit möglich, vor Ort zu kartieren und die Häufigkeiten zu schätzen. Die Erhebung erfolgt in definierten Tiefenstufen (0-1m, 1-2m, 2-4m, >4m 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) .

2.2 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-Indices 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-Indices 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

2.3 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, Armeleuchteralgen und Moose) in Deutschland, Band 1: Bestimmungsschlüssel und Band 2: Abbildungen, Fachbeiträge des LUGV, Heft 119 und Heft 120. LUGV Brandenburg, Potsdam.

2.4 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-Lichtangebot 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 1.500 Taxa. Diese in der taxonomischen Praxis in der Regel erreichbare Bestimmungstiefe stellt eine wichtige Grundlage für eine schlüssige Bewertung dar.

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 (Juni 2015) sowie der Download-Möglichkeiten sind unten zusammengestellt.

Das PSI-Verfahren sowie die MS-Access-basierte Auswertehilfe PhytoSee werden aktuell immer noch modifiziert und es empfiehlt sich, vor einer Anwendung die unten genannten Download-Quellen auf aktuelle Veränderungen und Updates zu konsultieren.

3.1 Probenahme

3.1.1 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.

3.1.2 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.

3.1.3 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 s. 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 – 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

aus 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 (**D**iatomeen-Index auf Basis planktischer Diatomeen aus dem **P**rofundal) muss einmalig am Ende des Jahrgangs nach der letzten Freiwasserprobennahme 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.

3.1.4 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.

3.2 Bewertung

3.2.1 Einführung

Das multimetrische PSI-Verfahren berücksichtigt die Phytoplankton-Biomasse und die Artenzusammensetzung einerseits auf dem Niveau der Algenordnung oder -klasse und

andererseits auf Art- und Gattungsniveau. Sowohl der Biomasse- als auch der Algenklassen-Metric besitzen Submetrics (s.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 Indikatortaxons (TAW) - Biovolumen des Indikatortaxons in "BV-Klassen" von 1-8 - Stenökiewert von 1-4	Gewichtungsfaktoren sind: - Stenökie und - Biovolumen (-Klassen) der Indikatortaxa
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 (s. Tab. 7). 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 (→ HTL-ID, s. Mischke & Kusber 2009) zugeordnet werden. Für bestimmte Taxa ist die Erfassung von Größenklassen erforderlich. Die Berechnung der Biovolumina aus den Zählwerten erfolgt nach der mikroskopischen Vorschrift (Nixdorf et al. 2010).

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

3.2.2 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. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**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", s. 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.

3.2.3 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
≤ 0,0001	1
> 0,0001-0,001	2
> 0,001-0,01	3
> 0,01-0,1	4
> 0,1-1	5
> 1-5	6
> 5-25	7
> 25	8

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. (2009).

Phyto plankton-Seesubtyp	Indikatorliste für	Abkürzung	Anzahl Indikator-taxa	Anzahl der Zähl-Einheiten (IDs in HTL)
1 bis 4	Alpen- und Voralpenseen	AVA	129	209
5 bis 9	Mittelgebirgsseen +AWB/HMWB	MG	117	160
10 13	geschichtete Seen des norddeutschen Tieflands	TLgesch	115	173
11, 12 14	polymiktische Seen des norddeutschen Tieflands	TLpoly	111	193
10.1k 10.2k 13k	geschichtete AWB, HMWB und Sondertypen des norddeutschen und oberrheinischen Tieflands	TLgeschAW B	158	217
11.1k, 11.2k, 12k, 14k	polymiktische AWB, HMWB und Sondertypen des norddeutschen und oberrheinischen Tieflands	TLpolyAWB	113	162

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. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**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	Indikatortaxon	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 Referenzwerts 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 und in der Tab.7 zusammengestellt.

Tab. 7: Phytoplanktonseetyp-spezifische Referenztrophie in der Dimension des Trophieindex nach LAWA (2014) (s. Tab.3) für die deutschen Seetypen

Phytoplankton-Subtyp	trophischer Referenzwert zur Berechnung der ÖQ	trophischer Referenzzustand Obergrenze	sehr gut/ gut H/G-Grenze	gut/ mäßig G/M-Grenze	mäßig/ unbefriedigend M/P-Grenze	unbefriedigend / schlecht P/B-Grenze
Alpen und Voralpen						
4	0,75	oligo	1,25	1,75	2,25	2,75
2+3	1,25	meso1	1,75	2,25	2,75	3,25
1	1,25	meso1	1,75	2,25	2,75	3,25
Mittelgebirge						
7 / 9	1,00	oligo	1,50	2,00	2,50	3,00
5 / 8	1,25	meso1	1,75	2,25	2,75	3,25
6.1	1,75	meso2	2,25	2,75	3,25	3,75
6.2	2,00	meso2	2,50	3,00	3,50	4,00
6.3	2,25	eu1	2,75	3,25	3,75	4,25
Norddeutsches (und oberrheinisches) Tiefland*						
13	1,25	meso1	1,75	2,25	2,75	3,25
10.1	1,50	meso1	2,00	2,50	3,00	3,50
10.2	1,75	meso2	2,25	2,75	3,25	3,75
14	1,75	meso2	2,25	2,75	3,25	3,75
11.1	2,00	meso2	2,50	3,00	3,50	4,00
11.2	2,25	eu1	2,75	3,25	3,75	4,25
12	2,75	eu2	3,25	3,75	4,25	4,75

* Im Tiefland erhalten AWB, HMWB und Sondertypen hinter der Seetypnummer das Suffix "k" z. B. 13k.

3.2.4 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. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**8). Als Maß für die Eignung wurden die Korrelationen der Metrics zum Stressor Gesamtposphor oder zu einem Trophie-Index (Mittelwert TP und Biomasse) ermittelt und miteinander verglichen.

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

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

Tab. 8: 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-Subtyp	BM-Metric	AK-Metric	PTSI-Metric	DI-PROF
5, 7, 8 und 9	3	2	3	
13	4	3	3	(3)
11.2	4	3	2	(2)

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. 8). Das Auswerte-Tool PhytoSee ist in diesem Sinne erweitert und hält eine Importtabelle bereit.

3.3 Projektberichte und Literatur

(Stand Juni 2015)

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 Seenbewertung mittels Plankton – Phyto-See-Index (Teil A) und PhytoLoss-Modul Zooplankton (Teil B). S. 1-143.

Mischke, U. & Kusber, W.-H. (2009): Harmonisierte Phytoplankton-Taxaliste für die Bewertung von Seen und Flüssen nach EU-WRRL. (Stand 25.05.2009).

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 Seenbewertung 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.

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

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.



Download von Berichten und Auswertetools:

www.laenderfinanzierungsprogramm.de

www.igb-berlin.de/datenbanken.html

www.gewaesserfragen.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 Litoralflächen 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°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 [kg/100m²Netzfläche] 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	$\geq 0,85$	$\geq 0,95$
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. Übergangsgewässer²¹

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

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.

1.1 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 .

Für die Angiospermen erfolgt 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.

²¹ 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 <http://www.blmp-online.de/Seiten/Monitoringhandbuch.htm>

ökologischen Potenzials der Wasserkörper im Hinblick auf die Qualitätskomponente „Angiospermen“.

Die eulitoralen *Zostera*-Wiesen (Seegras) werden aufgrund ihrer Fläche, Dichte und Artenzusammensetzung (Kolbe 2007) bewertet. Für die Teilkomponente ‚Seegras‘ im Übergangsgewässer konnten in der zweiten Phase der Interkalibrierung Teilergebnisse erreicht werden, die in den Annex II der Interkalibrierungsentscheidung (EU KOM 2013) aufgenommen wurden. Die Interkalibrierung wird in der dritten Phase weitergeführt, ein Ergebnis wird bis Ende 2016 erwartet.

Die Röhrichte, Brack- und Salzmarschen werden zonenspezifisch über verschiedene Flächen- und Strukturparameter bewertet (Arens 2009, Stiller 2005). Die Teilkomponente ‚Röhrichte, Brack- und Salzmarschen‘ im Übergangsgewässer war in den Interkalibrierungsprozess der zweiten Phase eingebunden, die Interkalibrierung konnte aber nicht abgeschlossen werden und wird in der dritten Phase der Interkalibrierung fortgeführt.

Das Vorkommen von Makroalgen (opportunistischer Grünalgen) ist im Bereich der Übergangsgewässer derzeit nicht relevant 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, während für die eulitoralen Bestände im Übergangsgewässer der Weser 2013 ein flächenmäßiger Zuwachs zu verzeichnen ist. Die Besiedlungsdichte innerhalb der Wiesen hat aber auch hier abgenommen (KÜFOG et al. 2014), so dass 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
- Klimaänderung

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)

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 Makrophyten 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 in die Qualitätskomponente Makrophyten einbezogen.

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, Steuer, J. & S. Tyedmers (2014): Eulitorale Seegrasbestände im niedersächsischen Wattenmeer 3013. Gesamtbestandserfassung und Bewertung nach EG-Waserrahmenrichtlinie.- Gutachten im Auftrag des NLWKN, 72+8 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. (2005): Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponente Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EG WRRL. Im Auftrag der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg. 47 S.

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)

3 Benthische Wirbellosenfauna²²

3.1 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. Beide Verfahren waren in die zweite Phase der Interkalibrierung einbezogen, es konnte jedoch kein abschließendes Ergebnis erzielt werden. Die Interkalibrierung wird in der dritten Phase bis Ende 2016 fortgeführt.

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).

3.2 Benthische Wirbellosen Fauna im Eulitoral (Wattflächen) und Sublitoral

3.2.1 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

²² Eine ausführliche Beschreibung des in den Küsten- und Übergangsgewässern durchgeführten nationalen Monitorings findet sich im Monitoringhandbuch des Bund/Länder-Messprogramms im Kennblatt Makrozoobenthos unter <http://www.blmp-online.de/Seiten/Monitoringhandbuch.htm>.

eingeschränkt wird. Die Brackwasserzone zählt zu den stark gefährdeten Lebensräumen der deutschen Nordseeküste, wie auch die genuine Brackwasserfauna (Michaelis 1992).

3.2.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

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

3.2.3 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.

3.2.4 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.

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 Fischfauna²³

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).

Die Qualitätskomponente ‚Fischfauna‘ wurde in der zweiten Phase der Interkalibrierung erfolgreich interkalibriert und in den Annex 1 des Entscheidungsdokuments aufgenommen (EU-KOM 2013).

²³ Eine ausführliche Beschreibung des in den Küsten- und Übergangsgewässern durchgeführten nationalen Monitorings findet sich im Monitoringhandbuch des Bund/Länder-Messprogramms im Kennblatt Fischfauna unter <http://www.blmp-online.de/Seiten/Monitoringhandbuch.htm>.

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 Ästuarie als Laichhabitate und/oder Aufwuchs- und Nahrungshabitate für typische ästuarine Arten wie Flundern und Grundeln, die diadrome Arten Stint und Finte sowie einige marine Arten wie beispielsweise den Hering. Die Fischfauna der Ästuarie 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

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.

4.1.4 Literatur

BioConsult (2006): Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare. AG: Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein; 84 S. + Anhang (www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/FischBewertungT1.pdf)

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

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)

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 Küstengewässern²⁴

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 (bis Fehmarn) unter Berücksichtigung der Parameter Chlorophyll a (Mittelwert der Monate Mai bis September) sowie Gesamtbiovolumen (Mittelwert der Monate Mai bis September). Im östlichen Teil haben sich die von Sagert et al. (2008) entwickelten Phytoplanktonindikatoren im Praxistest bewährt, 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 erfolgreich 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) konnte die Interkalibrierung in der Phase 2 nicht vollständig abgeschlossen werden und wurde in der Entscheidung der Kommission in den Annex II übernommen. Ein Ergebnis der Interkalibrierung wird für diesen Gewässertyp bis Ende 2016 erwartet.

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.

1.1.1.1 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

- Eutrophierung
- Klimawandel (Erwärmung)

²⁴ Eine ausführliche Beschreibung des in den Küsten- und Übergangsgewässern durchgeführten nationalen Monitorings findet sich im Monitoringhandbuch des Bund/Länder-Messprogramms im Kennblatt Phyto-plankton unter <http://www.blmp-online.de/Seiten/Monitoringhandbuch.htm> .

1.1.2 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 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 die Metrics Chlorophyll a und Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons bewertet. Östlich Fehmarn wird zusätzlich 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.

1.1.3 Literatur

Sagert, S., Selig, U., Schubert, H. (2008): Phytoplanktonindikatoren zur ökologischen Klassifizierung der deutschen Küstengewässer der Ostsee. Rost. Meeresbiol. Beiträge: Heft 20, 45-69.

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)²⁵

2.1 Gesamtbewertung

Die Bewertung in den inneren Ostseegewässern (Typ B1 und B2) erfolgt nach Fürhaupter et al. (2015, PHYBIBCO-Verfahren, ehem. ELBO-Verfahren nach Selig et al. 2006, 2009)

²⁵ Eine ausführliche Beschreibung des in den Küsten- und Übergangsgewässern durchgeführten nationalen Monitorings findet sich im Monitoringhandbuch des Bund/Länder-Messprogramms im Kennblatt Makrophyten unter <http://www.blmp-online.de/Seiten/Monitoringhandbuch.htm>.

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. 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 2014 überprüft und angepasst (MARILIM 2015), 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 eulitoraligen *Zostera*-Wiesen und das Vorkommen eutrophierungszeitiger 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).

Die Teilkomponente ‚Seegras‘ im Küstengewässer konnte in der zweiten Phase der Interkalibrierung für die polyhalinen Küstengewässer der Nordsee (NEA 3/4) erfolgreich interkalibriert werden. Die Interkalibrierung im euhalinen Küstengewässer der Nordsee (NEA 1/26) wird in der Phase 3 fortgeführt und bis Ende 2016 abgeschlossen sein.

Die Teilkomponente ‚opportunistische Makroalgen‘ (bislang i.d.R. Grünalgenmatten) im Küstengewässer hat die zweite Phase der Interkalibrierung durchlaufen, konnte aber nur mit einem vorläufigen Ergebnis abschließen. Die Interkalibrierung im euhalinen Küstengewässer der Nordsee (NEA 1/26) wird in der Phase 3 fortgeführt und bis Ende 2016 abgeschlossen. Die Teilkomponente ‚Salzmarschen‘ im Küstengewässer war in den Interkalibrierungsprozess der Mitgliedstaaten der zweiten Phase eingebunden, die Interkalibrierung konnte aber nicht abgeschlossen werden und wird in der Phase 3 fortgeführt.

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).

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 bedeckte 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


2.2.2.1 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?

- Flächenhafte Ausdehnung im Eulitoral (Wattenmeer)
- Artenzusammensetzung (*Z. marina*, *Z. noltii*) 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)

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 Massenentwicklung. 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-Phytal: 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)

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 Schadstoffsenke 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
- Klimaänderung

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.

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.

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 Wirbellosenfauna²⁶

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) 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), 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 soll in der dritten Phase der Interkalibrierung bis Ende 2016 abgeschlossen werden.

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. 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 Verzerrer 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.

3.2.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

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

²⁶ Eine ausführliche Beschreibung des in den Küsten- und Übergangsgewässern durchgeführten nationalen Monitorings findet sich im Monitoringhandbuch des Bund/Länder-Messprogramms im Kennblatt Makrozoobenthos unter <http://www.blmp-online.de/Seiten/Monitoringhandbuch.htm>.

- Einschleppung fremder 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.

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 aktuellen 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 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)
- Klimaänderung
- Einschleppung fremder 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 überprüft und angepasst (MARILIM 2015), die Handlungsanweisung wurde überarbeitet (Berg et al. 2015).

Grundlage des Modells ist eine umfangreiche Benthosdatenbank mit autökologischen Informationen und Referenzartenlisten für jedes bewertungsrelevante Teilgebiet und die Habitats 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.

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.

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.

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 Landesamtes 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 2015²⁷).

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

²⁷ 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

Serviceeinrichtung Laborvergleiche, Ringversuche, Schulungen, Workshops und Labor-Begutachtungen (externe Audits) organisiert. Zusammen mit den Fachexperten werden allgemeinverbindliche Leitlinien zu Anforderungen an die einzusetzenden Analysenverfahren 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 III – Arbeitspapier 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 – Bestimmungsflorea 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 **Expertennetzwerken** 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

- **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)

- ***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/Manuals%20and%20Guidelines/Manual%20for%20Marine%20Monitoring%20in%20the%20COMBINE%20Programme%20of%20HELCOM_PartC_AnnexC8.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)

- ***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_PartC_AnnexC9.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

• **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_PartC_AnnexC4.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_PartC_AnnexC6.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

• **Zooplankton**

DIN EN 15110 Wasserbeschaffenheit Anleitung zur Probenahme von Zooplankton in stehenden Gewässern (M 16)

z.Z. in Erarbeitung:

Deneke, R., Maier, G. & Mischke U. (2014): Das PhytoLoss-Verfahren: Berücksichtigung des Zooplanktons in der Seenbewertung nach EU-WRRL durch die Ermittlung der Grazing-Effektstärke und anderer Indizes. Teilbericht LAWA Projektes O 8.10.

• **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