

# **Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser**

## **Ständiger Ausschuss**

### **„Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“**

**- LAWA-AO -**



## **RaKon III**

### **Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten**

LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung  
Produktdatenblatt 2.2.2

Stand 22.8.2012

# 1 **A. Inhaltsverzeichnis**

2	A. Inhaltsverzeichnis.....	1
3	B. Allgemeine Vorbemerkungen .....	1
4	Einführung .....	1
5	Vorbemerkung zur biologischen Bewertung .....	2
6	C. Fließgewässer .....	3
7	1 Makrozoobenthos in Fließgewässern.....	3
8	1.1 Probenahme .....	3
9	1.1.1 Typologie und Probenahmezeitpunkt.....	3
10	1.1.2 Auswahl der Probestelle.....	3
11	1.1.3 Beprobung .....	3
12	1.1.3.1 Probenahme in durchwatbaren und teilweise durchwatbaren Gewässern.....	3
13	1.1.3.2 Probenahme in nicht durchwatbaren und/oder dauertrüben Gewässern.....	4
14	1.1.3.3 Probenahme in Fließgewässern der Typen 10 und 20 .....	4
15	1.1.4 Aufbereitung der Proben .....	4
16	1.1.4.1 Probenbehandlung im Labor .....	5
17	1.1.4.2 Probenbehandlung im Freiland.....	5
18	1.2 Bestimmung .....	5
19	1.3 Bewertung.....	6
20	1.3.1 Modul „Saprobie“ .....	6
21	1.3.2 Modul „Allgemeine Degradation“ .....	6
22	1.3.3 Modul „Versauerung“ .....	7
23	1.3.4 Verrechnung der Module .....	7
24	1.3.5 Bewertungssoftware.....	9
25	1.4 Literatur.....	9
26	1.5 Anhang .....	9
27	1.5.1 Modul Saprobie.....	9
28	1.5.1.1 Grundzustände und Klassengrenzen des typspezifischen Saprobienindex	
29	(Modul „Saprobie“) .....	9
30	1.5.2 Modul Allgemeine Degradation.....	11

31	1.5.2.1	Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 1-4 (Bäche und Flüsse der Alpen und des Alpenvorlandes).....	11
32			
33	1.5.2.2	Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 5-7 sowie des regionalen Untertyps 6_K (Mittelgebirgsbäche) .....	12
34			
35	1.5.2.3	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).....	13
36			
37			
38	1.5.2.4	Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 14-18 (Bäche und Flüsse im Tiefland) sowie 11 + 12 (Organisch geprägte Bäche und Flüsse).....	14
39			
40	2	Makrophyten & Phytobenthos in Fließgewässern .....	14
41	2.1	Probenahme .....	15
42	2.1.1	Probenahmezeitpunkt.....	15
43	2.1.2	Probenahmestellen .....	15
44	2.1.3	Beprobung.....	15
45	2.2	Bestimmung.....	16
46	2.3	Bewertung.....	16
47	2.3.1	Makrophyten .....	17
48	2.3.2	Phytobenthos Diatomeen.....	17
49	2.3.3	Phytobenthos ohne Diatomeen.....	17
50	2.3.4	Gesamtbewertung.....	18
51	2.4	Literatur.....	18
52	2.5	Anhang .....	19
53	2.5.1	Klassengrenzen der typspezifischen Bewertung des ökologischen Zustandes Makrophyten & Phytobenthos unterteilt nach den biozönotischen Ausprägungen der Teilmodule Makrophyten, Phytobenthosdiatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen... 19	
54			
55			
56	3	Phytoplankton in Fließgewässern .....	21
57	3.1	Probenahme .....	21
58	3.1.1	Probenahmezeitpunkt.....	21
59	3.1.2	Auswahl und Charakterisierung der Probenstellen .....	22
60	3.1.3	Beprobung.....	22
61	3.2	Aufbereitung der Proben im Labor .....	23
62	3.2.1	Chemisch-physikalische Qualitätskomponenten.....	23
63	3.2.2	Phytoplankton .....	23

64	3.3	Bewertung.....	24
65	3.3.1	Bewertungsrelevante Fließgewässertypen .....	24
66	3.3.2	Bildung des Saisonmittelwertes .....	25
67	3.3.3	Bewertung nach dem Gesamtindex „Phytoplankton“ .....	26
68	3.3.4	Gesamtbewertung mittels der Auswertungssoftware PhytoFluss .....	28
69	3.4	Literatur.....	29
70	4	Fischfauna in Fließgewässern .....	30
71	4.1	Probenahme .....	30
72	4.1.1	Probennahmezeitpunkt und Rahmenbedingungen .....	30
73	4.1.2	Auswahl der Probestrecke und Befischungsaufwand.....	31
74	4.1.3	Ausgestaltung der fischereilichen Probenahme .....	31
75	4.1.4	Rechtliche Voraussetzungen, erforderliche Genehmigungen .....	32
76	4.1.5	Aufbereitung der Proben .....	33
77	4.2	Bewertung.....	33
78	4.3	Literatur.....	34
79	5	Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten in Marschengewässern .....	35
80	D.	Seen .....	57
81	1.	Makrozoobenthos in Seen .....	57
82	1.1	Probenahme .....	57
83	1.1.1	Auswahl der Probestellen.....	57
84	1.1.2	Festlegung der Probestellen .....	57
85	1.1.3	Probenahmezeitpunkt.....	58
86	1.1.4	Vorgehensweise bei der Probenahme.....	58
87	1.1.5	Konservierung der Proben im Gelände .....	59
88	1.1.6	Ausfüllen des „Feldprotokoll Probenahme Eulitoral“ .....	59
89	1.1.7	Probeaufbereitung im Labor.....	59
90	1.1.8	Taxonomische Determination und Ergebnisdarstellung .....	60
91	1.2	Bewertungsverfahren AESHNA.....	60
92	1.2.1	Typisierung .....	60
93	1.2.2	Berechnung von Metrics und Bildung eines multimetrischen Bewertungsindexes .....	60

94	1.3	Literatur.....	62
95	2.	Makrophyten & Phyto­benthos in Seen .....	64
96	2.1	Probenahme .....	64
97	2.1.1	Probenahmezeitpunkt.....	64
98	2.1.2	Probenahmestellen .....	64
99	2.1.3	Beprobung.....	65
100	2.2	Auswertung und Bewertung .....	66
101	2.3	Literatur:.....	67
102	2.4	Anhang .....	68
103	3.	Phytoplankton in Seen.....	70
104	3.1	Probenahme .....	71
105	3.1.1	Probenahmezeitpunkt und -frequenz.....	71
106	3.1.2	Auswahl der Probestelle.....	71
107	3.1.3	Beprobung.....	71
108	3.1.4	Aufbereitung der Proben .....	73
109	3.2	Bewertung.....	73
110	3.2.1	Einführung.....	73
111	3.2.2	Biomasse und "Algenklassen"-Metric.....	75
112	3.2.3	Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI).....	76
113	3.2.4	Gesamtbewertung PhytoSee-Index (PSI).....	80
114	3.3	Projektberichte und Literatur .....	81
115	4.	Fischfauna in Seen .....	83
116	E.	Übergangsgewässer .....	84
117	1	Phytoplankton.....	84
118	1.1	Literatur.....	84
119	2	Andere aquatische Flora in Übergangsgewässern (Makrophyten – Angiospermen und Makroalgen).....	84
120			
121	2.1	Gesamtbewertung.....	84
122	2.2	Seegras (Zostera) .....	85
123	2.2.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	85
124	2.2.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.	85
125	2.2.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	86

126	2.3	Makroalgen .....	86
127	2.4	Salzwiesen.....	86
128	2.4.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	86
129	2.4.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.	87
130	2.4.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	87
131	2.5	Literatur.....	87
132	3	Benthische Wirbellose Fauna .....	87
133	3.1	Gesamtbewertung.....	87
134	3.2	Makrazoobenthos im Eulitoral (Wattflächen) und Sublitoral.....	88
135	3.2.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	88
136	3.2.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.	88
137	3.2.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	89
138	3.2.4	Literatur.....	89
139	4	Fischfauna.....	90
140	4.1	Gesamtbewertung.....	90
141	4.1.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	90
142	4.1.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.	91
143	4.1.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	91
144	4.1.4	Literatur.....	91
145	F.	Küstengewässer.....	93
146	1	Phytoplankton in Küstengewässern .....	93
147	1.1	Gesamtbewertung.....	93
148	2	Andere aquatische Flora in Küstengewässern (Makrophyten – Angiospermen und	
149		Makroalgen).....	94
150	2.1	Gesamtbewertung.....	94
151	2.2	Seegras (Zostera) .....	94
152	2.2.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	94
153	2.2.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.	95
154	2.2.2.1	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen? .....	95
155	2.3	Makroalgen .....	95
156	2.3.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	95
157	2.3.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.	96

158	2.3.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	96
159	2.4	Salzwiesen.....	97
160	2.4.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	97
161	2.4.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.	97
162	2.4.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	97
163	2.5	Literatur.....	97
164	3	Benthische Wirbellose Fauna .....	99
165	3.1	Gesamtbewertung.....	99
166	3.2	Makrozoobenthos im Eulitoral (Wattflächen) und Sublitoral der Nordsee .....	99
167	3.2.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	99
168	3.2.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.	99
169	3.2.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	100
170	3.3	Benthos Ostsee (Sublitoral) .....	100
171	3.3.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	100
172	3.3.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?101	
173	3.3.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	101
174	3.4	Literatur.....	101
175	G.	Qualitätssicherung biologischer Daten.....	103
176	1	Grundsätzliche Anforderungen an die Qualitätssicherung biologischer Daten ...	103
177	2	Überblick über bereits vorliegende oder in der Entwicklung befindliche	
178		Standardverfahren biologischer Untersuchungen .....	104
179	2.1	Makrozoobenthos.....	104
180	2.2	Makrophyten/Phytobenthos.....	104
181	2.3	Phytoplankton .....	105
182	2.4	Fischfauna .....	105
183	2.5	Standardisierung der Probenaufbereitung.....	105
184	2.5.1	Makrozoobenthos .....	105
185	2.5.2	Makrophyten/Phytobenthos .....	106
186	2.5.3	Phytoplankton .....	106
187	2.5.4	Fischfauna .....	106
188			

## **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 bzw. werden für die weiteren biologischen Qualitätskomponenten für alle Gewässerkategorien Probenahme- und Bewertungsverfahren entwickelt. Hierzu wurden von der LAWA, dem UBA und dem BMBF Forschungsvorhaben finanziert und von LAWA-Expertengruppen, vom AK Fische, den Fischereireferenten der Länder bzw. von entsprechenden Gremien der Küstenländer begleitet. Eine Zusammenführung der Ergebnisse erfolgt über die LAWA.

Die Entwicklung der Probenahme- und Bewertungsverfahren ist derzeit (August 2012) weit fortgeschritten. Zum Teil sind noch weiterführende Entwicklungsarbeiten notwendig, zum Teil werden durch die intensive Anwendung der Verfahren in den Bundesländern in den Jahren 2009 – 2013 weitere Erkenntnisse erwartet, die noch in die Verfahren einzuarbeiten sind, um die Zuverlässigkeit und Genauigkeit weiter zu erhöhen. Der Interkalibrierungsprozess auf europäischer Ebene sollte im Jahr 2012 enden. Die EU-KOM plant eine Weiterführung bis Ende 2013. Änderungen die an den Verfahren erfolgen, müssen jedoch mit den interkalibrierten Klassengrenzen einhergehen.

Die Probenahmeverfahren sind weitgehend etabliert, sodass für die Bewirtschaftungsplanung nach EG-WRRL eine belastbare Datenbasis durch die Bundesländer geschaffen werden kann.

In diesem Arbeitspapier III der LAWA-RaKon 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 per Literaturverweis angegeben werden.

Wegen der Unterschiedlichkeit der Verfahren werden die biologischen Qualitätskomponenten nachfolgend getrennt voneinander und getrennt für die einzelnen Gewässerkategorien (Fließgewässer, Seen, Übergangs- und Küstengewässer) beschrieben. Ausnahme stellen die Marschengewässer dar, für die aufgrund der typologischen Besonderheiten die Bewertungsverfahren für alle biologischen Qualitätskomponenten im Kapitel 5 beschrieben werden.



## Vorbemerkung zur biologischen Bewertung

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

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

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

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

## C. Fließgewässer

### 1 Makrozoobenthos in Fließgewässern

Die Bewertung des ökologischen Zustands des Makrozoobenthos in Fließgewässern wird mit standardisierten Methoden zur Aufsammlung, Aufbereitung und Auswertung von Makrozoobenthosproben durchgeführt. Grundlagen für die Anwendung der Methoden sind das „Methodische Handbuch Fließgewässerbewertung“ (Meier et al. 2006) 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 B I-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 km<sup>2</sup>) von Februar bis April und Flüsse (EZG 100-10.000 km<sup>2</sup>) 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 km<sup>2</sup>) und 50 - 100 m in Flüssen (EZG > 100 - 10.000 km<sup>2</sup>) 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 De-

ckungsgrades 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 m<sup>2</sup> (~1/8m<sup>2</sup>) 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 bestimmbar 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./m<sup>2</sup>). Alternativ können auch die Abundanzen im Gelände geschätzt werden. Es hat sich gezeigt, dass der PTI (Potamotypieindex) 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 (s. 1.4 Anhang, Tabelle B-IV- 1). 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 gesi-

chertes 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 31 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.

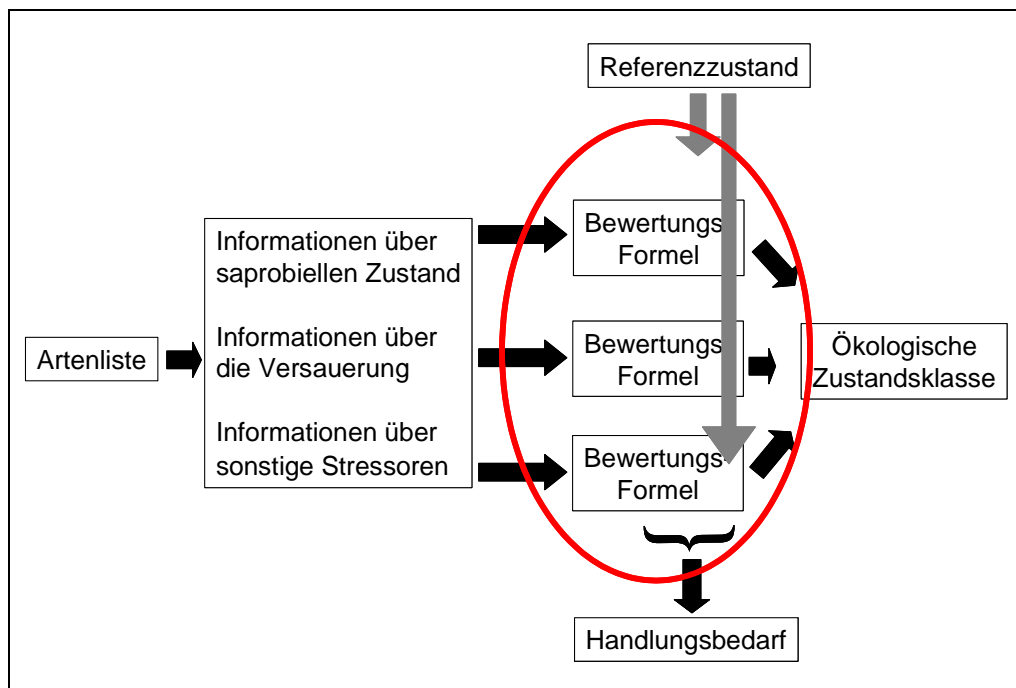


Abb. 1: **Schematischer Ablauf der stressorenbezogenen Bewertung von Fließgewässern mittels Makrozoobenthos**

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<sup>1</sup> 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.<sup>1</sup>

Bei der Bewertung kann im Einzelfall vom rechnerischen Ergebnis abgewichen werden, wenn dies nach Expertenurteil aufgrund der Verhältnisse an der Probestelle oder aufgrund

<sup>1</sup> Der hier dargestellten Verrechnung der Module „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“ haben mit Ausnahme von Bayern, das eine Mittelwertbildung zwischen den beiden Modulen favorisiert, alle im Projektbegleitenden Beirat vertretenen Bundesländer zugestimmt.



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.

## 1.4 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.
- 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](http://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](http://www.fliessgewaesserbewertung.de) [Stand Mai 2011].
- Meier, C., Haase, P., Rolaufts, 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.

## 1.5 Anhang

### 1.5.1 Modul Saprobie

#### 1.5.1.1 Grundzustände und Klassengrenzen des typspezifischen Saprobienindex (Modul „Saprobie“)

Typ = Gewässertyp gemäß Tab. 1 des Arbeitspapiers I, LAWA-Rakon, Teil B

Typ	Grundzustand	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
-----	--------------	----------	-----	-------	----------------	----------



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

### 1.5.2.1 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

### 1.5.2.2 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	≤ 15,0
T	Fauna-Index	o	≥ 1,55	≥ 1,45	≥ 1,40	≥ 1,30	
		u	≤ -1,10	≤ -1,10	≤ -1,10	≤ -1,10	
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	

### 1.5.2.3 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	≥ 50,0	≥ 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		≥ 1,55		
		u	≤ -0,50	≤ -0,60	≤ -0,60		≤ -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	0		
F	Metarhithral-Besiedler [%] (Ind.)*	o	≥ 35,0		≥ 25,0				
		u	≤ 10,0		≤ 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


### 1.5.2.4 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				

## 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 ausfallen, 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](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 Probenahmen 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 der beste 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. Beprobung wird in kleineren Gewässern möglichst die gesamte durchwatschbare 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-Gruppen eingeteilt (Referenz, indifferent/tolerant, Störzeiger), außerdem werden abhängig vom Gewässertyp weitere Indices berücksichtigt (Tabelle B IV-6). Beim PoD werden 4 Artengruppen (Referenzarten, indifferente bei geringer Belastung, indifferente bei erhöhter Belastung und Störzeiger) unterschieden. Bei den Diatomeen wird lediglich eine Gruppe von Referenzarten angegeben. Außerdem erfolgt die Berechnung des Trophieindex nach Rott et al (1999) bzw. in einem Gewässertyp des Saprobienindex 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**

<b>Makrophyten</b>	<b>Phytobenthos ohne Diatomeen</b>	<b>Phytobenthos Diatomeen</b>
<b>Referenzindex</b> auf Basis von Indikator-Gruppen <b>bestandsbildende Arten</b> Taxazahl Evenness	<b>Bewertungsindex</b> auf Basis von Indikator-Gruppen Taxazahl	<b>Referenzartensumme</b> <b>Trophie-Index</b> Saprobien-Index (nur 1 Typ) Halobienindex (Versalzung)

<b>Makrophytenverödung</b> Helophytendominanz Gesamtquantität <i>Myriophyllum spicatum</i> und <i>Ranunculus ssp.</i>		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 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 Daitomeen) 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 Bayer. 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 – Bestimmungsflora 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: Saprobielle Indikation. 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](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: 310–31.

## 2.5 Anhang

### 2.5.1 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 <sup>7</sup>	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 <sub>k</sub>	1,00 – 0,75	0,74 – 0,50	0,49 – 0,25	0,24 – 0,03	0,02 – 0,00
TR <sub>m</sub>	1,00 – 0,65	0,64 – 0,40	0,39 – 0,15	0,14 – 0,01	0,00 – 0,00

TR <sub>g</sub>	1,00 – 0,55	0,54 – 0,30	0,29 – 0,05	0,04 – 0,01	0,00 – 0,00
TN <sub>k</sub>	1,00 – 0,63	0,62 – 0,50	0,49 – 0,25	0,24 – 0,05	0,04 – 0,00
TN <sub>m</sub>	1,00 – 0,58	0,57 – 0,40	0,39 – 0,20	0,19 – 0,03	0,02 – 0,00
TN <sub>g</sub>	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

<sup>1</sup> Zur Bezeichnung der biozönotischen Ausprägung s. Arbeitspapier I

## 3 Phytoplankton in Fließgewässern

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. Arbeitspapier I, Tabelle B I-5).

Das Bewertungssystem ist multimetrisch und setzt sich je 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.

### 3.1.2 Auswahl und Charakterisierung der Probenstellen

Künstlich erweiterte und befestigte Fließgewässerabschnitte (Hafenbecken, Schleusen, Stellen direkt vor und nach Staustufen etc.) sind als Probenstellen 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 Probenstellen müssen hinsichtlich ihrer Morphometrie und Hydrologie durch folgende Parameter charakterisiert werden:

- Abfluss ( $\text{m}^3/\text{s}$ ),
- Einzugsgebietsgröße ( $\text{km}^2$ ),
- 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 009).

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

nes 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 4µm 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 Gesamtphosphor- 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 Handbuches Mischke & Behrendt 2007) für alle relevanten Taxa angegeben wird. Das verfahrensspezifische Be-



stimmungsniveau 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. Arbeitspapier II, Tabelle B II-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 Fließgewässer-subtypen.**

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.

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

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 <sub>a</sub> unkorrigiert nach B-Wert
	Zustandsklassen				
Obere Klassengrenzen:	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	
<b>10.1</b>	10,1	17,5	30,0	51,0	B-Wert = 1,8527x Ln(Chl <sub>a</sub> ) - 2,7981
<b>20.1</b>	10,1	17,5	30,0	51,0	B-Wert = 1,8527x Ln(Chl <sub>a</sub> ) - 2,7981
<b>15.1+17.1</b>	20,0	33,0	55,0	90,0	B-Wert = 1,9907x Ln(Chl <sub>a</sub> ) - 4,4749
<b>15.2+17.2</b>	20,0	33,0	55,0	90,0	B-Wert = 1,9907x Ln(Chl <sub>a</sub> ) - 4,4749
<b>9.2</b>	20,0	33,0	55,0	90,0	B-Wert = 1,9907x Ln(Chl <sub>a</sub> ) - 4,4749
<b>20.2</b>	30,0	52,0	90,0	155,0	B-Wert = 1,8168x Ln(Chl <sub>a</sub> ) - 4,6772
<b>10.2</b>	30,0	52,0	90,0	155,0	B-Wert = 1,8168x Ln(Chl <sub>a</sub> ) - 4,6772
<b>23</b>	30,0	52,0	90,0	155,0	B-Wert = 1,8168x Ln(Chl <sub>a</sub> ) - 4,6772

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

FG-Typ	Pennales %		Chlorophyceae %		Blaualgen %	
	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 Blaualgen -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, Felddescriptions 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](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 derzeitige Version 8.0.6a von fiBS wurde im Dezember 2010 im Internet veröffentlicht (Dußling, 2010). 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 wattend 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 Probestrecke 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](http://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 wasserdicht 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, ge-





fangene 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 Kescheranode 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 Elektrofischungen 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 Elektrofischungen 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.

### 4.3 Literatur

- CEN – European Comitee for Standardazation, 2003. Water quality — Sampling of fish with electricity. EN 14011.

- DUBLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS – Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15.
- DUBLING, 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: [www.LAZBW.de](http://www.LAZBW.de) → Fischereiforschungsstelle → Wasserrahmenrichtlinie → FIBS
- DUBLING, 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

Die 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 aufgrund der Regulierung über Siele und Schöpfwerke sowohl ein kontinuierlicher Wasserabfluss aus dem Einzugsgebiet bis zur Nordsee als auch ein ungestörter Tideeinfluss in den meisten Marschengewässern nicht mehr gegeben. Bei der überwiegenden Anzahl der Marschengewässer handelt es sich daher um tidegeschlossene Systeme, während sich tideoffene Systeme meist auf Flüsse beschränken. Darüber hinaus unterscheiden sich die Marschengewässer, die unter Typ 22 zusammengefasst werden, durch Gewässergröße, Salzgehalt bzw. Brackwassereinfluss sowie die Beschaffenheit des Einzugsgebiets. Ihre Anbindung an die Geest durch die dort verlaufenden Oberläufe prägt die Gewässer ebenfalls. Aufgrund ihrer vorrangigen Entwässerungsfunktion unterlagen bzw. unterliegen die Marschengewässer mehr als andere Gewässer massiven anthropogenen Beeinträchtigungen durch Siel- und Schöpfwerksbetrieb, Hochwasserschutzanlagen, Ausbau, Uferbefestigungen und intensiven 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: „Gewässer der Marschen“ (Typ 22.1): kleine und mittelgroße Gewässer, „Flüsse der Marschen“ (Typ 22.2): große Gewässer der Marschen mit Einzugsgebieten innerhalb der Geestgebiete des norddeutschen Tieflandes, und die „Ströme der Marschen“ (Typ 22.3), die Abschnitte in den Unterläufen von Elbe und Weser oberhalb der Übergangsgewässer umfassen.

**Tab.1: Übersicht der Bewertungsverfahren für Marschengewässer**

Gewässertyp	Hydrologie	Hydrochemie	Makrozoobenthos	Makrophyten	Fische
Typ 22.1 (Gewässer der Marschen)	tideoffen	limnisch	TOM <sup>2</sup>	BMT <sup>3</sup>	fiBS <sup>4</sup> eingeschränkt
		salin	AeTV <sup>5</sup>		
Typ 22.2 (Flüsse der Marschen)	tidegeschlossen		MGBI <sup>6</sup>	BEMA <sup>7</sup>	Bewertungssystem für Marschengewässer anhand der Fischfauna –Entwurf von Bioconsult (Stand 2007)
	tideoffen	limnisch	TOM	BMT	fiBS <sup>4</sup> eingeschränkt; FAT-TW nach erforderlicher Anpassung
	salin	AeTV			
Typ 22.3 (Ströme der Marschen)	tidegeschlossen		MGBI	BEMA	fiBS <sup>4</sup> eingeschränkt
	tideoffen		AeTV	BMT	fiBS <sup>4</sup> eingeschränkt; FAT-TW <sup>8</sup> nach erforderlicher Anpassung;

Der Komplex spezifischer abiotischer Rahmenbedingungen erforderte für alle biologischen Qualitätskomponenten die Entwicklung eigener Bewertungsverfahren (Tab. 1), da eine Übertragung der Verfahren aus dem Binnenland nicht möglich ist.

Die Marschengewässer wurden bisher überwiegend durch Makrophyten und Fische bewertet. Bewertungsverfahren für das Makrozoobenthos standen für das Monitoring zum Zeitpunkt des 1. Bewirtschaftungsplans noch nicht zur Verfügung. Phytoplankton und Phytobenthos werden nicht zur ökologischen Bewertung herangezogen, da die hohe Variabilität der abiotischen Bedingungen eine hohe Variabilität in der Phytobenthos<sup>9</sup>- und Phytoplanktonbesiedlung zur Folge hat und daher davon ausgegangen wird, dass die Bewertungen nicht immer plausible und verlässliche Ergebnisse ergeben. Auch kann nach derzeitigem Kenntnisstand nicht sichergestellt werden, dass die Referenzbedingungen mit einem hinreichenden Grad an Zuverlässigkeit abgeleitet werden können.

Insgesamt ist die Entwicklung der Bewertungsverfahren für Marschengewässer noch nicht vollständig abgeschlossen. Dies gilt besonders für die Makrozoobenthos – Verfahren. Hier könnten sich noch Änderungen ergeben. Abgeschlossen und in der Anwendung am weitesten fortgeschritten sind die Verfahren zur Bewertung der Makrophyten. Die zwischenzeitlich

<sup>2</sup> TOM: Bewertungsverfahren Makrozoobenthos für **T**ideoffene **M**arschengewässer

<sup>3</sup> BMT: **B**ewertungsverfahren **M**akrophyten in **T**idegewässern

<sup>4</sup> fiBS: **F**ischbasiertes **B**ewertungssystem

<sup>5</sup> AeTV: **A**estuar – **T**ypie –**V**erfahren

<sup>6</sup> MGBI: **M**arschengewässer **B**enthos **I**ndex

<sup>7</sup> BEMA: **B**ewertungsverfahren **M**akrophyten für nicht tideoffene Marschengewässer

<sup>8</sup> FAT-TW = **F**ishbased **A**ssessment **T**ool - **T**ransitional Waters

<sup>9</sup> Ein Bewertungsverfahren für Diatomeen wird noch getestet; danach wird über die Anwendung entschieden.

zur Bewertung des Makrozoobenthos entwickelten Verfahren werden noch in der Praxis getestet. Darüber hinaus fehlt – mit Ausnahme des BEMA - Verfahrens und des BMT sowie des MGBI - für die meisten Verfahren noch die Ableitung des guten ökologischen Potentials.

Für die Bewertung anhand der Fischfauna stehen aktuell zwei verschiedene Bewertungssysteme für Fließgewässer sowie ein Bewertungssystem für tidegeschlossene Marschengewässer (Entwurf) zur Verfügung (s. Kap. 5.3). Diese Bewertungssysteme können jedoch nicht uneingeschränkt bzw. ohne Modifikation für die Bewertung der verschiedenen Marschengewässertypen mit ihren ganz unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen genutzt werden.

## **5.1 Makrozoobenthos**

### **5.1.1 Tideoffene Marschengewässer**

Für den größten Teil tideoffener Marschengewässer ist eine benthosbasierte Bewertung mittels TOM-Index vorgesehen. Für Gewässer(abschnitte), die durch hohe Salzgehalte und/oder durch sehr hohen Tidehub gekennzeichnet sind, ist das für den Marschengewässertyp 22.3 bzw. für Übergangsgewässer (T1, T2) entwickelte Ästuartypieverfahren anzuwenden.

#### **5.1.1.1 Bewertungsverfahren Makrozoobenthos für Tideoffene Marschengewässer (TOM-Index<sup>10</sup>)**

##### **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 eine zweimalige Beprobung pro Jahr (April und September/Okttober) vorgesehen.

Die Beprobung sollte bei Tidehochwasser durchgeführt werden. Analog zur Methodik für Fließgewässer (PERLODES) 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 Organismenabsammlung von Substraten wie z.B. Totholz, Steinen, Makrophyten etc. erforderlich. Die Erfassungsstrategie zielt auf eine möglichst vollständige Erfassung der Benthostaxa. 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 70%igem Ethanol oder 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 Stech-

---

<sup>10</sup> Das Verfahren findet sich unter [www.marschgewaesser.de/makrozoobenthos.html](http://www.marschgewaesser.de/makrozoobenthos.html). Das Verfahren befindet sich z.Z. im Praxistest.

rohren (analog zur AeTV-Methodik vgl. Krieg 2005, s.u.) zur gezielten Beprobung der Infauna (z.B. Oligochaeta) denkbar, dies kann vornehmlich für die Gewässer mit höherem Tidehub und/oder ausgedehntem Eulitoral sinnvoll sein. Letztere Beprobung ist aus derzeitiger Sicht für die Bestimmung des ökologischen Zustandes für die Subtypen der Kategorie B (vgl. Bioconsult 2009) jedoch nicht zwingend.

Die taxonomische Aufschlüsselung sollte bis zur Art erfolgen; eine diesbezügliche Ausnahme stellen die Gruppen ‚Aufwuchstaxa‘ (Bryozoa, Hydrozoa), Oligochaeta und Diptera dar. Hier ist eine Artansprache nicht erforderlich, die taxonomische Tiefenschärfe richtet sich nach Empfehlungen der operationellen Taxaliste (Kap. C1). Für eine Bestimmung des „ökologischen Potenzials“ bleibt eine höhere taxonomische Aufschlüsselung dieser Großtaxa zu diskutieren.

## **Bewertung**

Der TOM-Index ist als multimetrisches Verfahren konzipiert, das die nach WRRL erforderlichen Aspekte ‚Artenvielfalt bzw. Gemeinschaftsstruktur, ‚Abundanz‘, ‚Sensitivität und Toleranz‘ (gegenüber Habitatveränderungen) umfasst und nach einer 5-stufigen Skala von „sehr gut“ bis „schlecht“ bewertet. Der Bewertungsmaßstab basiert auf wenigen historischen und überwiegend rezenten Daten, aus denen die Referenzbesiedlung für tideoffene Marschengewässer (Typen 22.1 und 22.2) abgeleitet wurde. Ungeachtet der Tatsache, dass die tideoffenen Marschengewässer im Sinne der WRRL (überwiegend) als „erheblich verändert“ eingestuft sind und damit das ökologische Potenzial für die Bewertung maßgeblich wäre, zielt der TOM-Index zunächst auf die Bewertung des ökologischen Zustands. Die Bewertung spiegelt das Ausmaß einer allgemeinen Degradation wider.

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 höhere taxonomische Ebenen relevant. Es wird also die „taxonomische Vielfältigkeit“ in (grober) Anlehnung an Clarke & Warwick 1998 bewertet. Dies 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: Molluska, Coleoptera, Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Trichoptera). Für beide Submetrics wird die Ähnlichkeit des Beobachtungswertes vs. Erwartungswert berechnet. Der Erwartungswert („sehr gut“) 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 zu Vorschlägen von Schöll et al. 2005 und 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 auf Literatur- und Experteneinschätzungen beruhenden insgesamt für mehr als 38500 Organismen vergebenen Eco-Einstufungen umfassen Werte zwischen 1 („sehr tolerant“) und 5 („sehr sensitiv“). Analog zum PTI und AeTV (Schöll et al. 2005, Krieg 2005) werden die Eco-Werte gewichtet [ $G_i = 2^{(5-W_i)}$ , wobei  $W_i = (6 - \text{Eco-Wert } A_i)$ ]. Ein solches Vorgehen erhöht die Bedeutung der sensitiven Spezies im Rahmen der Bewertung.

Die Berücksichtigung der ‚Abundanz‘ erfolgt indirekt über eine abundanzbasierte Gewichtung der Eco-Werte. Dabei leitet sich die artspezifische Referenzabundanz (log-transformiert) aus

rezenten Daten ab („best of“ – Prinzip). Aus der Abweichung vom Abundanzreferenzwert ergibt sich der Gewichtungsfaktor für den Eco-Wert. Entspricht die Abundanz der Art; z.B. >80-100% des Referenzwertes, erfolgt keine Modifizierung des jeweiligen Eco-Wertes. Liegt ein Beobachtungswert z.B. im Bereich von 0 - 20% der Referenz, wird eine Gewichtung des artspezifischen Eco-Wertes durch den Faktor 0,2 durchgeführt. Über eine artengruppenspezifische Summierung der gewichteten Ecowerte 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“. Aus den Detailergebnissen lassen sich Hinweise auf Beeinträchtigungsfaktoren/-gruppen ableiten. Für die automatisierte Bewertung steht ein (vorläufiges) Excelbasiertes Tool zur Verfügung.

#### 5.1.1.2 Ästuartypieverfahren (AeTV<sup>11</sup>)

Mit dem AeTV werden derzeit die ästuarinen Gewässertypen „Ströme der Marschen“ (Typ 22.3), „Sandgeprägte Ströme“ (Typ 20) (tidebeeinflusst) und Übergangsgewässer (T1) bewertet (z. B. Krieg 2010 & in Bearb.). Aufgrund der vergleichsweise großen strukturellen Ähnlichkeit mit den ästuarinen Gewässertypen wurde das Verfahren auch für die Unterläufe der tideoffenen Marschengewässer des Typs 22.1 und 22.2 vorgeschlagen (Bioconsult 2009). Für deren Bewertung sind zwei Alternativen denkbar: Zum einen ist eine Übertragung des ästuarinen Bewertungsergebnisses auf den assoziierten Marschengewässerunterlauf möglich. Insbesondere für Gewässerabschnitte des Typs 22.1 und 22.2 mit einer geringen Längenausdehnung erscheint der Verzicht einer eigenen Untersuchung plausibel. Zum anderen ist die Bewertung auf der Basis eigener Datenerhebungen nach AeTV ebenfalls denkbar.

#### Probenahme und Bestimmung

Die Probenahme nach AeTV soll die benthische Wirbellosenfauna der Weichsubstrate möglichst vollständig qualitativ-quantitativ erfassen. Ufernahe Hartsubstrate (v.a Stacks) können optional beprobt werden (Kicksampling, Absammlung). Analog dem TOM-Verfahren ist die Probenahme im Frühjahr und Spätsommer/Herbst durchzuführen und im jährlichem Rhythmus zu wiederholen (u.a. Krieg 2010 & Krieg in Bearb.).

Gemäß SCHÖLL et al. (2005) basiert die Analyse eines OWKs auf mindestens acht quantitativen Proben. Entweder entlang eines Transekts über den Querschnitt oder im Längs-/Schrägprofil des Flusses. Die Beprobung wird mit einem Van Veen-Greifer (0,1 m<sup>2</sup> Grundfläche, Entnahmetiefe 18 cm) durchgeführt. An jeder Probestelle werden drei Greifer-Parallelen entnommen. Befüllungsgrade unter 2/3 des Greifervolumens sind zu verwerfen. Die Greiferinhalte werden bereits an Bord über 500 µm Maschenweite gesiebt, der Rückstand mit Formaldehyd fixiert (Endkonzentration ca. 4%) und mit Bengalrosa angefärbt. Aus drei weiteren, separaten VV-Greiferproben werden jeweils 2 Stechrohrinhalte (= STR; Durchmesser 4,5 cm; Fläche 15,9 cm<sup>2</sup>; Tiefe 10 cm) primär für die Auswertung der Oligochaeta- und Kleinpolychaetafauna entnommen. Die 6 STR-Proben werden ungesiebt jeweils in Kautex-Gefäße überführt und wie vorstehend fixiert. Eulitorale Standorte können bei Tide-

---

<sup>11</sup> Das Verfahren findet sich unter [www.fgg-elbe.de/tl\\_fgg\\_neu/einzugsgebiet/kortel.html](http://www.fgg-elbe.de/tl_fgg_neu/einzugsgebiet/kortel.html)



niedrigwasser auch direkt mittels „Sedimentstechrohr“ (z.B. Hamburg-Pool-Corer) beprobt werden.

Die Aufarbeitung der Proben erfolgt im Labor. Zunächst wird das Formol über ein Sieb (Maschenweite 200 µm) dekantiert und der Siebrückstand der jeweiligen STR-Inhalte in einem konischen Gefäß schonend für 10 min flotiert. Der Eluatstrom wird über ein Sieb (Maschenweite 250 µm) geleitet, aufkonzentriert und die Schlufffraktion mit reichlich Wasser ausgespült. Die jeweilige 250 µm-Siebfraktion wird anschließend in einer Sortierlösung zwischengelagert (5% Propylenglykol und 0,2% Propylenphenoxetol gelöst in Deionat; Bedingung für die Sortierlösung ist die vorherige Formolkonservierung). Das im Spülgefäß verbleibende Sediment wird noch stichprobenartig nach großen Organismen durchsucht. Der bereits vor Ort gesiebte VV-Greiferrückstand (500 µm-Fraktion) wird analog behandelt.

Die Bestimmung erfolgt möglichst bis auf Artniveau, dies schließt die Fauneneinheiten der Oligochaeta und Chironomidae ein.

### **Bewertung**

Der von Krieg (2005) für die Tideelbe, mit Gültigkeit für die norddeutschen Ästuarie entwickelte Prototyp des Verfahrens, der AeTI, wurde mehrfach überarbeitet und erweitert. Die aktuelle Bewertungsmethodik, das AeTV, beruht ebenso wie das für große Ströme, Flussmittelläufe und Bundeswasserstraßen konzipierte Potamontypieverfahren (Schöll et al. 2005) auf einem multimetrischen Ansatz.

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

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

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

Die Mittlere Artenzahl (MAZ) ergibt sich aus allen Stichproben einer Probenahmeinheit (VV-Greifer, Stechrohre) und soll die strukturelle Diversität widerspiegeln. Der Parameter kann nur für homogene Stichprobenserien gültig ermittelt werden, d.h. nach vorhergehender Prü-

fung der Datenhomogenität mittels  $\chi^2$ - und Konstanz-Test (König 2003 in Krieg 2005). Die Kenngröße MAZ geht gewichtend über Expertenurteil in das Gesamtvotum ein.

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

Für die Einstufung eines OWK in eine der fünf ökologischen Zustandsklassen ist grundsätzlich das Kern-Modul AeTI bestimmend. Bei der Bewertung kann im Einzelfall vom rechnerischen Ergebnis abgewichen werden, wenn dies nach Expertenurteil oder aufgrund nicht stimmiger Co-Parameter geboten ist. Die Gründe sind fachlich zu belegen (in Analogie zu Standardverfahren für kleine und mittlere Fließgewässer „Perlodes“ und PTI).

Die abschließende Gesamtbewertung des ökologischen Zustands einer Messstelle erfolgt anhand des EQR (Ecological Quality Ratio).

## 5.1.2 Tidegeschlossene Marschengewässer

### 5.1.2.1 Marschengewässer – Benthos – Index (MGBI<sup>12</sup>)

#### Probenahme und Bestimmung

Für die Anwendung des Verfahrens ist eine einmalige Beprobung einer Messstelle im Spätsommer-Frühherbst geplant (zeitlich vor Unterhaltungsmaßnahmen). Als Messstelle wird ein Bereich von ca. 50 m stromauf und stromab um eine Zentralkoordinate definiert. Wenn aus fachlicher Sicht erforderlich, kann der Abschnitt räumlich ausgedehnt werden. Im Bereich der Probenahmestelle sind die besiedlungsrelevanten Habitate gezielt zu untersuchen.

Analog zu PERLODES (s. Kap. C1) ist zur Erfassung der Organismen ein langstieliger Kescher mit einem rechteckigen Rahmen von 25 x 25 cm und einer Maschenweite von 500  $\mu\text{m}$  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 mindestens 30 - 60 min/Probenahmestelle, ohne Sortierung) sind zu dokumentieren.

Die Sortierung der Organismen aus dem Probenmaterial kann vor Ort oder im Labor erfolgen. Die Konservierung/Fixierung der Organismen erfolgt in 70%igem Ethanol oder ggf. in 4%igem Formol (nur Oligochaeta). Eine Angabe der Fangzahlen je Art/Taxon erfolgt als Individuen/Probe (CpUE) ohne Flächenbezug; alternativ sind auch artspezifisch Abundanzschätzungen nach DIN möglich. Derzeit wird noch diskutiert, ob die Kescher bezogene Probenahme durch zusätzliche Entnahme von Sedimentproben (Stechrohre ca. 4,5 cm Durchmesser) ergänzt wird.

Die taxonomische Aufschlüsselung sollte bis zur Art erfolgen bzw. sich weitgehend an die Empfehlungen der operationellen Taxaliste nach PERLODES anlehnen. Im Detail ist aber noch offen, ob eine weitere Aufschlüsselung der Gruppen Oligochaeta und Diptera auf Artenebene empfohlen wird. Ähnliches gilt auch für bestimmungsaufwändige Gattungen anderer Großtaxa (hier: *Hydroporus*, *Coleoptera*; *Pisidium*, *Bivalvia*).

---

<sup>12</sup> Das Verfahren ist eingestellt unter [www.marschgewaesser.de/makrozoobenthos.html](http://www.marschgewaesser.de/makrozoobenthos.html)



## Bewertung

Der MGB-Index ist als multimetrisches Verfahren konzipiert, das die nach WRRL erforderlichen Aspekte ‚Artenvielfalt‘ / Gemeinschaftsstruktur (Modul „Taxonomische Vielfalt“), ‚Abundanz‘, ‚Sensitivität und Toleranz‘ gegenüber Habitatveränderungen (Modul „Eco/Abundanz“) umfasst und nach einer 5-stufigen Skala von „sehr gut“ bis „schlecht“ bewertet. Der Bewertungsmaßstab basiert auf rezenten Daten von 1986 – 2011, aus denen, ergänzt durch fachliche Einschätzung, eine Referenzbesiedlung der Makrozoobenthosgemeinschaft für tidegeschlossene Marschengewässer (Typen 22.1 und 22.2) abgeleitet wurde (Bioconsult 2012). Diese reflektiert das höchste ökologische Potenzial. Der ökologische Zustand ist hier nicht relevant, da fast alle Marschengewässer dieses Typs als „erheblich verändert“ oder „künstlich“ klassifiziert sind. Der MGBI spiegelt das Ausmaß einer allgemeinen Degradation wider. Wesentliche Faktoren sind in diesem Zusammenhang Gewässerstruktur, Unterhaltungsmanagement, Stoffbelastung (z.B. Salinität, Sauerstoff) oder Eutrophierung, wobei ein jeweiliger Gewässerzustand i.d.R. Resultat der Kombination bzw. der Interaktion der genannten Faktoren ist.

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 (s.o.). Die Präsenz der Gruppen *Oligochaeta* und *Diptera* wird derzeit ausschließlich auf Großtaxaebene bewertet.

Zentraler Aspekt für die Bewertung des Moduls „Eco/Abundanz“ besteht analog zu vorliegenden Ansätzen 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“) und 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 (Abb. 2).

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

**Abb. 2: Gewichtung der Makrozoobenthosgruppen für die Bewertung von Marschengewässern im Modul „Eco/Abundanz“ nach MGB-Index. GÖP = gutes ökologische Potenzial**

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“.

## 5.2 Makrophyten<sup>13</sup>

Vor dem Hintergrund, dass die für natürliche Fließgewässer entwickelten Verfahren zur Bewertung der Makrophyten (s. Kap. C2) in Marschengewässern nicht anwendbar sind, wurden andere Verfahren entwickelt, die die typische Besiedlung von Marschengewässern bei der Festlegung der Bewertungskriterien und Referenzbedingungen berücksichtigen (Brux et al. 2009, Stiller 2011). Dabei wird zwischen den tideoffenen - heute überwiegend von emersen Makrophyten (Helophyten) geprägten Gewässern - und den von submersen Makrophyten (Hydrophyten) dominierten tidegeschlossenen Marschengewässern unterschieden. Für die heute überwiegend durch Helophyten 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. Für alle nicht tidebeeinflussten, 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). 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.

<sup>13</sup> Die beiden Makrophyten – Verfahren sind eingestellt unter: [www.marschgewaesser.de/makrophytenverfahren.html](http://www.marschgewaesser.de/makrophytenverfahren.html)

### 5.2.1 Tideoffene Marschengewässer (BMT-Verfahren)

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

#### Beprobung und Erfassung

Die Kartierung erfolgt mindestens einmalig in der Hauptvegetationsperiode, wobei der optimale Zeitraum für die Tideröhrichte Juli bis August ist. Bei einer alleinigen Beprobung in dieser Zeit ist das Arteninventar aufgrund des ausgeprägten „saisonalen Rhythmus“ der charakteristischen Tideröhrichte im Allgemeinen unvollständig. Daher müssen die Probestellen insbesondere bei der Ersterfassung 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. Da die Vegetationsbestände im Frühjahr noch übersichtlich entwickelt sind, dient dieser Termin auch dazu, einen Überblick über den strukturellen Aufbau der Bestände im Kartierabschnitt zu erhalten. Unabhängig von der Jahreszeit liegt der optimale Kartierzeitpunkt in Abhängigkeit vom Tidegeschehen je nach Uferneigung und Vegetationsausdehnung bei Niedrigwasser  $\pm$  2-3 Stunden. Bei den Tidegewässern werden die unterhalb der mittleren Tidehochwasser-Linie (MThw-Linie) siedelnden emersen Makrophytenbestände und sofern vorhanden die submersen Makrophyten im Sublitoral (d. h. < MTnw-Linie) erfasst.

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

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

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

## Bewertung

Der „Standorttypieindex-Makrophyten“ ( $STI_{MT}$ ) bildet die allgemeine Degradation in einem Fließgewässer durch Ermittlung des Verhältnisses von Arten verschiedener ökologischer Kategorien ab. Basierend auf der Zuordnung der Arten zu den ökologischen Kategorien liegt dem Verfahren die leitbildbezogene Ausprägung von bewertungsrelevanten Teilen der Phytozönose zugrunde. So fließt in die Berechnung außer Artenzusammensetzung und Abundanz auch die Besiedlungsstruktur des Untersuchungsabschnitts ein. Ferner bezieht das Verfahren submerse und emerse Makrophyten ein, die gemeinsam die natürliche Vegetation der Tidegewässer bilden.

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

$$STI_{MT} = BS_{ges} \cdot BS \frac{\sum K_{DA}}{nK}$$

$STI_{MT}$	=	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.

### 5.2.2 Tidegeschlossene 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 Tideeinfluss, die gemäß Leitbild von Hydrophytenbeständen geprägt sind und schließt auch die schmalen Marschengräben mit ein. 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 für die Marschengewässer im Juli. In jedem Fall muss die Untersuchung vor der in der Marsch vielfach bereits ab August beginnenden Unterhaltung 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 hydrophytischen Pflanzenarten. 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 nach der Londo-Skala (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 notiert. Soweit nicht anders vorgegeben, erfolgt die Angabe in Rechts- und Hochwerten nach Gauss/Krüger. Ferner werden mindestens zwei repräsentative Fotografien der Probestelle angefertigt (z.B. gewässerauf- und abwärts).

Um Informationen über die Salinität für die spätere Ermittlung des Subtyps zu erhalten, wird die elektrische Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}_{25}/\text{cm}$ ) 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 verschiedene Marschengewässertypen.

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 Marschengewässertypen gleich. Die Berücksichtigung der unterschiedlichen Referenzbedingungen der einzelnen Subtypen erfolgt über die jeweils für die einzelnen Subtypen festgelegten artspezifischen Wertpunkte. Durch diese Regelsetzung kann die gleiche Vegetationszusammensetzung je nach Subtyp zu unterschiedlichen Bewertungen führen. Vor der Durchführung der Bewertung ist es daher erforderlich, die Messstelle anhand der kennzeichnenden Parameter (Breite, Salinität elektrische Leitfähigkeit, Lage) einem der sechs Subtypen gemäß folgender **Tab.2** zuzuordnen. Bei Zweifelsfällen ist eine Einzelfallbeurteilung durch Experten erforderlich.

**Tab. 2: Marschengewässertypen gemäß BEMA-Verfahren (Brux et al. 2009)**

Subtyp (ST)		Breite [m]	<sup>14</sup> Elektrische Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}_{25}/\text{cm}$ ]	Geesteinfluss
1	schmale bis mittelbreite geestbeeinflusste Marschengewässer	$\leq 10$ 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	$\leq 10$ 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 des Subtyps erfolgt die Eingabe der Vegetationsdaten in das entsprechende Datenblatt der EDV-Tabellenkalkulation, welche die entsprechenden Rechenformeln vorhält und die Berechnung automatisch durchführt.

### 5.3 Fische

Mit Hilfe der Fischfauna lassen sich insbesondere Defizite der Gewässermorphologie sowie der Durchgängigkeit aufzeigen.

<sup>14</sup> 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.



### 5.3.1 Tideoffene Marschengewässer

Für tideoffene, strömungsgeprägte Fließgewässer stünden grundsätzlich zwei Verfahren für eine Bewertung anhand der Fischfauna zur Verfügung: fiBS (fischbasiertes Bewertungssystem) und FAT-TW (Fishbased Assessment Tool - Transitional Waters). Beide Verfahren können jedoch nicht ohne Modifikationen auf Marschengewässertypen angewandt werden, da dies zu unplausiblen Bewertungen führt. Bisher erfolgte zur Einschätzung des ökologischen Zustandes der tideoffenen Gewässertypen daher zusätzlich immer eine Experteneinschätzung, die, wenn vorhanden, auch die Bewertung ober- und unterhalb gelegener Wasserkörper mit berücksichtigte.

**FiBS** ist für die Bewertung von Fließgewässern entwickelt worden (Dußling 2008 & 2009). Das System ist referenzbezogen und setzt korrekte und repräsentative Probennahmen in den Gewässern voraus. Tideoffene Marschengewässer (Typ 22.1, Typ 22.2 und Typ 22.3) lassen sich aufgrund ihrer besonderen hydrologischen Bedingungen jedoch nicht bzw. nur unzureichend mit fiBS bewerten. Ursachen hierfür sind u. a. (Bioconsult 2009):

- die bei bestimmten Messgrößen starke Fokussierung auf nur wenige Leitarten;
- die geringe Bedeutung der absoluten Abundanz;
- die ausgeprägte „Interaktion“ verschiedener Bewertungsparameter (z.B durch Nutzung von relativen anstatt absoluten Abundanzanteilen);
- dass spezifische Indikatoren, die in Fließgewässern zum Tragen kommen, wie z.B. der Anteil an Kieslaichern oder der Fischregionsindex, keine bzw. nur eine untergeordnete Rolle spielen.

FiBS führt daher zu weniger plausiblen zumeist zu guten Bewertungen, die bestehende Beeinträchtigungen nicht widerspiegeln.


**FAT-TW** wurde speziell für die Bewertung der Übergangsgewässer (Typ T1; Oligo- bis Polyhalin) entwickelt. Dieser hochdynamische Lebensraum mit seinen ständigen Salinitätsschwankungen, Schichtungen im Wasserkörper und z.T. hohen Schwebstoffkonzentrationen fungiert insbesondere als Laichhabitat und / oder Aufwuchs- und Nahrungshabitat für typische ästuarine, diadrome sowie einige marine Arten. Die dem Bewertungssystem zugrunde liegende Referenz wurde speziell für diese spezifische Artengemeinschaft entwickelt. Eine Bewertung der tidebeeinflussten Süßwasserabschnitte (Typ 22.2 und Typ 22.3) würde ohne eine Anpassung der Indikatorarten somit eher zu schlecht ausfallen (Bioconsult 2009).

#### Probenahme und Erfassung

Die Probenahme zur Bewertung nach **fiBS**<sup>15</sup> orientiert sich am DIN-Entwurf EN 14011 „Probenahme von Fisch mittels Elektrizität“ sowie den Empfehlungen zur Anwendung des fischbasierten Bewertungssystems für Fließgewässer (fiBS), Sachstand 08.12.2008. Um eine Vergleichbarkeit der Untersuchungen zu gewährleisten, sind Mindeststreckenlängen sowie Mindestindividuenzahlen für den Gesamtfang sowie der Untersuchungszeitraum (August bis Mitte Oktober) festgelegt. Dabei sollte der Zeitpunkt für die Befischungen der Marschengewässer in Abstimmung mit den Unterhaltungsarbeiten erfolgen, um eine repräsentative Aufnahme der Fischfauna zu gewährleisten. Als Messstelle wird ein etwa 4 km langer Gewässerabschnitt festgelegt, in dem alle relevanten Habitattypen bzw. Abschnitte mit unterschiedlicher Gewässerstrukturgüte befischt werden sollen. Alle gefangenen Fische sind zu bestimmen und zu vermessen. Zudem sind zumindest stichprobenartig die minimale Länge,

15

[http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB/menu/1296703\\_11/index1241097210642.html?showOnlyChilds=true&showChildsFor=1296703](http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB/menu/1296703_11/index1241097210642.html?showOnlyChilds=true&showChildsFor=1296703)



bei der die Geschlechtsreife einsetzt, und die maximale Länge der 0+-Gruppe festzustellen. Die Individuenzahlen der Altersgruppe 0+, der Subadulten und Adulten sind getrennt zu registrieren. Bei Messstellen in FFH-Gebieten sind für die jeweils relevanten Arten je befischter Strecke die aktuellen FFH-Bewertungsschemata des Bundesamtes für Naturschutz auszufüllen. Zusätzlich werden zu jeder befischten Strecke diverse Habitatparameter wie z.B. zur Gewässermorphologie, zum Makrophytenbewuchs oder zu anthropogenen Beeinträchtigungen protokolliert.

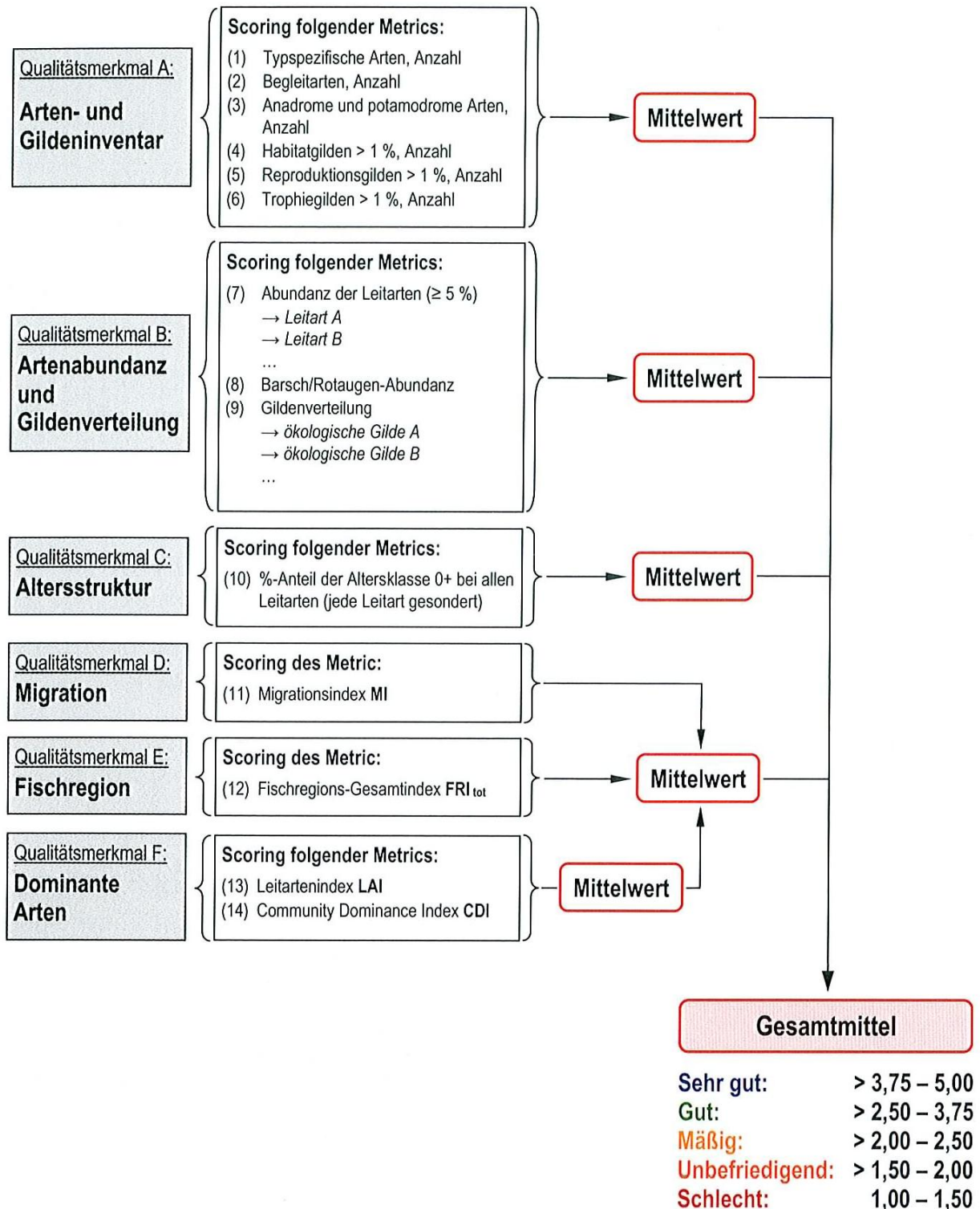
Das Bewertungssystem **FAT-TW** setzt eine Probennahme über Ankerhamen-Befischungen voraus. Aufgrund der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität der ästuarinen Fischgemeinschaften, sowie um eine ausreichende Erfassung der Finte als bewertungsrelevante FFH-Art zu gewährleisten, erfolgen Befischungen im Frühjahr und Herbst an drei Positionen entlang des Salinitätsgradienten (oligo-, meso- und polyhalin) jeweils über eine gesamte Tidephase (je eine Probe bei Ebbe und eine bei Flut). Um eine Einschätzung hinsichtlich der Vorkommensschwerpunkte von Finteneiern und -larven zu erhalten, sollen im Frühjahr zusätzlich Befischungen mit Bongonetzen durchgeführt werden. Daneben sind verschiedene Parameter wie befischte Wassermenge sowie Sauerstoffkonzentration, Wassertemperatur und Leitfähigkeit zu protokollieren. In der Regel werden die Datenerhebungen in einem Abstand von zwei Jahren wiederholt.

## **Bewertung**

Die Bewertung mit **fiBS** erfolgt über den Vergleich aktueller Befischungsdaten für ein Gewässer bzw. einen Wasserkörper (Ist-Zustand) mit einer gewässerspezifischen Referenzzönose (Soll-Zustand). Um die Anforderungen der EG-WRRL zu erfüllen, werden sechs verschiedene Qualitätsmerkmale berücksichtigt (Arten- und Gildeninventar, Artenabundanz und Gildenverteilung, Altersstruktur, Migration, Fischregionsindex, Dominante Arten). Zur Gesamtbewertung einer Probestrecke werden die bei der Teilbewertung der Messgrößen vergebenen Punkte (1; 3 oder 5) zu einem gewichteten Gesamtmittel zwischen 1,00 und 5,00 verrechnet, wobei bestimmte Teilabschnitte dieses Intervalls den unterschiedlichen ökologischen Zustandsklassen zugeordnet sind (Tab. 3). Eine ausführliche Beschreibung des Bewertungssystems findet sich in Dußling (2009).



Tab. 3: Schematische Darstellung der mit fiBS durchgeführten fischbasierten Bewertung von Fließgewässerabschnitten mit einer Referenz-Fischzönose von  $\geq 10$  Arten (aus: Dußling 2009).



Genau wie fiBS ist auch **FAT-TW** ein multimetrisches Bewertungsverfahren. Die Bewertung erfolgt über zehn bewertungsrelevante Parameter (Metrics 1 bis 10) sowie optional über die Präsenz des Störs, der aber aktuell als nicht bewertungsrelevant eingestuft wird (Tab. 4). Über die verschiedenen Messgrößen werden der Zustand ausgewählter ökologischer Gilden und die Abundanzen ausgewählter Arten bewertet. Der Aspekt der Altersstruktur geht über

die Bewertung des Auftretens juveniler Stadien der beiden Charakterarten Finte und Stint in das Bewertungskonzept mit ein. 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) erfolgt. Als Ergebnis wird ein Mittelwert aus den Einzelergebnissen aller Parameter errechnet, die somit im Prinzip gleichgewichtet in das Endergebnis eingehen. Der abschließende Schritt ist die Zuordnung des Ergebnisses zum EQR-Wert (Ecological Quality Ratio) und der entsprechenden ökologischen Zustandsklasse. Eine ausführliche Beschreibung des Bewertungsverfahrens findet sich in Bioconsult (2006a, 2008 & Schuchardt & Scholle 2012).

**Tab. 4: Die Messgrößen (Metrics 1 bis 10 und Zusatzmetric) des fischbasierten Bewertungswerkzeugs für Übergangsgewässer (FAT-TW)**  
**Ökologische Gilden**

Metric	Definition	Historische Anzahl der Taxa
Metric 1a – Diadrome „Transit“-Wanderarten	Wanderarten (anadrom oder katadrom), die artspezifisch saisonal das Ästuar überwiegend als Transitstrecke nutzen	ca. 7
Metric 1b – Diadrome-„ästuarine“-Wanderarten	Wanderarten (anadrom), die artspezifisch unterschiedlich das Ästuar zur Reproduktion, als Aufwuchs- oder Nahrungsgebiet nutzen	4
Metric 2 – „Echte“ ästuarine Arten	echte ästuarine Arten, die ihren Lebenszyklus überwiegend in der Brackwasserzone (meso- bis polyhalin) vollziehen	19
Metric 3 – Marine Arten - juvenil	marine Arten, die als Juvenile die Ästuarie (v. a. meso-polyhalin) aufsuchen, Nutzung vor allem als Aufwuchsgebiet	12
Metric 4 – Marine Arten - saisonal	marine Arten, die das Ästuar (v. a. meso-euhalin) regelmäßig saisonal aufsuchen (Rückzugs- und Nahrungsgebiet)	9

**Abundanz und Altersstruktur**

Metric	Auswahlkriterien, ökologische Gilde - Habitatgilde
Metric 5 – Kaulbarsch ( <i>Gymnocephalus cernua</i> )	Charakterart der oligohalinen Zone (Kaulbarsch-Flunderregion), vor allem in Gebieten mit geringerer Strömung, benötigt zur Fortpflanzung Vegetation – benthisch - oligohalin
Metric 6a, b, c – Finte ( <i>Alosa fallax</i> ) (juvenil, subadult, adult)	geeignet Stressoren wie Stoffbelastung und Habitatveränderungen in ihrem Lebensraum durch ihre Bestandsdynamik zu reflektieren, FFH-Art (Anhang 2) - diadrom-ästuarin - pelagisch
Metric 7a, b, c – Stint ( <i>Osmerus eperlanus</i> ) (juvenil, subadult, adult)	geeignet Stressoren wie Stoffbelastung und Habitatveränderungen in ihrem Lebensraum durch ihre Bestandsdynamik zu reflektieren - diadrom-ästuarin - pelagisch
Metric 8 – Hering ( <i>Clupea harengus</i> )	Juvenile mehr oder weniger über das ganze Jahr in der mesohalinen Zone zu finden, Individuenzahlen reflektieren Beeinträchtigungen der Funktion des Ästuars als Aufwuchs- und Nahrungsareal, marin – juvenil – pelagisch
Metric 9 – Flunder ( <i>Platichthys flesus</i> )	Nutzung des Ästuars vor allem als Aufwuchs- und Nahrungsareal, Bestandsdichte abhängig von anthropogenen Stressoren wie Stoffbelastungen und Habitatveränderungen, ästuarine Residente - benthisch
Metric 10 – Gr. Scheibenbauch ( <i>Liparis liparis</i> )	Vorkommen hauptsächlich in der meso-euhalinen Zone, relativ enge Bindung an spezifische Habitats, reflektieren gewässerstrukturelle Habitatveränderungen, ästuarine Residente – benthisch <b>(nicht relevant für das Ems-Ästuar)</b>
Zusatzmetric – Stör ( <i>Acipenser sturio</i> )	Vorkommen reflektiert Beeinträchtigung des Ästuars als Laich- und Aufwuchshabitat - diadrom-ästuarin <b>(aktuell ohne Berücksichtigung)</b>

### 5.3.2 Tidegeschlossene Marschengewässer<sup>16</sup>

Tidegeschlossene Marschengewässer zeigen oftmals eher charakteristische Merkmale von Auengewässern als von Fließgewässern. Im Pilotprojekt „Marschengewässer in Niedersachsen“ wurde für tidegeschlossene Marschengewässer des Typs 22.1 ein „Bewertungssystem für Marschengewässer anhand der Fischfauna“ erarbeitet (Bioconsult 2006b & 2007, ARGE WRRL 2006). Im Vergleich zu fiBS und FAT-TW wird über dieses Verfahren nicht der „ökologische Zustand“, sondern direkt das „ökologische Potenzial“ bestimmt. Ursächlich hierfür ist die Ableitung der im Verfahren integrierten Referenz aus aktuellen Daten. Für die allerwenigsten Marschengewässer stehen überhaupt historische Daten zur Verfügung.

#### Probenahme und Erfassung

Die Probenahme zur Bewertung nach diesem Bewertungssystem für Marschengewässer orientiert sich am DIN-Entwurf EN 14011 „Probenahme von Fisch mittels Elektrizität“ sowie den Empfehlungen zur Anwendung des fischbasierten Bewertungssystems für Fließgewässer (fiBS), Sachstand 08.12.2008. Nähere Beschreibungen finden sich in Kapitel 5.3.1. 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 im „**Bewertungssystem für Marschengewässer anhand der Fischfauna**“ 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 Bedingungen 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, Brassen, Güster, Flussbarsch, Hecht.
- 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.

---

<sup>16</sup> DasVerfahren ist eingestellt unter [http://www.marschgewaesser.de/mediapool/80/801270/data/Fischgutachten/p223-BIOCONSULT\\_BerichtJul06..pdf](http://www.marschgewaesser.de/mediapool/80/801270/data/Fischgutachten/p223-BIOCONSULT_BerichtJul06..pdf)

- 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.

Aus der Kombination der drei ökologischen Gilden sowie den drei Modulen ergibt sich ein Verfahren, das insgesamt neun bewertungsrelevante Metrics für den Gewässertyp „tidegeschlossene Marschengewässer“ umfasst (Tab. 5). Die Bewertung erfolgt in fünf Kategorien (1 - 5), die dabei jeweils dem höchsten (5), hohen (4), mäßigen (3), unbefriedigenden (2) und schlechten (1) ökologischen Potenzial entsprechen.

**Tab. 5: Matrix zur Bewertung von tidegeschlossenen Marschengewässern anhand der Fischfauna (Bioconsult 2007)**

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	8-10	4-7	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 / Abundanzen	Kategorien					artspezifische Abundanzklassen	Score
4	Auenarten (MW Ind./100m)	5	4	3	2	1		
	Bitterling	>30	>15-30	>5-15	>2-5	<2	1-5	
	Schlammpeitzger	>6	>2-6	1,5-2	>0,5-<1	<=0,5	1-5	
	Steinbeißer	>12	7,5-12	3,5-<7,5	>1-<3,5	<=1	1-5	
	Metric 6 Klassifizierung Summe K-Werte	>7	7	6	>4-5	<4	Kmax=15	1 - 5
5	Stillgewässertypische Arten (MW Ind./100m)	5	4	3	2	1		
	Karauseche	>10	5-10	3-<5	>1-<3	<=1	1-5	
	Rotfeder	>15	7-15	3-<7	>1-<3	<=1	1-5	
	Schleie	>10	5-10	3-<5	>0,8-<3	<=0,8	1-5	
	Moderlieschen	>16	8-16	4-<8	>4-5	<=4	1-5	
	Metric 7 Klassifizierung Summe K-Werte	>16	13-16	9-12	5-8	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; Ind >24	ja	ja	-	ja	1,3,4,5	
	Schlammpeitzger	ja; Ind >2	ja	ja	-	ja	1,3,4,5	
	Steinbeißer	ja; Ind >7,5	ja	ja	-	ja	1,3,4,5	
	Metric 7 Klassifizierung Summe K-Werte	>9	>6-8	>3-6	-	3	Kmax=15	1; 3 - 5
8	Stillgewässertypische Arten	5	4	3	2	1		
	Karauseche	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	>16	-	>8-16	-	<8	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

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, erfolgt die Zuordnung zu einer Kategorie zunächst über die Summierung der Einzelwerte. 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. 6).

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. 6: EQR-Werte mit Zuordnung des ökologischen Zustands nach REFCOND (schwarz) bzw. des ökologischen Potenzials (rot) zur Bewertung von tidegeschlossenen Marschengewässern anhand der Fischfauna (Bioconsult 2007)**

Normative Begriffsbestimmung	Bewertung / Ähnlichkeit zur Referenz	EQR-Wert (REFCOND) EQR-Wert für Marschengewässer	Ökologischer Zustand Ökologisches Potenzial
... vollständig oder nahezu..., kaum Abweichungen... <i>(hier nicht relevant)</i>	≥ 90% Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwerte(MW))	1 - > 0,85	sehr guter Zustand keine Entsprechung
... geringfügige Abweichung..., Anzeichen für anthropogene Störungen...	Messgrößen-spezifische Festlegung; ≥ 80% Übereinstimmung aller Messgrößen (MW)	≤ 0,85 - > 0,70 > 0,70	Guter Zustand höchstes Potenzial
... mäßige Abweichung..., größere Anzeichen für anthropogene Störungen...	Messgrößen-spezifische Festlegung; ≥ 60% Übereinstimmung aller Messgrößen (MW)	≤ 0,70 - > 0,55 ≤ 0,70- > 0,55	mäßig gut
... erhebliche Abweichungen...	Messgrößen-spezifische Festlegung; ≥ 80% Übereinstimmung aller Messgrößen (MW)	≤ 0,55 - > 0,40 ≤ 0,55 - > 0,30	unbefriedigend mäßig
...große Teile der Biozönose fehlen...	Messgrößen-spezifische Festlegung; ≥ 80% Übereinstimmung aller Messgrößen (MW)	≤ 0,70 - > 0,55 ≤ 0,30 - > 0,15 ≤ 0,15	schlecht unbefriedigend 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

Bioconsult, 2012: Ein WRRL-konformes Bewertungsverfahren für das Makrozoobenthos (MGB-Index) für nicht tideoffene Marschengewässer in den Einzugsgebieten von Ems, Weser und Elbe. Auftraggeber: NLWKN Stade

Clarke, K. R. & R. M. Warwick, 1994: Similarity-based testing of community pattern: the 2-way layout with no replication. - *Marine Biology* 118: 167-176 und Anhang.

FISHER, R. A., CORBET, A. S. & C. B. WILLIAMS (1943): The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. – *J. Anim. Ecol.* 12, 42-58.

Krieg, H.-J., 2005: Die Entwicklung eines modifizierten Potamo-Typie-Indexes (Qualitätskomponente Makrozoobenthos) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von Geesthacht bis zur Seegrenze. Auftraggeber: Wassergütestelle Elbe.

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.

Krieg, H.-J., in Bearb.: Das Ästuartypieverfahren – eine Methodik zur Bewertung der OWK in ästuarinen, tideoffenen Fließgewässertypen [20, 22.3 (22.2) & T1] – QK benthische Wirbellosenfauna

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 Marschengewässern 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. Bearbeitung: Dembinski, M. & S. Köhler. Auftraggeber: Unterhaltungsverband Kehdingen, Unterhaltungsverband Untere Oste, Sielacht Wittmund, Braker Sielacht, gefördert durch das Niedersächsische Umweltministerium, 75 + Anhang.

Bioconsult, 2006a: Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare. AG: Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein; 84 S. + Anhang; [www.argeelbe.de/wge/Download/Berichte/fischBewertungT1.pdf](http://www.argeelbe.de/wge/Download/Berichte/fischBewertungT1.pdf).

Bioconsult, 2006b: Pilotprojekt Marschgewässer: Teilprojekt Fischfauna – Vorschlag eines Bewertungsverfahrens für verschiedene Marschgewässertypen in Niedersachsen. Auftraggeber: Unterhaltungsverband Kehdingen, 92 S.

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

Bioconsult, 2008: Operating Manual for FAT-TW (Fish-Based Assessment Tool – Transitional Waterbodies), 12 S.

Bioconsult, 2009: Fischfauna des Elbeästuars – Vergleichende Darstellung von Bewertungsergebnissen nach EG-Wasserrahmenrichtlinie in den verschiedenen Gewässertypen des Elbeästuars. Auftraggeber: Sonderaufgabenbereich Tideelbe, 71 S.

Dußling, U., 2009: Handbuch zu fiBS. – Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15.

Dußling, U., 2008: FiBS 8.0 – Softwareanwendung, Version 8.0.6a zum Bewertungsverfahren aus dem Verbundprojekt zur Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL; Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg: [www.lvvg-bw.de](http://www.lvvg-bw.de).

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.

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 eulitoralen Makrozoobenthosgemeinschaft. Die an dem zu untersuchenden See an mehr als 5 % der Uferlänge vorkommenden Uferstrukturtypen, wie etwa natürliche Ufer, Uferverbau, Badestellen, Bootssteganlagen, werden erkundet und ihre jeweiligen prozentualen Anteile an der gesamten Uferlänge abgeschätzt. Die Erkundung sollte anhand vorliegender Uferstrukturgütekartierungen durchgeführt werden. Sind diese nicht verfügbar, können topographische Karten bzw. Luft- und Satellitenbilder zur Abschätzung des Anteils der Ufertypen herangezogen werden. Dabei ist eine Nachkorrektur vor Ort empfehlenswert.


##### 1.1.2 **Festlegung der Probestellen**

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

$$NStellen = 4 + \sqrt{\text{Uferlänge}}$$

Die Probestellen werden so gewählt, dass ihre Verteilung den Anteilen der erkundeten





Uferstrukturtypen entspricht. Die Länge der Probestelle richtet sich bei Uferverbau und Bädern 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 sie 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 1 m<sup>2</sup> durchzuführen. Diese Gesamtfläche von mindestens 1 m<sup>2</sup> 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 0,1m<sup>2</sup> beprobt, wodurch die Gesamtbeprobungsfläche etwas über 1 m<sup>2</sup> 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 feinpartikuläres 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 m<sup>2</sup> besammelt. Eine Fläche von 0,6 m<sup>2</sup> 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 bestimmbar Arten (Limnephilidae) bzw. im Larvenstadium nur bis zur Gattung bestimmbar Arten (Hydroptilidae) herangezogen werden. Puppen von Chironomidae werden separat erfasst und gezählt, da anhand der gut bestimmbar Puppen die auf dem Habitat nachgewiesenen Larven einer Art zugeordnet werden können. Eine Verfälschung des Ergebnisses für ein Habitat ist nicht zu erwarten, da die

Verpuppung von Chironomidae auf dem Larvalhabitat erfolgt (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	Individuendichte [m <sup>2</sup> ]	Besammelte Fläche [m <sup>2</sup> ]	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).

**Tabelle 1:** Ankerpunkte der ausgewählten Metrics für die Berechnung eines multimetrischen Indexes (MMI). (HK =Häufigkeitsklasse).

Seetyp Metrics	Flussseen des Tieflandes		Seen des Tieflandes		Voralpen-/Alpenseen < 5.6 km <sup>2</sup>		Voralpen-/Alpenseen > 5.6 km <sup>2</sup>	
	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 Flussseen 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 km<sup>2</sup>) 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'.

**Tabelle 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 (Wasserpflanzen als Strukturelement). 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, 2011). 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 jetzt auch die Bewertung vieler künstlicher und erheblich veränderter Gewässer. Eine Überarbeitung und Anpassung des Verfahrens an Anforderungen aus der Interkalibrierung soll bis Ende 2012 erfolgen.

### 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 Probenahmen 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 <sup>2</sup>	1 – 5	+/- abgegrenzte Buchten /Seeteile
0,5 – 2 km <sup>2</sup>	4 – 8	Froschhauersee (BY), Gr. Gollinsee (BB), Dieksee (SH)
2 – 5 km <sup>2</sup>	5 – 10	Gr. Stechlinsee (BB), Schliersee (BY), Breiter Luzin (MV)
5 – 10 km <sup>2</sup>	6 – 12	Königsee (BY), Westensee (SH), Tegernsee (BY)
10 – 20 km <sup>2</sup>	8 – 15	Wittensee (SH), Dümmer (NI), Walchensee (BY)

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

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

### 2.1.3 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. 2011, 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 Mathes et al. 2002. 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 4 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. 3: Bewertungskriterien und Indices, die bei den Modulen die Bewertung bilden**

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

Für die Makrophyten wird bei der Bewertung wie folgt vorgegangen:

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

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

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

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

Die Gesamtbewertung der Vegetation wird durch arithmetische Mittelung der Einzelergebnisse der Teilkomponenten Makrophyten und Diatomeen pro Transekt errechnet. Diesem

Bewertungsansatz liegt die Annahme zugrunde, dass alle Bestandteile der Gewässervegetation im Wesentlichen auf denselben Stressor reagieren, nämlich Eutrophierung, und daher gemäß CIS - Empfehlung die Mittelwertbildung einer worst case Verrechnung vorzuziehen ist. Die Bewertung des gesamten Seewasserkörpers erfolgt durch Mittelung aller Transekte.

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

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

[http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet\\_seen/phylib\\_deutsch/verfahrensanleitung/index.htm](http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/phylib_deutsch/verfahrensanleitung/index.htm)

### **2.3 Literatur:**

- Hofmann, G., Werum, M. & Lange-Bertalot, H. (2011): Diatomeen im Süßwasser von Mitteleuropa – Bestimmungsflora 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
- 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. (2011): 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.
- Weyer, K. van de, Schmidt, C., Kreimeier, B., Wassong, D. (2011): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) in Deutschland, Band 1: Bestimmungsschlüssel und Band 2: Abbildungen, Fachbeiträge des LUGV, Heft 119 und Heft 120. LUGV Brandenburg, Potsdam.

## 2.4 Anhang

**Klassengrenzen der typspezifischen Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials Makrophyten & Phytobenthos Stand 2011 unterteilt nach den biozönotischen Ausprägungen der Teilmodule Makrophyten und Phytobenthosdiatomeen.**

Biozönotische Ausprägung <sup>7</sup>	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 – 0,78	0,77 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 10.2	1,00 – 0,78	0,77 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 11	1,00 – 0,78	0,77 – 0,55	0,54 – 0,33	0,32 – 0,10	0,09 – 0,00
DS 12	1,00 – 0,78	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 – 0,78	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 – 0,70	0,69 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
TKp - 12	1,00 – 0,70	0,69 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00
TKp – 14	1,00 – 0,70	0,69 – 0,51	0,50 – 0,26	0,25 – 0,01	0,00 – 0,00

<sup>7</sup> 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 durch 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 in limnischen Systemen 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 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 (November 2011) 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 Mal pro Jahr im Zeitraum April bis Oktober vorzusehen, wobei mindestens vier Untersuchungstermine in der Vegetationsperiode von Mai bis September liegen müssen.

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. Weitere wichtige Details sind ebenfalls dieser Veröffentlichung 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).

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 Wassers schöpfen 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" -  $Z_{\text{epi}}$  oder  $Z_{\text{eu}}$  – 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 miterfasst 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



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 ( $\text{mm}^3/\text{L}$ ) 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 anderer-

seits auf Art- und Gattungsniveau. Sowohl der Biomasse- als auch der Algenklassen-Metric besitzt Submetrics (s. Tab.6).

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

Tab.6: 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	<b>Biomasse (BM)</b>	- Chl a-Saisonmittel - BV-Saisonmittel - Chl a-Maximum	<b>arithmetischer Mittelwert</b>	verschiedene Kenngrößen zur Beschreibung der Biomasse
2	<b>Algenklassen (AK)</b> Artenzusammensetzung taxonomisches Niveau Klasse oder Ordnung	z.B. - Cyanobakterien, - Dinophyceae, - Chlorophyceae - Cryptophyceae oder - Chrysophyceae	<b>arithmetischer Mittelwert</b>	Algenklassen reagieren in den Seetypen unterschiedlich, deshalb jeweils seetyp-spezifische Kombination
3	<b>Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI)</b> Artenzusammensetzung taxonomisches Niveau Art oder Gattung	Jahresmittelwert der PTSI-Einzelwerte, welche pro Probenbefund ermittelt werden	<b>gewichteter Mittelwert:</b> - spezifischer Trophieankerwert des Indikatoraxons (TAW) - Biovolumen des Indikatoraxons in BV-Klassen" von 1-8 - Stenökiewert von 1-4	Gewichtungsfaktoren sind:  Stenökie und Biovolumen (-Klassen) der Indikatoraxa
<b>Gesamtindex PSI</b>			<b>gewichteter Mittelwert</b>	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 mit der Belastungsgröße Gesamtphosphor (u.a.) 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 RaKon Monitoring Teil B Arbeitspapier I, Riedmüller et al. 2011). 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 natürli-

che 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. 12). 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) 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 (Parameterwerte: Seetyp; Chlorophyll a-Konzentrationen und mit der HTL-ID kodierten Taxonbiovolumina an 6 Terminen) in eine digitale Formatvorlage gebracht und in das Programm importiert werden.

### 3.2.2 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. 7). Einziges Ausschlusskriterium: Das Chl a-Maximum des Untersuchungsjahres sollte 1,25 mal größer sein als das Saisonmittel, sonst wird es nicht als Maximum angesehen und der Submetric entfällt.

Für den **Algenklassen-Metric** wurde dagegen für jeden Seetyp eine eigene Kombination aus Trophie-indikativen Algenklassen zusammengestellt. So sind z.B. die Chlorophyceae in den Ca-armen Mittelgebirgsseen nicht geeignet, die Trophie anzuzeigen und bleiben dort deshalb unberücksichtigt. In den Ca-reichen Seen sind die Chlorophyceen dagegen als Submetric geeignet (s. Tab. 7) und bewerten den See umso schlechter, je höher deren Biomasse im Saisonmittel ansteigt.

Die Cyanobakterien z.B. sind dagegen in allen Seetypen indikativ und werden oberhalb eines Biovolumen-Schwellenwertes zur Bewertung herangezogen. 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 (s. Tab. 7) 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. 7 sind beispielhaft die Bewertungsformeln für den Mittelgebirgs-Seetyp 7 dargestellt (Typ 7 = Ca-reicher, tiefer See mit relativ kleinem Einzugsgebiet).

Tab. 7: Bewertungsformeln zur Berechnung der Sub-Metric-Ergebnisse der Biomasse-Parameter oder Algenklassen. Beispiel: Phytoplankton-Seetyp 7 - Ca-reicher, geschichteter und tiefer Mittelgebirgssee mit relativ kleinem Einzugsgebiet. (y = Bewertungszahl in der Skala der ökologischen Zustandsklassen von 0,5-5,5; x = jeweiliger Parameter.)

Phytoplankton-Seesubtyp	Parameter	Bewertungsfunktion
<b>Biomasse-Submetrics</b>		
<b>7</b>	BV-Saisonmittel (mm <sup>3</sup> /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)	$y = 1,5366 * \ln(x) - 1,1267$
<b>Algenklassen-Submetrics</b>		
<b>7</b>	Chrysophyceae Saison (%), <b>Dominanz &gt; 0,6%</b>	$y = -1,126 * \ln(x) + 3,9802$
	Cryptophyceae Saison (mm <sup>3</sup> /L)	$y = 1,5399 * \ln(x) + 5,5609$
	Chlorophyceae Saison (mm <sup>3</sup> /L)	$y = 1,009 * \ln(x) + 5,5761$
	Cyanophyceae Saison (mm <sup>3</sup> /L), <b>BV &gt; 0,3 mm<sup>3</sup>/L</b>	$y = 0,9915 * \ln(x) + 3,589$

Für die Chryso- und Cyanophyceen wurden für den Seetyp 7 jeweils Gültigkeitsgrenzen abgeleitet, oberhalb derer die Bewertung plausible Ergebnisse liefert.

### 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 LAWA-Index angegeben und liegt in der Regel zwischen 0,5 (= oligotroph) und (5 = hypertroph) (s. Tab. 8). (In der Ausgabe "Gesamtbewertung" des PhytoSee-Auswertetools wird der Klas-

sifikations-PTSI im hinteren Teil der Tabelle ebenfalls ausgegeben, der Spaltenkopf heißt "PTSI\_Jahreswert".)

Tab. 8: Ermittlung des trophischen Status eines Sees anhand des PTSI. Wertebereiche und Status entsprechend der LAWA-Trophieklassifizierung (1999).

PTSI (Skala wie LAWA-Index)	Trophieklasse	Abkürzung
0,5-1,5	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<sub>i</sub>** → Trophieankerwert/Trophiewert des i-ten Indikatortaxons

**BV-Klasse<sub>i</sub>** → Biovolumenklasse des i-ten Taxons (s. Tab. 9)

**Stenökiefaktor<sub>i</sub>** → 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. 9: Zuordnung der Taxonbiovolumina/Probe zu den (BV-) Biovolumenklassen für die Berechnung des PTSI.

Biovolumen (mm <sup>3</sup> /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. 10).


Tab. 10: Phytoplankton-Indikatorlisten für die Seetypgruppen in den deutschen Ökoregionen (Stand November 2011). HTL = Harmonisierte Taxaliste von Mischke et al. (2009).

Phyto plankton-Seesubtyp	Indikatorliste für	Abkürzung	Anzahl Indi- katortaxa	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 norddeut- schen Tieflands	TLgesch	115	173
11, 14 12	polymiktische Seen des norddeut- schen Tieflands	TLpoly	111	193
10.1k 10.2k 13k	geschichtete AWB, HMWB und Sondertypen des norddeutschen und oberrheinischen Tieflands	TLgeschAWB	158	217
11.1k, 11.2k 12k, 14k*	polymiktische AWB, HMWB und Sondertypen des norddeutschen und oberrheinischen Tieflands	TLpolyAWB	113	162

Jede Liste enthält zwischen 110 und 160 Indikatortaxa, die jeweils mit ihrem TAW und einem zusätzlichen Gewichtungsfaktor, dem Stenökiefaktor von 1-4, aufgeführt sind (s. Beispiel in Tab. 11). (1 = im Trophiespektrum relativ weit verbreitet jedoch Trophieschwerpunkt bei TAW, 4 = enge Bindung an den Trophiebereich/TAW).

Tab. 11: Auszug aus der Indikatorliste für Mittelgebirgsseen. TAW = Trophieankerwert, an- gegeben in der Skala des LAWA-Index.

Lakegroup	HTL-ID	Algenklasse	Indikatortaxon	Stenökiefaktor	TAW
MG	168	Conjugatophyceae	Closterium limneticum	1	4,9
MG	179	Chlorophyceae	Coelastrum astroideum	2	3,3
MG	184	Chlorophyceae	Coelastrum reticulatum	1	3,2
MG	216	Chlorophyceae	Crucigeniella pulchra	2	0,9
MG	227	Cryptophyceae	Cryptomonas reflexa	1	2,5
MG	1260	Bacillariophyceae	Cyclostephanos delicatus	2	5,5
MG	247	Bacillariophyceae	Cyclostephanos dubius	1	2,9
MG	248	Bacillariophyceae	Cyclostephanos invisitatus	1	2,9
MG	252	Bacillariophyceae	Cyclotella comensis	2	1,3
MG	254	Bacillariophyceae	Cyclotella cyclopuncta	1	1,4
MG	260	Bacillariophyceae	Cyclotella meneghiniana	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/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-Index) 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. 12 zusammen gestellt.

Tab. 12: Seetyp-spezifische Referenztrophie in der Dimension des LAWA-Index (1999) (s. Tab. 8) für die deutschen Seetypen nach Mischke et al. (2008), Hoehn et al. (2009) und Riedmüller et al. (2011). Sortierung nach Ökoregion und Lage der Referenztrophie.



Phyto-plankton-Subtyp	trophischer Referenzwert zur Berechnung der ÖQ	trophischer Referenz-zustand Obergrenze	sehr gut/ gut H/G-Grenze	gut/ mäßig G/M-Grenze	mäßig/ unbefriedigend M/P-Grenze	unbefriedi- gend/ schlecht P/B-Grenze
<b>Alpen und Voralpen</b>						
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
<b>Mittelgebirge</b>						
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
<b>Norddeutsches (und oberrheinisches) Tiefland*</b>						
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 PhytoSee-Index (PSI)

Für die PSI-Gesamt-Bewertung 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. 13). Als Maß für die Eignung wurden die Korrelationen der Metrics zum Stressor Gesamtphosphor oder zu einem Trophie-Index (Mittelwert TP und Biomasse) ermittelt und miteinander verglichen.

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

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

Tab. 13: Seetyp-spezifische Gewichtungsfaktoren für die Metrics zur Berechnung des PhytoSee-Index. Beispiele: Alpensee Typ 4, geschichtete Mittelgebirgsseen Typ 5 bis 9, ge-

schichteter See im Tiefland Typ 13 sowie Flachsee im Tiefland Typ 11.2. (Anwendung des DI-PROF ist nicht obligatorisch und nur im Tiefland.)

Phytoplankton-Subtyp	BM-Metric	AK-Metric	PTSI-Metric	DI-PROF
4	2	1	4	
5, 7, 8 und 9	3	2	3	
13	4	1	2	(2)
11.2	4	2	1	(1)

Einige Bundesländer in der Ökoregion Norddeutsches Tiefland führen keine gesonderte Analyse der Pelagial-Diatomeen mittels Diatomeenpräparat durch, sondern priorisieren die Anwendung des Diatomeen-Index DI-PROF (s. Probenahme). Die Ergebnisse des DI-PROF können in das PhytoSee-Verfahren als vierter Metric und mit einer eigenen Gewichtung im Mittelwert eingebunden werden (s. Tab. 13). Das Auswerte-Tool PhytoSee ist in diesem Sinne erweitert und hält eine Importtabelle bereit.

### 3.3 Projektberichte und Literatur

(Stand November 2011)

#### Derzeit gültig für Probenahme und Labormethoden:

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.

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

#### Derzeit gültig für die Bewertung von natürlichen Seen (Tiefland, Alpen und Voralpen):

Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. & Nixdorf, B. (2008): Praxistest Phytoplankton in Seen. Endbericht zum LAWA-Projekt (O 5.05). Berlin Freiburg Bad Saarow Februar 2008. 104 S. + Anlagen.

In: Mischke, U. & Nixdorf, B. (Hrsg.)(2008): Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, BTUC-AR 2/2008, 266 Seiten. ISBN 978-3-940471-06-2. Download: <http://opus.kobv.de/btu/volltexte/2009/953/>

#### Änderung der Flusseenbewertung im Tiefland, Überarbeitung der Indikatorliste AVA, Arbeiten für die Europäische Interkalibration der Bewertungsverfahren sowie Erhöhung der Bewertungssicherheit durch die Einbindung von Zooplanktonuntersuchungen und daraus abgeleiteten Indices:

Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. & Nixdorf, B. (2009): Abschlussbericht zum Feinabstimmungsprojekt zum deutschen Bewertungsverfahren für Phytoplankton in Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie; LAWA-Projekt O 9.08, 06.05.2009 IGB Berlin. 79 S.

Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. & Deneke, R. (2010): Anpassungen des Phytoplanktonverfahrens nach WRRL für stehende Gewässer im Rahmen der europäischen Interkalib-

rierung und zur Erhöhung der Bewertungssicherheit mit Ableitung von Handlungsoptionen. LAWA-Projekt O 9.09, 16.07.2010 IGB Berlin. 68 S. zzgl. Anhänge.

### **Derzeit gültig für die Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen aller Ökoregionen, von natürlichen Mittelgebirgsseen und Sondertypen:**

Riedmüller, U., Hoehn, E. (2011): Praxistest und Verfahrensanpassung: Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Mittelgebirgsseen, Talsperren, Baggerseen und pH-neutralen Tagebauseen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 7.08. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2008-2010. 130 S.

### **Derzeit gültig für das gesamte PhytoSee-Verfahren und alle deutschen Seetypen:**

Mischke, U. & Kusber, W.-H. (2009): Harmonisierte Phytoplankton-Taxaliste für die Bewertung von Seen und Flüssen nach EU-WRRL. (Stand 25.05.2009) <http://www.igb-berlin.de/mitarbeitende-igb.html>

Mischke, U., Böhmer, J. & Riedmüller, U. (20.05.2009): Software PhytoSee Version 4.0. Auswertungssoftware zur Berechnung des Phyto-See-Index (PSI) nach Mischke et al. (2009) und Hoehn et al. (2008) für die Bewertung von natürlichen Seen, AWB und HMWB gemäß der EG- Wasserrahmenrichtlinie mit Anleitung zur Verwendung und Vorgaben für die Eingangsdaten „Formatvorlage\_PhytoSee\_Auswertungsprogramm\_5\_09.xls“. Kostenloser Internet Download: <http://www.igb-berlin.de/mitarbeitende-igb.html>

[http://www.igb-berlin.de/mitarbeitende-igb.html?per\\_page=0&search=lastname&for=Mischke&show=117#publikationen](http://www.igb-berlin.de/mitarbeitende-igb.html?per_page=0&search=lastname&for=Mischke&show=117#publikationen)

### **Weitere zitierte Literatur:**

LAWA-Arbeitskreis "Gewässerbewertung - Stehende Gewässer" (1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag. Berlin. 74 S.

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.

### **Ausblick**

Die Struktur des Bewertungsverfahrens, die Methoden der Herleitung, die Phytoplankton-See-Typologie sowie die Lage der Referenztrophy sind weitgehend fertiggestellt, und daran wird sich vorerst nichts Wesentliches mehr ändern. In einem laufenden LAWA-Projekt werden noch Feinkalibrationen durchgeführt, die sich voraussichtlich auf Änderungen in den Bewertungsformeln der Algenklassen-Metrics oder Anpassungen in den Indikatorlisten beschränken. Diese Aktualisierungen werden im Auswerteprogramm PhytoSee nachgeführt, und die neuen Versionen sowie Erläuterungstexte werden sowohl auf den Internetseiten der Länderarbeitsgemeinschaft ([www.wasserblick.net](http://www.wasserblick.net)) und auf den unten genannten Websites zum Download bereit gestellt.

## 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. Es umfasst alternative Lösungen zum Umgang mit verschiedenen Datengrundlagen. Für kleinere Gewässer wird ein typspezifischer Ansatz gewählt. Zur Bewertung sind Standard-Multimaschenstellnetzbefischungen nach EN 14757 erforderlich. Für Großseen liefern Standardbefischungen weniger aussagekräftige Ergebnisse. Für diese Gewässer wird ein gewässer-spezifischer Ansatz genutzt. Die fischfaunistischen Referenzbedingungen werden anhand von historischen Quellen und fundierten Datensätzen semiquantitativ modelliert. Auch die aktuelle Fischgemeinschaft wird modelliert, wobei Fangstatistiken der Berufsfischerei nutzbar sind, die mit verschiedenen fischereilichen Geräten in allen Teillebensräumen erhoben sein sollten. Der Großsee-Ansatz wird auch im alpinen Bereich genutzt. Informationen zum Konzept, den metrics und den Klassengrenzen sind über die Internetseite des Länderfinanzierungsprogramms öffentlich zugänglich (Zugriff über [www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb\\_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben\\_des\\_Ausschusses\\_Oberflaechengewaesser\\_und\\_Kuestengewaeasser\\_%28AO%29/O\\_2\\_09/Bericht\\_Praxistest\\_Seen.pdf](http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaesser_und_Kuestengewaeasser_%28AO%29/O_2_09/Bericht_Praxistest_Seen.pdf)).

Das Verfahren wird derzeit erprobt und in Teilen angepasst. Sobald der Entwurf als anwendungsreifes Verfahren eingeschätzt werden kann, wird die Rahmenkonzeption um die dann aktuelle Beschreibung ergänzt.

## **E. Übergangsgewässer<sup>17</sup>**

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

### **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. Darüber hinaus findet sowohl limnisches als auch marines Phytoplankton aufgrund der stark schwankenden Salzgehalte, mit der Folge extremer osmotischer Verhältnisse, seine Verbreitungsgrenze, so dass es qualitativ und quantitativ nahezu abstirbt.

#### **1.1 Literatur**

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**

Für die Bewertung der Übergangsgewässer sind Angiospermen und Großalgen zwei separat zu bewertende Qualitätskomponenten (im Gegensatz zu Küstengewässern, wo sie als Makrophyten zusammengefasst werden).

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

---

<sup>17</sup> 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>

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

Die eulitoralen *Zostera*-Wiesen (Seegras) werden aufgrund ihrer Fläche, Dichte und Artenzusammensetzung (Kolbe 2007) bewertet. Die Qualitätsteilkomponente ‚Seegras‘ im Übergangsgewässer ist in die zweite Phase der Interkalibrierung einbezogen worden; ein Ergebnis wird Ende 2012 vorliegen.

Das Vorkommen von Großalgen (opportunistischer Grünalgen) ist im Bereich der Übergangsgewässer derzeit nicht relevant und wird deshalb nicht in die Bewertung einbezogen (siehe 2.3).

## **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 u.a. von Bedeutung, da sie 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 fast völlig erloschen, während für die eulitoralen Bestände im Übergangsgewässer der Weser ein Zuwachs 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)

### 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 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 Bereich der durchaus eutrophierten Übergangsgewässer an der Nordsee entwickeln opportunistische Grünalgen aber bislang keine größeren Bestände. Diese werden zwar vom Monitoring erfasst, das mindestens viermal jährlich durchgeführt wird (Weser seit 1990, Ems seit 2007), das Bewertungssystem wird hier jedoch nicht eingesetzt, da es hier keine plausiblen Ergebnisse liefert (Kolbe 2007).

## 2.4 Salzwiesen

### 2.4.1 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 in Teilen 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, Remineralisationsraum, Rückzugs- und Aufzuchtgebiet für aquatische Wirbellose, Fische und Vögel.



#### 2.4.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

- Eutrophierung
- hydromorphologische Veränderungen
- Klimaänderung,

#### 2.4.3 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?

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

### 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/Oldenburger. 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.

Reise, K., Kolbe, K. & V.N. de Jonge 1994: Makroalgen und Seegrassbestände 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.

## 3 Benthische Wirbellose Fauna<sup>18</sup>

### 3.1 Gesamtbewertung

In den Übergangsgewässern werden die Bewertungsmethoden M-Ambi (Multimetric AZTI Marine Biotic Index, Borja et al. 2000, Muzika et al.2007) und das Ästuartypieverfahren (AETV, Krieg 2010 & in Bearb.) angewendet. Beide Verfahren sind in die zweite Phase der

---

<sup>18</sup> 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> .

Interkalibrierung einbezogen worden. Ein Ergebnis der Interkalibrierung wird Ende 2012 erwartet.

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

Das Ästuartypieverfahren (AETV) nach Krieg (u.a. 2010 & in Bearb.) 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 (ADF) zur Bewertung herangezogen. Das Verfahren beruht auf der Indikation typspezifischer, ästuariner Zeigerarten eines tideoffenen Systems.

## ***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 nehmen eine Schlüsselrolle im Ökosystem ein. Die benthischen Borstenwürmer (wie Pierwurm und Wattringelwurm), Krebstiere (wie der Schlickkrebs), Muscheln (wie Sandklaff-, Herz-, Tell- und Miesmuschel) Schnecken (wie die Wattschnecke) und Vertreter einiger weiterer Gruppen sind als Verzehrer von einzelnen Planktonalgen, Bodenalgen und Detritus hochproduktive Primärkonsumenten, die wiederum als Nahrung für höhere Trophieebenen (wie z. B. Fische und Seehunde) dienen (nach Michaelis & Reise, 1994).

Das Besiedlungsmuster eines Ästuars ist im Wesentlichen durch den Salzgehalt bestimmt, der das Übergangsgewässer in verschiedene Salinitätszonen teilt. Die für ein Ästuar charakteristische Brackwasserzone (zwischen 5 und 18 PSU) ist deutlich weniger divers als der euhaline, polyhaline und der limnische Bereich. In der Brackwasserzone ist eine spezielle Makrofaunagesellschaft zu finden, deren Lebensraum durch hydromorphologische Veränderungen immer mehr eingeschränkt wird. Die Brackwasserzone zählt zu den stark gefährdeten Lebensräumen der deutschen Nordseeküste, wie auch die genuine Brackwasserfauna (Michaelis 1992).

### **3.2.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?**

- Eutrophierung,
- mechanischer Stress (z.B. durch Schleppnetzfisherei, Unterhaltungs- und Ausbaggerungen),
- Klimaänderung,
- Stromaufwärtige Verschiebung der oberen Brackwassergrenze
- 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. 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 ist eine Bewertungsmethodik für den Fließgewässertyp T1 und die tideoffenen Typen 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 heute insbesondere im oberen Ästuar eine prägende Organismengruppe sind. Die Bewertungsmethodik wurde in die zweite Phase der Interkalibrierung einbezogen. Mit einem Ergebnis wird voraussichtlich Ende 2012 gerechnet.

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) im OWK. Als ergänzende Metrics werden die mittlere Artenzahl (MAZ) und der Diversitätsindex nach Fischer (Alpha-Diversität) zur Beurteilung der Biodiversität herangezogen. Die Co-Metrics ergänzen den zentralen Parameter AeTI.. Der Indexwert der ÖZK (= 5-stufig) wird in den EQR transformiert.

### 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.

Krieg, H.-J., in Bearb.: Das Ästuartypieverfahren – eine Methodik zur Bewertung der OWK in ästuarinen, tideoffenen Fließgewässertypen [20, 22.3 (22.2) & T1] – QK benthische Wirbellosenfauna

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.

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

## 4 Fischfauna<sup>19</sup>

### 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) entwickelt. Die Bewertung erfolgt über ausgewählte Bewertungsparameter (Metrics).


Die Qualitätskomponente ‚Fischfauna‘ ist in die zweite Phase der Interkalibrierung einbezogen worden. Ein Ergebnis der Interkalibrierung wird für Ende 2012 erwartet.

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

---

<sup>19</sup> Ein 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> .



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 verschiedenen 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. Er gilt inzwischen als in Deutschland ausgestorben und die Wiederansiedlung erscheint unwahrscheinlich (LAVES 2009).


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](http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/FischBewertungT1.pdf))

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

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.

# F.Küstengewässer<sup>20</sup>

## 1 Phytoplankton in Küstengewässern<sup>21</sup>

### 1.1 Gesamtbewertung

Die Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton gemäß WRRL erfolgt in den Nordsee-Küstengewässern unter Berücksichtigung der Parameter Chlorophyll a (90% Perzentile der Monate März bis September) sowie der Blütenfrequenz von *Phaeocystis* sp. (nicht in allen Wasserkörpern). 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. Die anhand des Parameters *Phaeocystis* erzielte Bewertung fließt nur in die Gesamtbewertung mit ein (Mittelwert), sofern sie schlechter als das jeweilige Chlorophyll a-Bewertungsergebnis ist – sie kann das Gesamtergebnis also nur abwerten.

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)<sup>22</sup> 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 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. Die endgültige Entscheidung der Kommission über das Ergebnis der Interkalibrierung wird für Ende 2012 erwartet.

---

<sup>20</sup> Eine ausführliche Beschreibung des in den Küsten- und Übergangsgewässern durchgeführten nationalen Monitorings findet sich im Monitoringhandbuch des Bund/Länder-Messprogramms im Kennblatt der entsprechenden Qualitätskomponente unter <http://www.blmp-online.de/Seiten/Monitoringhandbuch.htm> .

<sup>21</sup> 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> .

<sup>22</sup> SAGERT, S., SELIG, U., SCHUBERT, H., 2008: Phytoplanktonindikatoren zur ökologischen Klassifizierung der deutschen Küstengewässer der Ostsee. Rost. Meeresbiol. Beiträge: Heft 20, 45-69.



## 2 Andere aquatische Flora in Küstengewässern (Makrophyten – Angiospermen und Makroalgen)<sup>23</sup>

### 2.1 Gesamtbewertung

Die Bewertung in den inneren Ostseegewässern (B1 und B2) erfolgt nach Selig et al. (2006, ELBO-Verfahren) 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) 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.

Im Bereich des Wattenmeeres der Nordsee, in dem Makrophyten relevant sind (N2, und N4), stellen die Verbreitung von eulitoral *Zostera*-Wiesen und das Vorkommen eutrophierungszeigender Grünalgenmatten Hauptbewertungsparameter dar (Dolch et al. 2009, Kolbe 2007). Im Übergangsbereich zwischen Land und Meer gehen die Brack- und Salzwiesen als weitere Teilkomponente mit den Parametern Vorlandfläche und Vegetationszonierung in die Bewertung der aquatischen Flora ein (Arens 2006).

Die Qualitätsteilkomponente ‚Seegras‘ im Küstengewässer ist in die zweite Phase der Interkalibrierung einbezogen worden; ein Ergebnis wird Ende 2012 vorliegen.

Die Qualitätsteilkomponente ‚Salzwiesen‘ im Küstengewässer war in den Interkalibrierungsprozess der Mitgliedstaaten der zweiten Phase eingebunden, die Interkalibrierung konnte aber nicht abgeschlossen werden.

Die Qualitätsteilkomponente ‚opportunistische Makroalgen‘ (bislang i.d.R. Grünalgenmatten) im Küstengewässer ist in die zweite Phase der Interkalibrierung einbezogen worden; ein Ergebnis wird Ende 2012 vorliegen.

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

---

<sup>23</sup> Ein 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> .

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 deshalb 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


#### **2.2.2.1 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?**

- Flächenhafte Ausdehnung im Eulitoral (Wattenmeer)
- Artenzusammensetzung (*Z. marina*, *Z. noltii*) im Eulitoral (Wattenmeer)
- Zustand von *Zostera*-Wiesen: Bedeckungsgrad (Dichte) (Wattenmeer Nordsee, äußere Ostsee) und 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 im vergangenen Jahrhundert quantitativ unbedeutend, bis sie erstmals gegen Ende der 1980er Jahre in großflächigen Matten auftraten. Dies war eine zuvor nie beobachtete Massenentwicklung. Opportunistische Makroalgen (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



erreichte das Grünalgenaufkommen in den meisten Jahren ein relativ hohes Niveau, so dass erneute Massenvorkommen weiterhin möglich erscheinen. 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) denen 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,
- verstärkte mechanische Belastung
- Trübung
- Einschleppung fremder Arten

### **2.3.3 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?**

- Flächenhafte Ausdehnung und Bedeckung im Eulitoral (Wattenmeer Nordsee)
- Grad der Vermischung mit und des Befalls von *Zostera* Wiesen (Ostsee)
- Vergleich von heutigen unteren Verbreitungsgrenzen mit pristinen (v.a. *Fucus vesiculosus* und Rotalgen-Phytal: Ostsee; *Laminaria* spp.: Helgoland Nordsee).
- Arten-Zahlen 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 (äußere 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 Salzwiesen**

### **2.4.1 Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft**

Salzwiesen 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 unserer Küste entlang zog. 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 Schadstoffsенке und tragen zur Reduzierung der Frachten bei. Gleichzeitig findet in den Salzwiesen aber auch ein Nährstoffumsatz statt. Salzwiesen tragen somit auch zum Stoffumsatz bei. Gelöste Substanzen können somit auch wieder ausgewaschen werden. Grundsätzlich wirken Salzwiesen als Nährstoffsенке.

### **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.

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.

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.

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

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.

Selig U, Schories D, Schubert H 2006: Bericht zum Forschungsvorhaben "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 B: Innere Küstengewässer Schleswig-Holsteins, 107 Seiten.

## 3 Benthische Wirbellose Fauna<sup>24</sup>

### 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) 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 in die zweite Phase der Interkalibrierung einbezogen. Mit einem Ergebnis wird Ende 2012 gerechnet.

In der Nordsee wird der M-Ambi (Multimetric AZTI Marine Biotic Index, Muzika 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. Dieser Bewertungsansatz wurde für den Gewässertypen NEA 1/26 und NEA 3/4 bereits in der ersten Phase der Interkalibrierung erfolgreich interkalibriert.

Für die besonderen Verhältnisse im Wasserkörper der Hochseeinsel Helgoland 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 den Gewässertyp NEA 5 wurde nicht in die Interkalibrierung einbezogen, da es keinen vergleichbaren Gewässertyp gibt.

### 3.2 Benthische Wirbellosen Fauna 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 nehmen 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 Verzehrter von einzelnen Planktonalgen, Bodenalgen und Detritus hochproduktive Primärkonsumenten, die wiederum als Nahrung für höhere Trophieebenen (wie z. B. Fische und Seehunde) dienen (nach Michaelis & Reise, 1994).

#### 3.2.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

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

---

<sup>24</sup> 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 eulitoralen Sandwatten und des Sublitorals bis zur 1-Meilen-Zone der Deutschen Bucht ist das M-Ambi-Verfahren nach Anpassung der Artenliste 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 zur südlichen Mecklenburger Bucht auf 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 Polychaeten dominierten Wiederbesiedlungsgemeinschaften und 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),
- Klimaänderung,
- Einschleppung fremder Arten

### 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).

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

## 3.4 Literatur

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 Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein: 1-182.

GOSSELCK, F.; BÖNSCH, R.; BROSDA, K.; HÜBNER, J.; MEIßNER, K. & SORDYL, H., 2004: Entwicklung leitbildorientierter Bewertungsgrundlagen und Managementinstrumente für ausgewählte innere und äußere Küstengewässer der Ostsee – Bewertung Makrozoobenthos. – Forschungsbericht BMBF-Projekt Förderkennzeichen 0330027, 148 S.

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

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



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

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 Grundsätzliche Anforderungen an die Qualitätssicherung biologischer Daten**

Die Qualitätssicherung<sup>25</sup> ist in vielen Bereichen ein fest etabliertes Kontrollelement wirtschaftlichen und wissenschaftlichen Handelns. Eine grundlegende Voraussetzung für die systematische und umfassende Beschreibung des Zustands der Fließgewässer und Seen sowie der Küsten- und Übergangsgewässer, für die Bewertung anthropogener Einflüsse und die Überprüfung des Erfolgs von Maßnahmen zur Erreichung und Erhaltung eines „guten ökologischen Zustands“ ist die Richtigkeit und Vergleichbarkeit der erhobenen Daten.

Die Qualitätssicherung biologischer Daten steht im Unterschied zur Chemie, die bereits auf eine relativ lange Tradition zurückgreifen kann, noch weitgehend am Anfang. Erste Bemühungen Qualitätssicherungsmaßnahmen auch auf biologischem Gebiet durchzuführen, erfolgten international in den achtziger Jahren im Baltischen Raum. Inzwischen konnten national durch die Qualitätssicherungsstelle des Bund/Länder-Messprogramms Nord- und Ostsee (BLMP) am Umweltbundesamt bereits Erfahrungen gesammelt und zahlreiche Qualitätssicherungsmaßnahmen umgesetzt werden.

Voraussetzung bzw. Ausgangspunkt zur Einführung eines einheitlichen Systems zur Qualitätssicherung ist die Standardisierung und Normung der verwendeten Untersuchungsverfahren. Wo bereits entsprechende Normen existieren, sind diese anzuwenden. Eine Zusammenstellung vorhandener bzw. in Entwicklung befindlicher biologischer Standarduntersuchungsverfahren ist der Anlage zu entnehmen.

Die Grundlagen für die Einrichtung eines Qualitätssicherungssystems<sup>26</sup> sind in der DIN EN ISO 17025 festgeschrieben.

Im Rahmen eines Qualitätssicherungssystems müssen folgende Bereiche parallel entwickelt werden:

1. die interne Qualitätssicherung innerhalb der Laboratorien und
2. die externe Qualitätssicherung zwischen den Laboratorien auf nationaler und internationaler Ebene

Zu den **internen Qualitätssicherungsmaßnahmen** gehören eine Reihe von Maßnahmen die laborintern von jedem Labor durchgeführt werden müssen, so wie es auch im Rahmen der Akkreditierung von Laboratorien gefordert wird:

- Erarbeitung eines Qualitätsmanagement-Handbuches
- Dokumentation der eingesetzten Untersuchungsverfahren von der Probenahme über die einzelnen Untersuchungsschritte bis hin zum Endergebnis (einschließlich Datenhaltung und Archivierung des Untersuchungsmaterials)

---

<sup>25</sup> Qualitätssicherung hier synonym zum Qualitätsmanagement. Laut Definition ist die Qualitätssicherung lediglich ein Bestandteil eines Qualitätsmanagementsystems nach z.B. DIN EN ISO/IEC 17025

<sup>26</sup> Qualitätssicherung hier synonym zum Qualitätsmanagement. Laut Definition ist die Qualitätssicherung lediglich ein Bestandteil eines Qualitätsmanagementsystems nach z.B. DIN EN ISO/IEC 17025

- Validierung/Verifizierung der eingesetzten Untersuchungsmethoden zur Ermittlung der Verfahrenskenndaten (z.B. Ermittlung der Messunsicherheit bei der Biovolumenbestimmung)
- Einsatz von (möglichst) zertifizierten Referenzmaterialien (soweit vorhanden)
- Anlage von Vergleichs- und Belegsammlungen
- Führung von Kontrollkarten – soweit möglich
- Qualifikation und regelmäßige Schulung des Personals bezüglich sämtlicher Verfahrensschritte

Zu den **externen Qualitätssicherungsmaßnahmen** gehören:

- die regelmäßige Durchführung und Teilnahme an nationalen und internationalen Laborvergleichen, Ringversuchen, Schulungen und Workshops
- stichprobenartige Überprüfung der Feld-, Labor- und Bestimmungsergebnisse beispielsweise durch Doppelbeprobungen und / oder Nachbestimmung der Belegsammlung eines Auftrages
- bei Fremdvergabe stichprobenartige Teilnahme bei der Probenahme

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

### **2.1 Makrozoobenthos**

- EN 27828: Water quality – Methods of biological sampling – Guidance on handnet sampling of aquatic benthic macroinvertebrates (1994)
- EN 28265: Water quality – Methods of biological sampling – Guidance on the design and use of quantitative samplers for benthic macroinvertebrates on stony substrata in shallow freshwaters (1994)
- EN ISO 9391: Water quality – Sampling in deep waters for macroinvertebrates – Guidance on the use of colonization, qualitative and quantitative samples (1995)
- z. Z. in Erarbeitung CEN/WG2/TG1N72 Water quality – Guidance standard for surveying of benthic macroinvertebrates in lentic waters
- Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM, Annex C-8: <http://www.helcom.fi/Monas/CombineManual2/CombineHome.htm>
- OSPAR: JAMP Eutrophication Monitoring Guidelines: Benthos
- für D z.Z. „Standardmethode“ in Erarbeitung im Rahmen von LAWA-Projekten (Praxistests)

### **2.2 Makrophyten/Phytobenthos**

z. Z. in Erarbeitung:

- CEN 230165 Water quality – Guidance on data collation, interpretation and classification of running waters based on aquatic macrophytes

- CEN 230166 Water quality – Guidance on quality assurance aspects of the sampling and analysis of benthic diatoms
- CEN 230175 Water quality – Guidance on the routine sampling of benthic algae in fast flowing, shallow waters
- prEN 13946 Water quality – Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers for water quality assessment
- prEN 14184 Water quality – Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running water
- prEN 14184 Water quality – Guidance standard on quality assurance aspects of aquatic macrophytes surveying and analysis in running waters
- Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM, Annex C-9: <http://www.helcom.fi/Monas/CombineManual2/CombineHome.htm>
- OSPAR: JAMP Eutrophication Monitoring Guidelines: Benthos

### **2.3 *Phytoplankton***

- Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM, Annex C-6: <http://www.helcom.fi/Monas/CombineManual2/CombineHome.htm>
- OSPAR: JAMP Eutrophication Monitoring Guidelines: Phytoplankton Species Composition
- OSPAR: JAMP Eutrophication Monitoring Guidelines: Chlorophyll a in Water

### **2.4 *Fischfauna***

- CEN 230171 Water quality – Guidance on the scope and selection of fish sampling methods
- CEN 230172 Water quality – Sampling of fish with multi-mesh gillnets
- EN 14011 Water quality – Sampling of fish with electricity
- Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM, Annex C-10: <http://www.helcom.fi/Monas/CombineManual2/CombineHome.htm>

## **2.5 *Standardisierung der Probenaufbereitung***

### **2.5.1 Makrozoobenthos**

- EN ISO 5667-3: Water quality – Sampling guidance on the preservation and handling of samples (1995)
- Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM, Annex C-8: <http://www.helcom.fi/Monas/CombineManual2/CombineHome.htm>
- OSPAR: JAMP Eutrophication Monitoring Guidelines: Benthos

## 2.5.2 Makrophyten/Phytobenthos

z.Z. in Erarbeitung:

- prEN 13946 Water quality – Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers for water quality assessment
- prEN 14184 Water quality – Guidance standard on quality assurance aspects of aquatic macrophytes surveying and analysis in running waters
- Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM, Annex C-9: <http://www.helcom.fi/Monas/CombineManual2/CombineHome.htm>
- OSPAR: JAMP Eutrophication Monitoring Guidelines: Benthos

## 2.5.3 Phytoplankton

z.Z. in Erarbeitung:

- CEN/WG2/TG3N53 Water quality – Guidance standard for routine microscopic surveys of phytoplankton abundance and composition using inverted microscopy (utermöhl technique)
- Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM, Annex C-6: <http://www.helcom.fi/Monas/CombineManual2/CombineHome.htm>
- OSPAR: JAMP Eutrophication Monitoring Guidelines: Phytoplankton Species Composition
- OSPAR: JAMP Eutrophication Monitoring Guidelines: Chlorophyll a in Water

## 2.5.4 Fischfauna

- Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM, Annex C-10: <http://www.helcom.fi/Monas/CombineManual2/CombineHome.htm>