



LAWA-AO

RaKon Monitoring Teil B

ENTWURF

Arbeitspapier III

Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten

Entwurf 2.1, Stand 22.11.2006

A. Inhaltsverzeichnis

2	A.	Inhaltsverzeichnis	1
3	B.	Allgemeine Vorbemerkungen.....	1
4	1	Einführung	1
5	2	Vorbemerkung zur biologischen Bewertung.....	2
6	C.	Fließgewässer	1
7	1	Makrozoobenthos in Fließgewässern.....	1
8	1.1	Probenahme	1
9	1.1.1	Typologie und Probenahmezeitpunkt.....	1
10	1.1.2	Auswahl der Probestelle.....	1
11	1.1.3	Beprobung.....	2
12	1.1.3.1	Probenahme in durchwatbaren und teilweise durchwatbaren Gewässern.....	2
13	1.1.3.2	Probenahme in nicht durchwatbaren und/oder dauertrüben Gewässern.....	2
14	1.1.3.3	Probenahme in Fließgewässern der Typen 10 und 20	2
15	1.1.4	Aufbereitung der Proben	3
16	1.1.4.1	Probenbehandlung im Labor	3
17	1.1.4.2	Probenbehandlung im Freiland.....	3
18	1.2	Bestimmung	4
19	1.3	Bewertung.....	5
20	1.3.1.1	Modul „Saprobie“.....	5
21	1.3.1.2	Modul „Allgemeine Degradation“.....	5
22	1.3.1.3	Modul „Versauerung“.....	6
23	1.3.1.4	Verrechnung der Module.....	6
24	1.3.1.5	Bewertungssoftware	8
25	1.4	Literatur.....	9
26	1.5	Anhang	10
27	1.5.1	Modul Saprobie	10
28	1.5.1.1	Grundzustände und Klassengrenzen des typspezifischen Saprobienindex	
29	(Modul „Saprobie“)	10
30	1.5.2	Modul Allgemeine Degradation.....	12

31	1.5.2.1	Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 1-4 (Bäche und Flüsse der Alpen und des Alpenvorlandes).....	12
32			
33	1.5.2.2	Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 5-7 sowie des regionalen Untertyps 6_K (Mittelgebirgsbäche)	13
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 und 21 (Ökoregion unabhängige Typen) und 23 (Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse).....	14
36			
37			
38	1.5.2.4	Core Metrics und Ankerpunkte der Typen 14-18 (Bäche und Flüsse im Tiefland) sowie 11 und 12 (Organisch geprägte Bäche und Flüsse)	16
39			
40	2	Makrophyten / Phytobenthos in Fließgewässern.....	17
41	2.1	Probenahme	18
42	2.1.1	Probenahmezeitpunkt.....	18
43	2.1.2	Probenahmestellen	18
44	2.1.3	Beprobung.....	18
45	2.2	Bestimmung.....	19
46	2.3	Bewertung.....	19
47	2.3.1.1	Makrophyten.....	19
48	2.3.1.2	Phytobenthos Diatomeen.....	20
49	2.3.1.3	Phytobenthos ohne Diatomeen	20
50	2.3.1.4	Gesamtbewertung	20
51	2.4	Literatur.....	21
52	2.5	Anhang	22
53	2.5.1.1	Klassengrenzen der typspezifischen Bewertung des ökologischen Zustandes Makrophyten & Phytobenthos unterteilt nach den biozönotischen Ausprägungen der Teilmodule Makrophyten, Phytobenthosdiatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen. ..	22
54			
55			
56	3	Phytoplankton in Fließgewässern	24
57	3.1	Probenahme	25
58	3.1.1	Probenahmezeitpunkt.....	25
59	3.1.1.1	Auswahl der Probenahmestelle	25
60	3.1.1.2	Beprobung	25
61	3.1.1.3	Aufbereitung der Proben im Labor.....	25
62	3.1.1.3.1	Chemisch-physikalische Qualitätskomponenten.....	25
63	3.1.1.3.2	Phytoplankton.....	26

64	3.2	Bewertung.....	27
65	3.2.1	Bewertung nach dem Gesamtindex.....	28
66	3.2.2	Auswertungssoftware.....	30
67	3.3	Literatur.....	31
68	4	Fischfauna in Fließgewässern	32
69	4.1	Probennahme	33
70	4.1.1	Probennahmezeitpunkt.....	33
71	4.1.2	Auswahl der Probestrecke und Befischungsaufwand.....	33
72	4.1.3	Beprobung.....	34
73	4.1.4	Rechtliche Voraussetzungen, erforderliche Genehmigungen	34
74	4.1.5	Aufbereitung der Proben.....	35
75	4.2	Bewertung.....	36
76	4.3	Literatur.....	37
77	D.	Seen.....	1
78	1	Makrozoobenthos in Seen	1
79	1.1	Probenahme	1
80	1.1.1	Probenahmezeitpunkt.....	1
81	1.1.2	Auswahl der Messstrecke.....	1
82	1.1.3	Beprobung.....	2
83	1.1.4	Aufbereitung der Proben.....	2
84	1.2	Bewertung.....	4
85	2	Makrophyten & Phytobenthos in Seen	5
86	2.1	Probenahme	6
87	2.1.1	Probenahmezeitpunkt.....	6
88	2.1.2	Probenahmestellen	6
89	2.1.3	Beprobung.....	6
90	2.2	Auswertung und Bewertung	8
91	2.3	Literatur:.....	10
92	3	Phytoplankton in Seen.....	11
93	3.1	Probenahme	12
94	3.1.1	Probenahmezeitpunkt und -frequenz.....	12
95	3.1.2	Auswahl der Probestelle.....	12

96	3.1.3	Beprobung.....	12
97	3.1.4	Aufbereitung der Proben.....	13
98	3.2	Bewertung.....	14
99	3.2.1	Bewertung nach dem Metrik „Gesamtbiolumen“	14
100	3.2.2	Bewertung nach dem „Algenklassen(AK)-Metrik“	15
101	3.2.3	Bewertung nach dem Metrik Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI)	15
102	3.2.4	Bewertung nach dem Metrik „Profundal diatomeen“	15
103	3.2.5	Verschneidung der Metriks	16
104	4	Fischfauna in Seen.....	17
105	E.	Übergangsgewässer.....	1
106	F.	Küstengewässer.....	1
107	1	Phytoplankton in Küstengewässer	1
108	1.1	Gesamtbewertung.....	1
109	2	Andere aquatische Flora in Küstengewässern	2
110	2.1	Gesamtbewertung.....	2
111	2.2	Zostera.....	2
112	2.2.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	2
113	2.2.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	3
114	2.2.2.1	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?	3
115	2.3	Makroalgen	4
116	2.3.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	4
117	2.3.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	4
118	2.3.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?	4
119	2.4	Salzwiesen.....	5
120	2.4.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	5
121	2.4.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	5
122	2.4.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?	5
123	3	Benthische Wirbellose Fauna	6
124	3.1	Gesamtbewertung.....	6
125	3.2	Miesmuschelbänke mit Begleitfauna	6
126	3.2.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	6

127	3.2.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	6
128	3.2.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	6
129	3.3	Wattflächen (Eulitoral) und Sublitoral	7
130	3.3.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	7
131	3.3.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	7
132	3.3.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	7
133	3.4	Benthos Ostsee (Sublitoral)	8
134	3.4.1	Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft.....	8
135	3.4.2	Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?.....	8
136	3.4.3	Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?.....	8
137	G.	Qualitätssicherung biologischer Daten	1
138	1	Grundsätzliche Anforderungen an die Qualitätssicherung biologischer Daten	1
139	2	Überblick über bereits vorliegende oder in der Entwicklung befindliche	
140		Standardverfahren biologischer Untersuchungen	3
141	2.1	Makrozoobenthos.....	3
142	2.2	Makrophyten/Phytobenthos.....	3
143	2.3	Phytoplankton	4
144	2.4	Fischfauna	4
145	2.5	Standardisierung der Probenaufbereitung.....	4
146	2.5.1	Makrozoobenthos.....	4
147	2.5.2	Makrophyten/Phytobenthos	4
148	2.5.3	Phytoplankton	5
149	2.5.4	Fischfauna	5
150	3	Einheitliche Taxalisten mit dazu gehöriger Bestimmungsliteratur	6
151	3.1	Makrozoobenthos.....	6
152	3.2	Makrophyten/Phytobenthos.....	6
153	3.3	Phytoplankton	6
154	3.4	Fischfauna	6
155			
156			
157			
158			
159			

B. Allgemeine Vorbemerkungen

1 Einführung

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

- Makrozoobenthos
- Makrophyten / Phytobenthos
- Phytoplankton
- Fischfauna
- Angiospermien (nur Küsten- und Übergangsgewässer)

Bisher wurde deutschlandweit nur die Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ systematisch in den Fließgewässern untersucht und anhand des Saprobienindex bewertet. Desgleichen gilt für die Untersuchung der Trophie von Seen. [Übergangsgewässer / Küstengewässer].

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 der 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 (September 2006) noch nicht abgeschlossen. Zum Teil sind noch grundlegende Entwicklungsarbeiten notwendig, zum Teil werden durch die intensive Anwendung der Verfahren in den Bundesländern in den Jahren 2006 – 2007 weitere Erkenntnisse erwartet, die noch in die Verfahren einzuarbeiten sind. Dies wird insoweit möglich sein, als der Interkalibrierungsprozess auf europäischer Ebene dieses zulässt und soweit es um Anpassungen des Bewertungs-Algorithmus geht. Die Probenahmeverfahren sind weitgehend fixiert, sodass für den Entwurf des ersten Bewirtschaftungsplans nach EU-WRRL Ende 2008 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 Rechenformeln 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.

2 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 empfiehlt bereits, 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 die Untersuchende / den Untersuchenden und seinen 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. (verfügbar unter <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>)¹.

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 (EZG 10-100 km²) von Februar bis April und Flüsse (EZG 100-10.000 km²) von Mai bis Juli zu beproben. Probenahmen in den Bächen und Flüssen der (Vor-) Alpen sind bevorzugt von Februar bis April durchzuführen. Wenn von diesen optimalen Probenahmezeitpunkten abgewichen wird, kann mit einer Verschlechterung des Bewertungsergebnisses gerechnet werden. Von einer Probennahme 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 (Einzugsgebiet (EZG) 10 - 100 km²) und 50 - 100 m in Flüssen (EZG > 100 - 10.000 km²) betragen, kann jedoch, falls aus Gründen der Repräsentativität notwendig, um bis zu 50 % verlängert werden. Da sich die Wasserkörper der großen Flüsse und Ströme (Typen 10 und 20) z. T. über 50 und mehr Flusskilometer erstrecken, können die Teilproben mehrere Kilometer auseinander liegen (s.a. Kap. 1.1.3.3).

¹ Das Bewertungsverfahren für das Makrozoobenthos umfasst alle Fließgewässertypen mit Ausnahme von Typ 22 (Marschengewässer) und wird für das Monitoring 2006 und 2007 eingesetzt. In 2007 wird – basierend auf neuen Daten – durch die Fließgewässerexperten der Bundesländer eine Überprüfung empfohlen.

1.1.3 Beprobung

1.1.3.1 Probenahme in durchwatbaren und teilweise durchwatbaren Gewässern

Bei der Probenahme werden die Substrate proportional zu ihrem Vorkommen an der Probestelle beprobt (Multi-Habitat-Sampling). Grundlage hierfür ist eine Abschätzung des Deckungsgrades der Substrate in 5 %-Stufen. Basierend auf der Abschätzung des Deckungsgrades wird die Zahl der Teilproben für die einzelnen Substrattypen bestimmt. Auf jeweils 5 % Deckungsgrad eines Substrattyps entfällt eine Teilprobe; daraus resultieren 20 Teilproben. Falls vorhanden, werden Substrattypen mit einem Flächenanteil < 5 % für die Beprobung des Gewässers im Rahmen einer 21. Teilprobe berücksichtigt.

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

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

1.1.3.2 Probenahme in nicht durchwatbaren und/oder dauertrüben Gewässern²

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 20³

Hinsichtlich ihrer Größe sowie historisch-biozönotischer, hydrologischer und geomorphologischer Parameter unterscheiden sich große Flüsse so maßgeblich von kleinen und kleinsten Fließgewässern, dass sowohl für die Probenahme, als auch für deren ökologische Auswertung ein eigenständiges Verfahren notwendig ist. Zur Bewertung eines Wasserkörpers werden mindestens 8 quantitative, möglichst homogene Teilproben mit gleicher Technik entnommen. Die Probefläche soll einheitlich stets 0,125 m² (~1/8m²) betragen. Die acht Teilproben entsprechen einer Multi-Habitat-Probe des Verfahrens für kleine Fließgewässer. Die Standorte der Teilproben sollen die ökologischen Verhältnisse

² Soweit erforderlich werden für spezielle Gewässersituationen, insbesondere im Tiefland, noch Modifikationen zur Erfassungsmethode ergänzt, da in 2006 in mehreren Bundesländern neue Erfahrungen hinzukommen.

³ Typ 10: Kiesgeprägte Ströme

Typ 20: Sandgeprägte Ströme



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 wird das zu bearbeitende Probenvolumen reduziert. 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 ($> 2\text{ mm}$) wird zur weiteren Bearbeitung bereitgestellt, die Feinfraktion ($< 2\text{ mm}$) kann verworfen werden.

1.1.4.2 Probenbehandlung im Freiland

Bei der Lebendsortierung im Freiland wird die Probe auf eine oder mehrere Weißschalen verteilt. Die Gesamtprobe kann durch eine Unterprobenahme auf ein für die Lebendsortierung angemessenes Maß an Probenmaterial und Individuen reduziert werden. Die Individuenzahlen der einzeln erkennbaren Taxa werden mit Hilfe einer abgestuften Abundanzskala in 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 Lebendsortierung“ angegebenen Mindestindividuenzahlen zur Bestimmung ins Labor mitgenommen. Aufbereitung der Proben der Typen 10 und 20.

1.1.4.3 Aufbereitung der Proben der Typen 10 und 20

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



1.2 Bestimmung

Die Bestimmung der Organismen erfolgt nach den festgelegten Kriterien der Operationellen Taxaliste (Haase et al. 2006). 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:

1.3.1.1 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).

1.3.1.2 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.
- 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.

Die Tabellen B-IV-2 bis 5 im Anhang 1.4 geben die Core Metrics und Ankerpunkte wieder, die zur Bewertung der einzelnen Fließgewässertypen herangezogen werden⁴.

1.3.1.3 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 nicht natürlicherweise 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.).

1.3.1.4 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.

⁴ Das Modul „Allgemeine Degradation“ (Core Metrics und Ankerpunkte) für die (Unter)Typen 6_K, 9.1_K, 15_groß, 19, 21_Nord und 21_Süd sowie 23 ist noch als vorläufig anzusehen. Hier ist in 2006 eine Überarbeitung des Multimetrischen Index geplant, die sich im Wesentlichen auf die Entwicklung (Typen 6_K, 9.1_K, 19) bzw. Weiterentwicklung (Typ 15_groß) des typspezifischen Fauna-Index bezieht. Für den Typ 22 (Marschengewässer) sowie die voraussichtlichen Untertypen wird durch die betreffenden Bundesländer sowohl an der Erfassungsmethode als auch am Bewertungsverfahren noch gearbeitet.

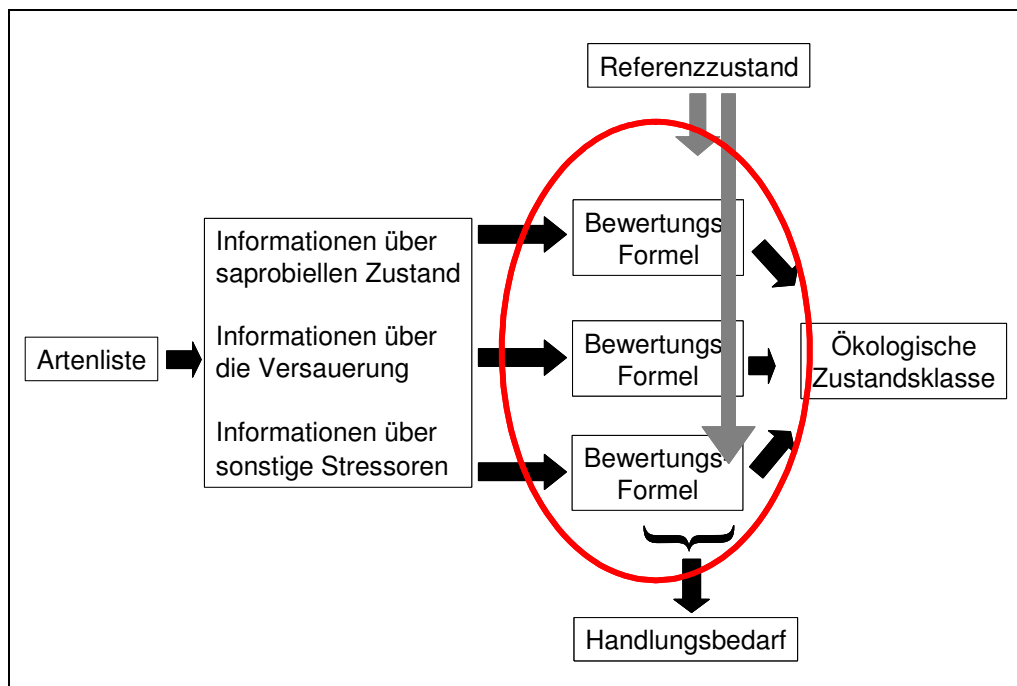


Abb. 1: Schematische Ablauf der stressorenbezogenen Bewertung von Fließgewässern mittels Makrozoobenthos

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“ und „Allgemeine Degradation“ unabhängige Bewertungsergebnisse liefern. Im Fall einer „mäßigen“, „unbefriedigenden“ oder „schlechten“ saprobiellen Qualitätsklasse kann die Saprobie das Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ stark beeinflussen und zu unplausiblen Ergebnissen führen; in begründeten Fällen ist daher eine Korrektur des Moduls „Allgemeine Degradation“ auf Grund von Zusatzkriterien möglich. Die Gesamtbewertung wird daran anschließend durch das Modul mit der schlechtesten Qualitätsklasse bestimmt.⁵

Das Modul „Versauerung“ liefert von der Saprobie unabhängige Ergebnisse und geht daher immer nach dem Prinzip des „worst case“ in die Gesamtbewertung ein.

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

⁵ 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.

1.3.1.5 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 (2006a): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. www.fliessgewaesserbewertung.de [Stand Mai 2006].
- Haase, P., Sundermann, A. & Schindehütte, K (2006b): Informationstext zur Operationellen Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. www.fliessgewaesserbewertung.de [Stand Mai 2006].
- 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 April 2006].
- 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	Grund- zustand	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

Typ	Grund- zustand	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
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	# Trichoptera	o					≥ 10
		u					≤ 2
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 und 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		≥ 0,60		
		u	≤ -0,50	≤ -0,60	≤ -0,60		≤ -0,60		
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				≥ 12	≥ 6		
		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	



Metric-Typ	Metric-Name	AP	9	9.1	9.2	9.1_K	19	21	23
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 und 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	≥ 10	≥ 12	≥ 10	≥ 9	≥ 7
		u	≤ 2	0	0	≤ 2	0	≤ 2	0	0
F	Litoral-Besiedler [%] (Ind.)*	o	≤ 2,0	≤ 4,0	≤ 10,0	≤ 2,0	≤ 4,0	≤ 2,0		
		u	≥ 28,0	≥ 25,0	≥ 35,0	≥ 20,0	≥ 30,0	≥ 28,0		
F	Pelal-Besiedler [%] (Ind.)*	o		≤ 4,0		≤ 1,0				
		u		≥ 25,0		≥ 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 c, Schaumburg et al. 2005). Dieses erlaubt die typspezifische Bewertung nach WRRL und stützt sich auf die drei Teilmodule Makrophyten, benthische Diatomeen und sonstige benthische Algen. 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 Teilmodule an einem Gewässerabschnitt ausfallen, was in der Praxis sehr häufig vorkommt. Allein schon aus diesem Grund werden alle drei Teilmodule benötigt. Das Verfahren ist für natürliche Fließgewässer entwickelt. Für künstliche und stark veränderte Gewässer ist ggf. eine Modifikation erforderlich, die noch zu erarbeiten ist.

Die genaue Handlungsanweisung für das Bewertungsverfahren der Gewässervegetation⁶ in der jeweils aktuellen Fassung findet sich auf der Homepage des Bayerischen Landesamtes für Umwelt – ehemalige Seiten des Landesamtes für Wasserwirtschaft - (<http://www.bayern.de/lfw/projekte/welcome.htm>).

⁶ Das Bewertungsverfahren für die Gewässervegetation wird für das Monitoring 2006 und 2007 eingesetzt. In 2007 wird – basierend auf neuen Daten und Auswertungen der Bundesländer - eine Überprüfung empfohlen.

2.1 Probenahme

2.1.1 Probenahmezeitpunkt

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

2.1.2 Probenahmestellen

Zur Untersuchung der benthischen Flora werden repräsentative Gewässerabschnitte von mindestens 100 m Länge ausgewählt. Die Probenahmestellen für die benthischen Diatomeen sind innerhalb dieses Abschnittes zu wählen. Beprobte wird in kleineren Gewässern möglichst die gesamte durchwatbare Gewässersohle, in größeren Gewässern nur die erreichbaren Randbereiche ergänzt durch Proben, die mit einem Rechen genommen werden. Einzelheiten sind in der Handlungsanleitung zum Verfahren beschrieben (Schaumburg et al. 2004c, 2006).

2.1.3 Beprobung

Die Makrophyten sind so weit möglich vor Ort zu kartieren und die Häufigkeiten zu schätzen. Die halbquantitative Abschätzung der einzelnen Makrophytenarten erfolgt mittels einer fünfstufigen Skala nach KOHLER (1978) (Abundanzklassen von 1 bis 5). Makrophyten, die nicht vor Ort identifiziert werden können, werden mit Spezialliteratur im Labor bis auf Artniveau (nach-) bestimmt.

Für die benthische Diatomeenprobe werden 5 Parallelproben des Diatomeenaufwuchses auf gewässertypischen Substraten 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 und ist detailliert in der Handlungsanleitung zum Verfahren beschrieben (Schaumburg et al. 2004c, 2006).

Die sonstige benthische Algen werden ähnlich wie die Makrophyten untersucht. Alle mit makroskopisch sichtbarem Aufwuchs bewachsenen Substrate werden beprobt. Die Häufigkeitsschätzung ist ähnlich, wie bei den Makrophyten. Sie gliedert sich allerdings in zwei Schritte für die makroskopischen Algen und die mikroskopisch massenhaften Arten (die dadurch auch makroskopisch sichtbar sind).

2.2 Bestimmung

Zusammenfassende, anwenderfreundliche Bestimmungshandbücher, die auf das Bewertungsverfahren abgestimmt sind, sind für eine effiziente Bearbeitung notwendig. Für die benthischen Diatomeen wird in 2006 mit der Erarbeitung eines Bestimmungsschlüssels begonnen. Entsprechende Projekte für Makrophyten und die sonstigen benthischen Algen stehen noch aus.

2.3 Bewertung

Prinzipiell sind die Bewertungsmodule für die drei Teilkomponenten gleich aufgebaut. Es erfolgt eine Bewertung im Vergleich zu einer weitgehend naturnahen Vegetation des entsprechenden Gewässertyps an Hand von Indikatorwerten von Pflanzenarten. Für die Makrophyten werden die Arten typspezifisch in 3 Indikator-Artengruppen eingeteilt (Referenz, indifferent/tolerant, Störzeiger), bei den sonstigen benthischen Algen werden 4 Artengruppen (typspezifische Referenzarten bzw. Degradationszeiger) unterschieden. Bei den Diatomeen wird lediglich eine Gruppe von Referenzarten angegeben. Außerdem sind Indikatorarten mit zugewiesenem Trophiewert bzw. in einem Typ Saprobiewert nach Rott et al (1999, 1997) ausgewiesen. Als Zusatzkriterien dienen der Anteil der Versauerungszeiger sowie der Halobienindex nach Ziemann et al. (1999)

Für jedes Modul sind Abschneidekriterien definiert, die eine unsichere Einstufung verhindern sollen. Je nach Modul werden typspezifisch zusätzlich Indices berechnet (Tabelle B IV-6).

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

Makrophyten	Phytobenthos ohne Diatomeen	Phytobenthos Diatomeen
Referenzindex auf Basis von Indikator-Artengruppen bestandsbildende Arten Taxazahl Eveness Makrophytenverödung	Referenzindex auf Basis von Indikator-Artengruppen Taxazahl	Referenzartensumme Trophie-Index Saprobien-Index (nur 1 Typ) Halobienindex (Versalzung) Säurezustand


2.3.1.1 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 und Störzeiger). Degradationszeiger mit hohen Prozentanteilen (=bestandsbildende Arten) bewirken eine Erniedrigung des Indexwertes. 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 die schlechteste ökologische Zustandsklasse 5 vergeben, wobei das Ergebnis als nicht gesichert gilt und nicht in die Gesamtbewertung eingeht.

2.3.1.2 Phytobenthos Diatomeen

Die Bewertung der Diatomeen erfolgt in folgenden Schritten:

- Berechnung der Referenzartensumme und Berechnung des Trophie-Index nach Rott et al. (in einem Typ stattdessen der Saprobienindex)
- Arithmetische Mittelwertbildung der beiden Indizes.

Überschreitet der Artenanteil von Halobienindex oder Versauerungszeiger bestimmte Werte, wird das Ergebnis entsprechend abgestuft, d.h. der gute Zustand kann ist dann nicht erreicht.

2.3.1.3 Phytobenthos ohne Diatomeen

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

2.3.1.4 Gesamtbewertung

Die Gesamtbewertung der Vegetation wird durch arithmetische Mittelung der Einzelergebnisse der drei Teilmodule 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. Werden nur zwei Module angetroffen, wird das Mittel der beiden vorgefundenen Module ermittelt. Beim Vorkommen von nur einer Komponente kann ebenfalls eine Bewertung vorgenommen werden. Grundsätzlich ist die Bewertung umso sicherer, je mehr Komponenten eingehen.

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 Modulergebnisse und des Gesamtergebnisses entwickelt. Diese steht seit Oktober 2006 den Anwendern zum Download auf der Homepage des Bayer. Landesamtes für Umwelt kostenlos zur Verfügung.

2.4 Literatur

- 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., Schmedtje, U., Köpf, B., Schranz, C., Schneider, S., Meilinger, P., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A. & Foerster, J. (2004c): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A. & Foerster, J. (2005): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren „Makrophyten & Phytobenthos“ in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL. – Schlussbericht Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München: 226 S.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A. & Foerster, J. (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. - <http://www.bayern.de/lfw/projekte/welcome.htm>
- Sommerhäuser, M., Pottgiesser, T. (2004): Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen der BRD, Stand Februar 2004.
http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/typ_anhang_typen_tabelle.pdf
- Ziemann, H., Nolting, E., Rustige, K.H. (1999): Bestimmung des Halobienindex. – In: Von Tümpling, W., Friedrich, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung 2: 310–311.



2.5 Anhang

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

Biozönotische Ausprägungen ⁷	Ökologische Zustandsklassen				
	1	2	3	4	5
MRK	1,00 - 0,59	0,58 - 0,50	0,49 - 0,20	0,19 - 0,00	-
MP	1,00 - 0,75	0,74 - 0,35	0,34 - 0,10	0,09 - 0,00	-
MPG	1,00 - 0,85	0,84 - 0,50	0,49 - 0,25	0,24 - 0,00	-
MRS	1,00 - 0,75	0,74 - 0,51	0,50 - 0,25	0,24 - 0,00	-
TR	1,00 - 0,75	0,74 - 0,50	0,49 - 0,20	0,19 - 0,00	-
TN _k	1,00 - 0,63	0,62 - 0,50	0,49 - 0,25	0,24 - 0,00	-
TN _m	1,00 - 0,58	0,57 - 0,40	0,39 - 0,20	0,19 - 0,00	-
TN _g	1,00 - 0,50	0,49 - 0,30	0,29 - 0,15	0,14 - 0,00	-
D 1.1	1,00 - 0,74	0,73 - 0,54	0,53 - 0,31	0,30 - 0,08	0,07 - 0,00
D 1.2	1,00 - 0,71	0,70 - 0,49	0,48 - 0,31	0,30 - 0,08	0,07 - 0,00
D 2	1,00 - 0,67	0,66 - 0,43	0,42 - 0,24	0,23 - 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 - 0,61	0,60 - 0,43	0,42 - 0,24	0,23 - 0,08	0,07 - 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	1,00 - 0,56	0,55 - 0,39	0,38 - 0,24	0,23 - 0,08	0,07 - 0,00
D 9.1	1,00 - 0,61	0,60 - 0,43	0,42 - 0,24	0,23 - 0,08	0,07 - 0,00
D 9.2	1,00 - 0,57	0,56 - 0,40	0,39 - 0,24	0,23 - 0,08	0,07 - 0,00
D 10	1,00 - 0,60	0,59 - 0,40	0,39 - 0,24	0,23 - 0,08	0,07 - 0,00
D 11	1,00 - 0,67	0,66 - 0,43	0,42 - 0,24	0,23 - 0,08	0,07 - 0,00
D 12	1,00 - 0,61	0,60 - 0,43	0,42 - 0,24	0,23 - 0,08	0,07 - 0,00
D 13	1,00 - 0,73	0,72 - 0,55	0,54 - 0,36	0,35 - 0,14	0,13 - 0,00
MG_sil	1,00 - 0,75	0,74 - 0,60	0,59 - 0,40	0,39 - 0,25	0,24 - 0,00
MG_karb	1,00 - 0,75	0,74 - 0,60	0,59 - 0,40	0,39 - 0,25	0,24 - 0,00
NT_org/sil	1,00 - 0,75	0,74 - 0,60	0,59 - 0,40	0,39 - 0,25	0,24 - 0,00
NT_karb	1,00 - 0,75	0,74 - 0,60	0,59 - 0,40	0,39 - 0,25	0,24 - 0,00

⁷ Zur Bezeichnung der biozönotischen Ausprägungen s. Arbeitspapier I

3 Phytoplankton in Fließgewässern

Es liegt ein bundesweiter „Vorschlag zur Bewertung ausgewählter Fließgewässertypen anhand des Phytoplanktons“ (Mischke & Behrendt, 2005; und Endbericht des LAWA-Projekts O 6.03 (Stand 20. Mai 2005) „Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie“) vor⁸. Dieser Vorschlag wurde im Praxistest 2005 stark vereinfacht (s. Kap 3.2) und modifiziert.

Das Phytoplankton kann primär als Anzeiger für die Degradation hinsichtlich der Belastung "Eutrophierung" dienen, die durch ein übermäßiges Nährstoffangebot verursacht wird. Die durch das Phytoplankton zu bewertenden Fließgewässer werden auf die planktonführenden Gewässertypen eingeschränkt. 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 nicht entwickelt für Bäche und kleine Flüsse mit geringer Wasseraufenthaltszeit, was in etwa einer Einzugsgebietsgröße unter 1000 km² entspricht. Hier kann sich keine flusstypische Planktonlebensgemeinschaft entwickeln.

Das Verfahren ist zur Zeit anwendbar auf die planktonführenden Fließgewässertypen 9.2 (Große Flüsse des Mittelgebirges), 10 (Kiesgeprägte Ströme des Mittelgebirges), 15 (Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse > 1000 km²), 17 (Kiesgeprägte Tieflandflüsse > 1000 km²) und 20 (Sandgeprägte Ströme des Tieflandes), wobei Subtypen unterschieden werden⁹ (vgl. Arbeitspapier I, Tabelle B I-5). Die Bewertung der rückstau- und brackwasserbeeinflussten Ostseezuflüsse (Typ 23) wurde im Praxistest 2005 neu entwickelt.

Das Bewertungsverfahren ist multimetrisch und umfasst je nach Fließgewässertyp unterschiedliche Kenngrößen. Die trophische Bewertung geht als Mittelwertergebnis aus mindestens drei Einzelkenngrößen hervor.

⁸ Auf Grundlage zusätzlicher Erfahrungen in den Bundesländern in 2006 wird auch beim Phytoplankton eine Überprüfung in 2007 empfohlen.

⁹ Für Typ 22 (Marschengewässer) wird noch geklärt, ob diese Komponente beim Monitoring überhaupt zu berücksichtigen ist oder aus Gründen der natürlichen Variabilität ausgeschlossen werden kann.

3.1 Probenahme

3.1.1 Probenahmezeitpunkt

Für jedes Untersuchungsjahr ist möglichst eine monatliche Beprobung des Phytoplanktons im Zeitraum April bis Oktober durchzuführen, so dass als Minimum 6 Teilergebnisse vorliegen. Eine 14-tägige Beprobung wird für die Chlorophyll a-Bestimmung und für die Nährstoffe empfohlen. Diese Beprobungen sollten mit der Phytoplanktonprobenahme koordiniert werden. Zwischen einzelnen Jahren können die zufälligen Schwankungen in Bezug auf das Fließgewässer-Phytoplankton sehr groß sein (Witterungsbedingungen, hydrologische Gegebenheiten). Mehrere Untersuchungsjahre hintereinander (3-5 Jahre) indizieren daher den ökologischen Zustand mit höherer Sicherheit.

3.1.1.1 Auswahl der Probenahmestelle

Künstlich erweiterte und befestigte Fließgewässerabschnitte (Hafenbecken, Schleusen, Stellen direkt vor und nach Staustufen etc.) sind als Probestellen ungeeignet, da sich die Fließgeschwindigkeit an diesen Stellen zum Teil erheblich verändert. 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 aus sind zulässig.

Die Probenstellen müssen hinsichtlich Abfluss (m/s) und Einzugsgebietsgröße (km²) und sollten hinsichtlich Wassertiefe und Flussbreite bei Normalabfluss, Flusskilometer gemessen ab der Quelle (km) und des Beschattungsgrades durch Ufervegetation charakterisiert werden.

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.

3.1.1.2 Beprobung

Die Wasserproben für die Phytoplanktonanalyse und für die Bestimmung der Chlorophyll a- und Nährstoffkonzentrationen werden mit einem Wasserschöpfer in der Regel aus einer Wassertiefe von 0,5 m in der Gewässermittte entnommen. 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 Probe zur Chlorophyll a-Analyse müssen aus der gleichen Schöpfprobe stammen. Die Phytoplanktonprobe zur quantitativen Auswertung wird in einer 100ml-Klarglasenghalsflasche mit Schraubverschluss mit alkalischer Lugolscher Lösung fixiert. Zur Anfertigung eines Diatomeenpräparates wird eine zusätzliche Probe von mindestens 200ml empfohlen und entweder mit 96%igem Ethanol 1: 10 fixiert oder alternativ auf einen Filter mit glatter Oberfläche und einer Porenweite nicht größer als 4µm filtriert.

3.1.1.3 Aufbereitung der Proben im Labor

3.1.1.3.1 Chemisch-physikalische Qualitätskomponenten

Zusammen mit dem Phytoplankton müssen für das Bewertungsverfahren folgende chemische und physikalische Parameter erfasst, d.h. im Labor aus den Wasserproben ermittelt 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 Bestimmung der Gesamtphosphor - Konzentration nach DIN und die photometrische Bestimmung der Extinktion bei 436nm „Untersuchung und Bestimmung der Färbung“ nach DIN dienen zum Vergleich mit im Bewertungsverfahren gegebenen Orientierungswerten und sind nicht direkt bewertungsrelevant.

3.1.1.3.2 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) 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, dass in der harmonisierten Taxaliste (Stand 15.7.06) für alle relevanten Taxa angegeben wird. Das verfahrensspezifische Bestimmungsniveau erfordert eine weit geringere Bestimmungstiefe als anhand einer lichtmikroskopischen Analyse optimal möglich wäre, und wie es in der harmonisierten Taxaliste in einer gesonderten Spalte als allgemeines „Mindestbestimmbarkeitsniveau“ angegeben ist. Die centralen Diatomeen sind zumeist die häufigste Phytoplanktongruppe in Fließgewässern und können aber in der Lugol fixierten Probe nicht sicher bestimmt werden. Bestimmt man die planktischen Arten der zentrischen Diatomeen mit Hilfe eines gesonderten Schalenpräparates, wird die trophische Indikation in Fließgewässern verbessert, wenn man ihre typspezifische Trophieeinstufung (Mischke & Berehndt 2005) berücksichtigt. Die Auswirkung auf den Gesamtindex Phytoplankton ist jedoch geringfügig. Aufgrund des hohen Zeitaufwandes zur Bestimmung sind diese Arten deshalb nicht mehr 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 biomassedominante 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.

3.2 Bewertung

Die durch das Phytoplankton zu bewertenden Fließgewässer werden auf die planktonführenden Gewässertypen eingeschränkt. Die Bewertung erfolgt auf der Grundlage der definierten Subtypen (vgl. Arbeitspapier II, Tabelle B II-5). Durch das multimetrische Verfahren wird die Eutrophierung durch trophische Kenngrößen graduell abgebildet. Der Vorschlag von Mischke & Behrendt (2005) wurde im Praxistest 2005 stark vereinfacht: Die Kenngrößen „Gesamtbiobiovolume“ zur Herabstufung des Metrik Chlorophyll a und der „Phytoplankton-Halobienindex“ zur Bewertung der Chloridversalzung entfallen ersatzlos. Zudem erfordert das erheblich vereinfachte taxonomische Bestimmungsniveau für die Bewertung anhand von Indikatorarten (Index „TIP“) nicht mehr die Artbestimmung der solitären centrischen Diatomeen in einem gesonderten Diatomeenpräparat.

Die folgende Tabelle zeigt, dass je nach Fließgewässertyp unterschiedliche Kenngrößen zur Anwendung kommen.

Tab. 2: Anzuwendende Kenngrößen für Phytoplankton in Fließgewässern

Typ gemäß Tab. 1, AP I	Gesamt-index	Biomasse	Taxonomische Zusammensetzung			
		Gesamtpigment (Chl a)	TIP	Pennales	Chloro	Cyano
10.1	X	X	x	X		
20.1	X	X	X	X		
15.1+17.2	X	X	X	X		
15.2+17.2	X	X	X	X		x
9.2	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	=	Kenngrößenbeschreibung
Gesamtindex	=	Mittelwertprodukt aller trophischen Kenngrößen
Gesamtpigment	=	Typspez. Klassengrenze für Chlorophyll a (unkorr.)
TIP	=	Typspez. Indexwert Potamoplankton mittels Indikatorata
Pennales	=	%-Anteil der Summe aller Pennales am Gesamtbiobiovolume
Chloro	=	%-Anteil der Summe aller Chloropyceae am Gesamtbiobiovolume
Cyano	=	%-Anteil der Summe aller Cyanoprokaryota am Gesamtbiobiovolume

3.2.1 Bewertung nach dem Gesamtindex

Die trophische Bewertung erfolgt durch Mittelwertbildung aus mindestens 3 Einzelkenngrößen. Der Gesamtindex 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.

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

	Parameter: Chlorophyll a (unkorr.)				
FG-Typ	Zustandsklassen				
Obere Klassengrenzen:	sehr gut	gut	moderat	unbefriedigend	FORMEL Chla nach B-Wert
10.1	10,1	17,5	30,0	51,0	B-Wert = $1,8527 \times \ln(\text{Chla}) - 2,7981$
20.1	10,1	17,5	30,0	51,0	B-Wert = $1,8527 \times \ln(\text{Chla}) - 2,7981$
15.1+17.1	20,0	33,0	55,0	90,0	B-Wert = $1,9907 \times \ln(\text{Chla}) - 4,4749$
15.2+17.2	20,0	33,0	55,0	90,0	B-Wert = $1,9907 \times \ln(\text{Chla}) - 4,4749$
9.2	20,0	33,0	55,0	90,0	B-Wert = $1,9907 \times \ln(\text{Chla}) - 4,4749$
20.2	30,0	52,0	90,0	155,0	B-Wert = $1,8168 \times \ln(\text{Chla}) - 4,6772$
10.2	30,0	52,0	90,0	155,0	B-Wert = $1,8168 \times \ln(\text{Chla}) - 4,6772$
23	30,0	52,0	90,0	155,0	B-Wert = $1,8168 \times \ln(\text{Chla}) - 4,6772$

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

FG-Typ	Pennales %	Chlorophyceae %	Blaualgen %
--------	------------	-----------------	-------------

Obere Klassen- grenzen:	sehr gut	gut	moderat	unbefriedi- gend	moderat	unbefriedi- gend
10.1	25	20				
20.1	20	15				
15.1+17.1	20	15				
15.2+17.2	25	20			20	
9.2	30	15				
20.2			5	15		2
10.2			5	15		
23	15	10	5	15	10	20

Tab. 5: Indikatortaxa der Kenngröße „Typspezifischer Indexwert Potamoplankton (TIP)“ des Phytoplanktonbewertungsverfahrens für Fließgewässer

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	Staurostrum
Zentrale Diatomeen <20µm	Navicula menisculus	Surirella
		Trachelomonas
Zentrale Diatomeen groß >20µm	Kleine Chrysophyceen plus Haptophyceae	Fragilaria ulna angustissima - Sippen

3.2.2 Auswertungssoftware

Es steht eine einfache, auf das Microsoftprogramm ACCESS basierende Auswertesoftware zur Berechnung der Indizes und Ermittlung der Bewertung zur Verfügung. Die Pflichtdaten müssen in Excellisten nach Formatvorgaben für den Import in das Programm vorliegen. Die Auswertung der Zählergebnisse (Biodaten) mittels Indikatorlisten erfordert die Kodierung der Arten und der weiteren Taxa nach der harmonisierten Taxaliste. Das Programm PhytoFluss.mdb, die Anleitung mit Formatvorgaben in Excel und die harmonisierte Taxaliste stehen kostenlos zum Download: <http://www.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke> zur Verfügung und werden im Praxistest noch überarbeitet.

3.3 Literatur

- Mauch, E., U. Schmedtje, A. Maetze, & F. Fischer (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands, Informationsberichte Heft 1/03. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. München. 388.
- Mischke & Behrendt (2005): Vorschlag zur Bewertung ausgewählter Fließgewässertypen anhand des Phytoplanktons. In: Feld, C. K., S. Rödiger, M. Sommerhäuser, & G. Friedrich: Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern. Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Limnologie aktuell 11. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart. 46-62.
- Mischke, U., H. Behrendt, J. Köhler, & D. Opitz (2005): Überarbeiteter Endbericht zum LAWA-Vorhaben: Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. 20.05.2005, Im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), IGB.Berlin-Friedrichshagen. 1-99.
- 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.
- Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt.int.Ver.theor.angew.Limnol* **9** : 1-38. *Mitt.int.Ver.theor.angew.Limnol.* **9**: 1-38

4 Fischfauna in Fließgewässern

Als Bewertungssystem für die Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna steht derzeit das fischbasierte Bewertungssystem (FIBS, Dußling & Blank 2005) zur Verfügung.

FIBS wurde im Rahmen eines BMBF-Verbundprojektes entwickelt (Projekttitle: Erforderliche Probennahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL, FKZ 00330042 – 00330044; vgl. Dußling et al. 2004). Im Rahmen eines von der LAWA (Projekt O 1.04) und dem Land Baden-Württemberg finanzierten Projektes und unter Mitarbeit des bundesweiten Arbeitskreises „Fischereiliche Gewässerzustandsbewertung“ wurde das Verfahren FIBS einer ersten Praxiserprobung unterzogen und ein Handbuch zur Anwendung des Verfahrens erstellt (Diekmann et al. 2005). Handbuch und Bewertungsverfahren sind im freien Download verfügbar (www.lvvg-bw.de, dort weiter unter „Fischereiforschungsstelle“ und „WRRL“).

Das Bewertungssystem FIBS ist grundsätzlich einsatzbereit. Da ein derartiges Bewertungsverfahren mit Fischen in dieser Größenordnung erstmals entwickelt wurde, sollten im ersten Berichtszeitraum jedoch noch Praxiserfahrungen gesammelt und ggf. Anpassungen (Justierungen) vorgenommen werden.

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 der aktuelle Probefang ein hinreichend genaues Abbild der tatsächlichen Fischbesiedlung einschließlich der relativen Anteile der einzelnen Arten zueinander zeigt.

Eine weitere Voraussetzung ist die Erstellung einer für den zu bewertenden Gewässerabschnitt gültigen Referenzzönose. Das Vorgehen bei der Referenzerstellung ist im Handbuch erläutert und wird zudem im Rahmen des bis Ende 2006 laufenden LAWA-Projektes O 1.06 in Seminaren vermittelt.

4.1 Probennahme

4.1.1 Probennahmezeitpunkt

Fischbestandserfassungen sind durch Varianzen gekennzeichnet, die sowohl natürliche als auch technische Ursachen haben können. Um trotzdem belastbare Befischungsergebnisse zu gewährleisten, sind Mehrfachbefischungen einer Probestelle zu empfehlen: Im Allgemeinen sollten drei Befischungen der jeweiligen Probestrecken in verschiedenen Jahren durchgeführt werden (Diekmann et al. 2005). Bei geringen Varianzen können jedoch niedrigere Befischungsfrequenzen ausreichend sein. Die oben genannte Empfehlung erfüllt zudem die Forderung der WRRL, die im Rahmen des Monitorings eine Probenahme alle drei Jahre als Mindestfrequenz vorsieht. Als Zeitraum für eine Einzelbefischung lässt sich allgemein der Spätsommer (etwa August bis September) empfehlen, da hier die Jungfische der meisten Arten weit genug entwickelt sind, um eine sichere Bestimmung im Feld zu gewährleisten. Im Einzelfall sind andere Zeiträume zu berücksichtigen, wenn beispielsweise bestimmte Arten (Wanderfische) nur im Frühjahr in einem Gewässer nachweisbar sind. Die Befischung wird ausschließlich bei geeigneten Gewässerbedingungen durchgeführt, d.h. wenn

- keine deutlich erhöhte Wasserführung und/oder
- keine deutliche Eintrübung

vorliegt.

4.1.2 Auswahl der Probestrecke und Befischungsaufwand

Um eine belastbare Gewässerbewertung zu gewährleisten, muss die befischte Probestrecke repräsentativ für den zu bewertenden Gewässerabschnitt sein (Details im Handbuch, Diekmann et al. 2005). Eine Probestrecke muss alle für den betrachteten Gewässerabschnitt relevanten Habitate aufweisen, die wiederum vollständig befischt werden müssen (siehe 4.1.3). Im Gegensatz zu anderen Qualitätskomponenten erfolgt die fischereiliche Probenahme immer zentral im zu betrachtenden Gewässerabschnitt.

Im Handbuch werden zudem Empfehlungen zum Mindestfischereiaufwand gegeben. Diese beziehen sich zum einen auf die Länge der zu befischenden Probestrecke und zum anderen auf die Individuenzahl, die einer Bewertung mindestens zu Grunde liegen sollte. Von diesen Empfehlungen sollte nur dann abgewichen werden, wenn ein anderer (geringerer) Aufwand vom sachkundigen Bearbeiter als hinreichend angesehen wird.

Die Lage des Befischungsbereiches im Wasserkörper wird abhängig von den zu erfassenden Ausprägungen ausgewählt. So müssen naturnahe und durch anthropogene Degradationen geprägte Bereiche, die für das jeweilige zu bewertende Gewässer relevant sind, mit unterschiedlichen Probestellen belegt werden.

Andererseits können längere Gewässerbereiche gleicher Ausprägung alle relevanten Habitate in einem Bereich aufweisen, der die Ausdehnung einer einzelnen Probestrecke überschreitet. Ein derartiger Gewässerbereich kann auch mit einer Probestrecke abgedeckt werden, die sich wiederum aus Teilbereichen zusammen setzt, sofern hier überall eine einheitliche Referenz gültig ist. Die Bedingungen, die bei der eigentlichen Probestreckenauswahl erfüllt sein müssen, werden detailliert im Handbuch zu FIBS erläutert.

Grundsätzlich wird empfohlen, die befischten Gewässerbereiche hinsichtlich struktureller Ausprägung und anthropogener Nutzung zu charakterisieren. Ein Beispiel für einen geeigneten Gewässererbhebungsbogen findet sich auf der Website der

Fischereiforschungsstelle (www.lvvg-bw.de, dort unter „Fischereiforschungsstelle“ und „WRRL“).

Die Befischungsstrecken können mit Rechts- und Hochwerten dokumentiert werden.

4.1.3 Beprobung

Die Befischungen im Rahmen des WRRL-Monitorings werden als Elektro-Streckenbefischung durchgeführt. An 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" Fischhabitate werden nicht intensiver und aufwändiger befischt als vermutet "schlechtere" Habitattypen.

Je nach Gewässergröße und -tiefe wird die Elektrobefischung watend oder mit dem Boot durchgeführt. Es kann vorkommen, dass im gleichen Befischungsbereich beide Methoden angewandt werden müssen, um die verschiedenen Habitate adäquat zu beproben.

Die Auswahl und Einstellung der einzusetzenden Geräte bei der Elektrofischerei richtet sich nach der Gewässergröße und -tiefe sowie nach der Leitfähigkeit des Wassers.

In Einzelfällen können auch andere Techniken ergänzend zum Einsatz kommen. Diese werden hier nicht detailliert dargestellt, da sie individuell gewässer- bzw. situationsbezogen festgelegt und eingesetzt werden müssen. So können auch Daten aus z. B. Aufstiegsanlagen oder Reusenfängen Zusatzinformationen liefern. Wie Daten aus derartigen Quellen als sogenannte Dummy-Werte im Bewertungsverfahren berücksichtigt werden können, wird im Handbuch zu FIBS erläutert.

4.1.4 Rechtliche Voraussetzungen, erforderliche Genehmigungen

Die einzelnen landesrechtlichen Regelungen unterscheiden sich im Allgemeinen, weshalb hier nicht detailliert auf rechtliche Belange eingegangen werden soll. Elektrobefischungen bedürfen jedoch in aller Regel der Genehmigung. Neben den Fischereibehörden sind hierbei die Fischereiberechtigten sowie ggf. die Naturschutzbehörden einzubeziehen.


Je nach landesrechtlicher Regelung darf mit Gleichstrom oder auch mit Impulsstrom gefischt werden. Für die belastbare Gewässerbewertung mit FIBS ist entscheidend, dass der Probefang ein hinreichend genaues Abbild der tatsächlichen Fischgemeinschaft einschließlich der vorherrschenden Dominanzverhältnisse aufzeigt.

Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass zur Durchführung der Elektrobefischung qualifizierte Personen u.a. eine Eignungsprüfung abgelegt haben müssen, die den ordnungsgemäßen Einsatz der Elektrobefischung sicherstellt.

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

Die Maschenweite des Keschers muss den Nachweis von 0+-Individuen gewährleisten. Im Regelfall erlaubt der Einsatz einer Keschieranode 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.

Aufgrund der Variationsbreite der Gewässerverhältnisse und der daraus resultierenden Befischungsmodalitäten ist es notwendig, die jeweils für die Probestelle beste



Befischungsvariante zu wählen. Diese muss protokolliert werden, so dass bei allen weiteren Befischungen an dieser Strecke die Methode konsistent beibehalten werden kann.

Erfassung der Jungfische (0+ Individuen)

Die Bestimmung der 0+ Individuen sollte vom Bearbeiter möglichst schon im Feld vorgenommen werden. Hierbei sind art- als auch gewässerspezifische Unterschiede zu beachten.

Im 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 bestimmbaren Jungfischschwärmen können ggf. Unterproben genommen und für die spätere Bestimmung dem Gewässer entnommen werden. Dieses Vorgehen sollte allerdings der Einzelfall bleiben. Hier sind zudem u. U. fischereirechtliche Belange zu beachten (beispielsweise Einverständnis des Fischereiberechtigten, Mindestmaße und ggf. Schonzeiten).

Feldprotokoll

Für FIBS ist die Erfassung der Fische nach Art, Individuenzahl und Jungfischanteil (0+) obligatorisch. Darüber hinaus wird empfohlen, auch die Größe in geeigneter Weise (beispielsweise in Größenklassen) zu erfassen (vgl. das Beispiel des Gewässererhebungsbogens, siehe oben).

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

4.1.5 Aufbereitung der Proben

Im Regelfall wird bei Fischbestandserfassungen keine Untersuchung im Labor erforderlich sein. Im Einzelfall kann es notwendig werden, einzelne Jungfische im Labor zu bestimmen. Es sei darauf hingewiesen, dass junge Larven insbesondere von Cypriniden auch bei Vorliegen von Bestimmungsschlüsseln oftmals nicht sicher angesprochen werden können. Daher wird hier nochmals auf die Empfehlung hingewiesen, nicht zu früh im Sommer zu fischen, so dass nachgewiesene Jungfische weit genug entwickelt sind, um bereits im Feld die sichere Bestimmung zu erlauben.

4.2 Bewertung

Für die Auswertung der Daten steht derzeit die Software-Anwendung des Bewertungssystems FIBS zur Verfügung. Eine Automatisierung der Auswertung ist in die Software integriert.

Das Bewertungsverfahren FIBS wurde im Rahmen eines BMBF-Verbundprojektes entwickelt und ist neben dem begleitenden Handbuch im freien Download verfügbar (www.lvvg-bw.de, dort weiter unter „Fischereiforschungsstelle“ und dann „WRRL“). Insgesamt 19 Metrics werden in diesem System berücksichtigt, die zu 6 sogenannten fischökologischen Qualitätsmerkmalen zusammengefasst werden. In fischartenarmen Gewässern (<10 Referenzarten) werden hiervon insgesamt 17 Metrics, in Gewässern mit 10 und mehr Referenzarten 14 Metrics zur Bewertung herangezogen. Um die Gewässerbewertung mit FIBS vorzunehmen, muss der Anwender für die entsprechende Probestelle eine Referenzfischfauna nach Arten und relativen Häufigkeiten definieren und in die Software eingeben. Die Werte der Einzelmetrics werden dann jeweils im Vergleich mit der Referenzfauna mit einem Wert von 1 (mäßig oder schlechter), 3 (gut) oder 5 (sehr gut) bewertet. Für den Gesamt-Indexwert werden diese Einzelergebnisse auf verschiedenen Ebenen gemittelt und zusammengefasst. Das Gesamtmittel nimmt einen zweidezimalen Wert zwischen 1 und 5 an. Die für die ökologische Klassifizierung geltenden Festlegungen der Klassengrenzen des Gesamtmittels sind beispielsweise im Anhang des Handbuchs erläutert. Der „gute ökologische Zustand“ ist bei 2,51 Punkten erreicht. Als Bewertungsergebnis werden die Werte der Einzelmetrics, der Gesamtindex sowie die Zustandsklasse nach WRRL ausgegeben.

Folgende Daten müssen für die Anwendung des Bewertungsverfahrens FIBS vorhanden sein:

- Repräsentatives Befischungsergebnis mit Arten, Individuenzahlen und 0+ Individuenzahlen,
- eine Referenzzönose für den zu bewertenden Gewässerabschnitt, welche die im Referenzzustand zu erwartenden Arten sowie die relativen Anteile der jeweiligen Arten am Gesamtbestand enthält (Details im Handbuch zu FIBS).

Zu beachten ist, dass für die Gewässerbewertung mit FIBS empfohlen wird, die ausgewählten Probestellen über einen längeren Zeitraum mehrfach zu befischen. Zur Gewässerbewertung werden die Daten aus den Einzelbefischungen einer Probestrecke zusammengefasst (gepoolt).



4.3 Literatur

- CEN – European Comitee for Standardazation, 2003. Water quality — Sampling of fish with electricity. EN 14011.
- Diekmann, M., Dußling, U., Berg, R., 2005. Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS) - Hinweise zur Anwendung (erhältlich auf der Website der Fischereiforschungsstelle: <http://www.lvvg-bw.de>, weiter unter ‚Fischereiforschungsstelle‘ und ‚WRRL‘).
- Dußling, U., Blank, S., 2005. Software zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS) Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Langenargen, Version vom 22.12.2005 (erhältlich auf der Website der Fischereiforschungsstelle: <http://www.lvvg-bw.de>, weiter unter ‚Fischereiforschungsstelle‘ und ‚WRRL‘).
- Dußling, U., Berg, R., Klinger, H. & Wolter, C. (2004): Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. Handbuch Angewandte Limnologie – 20. Erg.Lfg. 12/04: 1-84.

D. Seen

Unter „Seen“ werden in diesem Kapitel ausschließlich natürlich entstandene Seen verstanden. Nur für diese wurden zunächst biologische Referenzbedingungen abgeleitet und darauf aufbauend Bewertungsverfahren entwickelt. Ob diese Verfahren auch für künstliche Seen anwendbar sind, wird derzeit in den bundesweit laufenden Untersuchungen getestet. Für einige Biokomponenten sollen wo es fachlich sinnvoll ist, im Jahr 2007 Anpassungen der Verfahren erfolgen.

1 Makrozoobenthos in Seen

Makrozoobenthos in Stehgewässern eignet sich zur Indikation struktureller Defizite, Versauerung, der Belastung mit Spurenstoffen (z. B. Pestizide, Schwermetalle), zeigt aber auch die Trophie an.

Das Bewertungsverfahren für natürlich entstandene Seen ("Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für Makrozoobenthos in stehenden Gewässern") ist vorgelegt und muss nun in der Praxis getestet werden. Bis Ende 2006 wird es an natürlichen und künstlichen Seen und an Talsperren erprobt. Eine Anpassung des Systems aufgrund der neuen Datenlage ist sinnvoll...

1.1 *Probenahme*

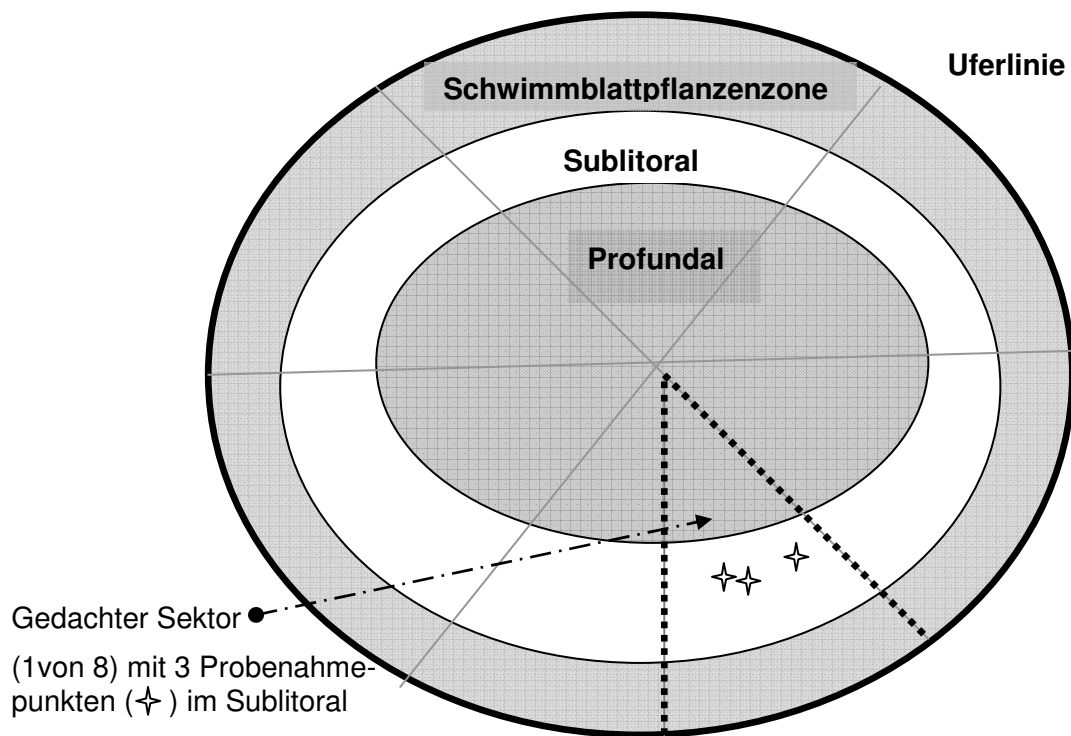
1.1.1 Probenahmezeitpunkt

Günstigste Zeit für die Probennahme aus Seen ist das Frühjahr (Mitte März bis Ende Mai), da in dieser Zeit die meisten Organismen in gut bestimmbar Entwicklungsstadien vertreten sind. Ggf. kann auch auf den Herbst (Anfang September bis Ende Oktober) ausgewichen werden.

1.1.2 Auswahl der Messstrecke

Jedes morphologische Teilbecken, das bezüglich seines Stoffhaushaltes als eigenständig eingeschätzt wird, wird separat beprobt. Seen bzw. Teilbecken mit einer Fläche von maximal 500 ha werden an acht Untersuchungspunkten beprobt, Gewässer mit einer Fläche über 500 ha sind an mindestens zwölf Untersuchungspunkten zu beproben. Zur Festlegung der Probenahmestellen werden Seen oder Teilbecken anhand von Landmarken in mindestens 8 bzw. 12 etwa gleich große Kreessegmente unterteilt, die einzeln beprobt werden. Die Probenahme erfolgt aus dem Sublitoral, der Zone unterhalb des submersen Pflanzengürtels und oberhalb der Sprungschicht. Ist nahezu der gesamte Seeboden mit Makrophyten bedeckt, sind für die Probenahme pflanzenfreie Bereiche auszuwählen. Die untenstehende Skizze erläutert die Vorgehensweise.

Abb. 1: Schematische Darstellung der Makrozoobenthos-Probenahme in Seen
(Probenahmepunkte beispielhaft nur für einen Sektor eingezeichnet)



1.1.3 Beprobung

Je nach vorherrschendem Substrat werden mit Ekman-Birge-Bodengreifer (Schlamm, Feinkies), Ponar-Greifer (Schlamm, Sand) oder Schlammstecher (bei mächtigem Weichsubstrat) aus jedem Sektor drei Sedimentproben entnommen und zu jeweils einer Mischprobe vereinigt. Noch im Gelände wird mit reichlich Wasser aus einer Lenzpumpe in einem Sieb mit einer Maschenweite von 0,5 mm gesiebt und gespült, der Siebrückstand mit den Organismen in 96%igem Äthanol konserviert. Sortierung, qualitative und quantitative Bestimmung des Makrozoobenthos erfolgen im Labor.

1.1.4 Aufbereitung der Proben

Die Proben werden unter der Stereolupe komplett ausgelesen. Die Organismen werden nach Ordnungen getrennt und in 70%igem Ethanol aufbewahrt. Das Bewertungsverfahren berücksichtigt leere Muschel- und Schneckengehäuse, Imagines merolimnische Taxa, Puppen, leere Trichopterenköcher, Exuvien und Zooplankter nicht. Zur Unterstützung der Bewertung und zur Aufzeigung von Entwicklungspotentialen ist eine Bearbeitung dieser Gruppen in vielen Fällen jedoch sinnvoll.

Bei der Determination der Organismen richtet sich das Bestimmungsniveau der einzelnen Taxa nach der Operationellen Taxaliste des Makrozoobenthos. Bestimmungsliteratur s. Fließgewässer.



Die Daten werden in Form einer Taxaliste zusammengefasst, die Häufigkeitsangabe erfolgt in absoluten Individuenzahlen.



1.2 Bewertung

Das Bewertungsverfahren ist als multimetrischer Index aus mehreren Einzelindices (sog. Coremetrics) aufgebaut. Für die einzelnen Seetypen unterscheidet sich das Verfahren in der Zusammensetzung und den abweichenden Referenz- und Belastetwerten der verwendeten Coremetrics. Diese Einzelmetrics gehen durch Umwandlung der Metricergebnisse in Werte zwischen 0 und 1 jeweils gleich gewichtet in den Multimetrischen Index ein. Der durch Mittelwertbildung aus den gleich gewichteten Einzelindices berechnete Multimetrische Index wird abschließend in eine ökologische Zustandsklasse überführt.

Für natürlich entstandene Seen der Ökoregion Norddeutsches Tiefland liegt ein Verfahren vor, das derzeit von den betreffenden Bundesländern getestet wird. Der aus diesem Verfahren abgeleitete Entwurf eines Verfahrens für die Ökoregion Alpen/Voralpen ist aufgrund der dort noch zu geringen Datenbasis noch nicht anwendungsreif. Künftige Anpassungen des Verfahrens auf der Grundlage einer erweiterten Datenbasis sind erforderlich.



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, 2006). 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. Für künstliche und stark veränderte Gewässer ist eine Modifikation erforderlich, die noch zu erarbeiten ist (vorgesehen im LAWA-Förderprogramm 2007).

2.1 Probenahme

2.1.1 Probenahmezeitpunkt

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

2.1.2 Probenahmestellen

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


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

Oberfläche des Sees	Anzahl der Transekte	Beispiele
< 0,5 km ²	1 – 5	+/- abgegrenzte Buchten /Seeteile
0,5 – 2 km ²	4 – 8	Froschhauersee (BY), Gr. Gollinsee (BB), Dieksee (SH)
2 – 5 km ²	5 – 10	Gr. Stechlinsee (BB), Schliersee (BY), Breiter Luzin (MV)
5 – 10 km ²	6 – 12	Königsee (BY), Westensee (SH), Tegernsee (BY)
10 – 20 km ²	8 – 15	Wittensee (SH), Dümmer (NI), Walchensee (BY)
20 – 50 km ²	10 – 20	Selenter See (SH), Steinhuder Meer (NI), Ammersee (BY)
50 – 100 km ²	20 – 30	Starnberger See (BY), Chiemsee (BY)
> 100 km ²	30 - 50	Müritz (MV), Bodensee (BW)

Die Probenahmestellen für die Diatomeen sind innerhalb der Makrophytentransekte zu wählen. Es sollen wo möglich natürliche Hartsubstrate (Steine), sonst auch Weichsubstrate in einer Wassertiefe (mindestens Armlänge) beprobt werden, die eine ausreichende Entwicklung der Kieselalpengesellschaft ermöglicht. Einzelheiten sind in der Handlungsanleitung zum Verfahren beschrieben (Schaumburg et al. 2006).

2.1.3 Beprobung

Die Makrophyten sind, so weit möglich, vor Ort zu kartieren und der 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.

Durch Tauchuntersuchung werden 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. Für die erstmalige Erfassung der Makrophytenvegetation eines Sees wird 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. 2006). Der Zeitaufwand pro Probestelle ist gering und kann von jedem eingearbeiteten Bearbeiter sicher und fehlerfrei geleistet werden. Die geeignete Bestimmungsliteratur für Makrophyten und Diatomeen sind ebenfalls dort aufgelistet. Darüber hinaus ist vorgesehen, Bestimmungsliteratur, die speziell auf das Bewertungsverfahren abgestimmt ist mit Hilfe der LAWA zu entwickeln (Förderprogramm 2007).

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. Eine Typübersicht zeigt Tabelle 2.

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. 2: Biozönotische Seetypen für Makrophyten und Phytobenthos mit Zuordnung zu den LAWA-Typen nach Matthes et al (2002)

Typen (MATHES et al. (2002))	Makrophyten-Typologie	Diatomeen-Typologie
2, 3, 4	AK(s) Stellen karbonatischer, geschichteter Wasserkörper der Alpen und des Alpenvorlandes (AK) incl. Untertyp extrem steile Stellen der karbonatischen Alpenseen (AKs)	D 1.1 Seen der Alpen und des Alpenvorlandes mit einer Volumenentwicklung > 0,4
1	AKp Stellen karbonatischer, polymiktischer Wasserkörper der Alpen und des Alpenvorlandes	D 1.2 Seen der Alpen und des Alpenvorlandes mit einer Volumenentwicklung < 0,4
9	MTS Stellen silikatisch geprägter Wasserkörper der Mittelgebirge und des Tieflandes	D 9 Silikatische Seen der Mittelgebirge
10	TKg10 Stellen stabil geschichteter karbonatischer Wasserkörper des Tieflandes mit relativ großem EZG	D 10.1 Geschichtete Seen mit einer Verweilzeit zwischen zehn Jahren und einem Jahr (P-limitiert)
		D 10.2 Geschichtete Seen mit einer Verweilzeit unter einem Jahr (N-limitiert)
13	TKg13 Stellen stabil geschichteter karbonatischer Wasserkörper des Tieflandes mit relativ kleinem EZG	D 13.1 Geschichtete Seen mit einer Verweilzeit über zehn Jahren
		D 13.2 Geschichtete Seen mit einer Verweilzeit zwischen zehn Jahren und einem Jahr (P-limitiert)
11	TKp Stellen polymiktischer karbonatischer Wasserkörper des Tieflandes	D 11 Ungeschichtete Seen mit einer Verweilzeit über 30 Tagen
12		D 12 Flussseen mit einer Verweilzeit unter 30 Tagen
14		D 14 Ungeschichtete Seen mit einer Verweilzeit über zehn Jahren

Tab. 3: Bewertungskriterien und Indices, die bei den Modulen die Bewertung bilden

Makrophyten	Diatomeen
Referenzindex auf Basis von Indikator-Artengruppen (mit Tiefenverbreitung) unter Einbeziehung von unterer Vegetationsgrenze und bestandsbildenden Arten Makrophytenverödung	Referenzartenquotient auf Basis von Indikator-Artengruppen Trophie-Indizes 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 ebenso wie unterschiedliche untere Vegetationsgrenzen. 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 die schlechteste ökologische Zustandsklasse 5 vergeben, wobei das Ergebnis als nicht gesichert gilt und nicht in die Gesamtbewertung eingeht.

Die Bewertung der Diatomeen erfolgt durch Berechnung des Referenzartenquotienten und Berechnung des Trophie-Indizes nach Hofmann bzw. Schönfelder et al.. Arithmetische Mittelwertbildung der Indizes.

Die Gesamtbewertung der Vegetation wird durch arithmetische Mittelung der Einzelergebnisse der beiden Teilmodule 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.

Derzeit wird im Rahmen des LAWA-geförderten PHYLIB-Projekts eine Software zur Berechnung der Modulergebnisse und des Gesamtergebnisses entwickelt. Diese wird voraussichtlich Anfang des Jahres 2007 zur Verfügung stehen.

Die genaue Handlungsanweisung für das Bewertungsverfahren der Gewässervegetation in der jeweils aktuellen Fassung findet sich auf der Homepage des Bayerischen Landesamtes für Umwelt – ehemalige Seiten des Landesamtes für Wasserwirtschaft - (<http://www.bayern.de/lfw/projekte/welcome.htm>).



2.3 Literatur:

- 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., C. Schranz, D. Stelzer, G. Hofmann (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos; <http://www.bayern.de/lfw/projekte/welcome.htm>.

3 Phytoplankton in Seen

Vorbemerkung: Diese Kurzfassung enthält zahlreiche Verweise auf Tabellen und Anleitungen, die sich auf den Endbericht „Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie“ (Projektbezeichnung: OK 5.90) vom August 2005 beziehen. Dieser Bericht ist die Grundlage für den „Praxistest Phytoplankton Seen“ und kann auf der homepage der BTU Cottbus [<http://www.tu-cottbus.de/BTU/Fak4/Gewschu>] bzw. Bericht und Taxaliste sowie weitere Informationen bei (<http://unio.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke/> unter Downloads) herunter geladen werden. Es ist zu beachten, dass die Metriks als vorläufige Werte zu betrachten sind, die im Laufe des Praxistest geprüft und ggfs. überarbeitet werden.

Das Phytoplankton ist ein guter Indikator für die Trophie (Intensität der Primärproduktion) des Freiwasserkörpers von Standgewässern. Es zeigt die Belastung durch die Eutrophierung an, die durch gesteigerte Verfügbarkeit von Nährstoffen verursacht wird. Der Umfang der Phytoplanktonentwicklung hängt insbesondere vom Nährstoffangebot (vor allem Phosphor, aber auch Stickstoff, Silizium) und vom Unterwasser-Lichtdargebot sowie biotischen Interaktionen (z.B. Fraß) ab.

Das Untersuchungs- und Bewertungsverfahren zum Phytoplankton in stehenden Gewässern ist im Rahmen eines LAWA-Projekt entwickelt worden und für alle Seetypen geeignet. Es sind insgesamt sechs Probenahmen pro Jahr von April bis Oktober zwingend erforderlich. Für die Verwendung der einzelnen Bewertungskomponenten werden unterschiedliche Zeiträume zu Grunde gelegt. Biologische und chemische Probenahmen sollen stets gekoppelt und möglichst als gemeinsame Mischproben entnommen werden.

Für die Bestimmung des Phytoplanktons wurde auf praxisorientierter Grundlage eine "harmonisierte Taxaliste" erstellt, die ein Mindestbestimmbarkeitsniveau für 1.200 Taxa vorschlägt und eine wichtige Grundlage des Verfahrens darstellt.

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

Zunächst ist festzustellen, welchem Seetyp das zu untersuchende Gewässer zugeordnet worden ist, weil die Probenahme bei geschichteten (di- und monomiktischen) und ungeschichteten (polymiktischen) Seen unterschiedlich verläuft. Vor Beginn der Probenahme wird die Sichttiefe (ST) mit der Secchi-Scheibe auf 10 cm genau bestimmt und durch Multiplikation mit dem Faktor 2,5 ($ST \cdot 2,5$) die Mächtigkeit der euphotischen Zone (Z_{eu}) bestimmt. Ebenfalls vor der Probenahme wird vom Boot aus mit SONDENSYSTEMEN ein Temperatur-Sauerstoff-Tiefenprofil aufgenommen und die Mächtigkeit der oberen durchmischten Schicht, des Epilimnions (Z_{epi}), ermittelt. Ein Feldprotokoll ist zu führen.

In Abhängigkeit vom Durchmischungs- und Durchlichtungsregime wird mit speziellen Wasserschröpfern vom Boot aus jeweils eine gemeinsame Mischprobe für die biologischen und chemischen Analysen entnommen:

- in polymiktischen Flachseen aus der gesamten Wassersäule bis etwa 1 m über Grund, jedoch maximal bis in 6 m Tiefe, in 0,5 – 1 m-Abständen
- in mono- oder dimiktischen Seen (mit einer bzw. zwei Zirkulationsphasen) - während der Vollzirkulation aus der durchmischten Schicht bis zur mittleren Tiefe des Sees, jedoch maximal bis 10 m Tiefe (in sehr tiefen Seen Süddeutschlands gelten Sonderregelungen auch bis 20 m Wassertiefe):
- bei Stagnation werden zwei Zustände unterschieden:
 - a) in trüben Seen ($Z_{epi} > Z_{eu}$) wird eine epilimnische Mischprobe entnommen
 - b) in klaren Seen ($Z_{eu} > Z_{epi}$) wird i.d.R. ebenfalls das Epilimnion (vorbehaltlich weiterer Diskussion der LAWA) beprobt.

Bildet das Phytoplankton jedoch unterhalb der Sprungschicht ein Maximum aus – die Tiefenverteilung des Phytoplanktons kann zuvor anhand von Chlorophyll-Messungen mittels

Fluoreszenzsonde ermittelt bzw. an Sauerstoffmaxima im Tiefenprofil erkannt werden – sollte aus dem Bereich des Tiefenmaximums ebenfalls eine Mischprobe entnommen werden. Ist eine Festlegung des Tiefenmaximums von Chlorophyll nicht möglich, empfiehlt sich die Probenahme aus der euphotischen Zone. Ist das klare Hypolimnion anoxisch, muss in diesem Fall die Entnahme der chemischen Mischprobe von der biologischen getrennt werden.

Die Wasserproben werden mit herkömmlichen Schöpfertypen (z.B. Ruttner-Schöpfer) entnommen, in polymiktischen Seen in 0,5- bis 1m-Schritten, in tiefen Seen je nach Tiefe in 0,5 – 2 m-Intervallen, wobei äquidistante Abstände einzuhalten sind. Es gilt: Je geringer die Abstände der Probenahmetiefen, umso besser repräsentieren die Mischproben die vertikale Verteilung des Planktons. Die entnommenen Teilproben werden in einem Gefäß zu einer Mischprobe vereint. Alternativ kann ein integrierender bzw. summierender Schöpfer eingesetzt werden, mit dem die Mischprobe stufenlos über die gesamte Beprobungstiefe genommen wird.

Für die Diatomeenanalyse aus dem Pelagial wird zusätzlich zum übrigen Phytoplankton (Lugol fixierte Probe) regelmäßig eine unfixierte Probe von 1 L Volumen entnommen. Diese kann mit Ethanol oder 4% Formalin konserviert oder durch Filtration auf einem Filter getrocknet fixiert werden.

Um die Phytoplanktonergebnisse hinreichend interpretieren zu können, sollten stets die allgemeinen chemischen und physikalischen Kenngrößen mit erfasst werden. Aus der Mischprobe für die Phytoplanktonanalyse muss ebenfalls Chlorophyll a bestimmt werden.

Die Phytoplanktonmischproben werden mit alkalischer Lugol'scher Lösung fixiert und bis zur taxonomischen Bestimmung im Labor dunkel aufbewahrt.

Zur Ermittlung des DI-PROF-Index (s.u.) muss pro Untersuchungsjahr nach der letzten Probenahme des Untersuchungsjahres (ab Oktober) nur einmal eine Probe 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. Der Zeitpunkt der Probenahme kann beliebig gewählt werden. 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 biologischen Untersuchungen sind nach der in Anlage 2, Kapitel 18.2 des LAWA-Abschlussberichtes (Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie) vorgegebenen mikroskopischen Auswertungsstrategie durchzuführen. Dabei muss das erforderliche Bestimmungsniveau, das in der Mindestbestimmbarkeitsliste festgelegt ist, berücksichtigt werden.

Für die Bestimmung des Phytoplanktons wurde auf praxisorientierter Grundlage eine "harmonisierte Taxaliste" erstellt, die ein Mindestbestimmbarkeitsniveau für 1200 Taxa vorschlägt und eine wichtige Grundlage des Verfahrens darstellt.

Wegen des großen Umfangs verfügbarer Bestimmungsliteratur sei hier auf die Auflistung im Abschlussbericht "Phytoplankton" verwiesen.

3.2 Bewertung

Das multimetrische Verfahren berücksichtigt Aspekte der Phytoplankton-Biomasse und des Auftretens von Indikatorarten. Es basiert auf vier Einzelkomponenten, die seetypspezifisch gewichtet zu einem Gesamtindex verrechnet werden:

- Gesamtbiovolumen der Phytoplanktonalgen (Biomasseindex)
- Metrik "Algenklassen" (Volumenanteile ausgewählter Algenklassen in bestimmten Zeitabschnitten am Gesamtbiovolumen)
- Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI) zur Trophieindikation mit Indikatorarten inklusive Diatomeen
- Profundal-Diatomeen-Index (DIPROF, sedimentierte Diatomeen, nur in ausgewählten Tieflandseentypen)

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

Für die Bewertung müssen folgende Daten und Untersuchungsergebnisse vorliegen:

- Typisierung der Gewässer nach der LAWA-Seentypologie
- Kenntnis der mittleren Seetiefe, um im Seentyp 11 zwei Subtypen unterscheiden zu können (Typ 11.1 zu Typ 11.2 ≤ 3 m)
- Ergebnis der Bestimmung und Auszählung des Phytoplanktons in tabellarischer Form in einer Datentabelle (Auswertungsprotokoll). Dabei müssen jeder Zählkategorie eine Taxon-Identifikationsnummer (Taxa_ID) aus der harmonisierten Taxaliste zugeordnet werden. Einzelbiovolumina der Zählkategorien, die eine Art bei der Zählung in Größenklassen unterteilen, werden für das Auswertungsprotokoll unter dem Artnamen und der zugehörigen Taxon_ID aufsummiert. Die Berechnung der Biovolumina aus den Zählwerten erfolgt nach der mikroskopischen Vorschrift (Anlage s. Abschlussbericht). Das Auswertungsprotokoll ist eine Liste mit den Spalten: Messort; Datum; Taxon-ID; Taxonname; spezifisches Biovolumen (mm^3/l); und obligat mittleres Zellvolumen (μm^3); Zellzahl (Zellen/ml), wobei immer die Einzelzelle die Bezugsgröße ist.

3.2.1 Bewertung nach dem Metrik „Gesamtbiovolumen“

Für die aufsummierten Taxabiovolumina des Phytoplanktons eines jeden Beprobungstermins (ohne heterotrophe Flagellaten) werden folgende, schrittweise Mittelwertbildungen vorgenommen

1. Mittelwert aller Probestellen.
2. Monatsmittel dieser Gesamtbiovolumina, falls ein Monat mehrmals beprobt wurde und
3. Mittelwert für den Zeitraum April bis einschließlich Oktober.

Die in dieser Weise gemittelten Gesamtbiovolumina werden nach Klassengrenzen einem Biomasse-Bewertungswert (B-Wert) zugeordnet (ganze Zahl), wobei die zugrunde gelegten Klassengrenzen dem Seentyp des zu bewertenden Sees entsprechen müssen.

3.2.2 Bewertung nach dem „Algenklassen(AK)-Metrik“

Auf Grundlage einer monatlichen Beprobung werden die Werte für jede Einzelkenngröße für ihren Bewertungszeitraum gemittelt. Die angegebenen Schwellenwerte werden nach seetyp-spezifisch auf die zeitraumbezogenen Mittelwerte angewendet und je Einzelkenngröße ein Einzel-AK-Wert ermittelt. Unterscheidet eine Einzelkenngröße nur bestimmte Zustände und trifft für einen zu bewertenden Datensatz kein Kriterium zu, wird der Wert der trophieorientierten Voreinstufung nach dem Metric „Biomasseindex“ zur Weiterberechnung als Einzelkenngrößenwert (Einzel-AK-Wert) benutzt. Das Bewertungsergebnis der 2 bis 4 Einzelkenngrößen wird je Gewässertyp durch Mittelwertbildung zum Metric „Algenklassen“ miteinander verrechnet.

3.2.3 Bewertung nach dem Metrik Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI)

Die Anwendung der Trophie-Indikatoren und deren Trophieankerwerte erfolgt mit gewichteter Mittelwertbildung analog z.B. zum Saprobienindex nach DIN 38410 und auf Basis eines Probenbefundes.

Der PTSI pro Probe errechnet sich wie folgt:

$$PTSI = \frac{\sum ("Abundanz" klasse_i \times TAW_i \times Stenökiefaktor_i)}{\sum ("Abundanz" klasse_i \times Stenökiefaktor_i)}$$

PTSI	=	Phytoplankton-Taxa-Seen-Index	pro
			Probe
"Abundanz"klasse i	=	Abundanzklasse (=Biovolumengewichtung) des i-ten Indikatortaxons	
TAW i	=	Trophieankerwert des i-ten Indikatortaxons	
Stenökiefaktor i	=	Stenökiefaktor des i-ten Indikatortaxons	

Die Trophieankerwerte sowie die Stenökiefaktoren der Indikatortaxa und die Abundanzklassen sind den Tabellen im Anhang des Endberichts zu entnehmen.

3.2.4 Bewertung nach dem Metrik „Profundal diatomeen“

Die in der Sedimentprobe enthaltenen Diatomeenschalen werden aufbereitet und präpariert. Anhand von Diatomeen-Dauerpräparaten (Einbettung in hochbrechendem Kunstharz) wird im Durchlichtmikroskop bei 1200facher Vergrößerung mit Ölimmersionsobjektiven einer numerischen Apertur > 1,30 die relative Zusammensetzung der Planktondiatomeen ermittelt. Die ermittelten Dominanzwerte der planktischen Arten (DOM-Wi) werden anhand eines Trophieoptimumwertes (TO-PROFi) und einem Gewichtungswert (G-PROFi) dargestellt. Diese sind artspezifisch und können aus den Tabellen des Endberichtes entnommen und verrechnet werden, um für jede Probe den Trophieindex für planktische Diatomeen in Profundalproben DI-PROF zu ermitteln.

3.2.5 Verschneidung der Metriks

Für die Bewertung sind 3 bzw. in Tieflandseen 4 Metriks anzuwenden. Die Analyseergebnisse müssen für die 3 Metriks vorab unterschiedlich zusammengefasst werden:

Tab. 3: Hinweise zur Erfassung der Phytoplanktonmetriks

Metric	Zeitraum	Summierung von Taxabiovolumina je Termin
Gesamtbiovolumen	Mittelwert April – Oktober	Alle (ohne heterotrophe Flagellaten)
Algenklassen	Unterschiedliche Zeiträume	Seetypspezifisch in Algenklassen oder -gruppen
PTSI	Einzeltermine	auf Niveau der Mindestbestimmbarkeitsliste

Die Berechnungsformel für die Gesamtbewertung anhand des Phytoplanktons (PSI) lautet:

$$Phyto - Seen - Index = \frac{\sum (Metrik_{1-4} \times Gewichtungsfaktor_{1-4})}{\sum (Gewichtungsfaktor_{1-4})}$$

Die Bestimmung des DI-PROF-Index ist hilfreich, um die taxonomische Diatomeenanalyse der Beprobung des Freiwasserkörpers zu untermauern, muss aber nur bestimmt werden, wenn der PTSI aufgrund zu weniger Indikatortaxa nicht gültig ist. Die Zusammenführung der Einzelergebnisse der Metriks zu einem Gesamtergebnis erfolgt durch gewichtete Mittelwertbildung. Wichtungsfaktoren und Berechnungsverfahren sind Kapitel 12.1 ff. des Abschlussberichtes zu entnehmen.



4 Fischfauna in Seen

Für die 25 größten deutschen Seen wurde auf Basis der Ergebnisse eines vom BMBF finanzierten Forschungsprojektes ein Entwurf für ein Bewertungsverfahren entwickelt. Eine fehlende Validierung der Klassengrenzen für die Ausweisung des ökologischen Gewässerzustandes sowie die mangelnde Übertragbarkeit auf weitere Seentypen stehen aktuell einer flächendeckenden Anwendung des Entwurfes entgegen. In Nachbarländern stehen Bewertungsmethoden für die Qualitätskomponente Fisch in Seen derzeit ebenfalls in der Entwicklung bzw. werden praktisch erprobt. Sollte der deutsche Verfahrensentwurf zur Anwendungsreife weiterentwickelt werden können, wird die Rahmenkonzeption in diesem Punkt ergänzt.



E. Übergangsgewässer

F.Küstengewässer

1 Phytoplankton in Küstengewässer

1.1 Gesamtbewertung

Noch in Bearbeitung. Erste vorläufige Bewertungsansätze liegen für alle Parameter der Qualitätskomponente Phytoplankton bereits vor. Für Nord und Ostsee weichen die Ansätze teilweise voneinander ab, was natürlicherweise in den beiden unterschiedlichen ökologischen Systemen begründet ist. Eine Überprüfung der Bewertungsansätze sowie erste Testverfahren werden derzeit in einem von Niedersachsen initiierten Projekt „Entwicklung eines multifaktoriellen Bewertungssystems des Phytoplankton“ erarbeitet. Ähnliches gilt auch für die Ostseeküste im Projekt „Entwicklung eines ökologischen Gesamtansatzes für die Bewertung der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der EU-WRRL.“ Erste Bewertungsansätze gehen in der Nordsee von der Bewertung von Chlorophyll a und Phytoplanktonzellzahlen aus. Für Chlorophyll ist derzeit die 90%-Perzentile für die Monate März bis September in der internationalen Diskussion für den Wasserkörper N1: 5µg/l Chl a als Grenze zwischen sehr gut und gut, 7,5 µg/l Chl a als Grenze zwischen gut und moderat. In der Ostsee wurden für den Wasserkörper B4 folgende Grenzwerte zur Bewertung des Chlorophyllvorkommens in den Monaten März-September festgelegt: 1,1µg Chl a Grenze zwischen sehr gut und gut, 1,9 µg Chl a Grenze zwischen gut und moderat, 2,6 µg Chl a Grenze zwischen moderat und schlecht.

2 Andere aquatische Flora in Küstengewässern

2.1 Gesamtbewertung

Die Bewertung in den inneren Ostseegewässern (B2) erfolgt nach Selig et al. (2006) anhand von tabellarisch aufbereiteten Vorkommen von bestimmten Vegetationsgemeinschaften und deren Tiefenverbreitung. In den äußeren Küstengewässern der Typen B3 und B4, die hinsichtlich der Makrophyten gemeinsam betrachtet werden sollten, um den gesamten relevanten Tiefengradienten abzudecken, ist von Schories et al. (2006) ein Auswerteschema der Einzelmetrics zu einer Gesamtbeurteilung vorgeschlagen. Hierbei wird ähnlich wie bei einem Entscheidungsbaum verfahren: z.B. kann die Komponente Fucus-Tiefenverbreitung in einem konkreten Wasserkörper nur bewertet werden, wo heute in den relevanten Tiefen auch die benötigten Hartsubstrate vorhanden sind und historisch das Vorhandensein von Substrat und Fucus belegt ist. Im Bereich des Wattenmeeres, in dem Makrophyten relevant sind (N2 und N4) wird die Verbreitung von eulitoral Zostera-Wiesen gemeinsam mit dem Vorkommen eutrophierungszeigender Grünalgenmatten den Hauptbewertungsparameter darstellen. Eine genaue Verrechnung der Einzelmetrics wird derzeit erarbeitet (Schanz und Reise in prep.).

2.2 Zostera

2.2.1 Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft

Zostera beds, with their dense growth, protect the sediment against erosion and facilitate deposition. They provide a substrate for fouling algae which in turn are grazed by snails and other invertebrates. The canopy and rhizomes offer protection for small animals such as juvenile bivalves, crustaceans and fishes which utilize the beds as a nursery. Zostera beds constitute a food for brent geese and wigeon.

Die Bestände der Seegräser sind weltweit rückläufig. Im Wattenmeer sind zwei Phasen zu unterscheiden. Vermutlich ausgelöst durch eine klimatische Anomalie in den 1930er Jahren, befiel der Protist Labyrinthula zosterae das Seegras an den Küsten des Nordatlantiks. Davon 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 (= N4) ist davon nicht betroffen. Vermutet wird, dass die an nährstoffarme Küstengewässer angepassten Seegräser bei den heutigen 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 bedeihte Küste aber nur noch in den Flussmündungen gegeben (Reise et al. 2005). Ein weiteres Problem für die Seegräser ist eine starke Hydrodynamik. Nimmt diese durch die befestigte Küste, steigende Hochwasserstände und klimatische Veränderungen zu, ist im Wattenmeer mit einem Rückgang von Seegraswiesen zu rechnen.

2.2.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

- Eutrophierungsfolgen,
- verstärkte Hydrodynamik,
- verstärkte mechanische Belastung (Grundfischerei,...)

2.2.2.1 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?

- Flächenhafte Ausdehnung im Eulitoral (Wattenmeer)
- Zustand von Zostera-Wiesen: Bedeckungsgrad (Dichte) und Epiphytenwuchs (Wattenmeer und äußere Ostsee)
- Tiefenverbreitung im Sublitoral (innere und äußere Ostsee)

2.3 Makroalgen

2.3.1 Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft

Im Wattenmeer waren Grünalgen im vergangenen Jahrhundert quantitativ unbedeutend, bis sie erstmals vor rund zwanzig Jahren in großflächigen Matten auftraten. Zehn Jahre später erfolgte eine zuvor nie beobachtete Massenentwicklung. Grünalgen bedeckten mehr als 15 Prozent der Wattflächen und die überlagerte Bodenfauna starb durch Mangel an Sauerstoff bzw. durch Sulfidvergiftung. Dieses Massenvorkommen wiederholte sich über drei Sommer. Das Grünalgenaufkommen blieb auch danach auf relativ hohem Niveau, sodass ein erneutes Massenvorkommen jederzeit möglich erscheint. Die primäre Ursache dieser auch an anderen Küsten beobachteten 'Green Tides' sind erhöhte Nährstoffeinträge. Ähnlich wie im Wattenmeer scheint dieses Problem aber auch anderswo geringer geworden zu sein.

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?

- Eutrophierungserscheinungen

2.3.3 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?

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

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 Mausergebiet für viele Vogelarten aus einem zirkumpolaren Verbreitungsgebiet. Im Nationalpark brüten jährlich rund 40 Arten mit ca. 100.000 Brutpaaren. 70 Zugvogelarten mit insgesamt mehr als 1 Million Individuen rasten regelmäßig in den Salzwiesen, wenn sie im Frühjahr und Spätsommer/Herbst einen mehrwöchigen Zwischenstopp machen, um bei Niedrigwasser im Wattenmeer Nahrung zu suchen. 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 Schadstoffsink 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 dürften Salzwiesen als Nährstoffsink wirken.

2.4.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

Die standortgemäße Ausprägung der Salzwiesenflora und -fauna wird durch landwirtschaftliche Nutzung (Beweidung) und Küstenschutzmaßnahmen (Entwässerung und Strukturveränderung) beeinflusst. Touristische Nutzung wirkt über Störungen vor allem auf die Tierwelt. Nähr- und Schadstoffeinträge über das Wasser (Gezeiten) und die Luft sowie eine klimabedingte Veränderung der Überflutungshäufigkeiten können zu einer Verschiebung in den Pflanzengesellschaften und zu einem Diversitätsverlust führen.

2.4.3 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?

Wird derzeit trilateral (AG Salt marshes) und innerhalb einer Gruppe von Fachleuten im Rahmen des BLMP bearbeitet.

3 Benthische Wirbellose Fauna

3.1 Gesamtbewertung

Grundsätzlich scheint für beide Meeresgebiete die Bewertung im Wesentlichen auf der Basis der Artenzusammensetzung möglich zu sein. Während für die Ostsee mit dem Bewertungsmodell Marine Biotic Index Tool MarBIT ein Klassifizierungsverfahren vorliegt, dessen Entwicklung fast abgeschlossen ist, besteht in der Nordsee weiterhin Entwicklungsbedarf. Erfolgversprechend aber noch nicht endgültig bewertet lief die Anpassung des aus Spanien stammenden aber relativ unscharfen AMBI-Indexes auf schleswig-holsteinische Verhältnisse. Möglicherweise lässt sich aber auch der genauere, auf vier Indices beruhende MarBIT-Ansatz auf die Nordsee (Sublitoral, Eulitoral, Muschelbänke) übertragen. Dieses ist Gegenstand gemeinsam abgestimmter Aktivitäten von NPA, LANU und NLPV/NLWKN in Niedersachsen. Belastbare Ergebnisse werden im Laufe des Jahres 2007 erwartet.

3.2 Miesmuschelbänke mit Begleitfauna

3.2.1 Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft

Miesmuscheln sind typische Habitatbildner des Wattenmeeres. Muschelbänke gehören zu den artenreichsten Habitaten im Eulitoral. Die Zusammensetzung der assoziierten Benthos-Fauna gibt auch Aufschluss über den Zustand des Wasserkörpers.

3.2.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

- Eutrophierung,
- Klimaänderung,
- mechanischer Stress (z.B. durch Schleppnetzfischerei),
- Einschleppung fremder Arten

3.2.3 Welche Kenngrößen (Metrics) werden zur Bewertung herangezogen?

Klassifizierungssystem für Muschelbänke untereinander sowie MarBIT-Ansatz werden derzeit getestet. Erste Ergebnisse werden bis Ende 2006 zu erwarten.

3.3 Wattflächen (Eulitoral) und Sublitoral

3.3.1 Kurzbeschreibung der Lebensgemeinschaft

Die bodenlebende Makrofauna (Tiere größer 1 mm) kennzeichnen 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 Klaff-, Herz-, Tell- und Miesmuschel) Schnecken (wie die Wattschnecke) und Vertreter einiger weiterer Gruppen sind als Verzehrer von einzelligen Planktonalgen, Bodenalgen und Detritus hochproduktive Primärkonsumenten, die wiederum als Nahrung für viele üppige Tierpopulationen dienen (nach H. Michaelis & K. Reise, 1994).

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?

Für die Klassifizierung der eulitoralischen Sandwatten Schleswig-Holsteins und im Sublitoral der Deutschen Bucht scheint das AMBI-Verfahren nach Anpassung der Artenliste geeignet zu sein, als ein Index den ökologischen Zustand anhand der Artenzusammensetzung zu beurteilen (Heyer, in prep.). Probleme gibt es allerdings auf Stationen mit natürlich hohen organischen Gehalten oder sehr geringen Arten- und Individuenzahlen. Da der Zustand möglichst mit mehreren, voneinander unabhängigen Indices bewertet werden sollte, wird derzeit der in der Ostsee entwickelte MarBIT-Ansatz auf seine Verwendbarkeit in der Nordsee geprüft. Mit Ergebnissen wird 2007 gerechnet.

Anmerkung: Die Bewertung der nicht trockenfallenden Bereiche (Priele, Ströme) im Wattenmeer ist derzeit nicht möglich, da noch geeignete Monitoringverfahren entwickelt werden müssen.

3.4 Benthos Ostsee (Sublitoral)

3.4.1 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 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 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 marine Faunenelemente siedeln. Andererseits führt der Sauerstoffmangel zum Zusammenbruch der benthischen Lebensgemeinschaften. Zurzeit findet in den Zonen mit zeitweisigem Sauerstoffmangel ein Wechsel zwischen Polychaeten dominierten Wiederbesiedlungsgemeinschaften und stark verarmten oder makrobenthosfreien Böden statt (Gosselck et al. 2001).

3.4.2 Welche Belastungen können anhand der Lebensgemeinschaft bewertet werden?

- Eutrophierung,
- mechanischer Stress (z.B. durch Schleppnetzfischerei),
- Klimaänderung,
- Einschleppung fremder Arten

3.4.3 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 wird bis Sommer 2006 im Rahmen eines BMFT-Projektes zur Anwendungsreife gebracht (Meyer et al. 2006).



Grundlage des Modells ist eine umfangreiche Benthosdatenbank mit autökologischen Informationen und Referenzartenlisten für jedes bewertungsrelevante Teilgebiet und die Habitate Phyta, 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) bewertet. Die Ergebnisse der internationalen Interkalibration fließen in das Modell ein, deshalb sind die Klassengrenzen als vorläufig anzusehen.

G. Qualitätssicherung biologischer Daten

1 Grundsätzliche Anforderungen an die Qualitätssicherung biologischer Daten

Die Qualitätssicherung¹⁰ 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 Qualitätssicherungssystems¹¹ 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)
- Validierung/Verifizierung der eingesetzten Untersuchungsmethoden zur Ermittlung der Verfahrenskenndaten (z.B. Ermittlung der Messunsicherheit bei der Biovolumenbestimmung)

¹⁰ Qualitätssicherung hier synonym zum Qualitätsmanagement. Laut Definition ist die Qualitätssicherung lediglich ein Bestandteil eines Qualitätsmanagementsystems nach z.B. DIN EN ISO/IEC 17025

¹¹ Qualitätssicherung hier synonym zum Qualitätsmanagement. Laut Definition ist die Qualitätssicherung lediglich ein Bestandteil eines Qualitätsmanagementsystems nach z.B. DIN EN ISO/IEC 17025

- Einsatz von (möglichst) zertifizierten Referenzmaterialien (soweit vorhanden)
- Anlage von Vergleichs- und Belegsammlungen
- Führung von Kontrollkarten
- 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 die Nachbestimmung der Belegsammlung eines Auftrages

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>

3 Einheitliche Taxalisten mit dazu gehöriger Bestimmungsliteratur

An dieser Stelle müssen m.E. die operationellen Taxalisten für die Bewertungsverfahren Deutschlands und die Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (Mauch et al. 2003) genannt werden. Außerdem sollten wesentliche Bestimmungsliteratur aufgeführt werden!!!

3.1 Makrozoobenthos

- EN ISO 8689-1: Water quality – Biological classification of rivers – Part 1: Guidance on the interpretation of biological quality data from surveys of benthic macro-invertebrates in running waters (1999)
- EN ISO 8689-2: Water quality – Biological classification of rivers – Part 2: Guidance on the presentation of biological quality data from surveys of benthic macro-invertebrates (1999)

3.2 Makrophyten/Phytobenthos

- z.Z. in Erarbeitung
- prEN 14407 Water quality – Guidance standard for the identification and enumeration of benthic diatom samples from rivers, and their interpretation

3.3 Phytoplankton

3.4 Fischfauna

Die derzeit für die fischbasierte Bewertung von Fließgewässern mit dem Verfahren FIBS relevanten Arten sind ökologisch charakterisiert worden und sowohl in Tabellenvorlagen des Bewertungsverfahrens als auch im zugehörigen Handbuch zum Bewertungsverfahren aufgeführt.