Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V.
Potsdam-Sacrow

Band 41

Verfahrensvorschlag zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen anhand der Fische

Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V.
Potsdam-Sacrow

Band 41 (2015)

Verfahrensvorschlag zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen anhand der Fische

Herausgegeben vom Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow (IfB)
Im Königswald 2, 14469 Potsdam

Impressum:

Autoren: **Dr. David Ritterbusch & Dr. Uwe Brämick**
Titelgrafik: **Dr. David Ritterbusch**
Herausgeber: **Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow**
Finanziert durch die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser über das Länderfinanzierungsprogramm „Wasser, Boden und Abfall“

Im Königswald 2
14469 Potsdam
Tel.: 033201/406-0
Fax: 033201/406-40
E-Mail: info@ifb-potsdam.de
Internet: www.ifb-potsdam.de

Schriften des Instituts für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow
41 (2015) ISSN 1438-4876

ZUSAMMENFASSUNG

Ein Verfahren zur fischbasierten Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen in Deutschland (*DeLFI*) wird vorgeschlagen. Das Verfahren entspricht den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie. Es umfasst zwei Module. Für tiefe Seen mit Flächen über 1.000 ha sowie für Seen der Alpen und Voralpen wird das gewässerbasierte Modul eingesetzt (*Site*-Modul). Es beruht auf modellierten Fischgemeinschaften. Für Seen des norddeutschen Flachlands unter 1.000 ha wird das typbasierte Modul genutzt (*Type*-Modul). Dafür sind die Ergebnisse von Befischungen mit benthischen Netzen gemäß dem Standard EN 14757 erforderlich. Für das typbasierte Modul wurde eine Typologie zur fischbasierten Bewertung entwickelt. Dabei wird zwischen polymiktischen Seen, geschichteten Seen bis 30 m Maximaltiefe und geschichteten Seen über 30 m Maximaltiefe unterschieden. Zur Bewertung werden in beiden Modulen relevante Fischbestandsmerkmale genutzt (Metrics). Sie wurden auf der Basis von Korrelationen zu anthropogenen Einflussparametern, Literaturrecherchen und Expertisen gewählt. Die Metrics erfüllen die Forderung der Wasserrahmenrichtlinie nach der Bewertung von Merkmalen aus den Kategorien Abundanz, sensible Arten und Alter. Entsprechend der Ausprägung der Metrics werden zunächst einzeln Punkte vergeben. Diese werden gemäß Wasserrahmenrichtlinie zu einem EQR zusammengefasst. Dem EQR-Wert wird dann eine von fünf ökologischen Klassen zugeordnet, die den ökologischen Zustand des Sees beschreiben.

INHALT

1 Kurzfassungen 9
1.1 Module - Wahl und Voraussetzungen 9
1.2 Kurzdarstellung Site-Modul 9
1.3 Kurzdarstellung *Type*-Modul 15
2 Einleitung 20
3 Typologie 22
4 Datenbasis 23
4.1 *Site*-Modul des *DeLFI* 23
4.2 *Type*-Modul des *DeLFI* 25
5 Metrics 26
5.1 *Site*-Modul 26
5.1.1 Arteninventar 27
5.1.2 Gildeninventar 28
5.1.3 Abundanz häufige Arten 28
5.1.4 Gildenabundanz 28
5.1.5 Optionaler Metric *Maximalmasse Blei* 29
5.2 *Type*-Modul 30
5.2.1 Obligatorische Arten 31
5.2.2 Einheitsfang Masse 31
5.2.3 Anteil Barsch 31
5.2.4 Anteil Blei 31
5.2.5 Anteil Güster 32
5.2.6 Anteil Kaulbarsch 32
5.2.7 Anteil Zander 32
5.2.8 Anteil benthischer Arten 32
5.2.9 Anteil benthivore Arten 32
5.2.10 Median Masse ausgewählter Arten 32
5.3 Metrics in beiden Modulen 34
5.3.1 Modifikator *Reproduktion besetzter Arten* 34
5.3.2 Optionaler Metric *Vernetzung* 34
6 Referenzzustände der Fischgemeinschaft 35
6.1 *Site*-Modul 35
6.2 *Type*-Modul 37
7 Klassengrenzen und Verrechnung 38
7.1 Klassengrenzen *Site*-Modul 38
7.2 Klassengrenzen *Type*-Modul 39

7.3 Gesamtbewertung 41
8 Plausibilitätsprüfung 42
9 Interkalibrierung 43
10 Diskussion 44
10.1 Typologie von Seen 45
10.2 Metrics 45
10.3 Konzept und Klassengrenzen 46
10.4 Bewertung 47
10.5 Ausblick 47
11 Literatur 48
12 Veröffentlichungen im Rahmen von LfP-Vorhaben am IfB 53
13 Anhang 54
13.1 Zum *Site*-Modul 54
13.1.1 Artenliste *Site*-Modul 54
13.1.2 Berechnung der Gildenabundanz-Metrics 56
13.1.3 *DeLFI-Site*: Short description of the German site specific Lake Fish Index 58
13.2 Zum *Type*-Modul 61
13.2.1 Plausibilitätsprüfungen des *Type*-Moduls 61
13.2.2 *DeLFI-Type*: Short description of the German type specific Lake Fish Index 66
14 Einfluss-Kennzahlen im TAPI 68
15 Abkürzungen und Glossar 69

1 KURZFASSUNGEN

Die Anwendung des fischbasierten Verfahrens zur Bewertung von Seen *DeLFI* wird nachfolgend anhand der Excel-Bewertungsvorlagen kurz dargestellt. Der Abschnitt liefert einen Überblick und ist daher dem Volltext vorangestellt. Erklärungen bzw. Details zu Metrics oder Verrechnung sind hier nicht zu finden.

1.1 MODULE - WAHL UND VORAUSSETZUNGEN

Der *DeLFI* umfasst zwei Module. Das ***Site*-Modul** wurde an Seen ab 1.000 ha Größe oder Maximaltiefen über 50 m oder hohem Volumen/Flächenquotient entwickelt und sollte in seiner Anwendung vor allem auf derartige Gewässer begrenzt bleiben. Seen aus der alpinen Region werden ebenfalls mit dem *Site*-Modul bewertet. Die Anwendung des *Site*-Moduls basiert auf Modellierungen von Arteninventaren und semiquantitativen Häufigkeiten für die Referenzfischgemeinschaft und für die aktuelle Fischgemeinschaft. Dazu werden Daten und Angaben der Fischerei, Fachliteratur, gezielte Befischungen und Expertisen genutzt. Das ***Type*-Modul** des *DeLFI* wurde für Seen im norddeutschen Flachland (Ökoregion 14) entwickelt, die nicht die o. g. Eigenschaften aufweisen. Zur Bewertung mit dem *Type*-Modul ist eine Befischung mit benthischen Multimaschen-Stellnetzen nach europäischem Standard EN 14757 (2005a) erforderlich.

1.2 KURZDARSTELLUNG SITE-MODUL

Allgemeines zur Nutzung
Für das *Site*-Modul wird mit dieser Veröffentlichung die Versionsnummer 01 vergeben. Die Excel-Vorlage zur Anwendung liegt in zwei Varianten vor: eine für die Bewertung der großen und tiefen Seen Norddeutschlands und eine für die Bewertung alpiner Seen. Die Varianten unterscheiden sich in den Vorschlägen für die Referenzfischgemeinschaften, den sog. Rahmenreferenzen. Die Varianten und die dazu gehörigen Excel-Vorlagen haben zum Zeitpunkt der vorliegenden Veröffentlichung den Stand 1409 (September 2014) für die alpine Version und 1504 (April 2015) für die zentrale Version. Mit dem Stand der Bearbeitung werden zukünftig kleinere Änderungen beispielsweise von Formatierungen codiert. Änderungen der Bewertungsergebnisse sollen über die Versionsnummer angezeigt werden.

Die Vorlage sollte zuerst mit der „Speichern unter"-Funktion als eigene Datei gesichert werden. Mit jeder Excel-Mappe bzw. Datei kann nur ein See bewertet werden! **Das Blatt LFI darf nicht kopiert werden** um mehrere Seen in einer Arbeitsmappe zu bewerten. Die Ergebnisse sind dann falsch. Die Mappe enthält zwei sichtbare Arbeitsblätter: [Info] mit Kurzinformationen zur Anwendung und [LFI] für Dateneingabe und -auswertung. Die Mappe enthält drei ausgeblendete Arbeitsblätter: [Refdef] mit Rahmenreferenzen, [Gilde] mit Gildenzuordnungen und [Rechne] mit Berechnungen. Die Arbeitsmappe und alle Blätter sind vor versehentlichen Änderungen geschützt. Sollten Änderungen erforderlich werden, kann der Schutz mit einem Passwort aufgehoben werden das auch im [Info]-Blatt genannt wird: „Site-Alpin" für die alpine Variante und „Site-Zentral" für die Flachland-Variante. Änderungen in den Berechnungen ändern die Ergebnisse, die dann nicht mehr mit anderen Bewertungen vergleichbar sind.

Die nachfolgende Kurzdarstellung beschreibt die Inhalte des Blattes [LFI]. Blaue Markierungen kennzeichnen Eingabefelder und rote Markierungen Ausgabefelder.

Kopfbereich
Im Kopfbereich des Bewertungsblattes werden Angaben zu Gewässername und Bearbeiter gemacht, Kommentare zur Nachvollziehbarkeit gegeben (z. B. für den Bewertungszeitraum) und der Gewässertyp des zu bewertenden Sees gewählt (Abb. 1).

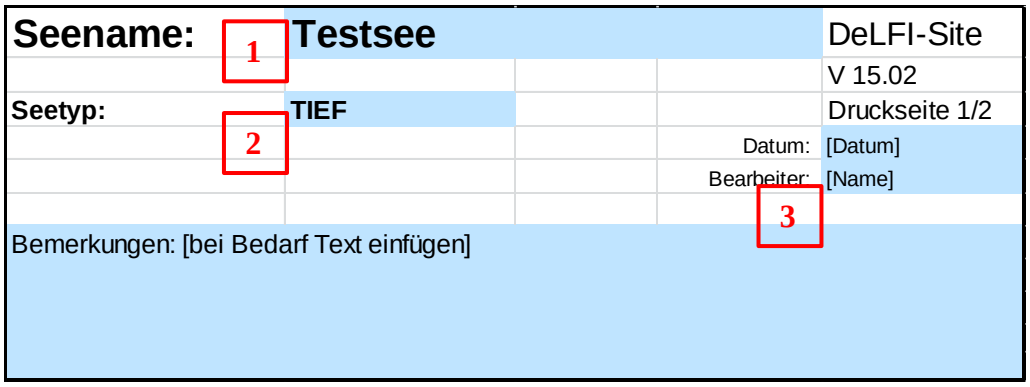

Abb. 1: Kopf der Excel-Vorlage für das *Site*-Modul. Hier werden der Seename eingegeben (1), der Seetyp gewählt (2) sowie Datum, Bearbeiter und Bemerkungen (3) und.

In der Vorlage für das zentrale Flachland werden die Seetypen POLY (ungeschichtet), STRAT (geschichtet) und TIEF (geschichtet mit Maximaltiefen über 30 m) genutzt. In der Vorlage für den alpinen Bereich können die LAWA-Seetypen 1 bis 4 gewählt werden. Auf Basis der Typwahl werden die Rahmenreferenzen vorgegeben.

Bereich Arten der Rahmenreferenz
Prinzipiell werden im *Site*-Modul Artenlisten ermittelt und die Häufigkeiten im Referenzzustand mit dem aktuellen Zustand verglichen. Im Bereich Rahmenreferenz der Excel-Vorlage werden in Abhängigkeit vom Seetyp einige Fischarten mit zugehörigen Abundanzklassen vorgegeben. Die Spalte [Art] zeigt das Arteninventar der Rahmenreferenz, die Spalte [Referenz] die zugeordnete Referenz-Häufigkeit (Abb. 2). Die dabei genutzten Häufigkeitsklassen sind:

Tab. 1: Zuordnung der Häufigkeitsklasse im *Site*-Modul.

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

Die Rahmenreferenz ist als Richtwert anzusehen, muss geprüft und kann geändert werden. Die Arten der Rahmenreferenz können nicht entfernt werden, ggf. werden die Abundanzklassen auf 0 gesetzt. Für die entsprechenden Arten der Rahmenreferenz werden auch die aktuellen Häufigkeitsklassen eingeben (Spalte aktuell in Abb. 2).

Ein Beispiel für einen tiefen geschichteten See zeigt Abb. 2. Im linken Bereich steht die Rahmenreferenz mit den Arten Blei (Häufigkeitsklasse 2), Ukelei (2), Güster (2) usw. In einigen Fällen wurden die Klassen für die Referenzhäufigkeit geändert, z. B. für die Arten Güster und Steinbeißer. Es erscheint ein „Nein“ in der Spalte [Rahmen?], d. h. Arten und/oder Häufigkeitsklassen entsprechen nicht der Rahmenreferenz. Auf der rechten Seite werden in der Spalte [Aktuell] die aktuellen Häufigkeitsklassen eingegeben. Im Beispiel fehlen aktuell Stint und Bitterling, die zur modellierten Referenz gehören.

Arten der Rahmenreferenz				
Art	**Referenz**	**Rahmen?**	**Aktuell**	**Name DE**
Abramis brama	2		3	Blei
Alburnus alburnus	2		2	Ukelei
Blicca bjoerkna	2	Nein	2	Güster
Cobitis taenia	2	Nein	2	Steinbeißer
Coregonus albula	3		3	Kleine Maräne
Esox lucius	3	Nein	3	Hecht
Gymnocephalus cernua	2		2	Kaulbarsch
Lota lota	2	Nein	1	Quappe
Osmerus eperlanus	2	Nein	0	Stint
Perca fluviatilis	3		3	Barsch
Rhodeus amarus	1		0	Bitterling
Rutilus rutilus	3		3	Plötze
Scardinius erythro.	2		2	Rotfeder
Tinca tinca	2	Nein	2	Schleie
-	-	0	-	-

Abb. 2: Excel-Vorlage für das Site-Modul, Bereich Arten der Rahmenreferenz. In Abhängigkeit vom Seetyp werden Fischarten und Referenzhäufigkeiten vorgegeben (Spalten [Art] und [Referenz]). Die Spalte [Rahmen] zeigt Arten mit „Nein“, für die die Referenz modifiziert wurde. Die aktuelle Häufigkeit wird in der Spalte [Aktuell] eingegeben.

Bereich See-spezifische Arten

Im Bereich See-spezifische Arten werden alle Fischarten der Referenz-Fischgemeinschaft und der aktuellen Fischgemeinschaft eingetragen, die in den Rahmenreferenzen fehlen. So werden die Besonderheiten des Gewässers berücksichtigt. Es ist erforderlich

- das komplette Arteninventar für Referenz und aktuellen Zustand anzugeben. Das geschieht in der Spalte [weitere Arten] über die wissenschatlichen Artnamen.
- Die jeweiligen Abundanzklassen für den Referenzzustand anzugeben - Spalte [Referenz],
- und die jeweiligen Abundanzklassen in aktueller Ausprägung anzugeben - Spalte [Aktuell].

Abb. 3 zeigt ein Beispiel. Die meisten Arten haben die Referenz-Häufigkeitsklasse 1. Die häufigeren Arten waren in diesem Fall schon Teil der Rahmenreferenz und werden hier nicht erneut aufgeführt. Anhand der Angaben in der Spalte [Aktuell] lässt sich erkennen, dass aktuell einige der Referenzarten fehlen, z.B. Dreistachliger Stichling, Gründling und Hasel. Das Moderlieschen wurde versehentlich zweimal eingegeben, es erscheint eine Warnung in der Spalte [Kontrolle]. In solchen Fällen ist eine Korrektur nötig.

Damit ist die Dateneingabe abgeschlossen. Nachfolgend wird die Auswertung dargestellt.

See-spezifische Arten				
Weitere Arten	**Referenz**	**Kontrolle**	**Aktuell**	**Name DE**
Leuciscus cephalus	1		1	Döbel
Gasterosteus aculeatus	1		0	Dreist. Stichling
Leuciscus idus	1		1	Aland
Gobio gobio	2		0	Gründling
Leuciscus leuciscus	1		0	Hasel
Carassius carassius	1		1	Karausche
Cyprinus carpio	0		1	Karpfen
Leucaspius delineatus	1		0	Moderlieschen
Aspius aspius	1		1	Rapfen
Misgurnus fossilis	1		0	Schlammpeitzger
Sander lucioperca	1		1	Zander
Pungitius pungitius	1		2	Zwergstichling
Leucaspius delineatus	keine Angabe	Doppelt	keine Angabe	Moderlieschen

Abb. 3: Excel-Vorlage für das *Site*-Modul, Bereich See-spezifische Arten. Die Fischarten sind nicht hier vorgegeben sondern werden in der Spalte [Weitere Arten] ausgewählt. Die Spalten [Referenz] und [Aktuell] beinhalten die jeweiligen Häufigkeitsklassen der Arten, [Kontrolle] zeigt doppelte Angaben.

V**erbindliche Metrics**

Die bewertungsrelevanten Merkmale der Fischgemeinschaft werden als M*etrics* bezeichnet. Eine Übersicht der Auswertung zeigt Abb. 4. Die Spalte [Referenz] zeigt die Ausprägung der Metrics im Referenzzustand, die Spalte [Aktuell] die aktuelle Ausprägung. Die Bewertung (Anzahl Punkte) findet sich in der Spalte [Wert].

Verbindliche Metrics				
Metric	**Referenz**		**Aktuell**	**Wert**
sensible Arten				
häufige Arten	4	davon heute	3	**1**
regelmäßige Arten	10	davon heute	8	**3**
seltene Arten	11	davon heute	6	**5**
Anzahl Habitatgilden	3	davon heute	2	**3**
Anzahl Reproduktionsgilden	4	davon heute	3	**1**
Abundanzen				
Abundanz häufige Arten	4	davon heute	3	**3**
Abundanz Habitatgilden				
littoral	profundal	epilimnisch	hypolimnisch	**kombiniert**
5,0	na	3,0	1,0	**3**
Abundanz Reproduktionsgilden				
lithophil	phyto-lithophil	phytophil	psammophil	**kombiniert**
2,3	5,0	5,0	1,0	**3**

Abb. 4: Auswertung der Excel-Vorlage für das *Site*-Modul. In der Spalte [Metric] sind die Metrics aufgezeigt. Die Spalte [Referenz] zeigt den Referenzzustand, die Spalte [Aktuell] die aktuelle Ausprägung und die Spalte [Wert] die Einzelbewertung.

In Abb. 4 ist ein Beispiel dargestellt, das auf den vorhergehenden Angaben beruht. Es lassen sich schlechte bzw. mäßige Einzelbewertungen erkennen (mit den Werten 1 bzw. 3). So existieren aktuell nur acht von zehn Arten, die im Referenzzustand mit der Klasse „regelmäßig“ eingestuft sind - es fehlen Stint und Gründling. Zudem ist eine häufige Art der Referenz nicht mehr vertreten, was auch zu schlechten/mäßigen Bewertungen in weiteren Metrics führt. Es handelt sich um die Kleine Maräne. Diese ist kommt zwar aktuell häufig vor (vergl. Abb. 2), der Bestand wird aber ausschließlich durch Besatz erhalten.

Reproduktion besetzter Arten

Unterhalb der verbindlichen Metrics befindet sich der Modifikator *Reproduktion besetzter Arten*. Die Spalte [1 - Kontrolle] gibt aus, ob im Gewässer aktuell eine potenziell besetzte Art vorkommt. Wenn ja, muss der Einfluss von Besatz geprüft werden. In der Spalte [2 - Besetzt] wird eingegeben, ob die Art besetzt wird bzw. wurde. In der Spalte [3 - Reproduziert] wird angegeben, ob die Art dennoch nachweislich im See reproduziert, so dass der Bestand besatzgestützt, aber nicht besatzabhängig ist. Kommen besetzte Arten ohne eigene Reproduktion vor, wird ihre aktuelle Abundanz nicht weiter berücksichtigt. In den Berechnungen der Excel-Vorlage wird die aktuelle Abundanz dieser Arten auf 0 gesetzt. Für Kleine Maräne, Hecht, Schleie und Zander wird das automatisch in den Berechnungen berücksichtigt. Für Arten aus dem Formenkreis der Großen Maräne müssen die aktuellen Häufigkeitsklassen per Hand auf 0 gesetzt werden.

Im Beispiel (Abb. 5) kommen im See vier Arten vor, die potenziell besetzt werden: Kleine Maräne, Hecht, Zander und Schleie. Nur Kleine Maräne und Hecht werden auch tatsächlich besetzt, wobei der Hecht nachweislich auch natürlich reproduziert. Für die Kleine Maräne gibt es keinen solchen Nachweis, d.h. dass der Bestand ausschließlich auf Besatz beruht. Daher wird die aktuelle Abundanzklasse in den Berechnungen auf 0 gesetzt. Dadurch hat die Kleine Maräne die Referenz-Häufigkeit 3, fehlt aber aktuell aufgrund ihrer Besatzabhängigkeit. Sie gehört im Beispielsgewässer als einzige Art zur lithophilen Habitatgilde. So erklären sich die schlechten Bewertungen in den Metrics *Anzahl häufige Arten*, *Abundanz häufige Arten*, *Anzahl Habitatgilden* und *Abundanz Habitatgilden* (Abb. 4).

Reproduktion besetzter Arten		Metric berücksichtigen?		Ja
Art	1 - Kontrolle	2 - Besetzt	3 - Reproduziert	Effekt
Coregonus albula	Ja	Ja	Nein	aktuelle Abundanzkla
Coregonus phen. "lavaretus"	Nein	Nein	Ja	
Esox lucius	Ja	Ja	Ja	
Sander lucioperca	Ja	Nein	Ja	
Tinca tinca	Ja	Nein	Ja	

Abb. 5: Modifikator *Reproduktion besetzter Arten* in der Excel-Vorlage für das *Site*-Modul. Die Spalte [1-Kontrolle] gibt aus, welche potenziell besetzten Arten existieren. In [2-Besetzt] wird eingegeben, ob diese Arten auch tatsächlich besetzt werden und in [3-Reproduziert] ob sie trotz Besatz natürlich reproduzieren.

Optionale Metrics

Im *Site*-Modul können zwei optionale Metrics berücksichtigt werden: Die *Maximalmasse der Art Blei* und die oberirdische und für Fische passierbare *Vernetzung* des Gewässers (Abb. 6). Im Beispiel waren keine Daten zur *Maximalmasse Blei* vorhanden, der Metric wird nicht berücksichtigt.

Der optionale Metric *Vernetzung* ist ein Zusatzmetric für Seen, die im Referenzzustand mit umliegenden Fließgewässern verbunden sind. Zunächst muss angegeben werden, ob eine Verbindung zu oberirdischen Zu- und Abflüssen (=Vernetzung) im Referenzzustand gegeben ist. Dann wird die Verbindung des Sees mit oberirdischen Zu- und Abflüssen fischbasiert bewertet und testweise in die Gesamtbewertung einbezogen. Dieser Metric ist in der Erprobungsphase und sollte vorerst nicht in die Bewertung einfließen.

Optionale Metrics		Metric nutzen?	Klasse wählen	**Wert**
Maximalmasse Blei		Nein	keine Angabe	**na**
		Metric nutzen?		
Vernetzung		Nein	0	**na**
Ist der See im Referenzzustand vernetzt?		Nein		

Abb. 6: Optionale Metrics in der Excel-Vorlage für das *Site*-Modul.

Bewertung des ökologischen Zustands

Im unteren Bereich der Auswertungsseite befindet sich rot umrandet die Bewertung des ökologischen Zustandes des Sees. Aus den Einzelbewertungen der Metrics wird ein EQR Wert berechnet, dem eine der fünf ökologischen Zustandsklassen zugeordnet wird. Im Beispiel resultiert eine unbefriedigende Bewertung (Abb. 7).

Bewertung des ökologischen Zustandes des Sees			
		Anzahl der Metrics:	**8**
		Gesamtwert:	**22**
		EQR:	**0,44**
		Ökologische Statusklasse See:	**unbefriedigend**
Berücksichtigung optionaler Metrics			
Reproduktion:	berücksichtigt		
Maximalgewicht Brassen:	ausgeschlossen		
Anzahl Gastarten/Gruppen:	ausgeschlossen		

Abb. 7: Beispielhafte Bewertung des ökologischen Zustands in der Excel-Vorlage für das *Site*-Modul. Ausgegeben werden die Anzahl der insgesamt gewählten Metrics, die Summe der Metric-Bewertungen, EQR-Wert und die resultierende Zustandsklasse.

Kommentare und Kontrollen

Der Druck der ersten zwei Seiten gibt die Bereiche von Eingabe und Auswertung aus. Im Anschluss sind noch Kommentare und Kontrollen zu finden. Hier können Anmerkungen gemacht werden. Zudem werden hier die Ergebnisse von Prüfungsroutinen ausgegeben, die doppelte oder fehlende Eingaben erkennen (ohne Abb.).

1.3 KURZDARSTELLUNG *TYPE*-MODUL

Für das *Type*-Modul liegt eine Excel-Vorlage vor, diese hat zum Zeitpunkt der vorliegenden Veröffentlichung die Versionsnummer 01 und den Bearbeitungsstand 1504 (April 2015). Die Arbeitsmappe und alle Blätter sind mit einem Passwort vor versehentlichen Änderungen geschützt. Sollten Änderungen erforderlich werden, lässt sich der Schutz mit dem Passwort „*DeLFI*-TYPE“ aufheben. Änderungen in den Berechnungen ändern die Ergebnisse, die dann nicht mehr mit anderen Bewertungen vergleichbar sind.

Die Vorlage sollte zuerst mit der „Speichern unter“-Funktion als eigene Datei gesichert werden. Mit jeder Excel-Mappe bzw. Datei kann nur ein See bewertet werden! **Das Blatt TYPE darf nicht kopiert werden** um mehrere Seen in einer Arbeitsmappe zu bewerten. Die Ergebnisse sind dann falsch. Die Mappe enthält zwei sichtbare Arbeitsblätter: [Info] mit Kurzinformationen zur Anwendung und [TYPE] für Dateneingabe und -auswertung. Die Mappe enthält ausgeblendete Arbeitsblätter: [LT POLY], [LT STRAT] und [LT DEEP] mit typspezifischen Auswertungen, sowie [specieslist] mit einer Liste von Arten und funktionellen Merkmalen. Das Blatt [collect] dient dem vereinfachten Export der Ein- und Ausgaben für zukünftige Auswertungen.

Die nachfolgende Kurzdarstellung beschreibt die Inhalte des Blattes [TYPE]. Allgemein kennzeichnen blaue Markierungen Eingabefelder und rote Markierungen Ausgabefelder.

Kopfbereich
Der Kopfbereich der Bewertungsvorlage ist in Abb. 8 dargestellt. Oben werden Angaben zu Gewässernamen, Bearbeiter, Bearbeitungszeitpunkt und Zeitpunkt der Datenerhebung gemacht. Diese Angaben sind informativ. Darunter wird der Gewässertyp des zu bewertenden Sees gewählt. Es ist möglich, über die Angabe mittlerer und maximaler Tiefe einen Vorschlag zum Seetyp zu erhalten. Zur Auswahl stehen die Typen ungeschichtet, geschichtet und geschichtet mit Maximaltiefen über 30 m. Die Typologie ist funktionell und der vorgeschlagene Seetyp kann geändert werden, z. B. wenn ein polymiktisches Gewässer in einem sehr kleinen Bereich geschichtet ist. Es können zudem Bemerkungen zur Nachvollziehbarkeit eingegeben werden (z. B. für den Bewertungszeitraum).

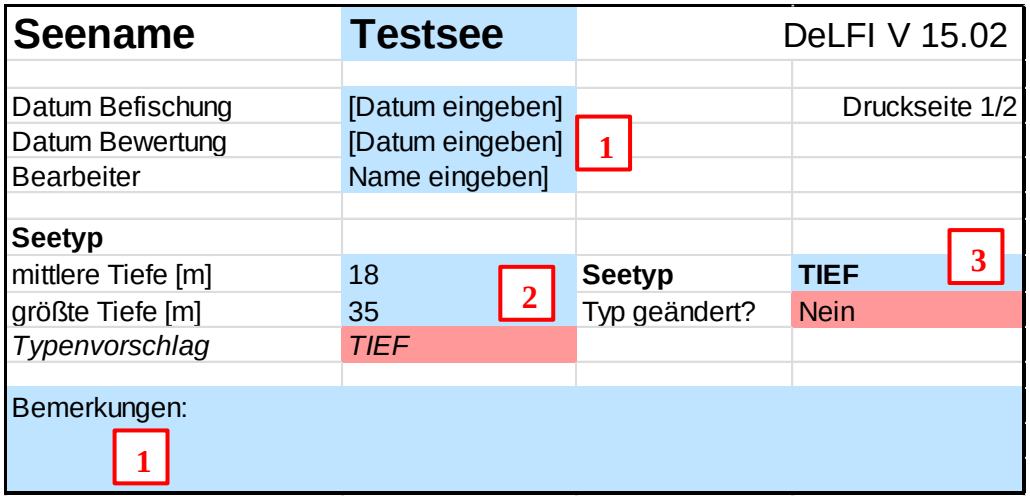

Abb. 8: Der Kopfbereich der Excel-Vorlage für das *Type*-Modul. Die roten Zahlen markieren 1: informative Angaben zur Bewertung, 2: morphometrische Kennzahlen für den Typvorschlag und 3: die endgültige Typfestlegung.

Dateneingabe
In den Bereich der Dateneingabe werden die erforderlichen Informationen zum Fischbestand eingegeben. Die Eingabefelder sind in Abb. 9 wie folgt nummeriert:

1. Der Masse-Einheitsfang (*EF Masse*) berechnet als Gesamtfang in kg pro Gesamtfläche der Netze in m². Es werden immer alle benthischen Netze einer Kampagne nach EN 14757 (2005a) einbezogen, auch solche unterhalb der Sprungschicht oder ohne Fänge.
2. Arteninventare mit der Angabe, ob eine Art vorhanden ist, ob sie natürlicherweise fehlt oder ob sie durch anthropogene Einflüsse verschollen ist. Zur Ermittlung der Arteninventare werden neben der Netzbefischung auch zusätzliche Daten (z.B. Elektrofischerei) und Informationen aus Fischereistatistiken oder von Anglern berücksichtigt. Im oberen Teil (2a) werden die Arteninventare für die Bewertung des Metrics *obligatorische Arten*, im unteren Teil (2b) für den optionalen Metric *Vernetzung* verwendet.
3. Für ausgewählte Arten werden Masseanteile und je nach Gewässertyp auch zahlenmäßige Anteile eingegeben. Grundlage sind gepoolte Daten aller benthischen Netze einer Standardbefischung.
4. Für die Arten Barsch, Blei und Plötze werden die *Mediane der Masse* aller Individuen oberhalb einer artspezifischen Mindestmasse berechnet und angegeben Ausgewertet werden ebenfalls die Fänge aller benthischen Netze nach EN 14757.

Im Beispiel von Abb. 9 fehlen drei Arten im oberen Abschnitt (2a), was aber in keinem der Fälle auf menschliche Einflüsse zurückzuführen ist. Keine der fehlenden Arten ist für die Bewertung des Metrics *obligatorische Arten* relevant. Im unteren Abschnitt wird das Vorhandensein von Arten mit erhöhter Vorkommenswahrscheinlichkeit bei passierbaren Zu- und Abflüssen angegeben (2b). Hier fehlen vier Arten, für die der Bearbeiter aber eingeschätzt hat, dass sie im Referenzzustand des Sees vorkommen. Im Bereich der Angabe von Anteilen (3) wird ersichtlich, dass einige Arten des Sees nicht mit benthischen Netzen gefangen wurden (Karausche, Karpfen, Schleie). Neben den blauen Eingabefeldern sind hier auch weiße Felder ausgefüllt (% Masse für Hecht und Rotfeder). Diese Angaben sind rein informativ und nicht bewertungsrelevant. Der *Median der Masse* wird für Barsch und Plötze angegeben. Für den Blei wurden nicht genug Individuen gefangen, um den Median sinnvoll berechnen zu können, die Angabe fehlt.

Dateneingabe			
WPUE		0,019 (1)	**[kg/m²]**
Art	**vorhanden?**	**% Masse**	**% Anzahl**
Abramis ballerus	fehlt (natürlich)	0	
Abramis brama	ja	14,5	2,1
Blicca bjoerkna	ja	12,9	
Carassius carassius	ja	0	
Carassius gibelio	fehlt (natürlich)	0	
Coregonus 'Whitefish'	fehlt (natürlich)	97	
Cyprinus carpio (2a)	ja	0	
Esox lucius	keine Angabe	9,5 (3)	
Gymnocephalus cern.	ja	0,9	4,6
Perca fluviatilis	ja	18,9	
Rutilus rutilus	ja	31,6	
Sander lucioperca	ja	5,1	
Scardinius erythro.	ja	1	
Tinca tinca	ja	0	
Aspius aspius	ja	x	x
Gasterosteus aculeatus	fehlt (verschollen)	x	x
Gobio gobio	fehlt (verschollen)	x	x
Leuciscus ceph (2b)	ja	x	x
Leuciscus idus	ja	x	x
Leuciscus leuciscus	fehlt (verschollen)	x	x
Lota lota	ja	x	x
Osmerus eperlanus	fehlt (verschollen)	x	x
Median der Masse [g]			
Barsch ≥ 06 g	38 (4)		
Blei ≥ 10 g			
Plötze ≥ 14 g	35		

Abb. 9: Bereich der Dateneingabe in der Excel-Vorlage für das *Type*-Modul. Die Zahlen markieren 1: den Einheitsfang, 2a/2b: Arteninventare, 3: masse- bzw. zahlenmäßige Anteile und 4: den Metric *Median der Masse*. Details zur Datenerhebung im Text.

Ausgabe und Bewertung

Im Bereich Ausgabe und Bewertung (Abb. 10) werden die Angaben zunächst einzeln als ökologische Zustandsklasse des Metrics dargestellt. Die hier angegebenen Metrics hängen vom Typ des Sees ab. Über die blauen Wahlfelder können einzelne Metrics aus der Gesamtbewertung ausgeschlossen werden. Das sollte nur in Ausnahmefällen geschehen und erfordert dann eine fachliche Begründung. Metrics mit der Bewertung n.a. (nicht anwendbar) werden nicht berücksichtigt, sie müssen nicht abgewählt werden.

Ausgabe und Bewertung			
Metric	**Wert**	**Bewertung**	**Auswahl**
obligatorische Arten	0 Arten fehlen	*5*	Ja
WPUE [kg/m²]	0,019	*5*	Ja
Abr. brama [% Anzahl]	2,1	*3*	Ja
Gymn. cernua [% Anzahl]	4,6	*5*	Ja
benthisch [% Masse]	65	*3*	Ja
benthivor [% Masse]	28,3	*3*	Ja
Median der Masse [g]		***3***	Ja
Barsch ≥ 06 g	38	*3*	Ja
Blei ≥ 10 g	0	*n.a.*	Ja
Plötze ≥ 14 g	35	*4*	Ja

Abb. 10: Beispiel für den Ausgabebereich der Excel-Vorlage für das *Type*-Modul mit der Einzelbewertung der Metrics und der Möglichkeit zur Abwahl.

Modifikator *Reproduktion besetzte Arten*

Unterhalb der Metric-Einzelbewertungen befindet sich der Modifikator *Reproduktion besetzter Arten* (Abb. 11). Die Spalte [1 - Kontrolle] gibt aus, ob eine potenziell besetzte Art im Gewässer aktuell vorkommt und daher der Einfluss von Besatz geprüft werden muss. In der Spalte [2 - Besetzt] wird eingegeben, ob die Art tatsächlich besetzt wird bzw. wurde. In der Spalte [3 - Reproduziert] wird angegeben, ob die Art nachweislich im See reproduziert, so dass der Bestand besatzgestützt, aber nicht besatzabhängig ist. Arten mit vollständig besatzabhängigen Beständen fließen nicht in die Zustandsbewertung ein.

Modifikator Reproduktion besetzte Arten		Auswahl?	Ja
Art	1 - Kontrolle	2 - Besetzt	3 - Reproduziert
Coregonus phen. "lavaretu	Nein	Nein	Ja
Esox lucius	Ja	Nein	Ja
Sander lucioperca	Ja	Nein	Ja
Tinca tinca	Ja	Nein	Ja

Abb. 11: Modifikator *Reproduktion besetzter Arten* in der Excel-Vorlage für das *Type*-Modul.

Gesamtbewertung
Im unteren Bereich der Auswertungsseite befindet sich rot umrandet die Ausgabe der Gesamtbewertung. Aus den Einzelbewertungen der Metrics wird ein EQR Wert berechnet, dem eine der fünf ökologischen Zustandsklassen zugeordnet wird. Zudem wird angegeben, wie viele Metrics ausgeschlossen wurden und ob der Modifikator Reproduktion berücksichtigt wurde.

Gesamtbewertung		
	Anzahl gewählter Metrics	*7*
	Punktezahl für Auswahl:	*27*
	EQR für ausgewählte Metrics	**0,71**
	Ökologischer Zustand des Sees nach DeLFI-Type:	**mäßig**
Ausgeschlossene Standard-Metrics: 0		
Modifikator Reproduktion ausgewählt: Ja		

Abb. 12: Beispielhafte Bewertung des ökologischen Zustands in der Excel-Vorlage für das *Type*-Modul. Ausgegeben werden die Anzahl der insgesamt gewählten Metrics, die Summe der Metric-Bewertungen und die daraus resultierende Zustandsklasse.

Optionaler Metric *Vernetzung*
Der anschließende Bereich optionaler Metric *Vernetzung* ist ein Zusatzmetric für Seen, die im Referenzzustand mit umliegenden Fließgewässern verbunden sind (Abb. 13). Zunächst muss angegeben werden, ob eine Verbindung zu oberirdischen Zu- und Abflüssen (=Vernetzung) im Referenzzustand gegeben ist. Dann wird die Verbindung des Sees mit oberirdischen Zu- und Abflüssen fischbasiert bewertet und testweise in die Gesamtbewertung einbezogen. Dieser Metric ist in der Erprobungsphase und sollte vorerst nicht in die Bewertung einfließen.

Optionaler Metric Vernetzung		
Ist der See im Referenzzustand vernetzt:		*Ja*
Rheophile Cypriniden:	*vorhanden*	
andere Indikatorarten:	*2*	
Klasse Vernetzung:		***gut***
EQR einschließlich Vernetzung:		*0,72*
Gesamtbewertung einschließlich Vernetzung:		***mäßig***

Abb. 13: Optionaler Metric *Vernetzung* in der Excel-Vorlage für das *Type*-Modul. Für Seen, die im Referenzzustand vernetzt sind (1) wird der Zustand der Vernetzung fischbasiert bewertet (2) und testweise in die Gesamtbewertung einbezogen (3).

Kontrolle
Eine nachgelagerte Kontrolle liefert Hinweise auf Mängel in der Dateneingabe. Es wird geprüft, ob für alle bewertungsrelevanten Arten Angaben zum Vorkommen gemacht wurden und ob die Summe der masse- bzw. zahlenmäßigen Anteile 100 übersteigt (ohne Abb.)

2 EINLEITUNG

Mit der Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) wird gefordert, dass alle Oberflächengewässer bis 2015 einen guten Zustand erreichen. Gewässer, die aktuell nicht in einem guten Zustand sind, müssen mit entsprechenden Maßnahmen in einen solchen versetzt werden. Die Einschätzung des aktuellen ökologischen Zustands geschieht über die Bewertung der sogenannten biologischen Qualitätselemente (**BQE**): Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten und Phytoplankton. Im vorliegenden Bericht wird ein Index zur Bewertung des ökologischen Zustands von Seen anhand der Fische vorgeschlagen. Sein Name ist ***DeLFI*** (De für Deutschland, LFI für Lake Fish Index, die international am weitesten verbreitete Bezeichnung für fischbasiertes Verfahren zur Bewertung des ökologischen Zustands von Seen). Das Verfahren wird den Anforderungen der WRRL konzeptionell, inhaltlich und normativ gerecht.

Generell folgt ein WRRL-konformes Verfahren zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Gewässern (hier: Seen) bestimmten Prinzipien und Schritten. Zunächst wird eine **Typologie** entwickelt, bei der vergleichbare Seen anhand abiotischer Kriterien zusammengefasst werden. Hintergrund ist die Annahme, dass abiotisch vergleichbare Seen auch hinsichtlich ihrer Fischgemeinschaft ähnlich sind. Anschließend ist eine geeignete **Datenbasis** zur Ableitung der Referenz sowie ausgewählter Parameter der aktuellen Fischartengemeinschaft zu schaffen. Zur Bewertung werden relevante Merkmale der Fischgemeinschaft herangezogen, die sog. **Metrics**. Beispiele für Fisch-Metrics sind Arteninventare, Einheitsfänge oder Anteile bestimmter Arten am Gesamtfang. Die aktuelle Ausprägung der Metrics wird mit einer **Referenz** verglichen. Diese beschreibt die Fischgemeinschaft oder Merkmale der Fischgemeinschaft bei Gewässerbedingungen ohne oder mit nur wenigen menschlichen Einflüssen. In Mitteleuropa gibt es keine Seen, die wirklich unbeeinflusst sind. Es gibt demzufolge auch keine unbeeinflusste Fischgemeinschaft, die als „echte“ biologische Referenz dienen könnte. Alternativ lassen sich modellbasiert biologische Referenzbedingungen aus Vorhersagemodellen oder Rückberechnungen ableiten. Dabei sind historische, paläologische oder andere Daten zu verwenden (WRRL, Annex 2, 1.3). Die Metrics werden im Vergleich zur Referenz bewertet. Über eine Verrechnung der Einzelbewertungen aller Metrics erhält man einen **Indexwert** für den See. Dieser sog. EQR (ecological quality ratio) muss zwischen 0 (schlecht) und 1 (sehr gut) liegen. Dem EQR-Wert wird abschließend eine fünfstufige **ökologische Zustandsklasse** zugewiesen: sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend oder schlecht. Nachfolgend werden diese Prinzipien bzw. Schritte für die Entwicklung des *DeLFI* detailliert dargestellt.

Beim *DeLFI* handelt es sich um ein **System mit zwei Modulen** die in Abhängigkeit von der Gewässermorphometrie und der Datenlageanwendbar sind:
a) ***Site*-Modul**: Anwendung bei Gewässern, die aufgrund ihrer Größe, Tiefe oder eines hohen Anteils des Pelagials am Wasservolumen nicht repräsentativ oder nur mit einem sehr hohen (und daher oft nicht praktikablem Aufwand) nach EN-Standards befischt werden können, für die aber umfassende Daten der Berufsfischerei und/oder von Beprobungen vorliegen
b) ***Type*-Modul**: Anwendung bei Gewässern, die mit Multimaschen-Stellnetzen nach standardisierter EN-Methodik befischt wurden
Das *Site*-Modul des *DeLFI* wurde ganz maßgeblich auf Basis von Daten zu Fischartengemeinschaften und Belastungsfaktoren der 25 größten Seen in Deutschland entwickelt und validiert. Diese wurden im Rahmen eines vom BMBF geförderten Vorhabens erhoben (MEHNER et al. 2004) und zur Klärung grundlegender Aspekte der Ausprägung von Fischartengemeinschaften in Seen und ihrer Reaktion auf Belastungen genutzt (DIEKMANN et al. 2005b; MEHNER et al. 2005a; GARCIA et al. 2006; BRÄMICK et al. 2008a; LEWIN et al.

2013). Die dabei gewonnenen Erkenntnisse bildeten die Grundlage für eine schrittweise Erarbeitung von Ansätzen, Rahmenreferenzen, Metrics und Klassengrenzen für das nachfolgend dargestellte *Site*-Modul.
Im genannten BMBF-Projekt wurden auch 67 deutsche Seen in der Region des Zentralen Flachlands nach Multimaschen-Standardverfahren befischt (MEHNER et al. 2004). Diese Daten dienten zur Entwicklung des *Type*-Moduls (RITTERBUSCH & BRÄMICK 2008). Das Modul wurde fortlaufend mit den Ergebnissen von Standardbefischungen geprüft und verbessert (RITTERBUSCH & BRÄMICK 2010; RITTERBUSCH et al. 2011; RITTERBUSCH et al. 2012; RITTERBUSCH 2014).

3 TYPOLOGIE

Nach dem Wortlaut der WRRL soll die Bewertung von Gewässern auf der Basis einer geeigneten **Typologie** stattfinden. Die Typologie ist eine Gruppierung von Seen, die vergleichbare abiotische Charakteristika aufweisen. Anhand der Typologie sollen Seen mit vergleichbaren Referenzbedingungen in einer Gruppe zusammengefasst werden. Für die einzelnen Typen lassen sich auch spezifische Metrics oder spezifische Grenzwerte festlegen. Die Typologie ist als pragmatische Grundlage für Bewertungssysteme anzusehen und liefert keine umfassende Abschätzung der biologischen Gegebenheiten. Mit der BQE-Bewertung wird die Wirkung menschlicher Einflüsse auf die Gewässerökologie eingeschätzt. Nicht geeignet sind daher See-Typologien mit Merkmalen, die durch menschliche Einflüsse geändert werden (z. B. auf Basis trophischer Parameter). Ebenfalls ungeeignet sind biotische/biologische Typologien (z. B. auf Basis der Fischgemeinschaft), die selber Ausprägung der Gewässerökologie sind. Beispiele für nutzbare Kriterien zur Typologie werden in Anhang II der WRRL genannt und in mehr oder weniger verbindlichen Begleitdokumenten dargestellt (CIS 2003; LAWA 2003; 2008/915/EG 2008; POIKANE 2009). Gemäß WRRL können dabei zwei Systeme genutzt werden: eine feststehende und eine alternative Typologie. Erstere basiert auf den Deskriptoren Ökoregion, Höhenlage, mittlere Tiefe, Fläche des Sees und Geologie mit jeweils vorgegebenen Grenzwerten. Die alternative Typologie basiert auf den Deskriptoren Höhenlage, geographische Länge und Breite, Geologie und Fläche und einer Reihe optionaler Deskriptoren wie mittlere Tiefe, Wassererneuerungszeit, Lufttemperatur, Wasserspiegelschwankungen.

Im *Type*-Modul ist die Typologie eine wichtige Grundlage, aber auch für das *Site*-Modul hat die Typologie Bedeutung für die Festlegung der Rahmenreferenz. Daher wurde speziell für die fischbasierte Bewertung eine geeignete Typologie entwickelt. Die Vorgehensweise ist an anderer Stelle publiziert (RITTERBUSCH et al. 2014) und wird hier stark verkürzt dargestellt. Zunächst wurden Seen ausgewählt, die bezüglich Eutrophierung, Gewässernutzung und -verbau möglichst nahe am Referenzzustand lagen. Die Typologie erfolgte über eine Vorab-Einteilung in Typen anhand abiotischer Kriterien. Dann wurde die Eignung der Einteilung zur Unterscheidung von referenznahen Fischgemeinschaften geprüft. Die abiotische Einteilung mit der größtmöglichen Unterscheidung zwischen den Fischgemeinschaften der einzelnen See-Typen bei gleichzeitig größtmöglicher Ähnlichkeit innerhalb eines Typs wurde übernommen. Im Resultat wurde eine Typologie als beste Grundlage eines fischbasierten Bewertungssystems für Seen des norddeutschen Tieflands ermittelt. Dabei wird unterschieden zwischen polymiktischen Seen (POLY), geschichteten Seen (STRAT) und geschichteten Seen mit Maximaltiefen über 30 m (TIEF). Im *Type*-Modul hat die Zuordnung des Untersuchungsgewässers zum entsprechenden Typ starken Einfluss auf die Vorgabe der Referenzen bezüglich Arteninventar und Abundanzen. Zwar wird beim *Site*-Modul der Referenzzustand der Fischgemeinschaft für jeden See individuell modelliert. Dennoch hat auch hier die Zuordnung des Untersuchungsgewässers zu einem bestimmten Typ Auswirkungen auf die Vorgabe der Rahmenreferenz (siehe Abschnitt zur Referenz). Für alpine Seen lagen die Daten für eine Fisch-spezifische Typologie nicht vor. Behelfsweise wurde auf die in Deutschland verbreitete LAWA-Typologie zurückgegriffen, auch wenn diese zur fischbasierten Seebewertung nicht optimal ist (RITTERBUSCH et al. 2014). Für den alpinen Bereich werden folgende vier Typen unterschieden (MATHES et al. 2002, 2005; RIEDMÜLLER et al. 2013):

Typ 1 Polymiktischer Alpen- und Voralpensee
Typ 2 Geschichteter Voralpensee mit relativ großem Einzugsgebiet
Typ 3 Geschichteter Voralpensee mit relativ kleinem Einzugsgebiet
Typ 4 Geschichteter Alpensee

4 DATENBASIS

Das vorgeschlagene Bewertungssystem beinhaltet zwei Module, die in Abhängigkeit von der vorhandenen Datenbasis und/oder der geplanten Beprobung des aktuellen Zustandes der Fischartengemeinschaft alternativ eingesetzt werden. Während einige qualitative Informationen für beide Module nötig sind, erfordert das *Site*-Modul daneben semiquantitative und das *Type*-Modul standardisiert erhobene quantitative Daten.

4.1 *SITE*-MODUL DES *DELFI*

Das *Site*-Modul beruht auf einem Vergleich der aktuellen Fischgemeinschaft mit dem Referenzzustand. Wesentliches Anwendungskriterium ist dabei, dass Informationen zu den Fischartengemeinschaften aller wesentlichen Teil-Lebensräume wie Litoral, Pelagial und Benthal/Profundal zur Verfügung stehen oder ermittelt werden können. Dabei können sowohl Informationen aus der Fachliteratur, als auch aus historischen (Referenz) bzw. aktuellen Fang- und Besatzstatistiken oder sonstigen Dokumenten mit Angaben zur Fischartengemeinschaft Verwendung finden. Falls die Datenbasis nicht ausreicht, müssen zusätzlich eigene Erhebungen durchgeführt werden. Letztere werden vor allem dann essenziell, wenn die fischereiliche Bewirtschaftung nur wenigen Zielarten gilt, sich auf den Einsatz von nur wenigen Fanggeräten (z. B. ausschließliche Stellnetzfischerei) beschränkt und/oder nicht in allen Teillebensräumen stattfindet.

Zur Modellierung der **Referenzfischgemeinschaft** (Details siehe im entsprechenden Abschnitt zur Referenzerstellung) wird auf Daten und Fachliteratur bis zum Jahr 1940 zurückgegriffen. Das geschieht vor dem Hintergrund, dass erhebliche anthropogene Beeinträchtigungen großer Seen (z.B. massive Nährstoffeinträge oder Uferverbauungen, intensive Freizeitnutzung) im Gegensatz zu Fließgewässern erst in der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts massiv zunahmen. Neben der datenbasierten Zuordnung von Arten und Häufigkeiten zur Referenzfischgemeinschaft kann diese auch durch Analogieschluss und Experteneinschätzung ergänzt werden. So können z. B. Arten in die Referenz aufgenommen werden, wenn ihr historisches Vorkommen für benachbarte und in direkter Verbindung stehende Gewässer des Einzugsgebietes belegt und daher für den entsprechende See als wahrscheinlich angenommen wird. Sofern Artvorkommen und Häufigkeitsklassen allein auf Expertenwissen basieren, ist dies entsprechend zu dokumentieren.

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

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

Der offene Ansatz des *Site*-Moduls für die Verwendung von Daten und Informationen erlaubt keine Ermittlung von konkret quantifizierbaren Abundanzen der Arten, da sich die verwendbaren Erhebungsmethoden bzw. Geräte in ihrer Arten- und Größenselektivität sehr stark unterscheiden.

Daher erfolgt stattdessen eine Überführung von Literaturangaben und Daten der Fanggeräte in Häufigkeitsklassen (Tab. 2).

Tab. 2: Zuordnung der Häufigkeitsklasse von Arten auf Basis verschiedener Datenquellen im *Site*-Modul.

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

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

Die im Modul genutzten Häufigkeitsklassen beziehen sich auf die einzelnen Fangmethoden und damit auch auf das beprobte Habitat. Daher entsprechen sie nicht immer der intuitiven Benutzung der Begriffe häufig, regelmäßig oder selten für eine Art mit Blick auf das gesamte Gewässer. Beispielsweise kann eine ufergebundene Art bei der Elektrobefischung häufig sein. Sie bekommt dann die Klasse 3 zugeordnet, obwohl sie in einem großflächigen See mit geringen Litoralflächen einen geringen Anteil am gesamten Fischbestand hat. Die Klassengrenzen in Tab. 2 sind vorläufig und sollten in einem zukünftigen Praxistest geprüft werden. Wenn möglich kann dann die bisher einheitliche Klassifizierung für alle Befischungsergebnisse mit methodenspezifischen Klassengrenzen präzisiert werden.

4.2 *TYPE*-MODUL DES *DELFI*

Die Metrics im *Type*-Modul werden aus den Fängen der benthischen Stellnetze einer Befischung nach europäischem Standard (EN 14757 2005a) errechnet. Dabei wird mit Multimaschen-Netzen einer definierten Größe und Abfolge von Maschenweiten gefischt. Die Netze werden zufällig im See verteilt und in vorgegebenen Relationen über alle Tiefenschichten gesetzt. Für die Bewertung des ökologischen Zustands werden nur Daten verwendet, die zwischen dem 01.05. und dem 31.10 eines Jahres erhoben wurden. Der Standard gibt eine erforderliche Wassertemperatur von > 15°C vor. Details zur Befischungsmethodik können dem genannten Standard entnommen werden.

Es werden immer die Fänge in allen benthischen Netzen zusammen ausgewertet, unabhängig von der Stelltiefe. In den Berechnungen der Metrics für das *Type*-Modul sind ggf. auch Netze unterhalb von Temperatur- oder Sauerstoffsprungschicht berücksichtigt. Der Zeitbezug ist eine Stellnacht einschließlich beider Dämmerungsphasen, die Berücksichtigung der Stelldauer in Stunden würde die Ergebnisse verfälschen (PRCHALOVÁ et al. 2010). Der **Einheitsfang** wird als [kg/100m²Netzfläche] berechnet - der gesamte Fang in den benthischen Netzen wird in Bezug zur gesamten Fläche der benthischen Netze gesetzt. Für **Artanteile** von Masse oder Anzahl wird der gesamte Fang einer Art in den benthischen Netzen in Bezug zum gesamten Fang aller Arten in den benthischen Netzen gesetzt.
Der kleinste Einheitsfang im Datensatz, der zur Entwicklung des *Type*-Moduls genutzt wurde, betrug 0,01 kg/m². Fangergebnisse mit geringeren Einheitsfängen sind kritisch. In diesem Fall ist der Metric *Einheitsfang* nicht mehr zu bewerten. Gegebenenfalls sind dann auch repräsentative Aussagen über die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft nicht mehr möglich, so dass Metrics aus dem Bereich der Artanteile nicht mehr bestimmt werden können.

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

Erste Mehrfachbewertungen in engen zeitlichen Abständen mit dem *Type*-Modul ergaben überwiegend vergleichbare Ergebnisse (siehe S. 65). Es erscheint derzeit ausreichend, Seen einmal in den sechs Jahren eines Bewirtschaftungszeitraums zu befischen und zu bewerten. Mehrfachbewertungen sind in Einzelfällen zu empfehlen z. B. bei unplausiblen Ergebnissen oder bei speziellen Ereignissen wie Abwassereinleitungen oder starken Wasserspiegelsenkungen, die potenziell zeitnahe Auswirkungen auf den ökologischen Zustand haben können. Auch Restaurierungsmaßnahmen sollten gegebenenfalls unmittelbarer verfolgt werden.

5 METRICS

Bewertungsverfahren im Zusammenhang mit der WRRL nutzen sogenannte Metrics, d. h. Merkmale der Biokomponente, die den ökologischen Status des Gewässers anzeigen. Nach WRRL sollen zur Bewertung von Seen mit der Fischfauna die Kriterien Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur herangezogen werden (Anhang V, 1.1.2). Die detaillierteren „normativen Begriffsbestimmungen zur Einstufung des ökologischen Zustands von Seen" fügen die „störungsempfindlichen Arten" hinzu (Anhang V, 1.2.2). Folgende Merkmale beschreiben demnach den sehr guten Zustand der Fischfauna (in Klammern die später genutzte Abkürzung):

- Zusammensetzung und Abundanz der Arten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse („**Abundanz**").
- Alle typspezifischen störungsempfindlichen Arten sind vorhanden („**sensible Arten**")
- Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen kaum Anzeichen anthropogener Störungen und deuten nicht auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung irgendeiner besonderen Art hin („**Alter**").

Im weiteren Text beschreibt „Abundanz" also absolute Abundanz (Abundanz) und relative Abundanz (Zusammensetzung). Der *DeLFI* setzt in beiden Modulen Metrics für die genannten normativen Kriterien ein, um die Vorgaben der WRRL eindeutig zu erfüllen.

5.1 *SITE*-MODUL

Bei der Auswahl der Metrics für das *Site*-Modul wurden Kenngrößen favorisiert und geprüft (MEHNER et al. 2004; BRÄMICK et al. 2008a; RITTERBUSCH & BRÄMICK 2008), die sich im deutschen Verfahren zur Fließgewässer-Bewertung (DUßLING et al. 2004; DUßLING 2009) und im österreichischen Ansatz zur Seebewertung bewährt hatten (GASSNER et al. 2003; GASSNER et al. 2006; ZICK et al. 2006). Das *Site*-Modul beinhaltet acht verbindliche Metrics, die immer in die Gesamtbewertung einfließen. Zudem existieren zwei optionale Metrics, die nur in die Gesamtbewertung einfließen, wenn die Datengrundlage ihre Anwendung zulässt. Ein weiterer Metric (*Reproduktion besetzter Arten*) ist ein Modifikator, der die Bewertungen der acht verbindlichen Metrics beeinflusst. Die nachfolgende Tab. 3 zeigt eine Übersicht der Metrics des *Site*-Moduls, die Zuordnung zu den normativen Kriterien der WRRL und ihre Kategorie. Weitere Erklärungen finden sich im Anschluss.

Tab. 3: Metrics im *Site*-Modul des *DeLFI* mit Zuordnung zum entsprechenden normativen Kriterium der WRRL.

Metric	**Relevanz**	**WRRL Kriterium**	***Site* Kategorie**
Anzahl häufige Arten	verbindlich	Sensible Arten	Arteninventar
Anzahl regelmäßige Arten	verbindlich	Sensible Arten	
Anzahl seltene Arten	verbindlich	Sensible Arten	
Anzahl Reproduktionsgilden	verbindlich	Sensible Arten	Gildeninventar
Anzahl Habitatgilden	verbindlich	Sensible Arten	
Abundanz häufige Arten	verbindlich	Abundanz	Artenabundanz
Abundanz Reproduktionsgilden	verbindlich	Abundanz	Gildenabundanz
Abundanz Habitatgilden	verbindlich	Abundanz	
Reproduktion besetzter Arten	Modifikator	Alter	Reproduktion
Maximale Masse Blei	optional	Alter	Wachstum
Vernetzung	optional	Sensible Arten	Vernetzung

5.1.1 Arteninventar

Die Bewertung des Arteninventars basiert prinzipiell auf einer Gegenüberstellung der Artenausstattung im Referenz- und aktuellen Zustand. Dabei wird gemäß der artspezifischen Häufigkeiten im Referenzzustand zwischen häufig, regelmäßig und selten unterschieden. Eine solche Kategorisierung ist erforderlich, um eine Differenzierung bei der Bewertung im Zusammenhang mit der Präsenz oder Absenz von Arten mit verschiedener Häufigkeit zu ermöglichen. Fischarten, die nach den Kriterien in Tab. 2 in der Referenzfischgemeinschaft häufig sind, kommt eine besondere Bedeutung zu. Fehlen solche Arten aktuell im See, zeigt das mit hoher Wahrscheinlichkeit eine Störung des ökologischen Zustands. Regelmäßig in der Referenz vorkommende Fischarten zeigen durch Abwesenheit in der aktuellen Artengemeinschaft ebenfalls Beeinträchtigungen des ökologischen Zustands, allerdings mit abnehmender Deutlichkeit. Seltene Fischarten haben dahingehend die geringste Aussagekraft.
Bei anderen Ansätzen zur WRRL-konformen Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes anhand der Fischfauna wie dem fiBS oder dem österreichischen System zur Seenbewertung wird das Arteninventar im Referenzzustand in Abhängigkeit von der Häufigkeit in Leitarten, typspezifische Arten und Begleitarten unterteilt (DUßLING 2009; GASSNER et al. 2015). Trotz der hohen konzeptionellen Ähnlichkeit wurden die entsprechenden Terminologien nicht übernommen, da teilweise andere Klassengrenzen vorliegen.

Arteninventar - Anzahl häufige Arten
Mit dem Metric wird das aktuelle Vorkommen von Arten geprüft, die im Referenzzustand als „häufig“‘ klassifiziert wurden.
Bewertung:
5 Alle häufigen Arten sind komplett vorhanden
1 Eine oder mehrere häufige Arten fehlen.

Arteninventar - Anzahl regelmäßige Arten
Mit dem Metric wird das aktuelle Vorkommen von Arten geprüft, die im Referenzzustand als „regelmäßig“‘ klassifiziert wurden.
Bewertung:
5 > 90% der regelmäßigen Arten sind vorhanden
3 75 - 90% der regelmäßigen Arten sind vorhanden
1 < 75% der regelmäßigen Arten sind vorhanden

Arteninventar - Anzahl seltene Arten
Mit dem Metric wird das aktuelle Vorkommen von Arten geprüft, die im Referenzzustand als „selten“‘ klassifiziert wurden.
Bewertung:
5 > 50% der seltenen Arten sind vorhanden
3 25 – 50% der seltenen Arten sind vorhanden
1 < 25% der seltenen Arten sind vorhanden

5.1.2 Gildeninventar

Als bewertungsrelevante Gilden für Seen werden Habitat- und Reproduktionsgilden angesprochen. Für beide Gruppen wird das aktuelle Vorkommen von Gilden im Vergleich zur Referenz geprüft. Die Zuordnung der Habitat- und Reproduktionsgilden für die bewertungsrelevanten Arten findet sich im Anhang auf S. 54.

Bewertung am Beispiel der *Anzahl Reproduktionsgilden* (Habitatgilden entsprechend):

5 alle Reproduktionsgilden, die in der Referenz belegt waren, sind aktuell besetzt

3 aktuell fehlt höchstens 1 Reproduktionsgilde, die in der Referenz durch 1 Art belegt war

1 es fehlen mehr als 1 Reproduktionsgilde oder es fehlt 1 Reproduktionsgilde, die in der Referenz mit mehr als 1 Art belegt war

Gildeninventar - Anzahl Habitatgilden
Für die Bewertung werden die in der Referenz bzw. im aktuellen Zustand vorkommenden Arten anhand ihrer Lebensraumbindung (bzw. -bevorzugung) folgenden Gilden zugeordnet:

Litoral	
Profundal	(Benthal)
Epilimnion	(Pelagial oberhalb Temperatursprungschicht)
Hypolimnion	(Pelagial unterhalb Temperatursprungschicht)

Gildeninventar - Anzahl Reproduktionsgilden
Differenzierung folgender Reproduktionsgilden:

Lithophil	= lithophil, litho-pelagophil, speleophil
Psammophil	= psammophil, ostracophil
Phyto-lithophil	
Phytophil	
Ausschluss ariadnophil (Stichlinge)	

5.1.3 Abundanz häufige Arten

Mit dem Metric wird die aktuelle Häufigkeit von Arten geprüft, die im Referenzzustand als „häufig“‘ klassifiziert wurden.
Bewertung:

5	> 75%	der „häufigen“ Arten der Referenz sind auch aktuell „häufig“
3	50 - 75%	der „häufigen“ Arten der Referenz sind auch aktuell „häufig“
1	< 50%	der „häufigen“ Arten der Referenz sind auch aktuell „häufig“

5.1.4 Gildenabundanz

Als bewertungsrelevante Gilden für Seen werden Reproduktions- und Habitatgilden angesprochen. Die Bewertung der Gildenabundanz erfolgt anhand der Abundanzklassen aller zu einer Gilde gehörigen Arten. Da es zwischen Abundanzklassen wesentlich weniger gegenseitige Beeinflussungen gibt als zwischen prozentualen relativen Abundanzen, können alle drei Klassen in die Bewertung einbezogen werden. Für jede Abundanzklasse (selten, regelmäßig, häufig) innerhalb einer Gilde erfolgt eine separate Bewertung, die anschließend über das arithmetische Mittel zu einer Gesamtbewertung vereinigt wird (Mittel < 2 entspricht 1 Indexpunkt, Mittel 2 bis < 4 entspricht 3 Indexpunkten, Mittel ≥ 4 entspricht 5 Indexpunkten). Für Gilden, die in der Referenzzönose oder der aktuellen Zönose des Sees nicht vorkommen, entfällt die Bewertung. Die Berechnungen sind mit Beispiel im Anhang erklärt (ab S. 56). Die Zuordnung der Habitat- und Reproduktionsgilden für die bewertungsrelevanten Arten findet sich im Anhang auf S. 54.

Bewertung am Beispiel *Abundanz Reproduktionsgilden* (für Habitatgilden entsprechend):
a) Einzelbewertung in den Abundanzklassen der Reproduktionsgilden:

5: Betrag des LOG des Quotienten zwischen aktueller - und Referenz - Artenanzahl in der jeweiligen Abundanzklasse ≤ 0,33;

3: Betrag des LOG des Quotienten zwischen aktueller - und Referenz - Artenanzahl in der jeweiligen Abundanzklasse > 0,33 und ≤ 0,66;

1: Betrag des LOG des Quotienten zwischen aktueller - und Referenz - Artenanzahl in der jeweiligen Abundanzklasse > 0,66.

b) Gesamtbewertung der jeweiligen Reproduktionsgilde über den Mittelwert.
c) Gesamtbewertung des Metrics über den Mittelwert der Reproduktions-Gildenbewertung.

Gildenabundanz Habitatgilden
Differenzierung folgender Habitatgilden:

Litoral	
Profundal	(Benthal)
Epilimnion	(Pelagial oberhalb Temperatursprungschicht)
Hypolimnion	(Pelagial unterhalb Temperatursprungschicht)

Gildenabundanz Reproduktionsgilden
Differenzierung folgender Reproduktionsgilden:

Lithophil	= lithophil, litho-pelagophil, speleophil
Psammophil	= psammophil, ostracophil
Phyto-lithophil	
Phytophil	
Ausschluss ariadnophil (Stichlinge)	

5.1.5 Optionaler Metric *Maximalmasse Blei*

Nur wenige Fischarten kommen für die Anwendung von Metrics in Frage, die das Wachstum beschreiben. Es werden Arten benötigt, die in möglichst vielen Seen in möglichst großen Häufigkeiten vorkommen. Nur so werden ausreichend Individuen nachgewiesen, um überhaupt Wachstumsstörungen zu erkennen. Weiterhin muss ein Zusammenhang zwischen Wachstum und anthropogener Beeinflussung existieren. Für diese Fragestellung ist der Blei die am besten geeignete Fischart. Die Bestände nehmen mit der Trophie zu und sind ein guter Metric für Eutrophierung. Bei sehr hohen Beständen, die insbesondere bei starker Eutrophierung flacher Seen auftreten, kann es zur Verbuttung kommen (Massenaufkommen von Fischen, die durch Nahrungsmangel schlecht wachsen). Für den Metric werden die Körpermassen der fünf größten gefangenen Bleie gemittelt. Niedrige Mittelwerte deuten auf ein schlechtes Wachstum hin und führen zu schlechteren Bewertungen. Da dieser Metric für einige Seen nicht verfügbar ist, hat er optionalen Charakter.

Für den Metric wird die mittlere Körpermasse der 5 größten gefangenen Bleie ermittelt und wie folgt bewertet.

5	> 2,0	kg
4	1,5 - 2,0	kg
3	1,0 - 1,5	kg
2	0,5 - 1,0	kg
1	≤ 0,5	kg

5.2 *TYPE*-MODUL

Im *Type*-Modul wurden die Metrics mit einem Datensatz von insgesamt 75 Seen entwickelt. Für diese Gewässer waren Informationen zu Parametern für menschliche Einflüsse sowie Fischbestandserhebungen nach EN 14757 vorhanden. In einem Massenscreening wurden für jeden Seetyp über 600 Einfluss-Wirkungsanalysen geprüft und geeignete Metrics ausgewählt. Details finden sich in früheren Projektberichten (RITTERBUSCH & BRÄMICK 2008). Zusätzlich wurde auf die vorhandenen Erfahrungen aus der Entwicklung fischbasierter Bewertungsverfahren in europäischen Ländern einschließlich Deutschland zurückgegriffen (APPELBERG et al. 2000; BELPAIRE et al. 2000; HOLMGREN & APPELBERG 2000; JEPPESEN et al. 2000; TAMMI et al. 2001; TAMMI et al. 2003; MEHNER et al. 2004; DIEKMANN et al. 2005b; JEPPESEN et al. 2005a; MEHNER et al. 2005a; SØNDERGAARD et al. 2005; HOLMGREN et al. 2007; ARGILLIER et al. 2013). Wie erwähnt, werden im typbasierten Modul des *DeLFI* die Fänge von benthischen Netzen einer Standardbefischung nach EN 14757 ausgewertet. Es handelt sich hierbei um quantitative Angaben, d. h. Einheitsfänge oder Anteile. Für drei Metrics werden qualitative Angaben benötigt, die ggf. mit Stellnetzbefischungen nicht zu erheben sind: *obligatorische Arten*, *Reproduktion besetzter Arten* und *Vernetzung*.

Tab. 4: Metrics im *Type*-Modul des *DeLFI* mit Zuordnung zum entsprechenden normativen Kriterium der WRRL (%M: Masseanteil, %N: zahlenmäßiger Anteil).

Metric	**Einheit**	**Relevanz**	**WRRL Kriterium**
Obligatorische Arten	Arteninventar	verbindlich	Sensible Arten
EF Masse	kg/m² Netz	verbindlich	Abundanz
Anteile		verbindlich	Abundanz /Sensible Arten
Barsch	%M		
Blei	%M, %N		
Güster	%M		
Kaulbarsch	%M, %N		
Zander	%M		
Benthische Arten	%M	verbindlich	Abundanz
Benthivore Arten	%M	verbindlich	Abundanz
Median Masse	g	verbindlich	Alter
Barsch, Blei, Plötze			
Reproduktion besetzter Arten	Ja/Nein	Modifikator	Alter
Vernetzung	Arteninventar	optional	Sensible Arten

Nachfolgend werden die Metrics und ihre Reaktion auf menschliche Einflussfaktoren beschrieben, wo vorhanden auch mit Literaturbelegen. Dabei ist festzuhalten, dass der Zusammenhang von Fischbestandsmerkmalen zu Trophieparametern sehr gut untersucht ist, der zu anderen Belastungsparametern fast gar nicht. Trophie und andere Belastungen wie Nutzung oder Verbau hängen aber eng zusammen. Ein Literaturbeleg für eine Reaktion eines Metrics auf einen Trophieparameter bedeutet also nicht, dass dieser Metric ausschließlich auf Trophie reagiert. Vielmehr lassen sich die menschlichen Einflüsse nicht trennen, alle Metrics zeigen immer eine Gesamtbelastung an.

5.2.1 Obligatorische Arten

Obligatorische Arten kommen in allen weitgehend unbeeinflussten Seen eines Typs vor (RITTERBUSCH et al. 2014). Sie sind also in Referenz-nahen Verhältnissen immer vorhanden. Diese Arten sind weit verbreitet und realisieren eine breite ökologische Nische. Wenn *obligatorische Arten* fehlen, so zeigt das eine deutliche Abweichung vom Sollzustand der Fischgemeinschaft. Die typspezifischen *obligatorischen Arten* sind:

POLY Seen:	Barsch, Blei, Güster, Hecht, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder
STRAT Seen:	Barsch, Blei, Hecht, Kaulbarsch, Rotfeder, Plötze
TIEF Seen:	Barsch, Blei, Hecht, Kaulbarsch, Kleine Maräne, Plötze, Rotfeder

Obligatorische Arten sind meist durch Befischung mit benthischen Netzen nachweisbar. Es kann aber erforderlich werden, das Inventar durch Informationen aus Elektrobefischungen oder anderen Quellen zu ergänzen, beispielsweise wenn Hecht oder Kleine Maräne nicht in den benthischen Netzen gefangen werden.

5.2.2 Einheitsfang Masse

Der Einheitsfang fasst alle Fischarten zusammen und beschreibt so eine Gesamtreaktion der Fischgemeinschaft auf Einflüsse. Der positive Zusammenhang zwischen Einheitsfang und Eutrophierung ist eine gut untersuchte Antwort der Fischgemeinschaft auf menschliche Einflüsse (JEPPESEN et al. 2005b; SØNDERGAARD et al. 2005; ARGILLIER et al. 2013; BRUCET et al. 2013). Diese Reaktion beschränkt sich jedoch auf einen gewissen Bereich, da sehr starke Eutrophierung zu einer Abnahme führen würde. Auch extreme Nutzung, Versauerung oder starke Umweltverschmutzung können im Prinzip den Fischbestand reduzieren (BELPAIRE et al. 2000). Da für den Einheitsfang im Bereich sehr kleiner Werte keine Unterscheidung von sehr gutem und degradiertem Zustand möglich ist, wird für diesen Metric eine Untergrenze der Anwendbarkeit vorgegeben.

5.2.3 Anteil Barsch

Der Barsch ist eine der häufigsten Fischarten des zentralen Flachlands. Anteile und Abundanzen haben Maxima im mesotrophen Bereich. Die Abhängigkeiten von Bestandsmerkmalen dieser Art von der Trophie der Gewässer gehören zu den gut untersuchten Fischbestandseigenschaften europäischer Seen (PERSSON et al. 1991; BARTHELMES 2000; HELMINEN et al. 2000; OLIN et al. 2002; MEHNER et al. 2004; MEHNER et al. 2005a; GARCIA et al. 2006). Allerdings sind die Zusammenhänge nicht nur nährstoffabhängig. Barschbestände werden durch die Strukturvielfalt beeinflusst und es existieren komplexe Zusammenhänge mit der Reaktion der Plötze auf trophische Einflüsse (PERSSON & GREENBERG 1990; PERSSON & EKLÖV 1995; HORPPILA et al. 2000; KASPRZAK et al. 2000; HAERTEL et al. 2002). Barschanteile indizieren komplexere ökologische Zustände. Im *DeLFI* wird der Metric *Anteil Barsch* bei polymiktischen Seen genutzt. Für geschichtete Seen der Typen STRAT und TIEF war der Metric nicht geeignet.

5.2.4 Anteil Blei

Der Blei ist eine benthivor-planktivore Fischart, deren Anteile und Einheitsfänge bei hohen trophischen Zuständen ebenfalls hoch sind (MEHNER et al. 2004; GARCIA et al. 2006). Der Blei hat zudem massemäßig hohe Anteile an den Cypriniden, für die eine Zunahme bei steigendem trophischem Zustand des Gewässers gezeigt wurde (PERSSON et al. 1991; BARTHELMES 2000; HELMINEN et al. 2000; JEPPESEN et al. 2000; DEGERMAN et al. 2001; OLIN et al. 2002; MEHNER et al. 2005b). Im *Type*-Modul wird für polymiktische Seen der

Anteil Blei an der Fischmasse als Metric verwendet. Für geschichtete Seen (STRAT und TIEF) wird der zahlenmäßige *Anteil Blei* zur Bewertung genutzt. Der *Anteil Blei* wird nicht bewertet, wenn die Art in benthischen Netzen fehlt. Die Vergabe eines sehr guten Zustandes würde im Widerspruch zum Metric *obligatorischen Arten* stehen.

5.2.5 Anteil Güster

Güster nehmen mit steigendem Trophieparameter Chlorophyll-a zu (GARCIA et al. 2006). Der Metric wird nur in polymiktischen Seen genutzt und ebenfalls nicht bewertet, wenn die Art in benthischen EN-Netzen fehlt.

5.2.6 Anteil Kaulbarsch

Einen Anstieg des Kaulbarsch-Einheitsfangs mit dem Trophieparameter Chlorophyll-a zeigen GARCIA et al. (2006), auch KOTTELAT & FREYHOF (2007) erwähnen einen positiven Zusammenhang zwischen Trophie und Abundanz der Art. Es gibt auch Hinweise auf einen unimodalen Zusammenhang mit einem Maximum bei Trophiezuständen mit 100-200 µg TP/l (JEPPESEN et al. 2000). Der Kaulbarsch wird als Metric für alle drei Seetypen genutzt. Für polymiktische und geschichtete Seen wird der Masseanteil zur Bewertung herangezogen, für tiefe geschichtete Seen der Anteil der Anzahl.

5.2.7 Anteil Zander

Der Zander ist eine benthisch-pelagische Raubfischart. Ein positiver Zusammenhang zwischen Zander-Anteil und trophischem Status ist gut dokumentiert (PERSSON et al. 1991; BARTHELMES 2000; JEPPESEN et al. 2000; MEHNER et al. 2004; GARCIA et al. 2006). Der Metric ist auf polymiktische Seen beschränkt. Nur hier werden genug Zander gefangen, um die Art als Metric nutzen zu können. Für die Bewertung wird der Masseanteil genutzt.

5.2.8 Anteil benthischer Arten

Der Begriff „benthisch“ beschreibt im vorliegenden Verfahren eine Habitat-Präferenz; d. h. bodenorientierte Arten mit geringerer Abhängigkeit vom Uferbereich. Menschliche Einflüsse wirken primär über eine Degradation von Habitaten. Die Reduktion von ufernahen Strukturen kann sich indirekt über einen höheren *Anteil benthischer Arten* in der Fischartengemeinschaft niederschlagen. Dem Metric *benthische Arten* sind zugeordnet: Blei, Giebel, Großmaräne, Güster, Karausche, Karpfen, Kaulbarsch, Plötze, Zander.

5.2.9 Anteil benthivore Arten

Benthivore Fische ernähren sich vorwiegend von Makrozoobenthos oder Aufwuchs. Als „benthivor“ werden im *DeLFI* folgende Arten bezeichnet: Blei, Güster, Karpfen, Kaulbarsch, Großmaräne (phänotypisch) und Schleie. Der Metric wird über den Masseanteil bewertet.

5.2.10 Median Masse ausgewählter Arten

Größenkennzahlen beschreiben das Wachstum von Fischarten. Eine geringe Größe deutet auf einen qualitativen oder quantitativen Nahrungsmangel hin, ggf. verursacht durch intra- oder interspezifische Konkurrenz. Anthropogene Faktoren können das Wachstum beeinflussen, der bekannteste Zusammenhang ist hier die Verbuttung bei hohen Nährstoffgehalten. Dabei kommt es zu einer Wachstumsdepression aufgrund von starker Vermehrung einiger Friedfisch-Arten bei gleichzeitigem Mangel an Raubfischen und dadurch fehlendem Regulativ zwischen Nahrungsangebot und Individuenzahl. Im *Type*-Modul wird der Median der individuellen Stückmasse für die Arten Barsch, Blei und Plötze als Metric genutzt. Ein Zusammenhang zwischen Eutrophierung und dem Wachstum dieser Arten wurde in

Voruntersuchungen erarbeitet und ist auch durch Literatur belegt (PERSSON et al. 1991; JEPPESEN et al. 2000). Jungfische sind zeitlich und örtlich ungleichmäßig verteilt, methodisch nicht sicher und quantitativ zu fangen und daher mit EN 14757-Befischungen nicht vergleichbar. Daher werden nur Fische oberhalb einer bestimmten Größe berücksichtigt. Die berechneten Mediane beziehen sich auf Barsche > 6 g, Bleie > 10 g und Plötzen > 14 g. Aus den methodisch notwendigen Mindestgrößen der Stückmassen resultiert eine begrenzte Zeigerfähigkeit für kleine Werte. In diesem Bereich wird daher im schlechtesten Fall der Zustand mäßig zugewiesen. Auch ein überdurchschnittliches Wachstum kann schädigende Einflüsse zeigen. Es deutet auf eine gute Nahrungsgrundlage hin, was durch hohe Mortalitäten verursacht sein kann. Für Barsch und Plötze ist die Bewertung daher zweiseitig.

5.3 METRICS IN BEIDEN MODULEN

5.3.1 Modifikator *Reproduktion besetzter Arten*

Bei der Bewertung von Seen kann davon ausgegangen werden, dass sich der Fischbestand in der Regel auf natürliche Weise aufrecht erhält, indem sich vorhandene Arten auch reproduzieren. Die normativen Kriterien der WRRL Fortpflanzung und Entwicklung können also über Metrics aus den Bereichen Inventar und Abundanz bewertet werden. Ausnahme stellen Fischarten dar, die besetzt werden. Durch Besatz können Störungen in Fortpflanzung und Entwicklung überlagert werden, so dass sie sich nicht mehr in Inventar und Abundanz zeigen. Fischbesatz in größeren Seen im Rahmen der fischereilichen Bewirtschaftung beschränkt sich ganz hauptsächlich auf die Arten Kleine Maräne, Arten aus dem Formenkreis der Großen Maräne, Hecht und Zander, sowie die Schleie. Allerdings reproduzieren diese Arten in den meisten Fällen regelmäßig selbst. Eine sorgfältige Betrachtung der genannten Arten ist daher erforderlich. Im *Type*-Modul entfällt jedoch die Berücksichtigung der Reproduktion der Kleinen Maräne, da die Art sich mit benthischen Netzen nicht zuverlässig nachweisen lässt.

Für die Bewertung der Reproduktion werden die genannten bewertungsrelevanten und potenziell besetzten Arten herangezogen. Für diese Arten wird geprüft, ob sie im Referenzzustand und aktuell vorkommen. Ist das der Fall wird zunächst anhand von Informationen aus Berufs- und Angelfischerei recherchiert, ob in der jüngeren Vergangenheit Besatzmaßnahmen erfolgten. Bei positivem Befund besteht die Notwendigkeit, eine (ggf. parallel zum Besatz stattfindende) natürliche Reproduktion zu belegen. Gelingt das nicht, muss von einer Anwesenheit der betreffenden Art allein in Folge von Besatz ausgegangen werden. Solche Arten sind in der Fischgemeinschaft als „aktuell fehlend“ zu bewerten Somit wird das normative Kriterium Altersaufbau/Reproduktion nicht direkt bewertet, sondern stellt einen Modifikator bei der Bewertung von Metrics in den Bereichen Arteninventar und Abundanz dar (z.B. *obligatorische Arten*, *Anteil Zander*, *benthische* und *benthivore Arten*). Zwar ist die Anwendung dieses Modifikators nicht obligatorisch, nach Möglichkeit sollte er aber berücksichtigt werden, um die ausschließlich durch Besatz erhaltenen Fischarten nicht fälschlicherweise in den Metrics zu berücksichtigen und um den normativen Anforderungen der WRRL gerecht zu werden.

Die häufig besetzten Arten Aal und Karpfen sind nicht bewertungsrelevant, da ihr Bestand fast ausschließlich durch Besatz aufrechterhalten wird und damit keine Rückschlüsse auf den ökologischen Zustand des entsprechenden Gewässers erlaubt.

5.3.2 Optionaler Metric *Vernetzung*

Der Metric bewertet das Vorkommen von Arten, die von einer oberirdischen Verbindung des Sees mit umliegenden Fließgewässern bzw. Gewässersystemen und einer damit in aller Regel einhergehenden Erhöhung der Habitatvielfalt profitieren. Es handelt sich um Arten, die wandern, strömungsliebend sind oder für die eine höhere Habitatdiversität die Vorkommenswahrscheinlichkeit erhöht. Der Metric ist nur auf Seen anwendbar, die im Referenzzustand mit Fließgewässern vernetzt sind und bei denen unter referenznahen Verhältnissen auch wandernde bzw. rheophile Arten vorkommen. Zur Bewertung werden sechs Kriterien herangezogen, die sich auf das Vorkommen von Arten, Formen oder Artengruppen beziehen: Gründling, Quappe, Stichling, Stint, Zander und „rheophile Cypriniden des Freiwassers“ (mindestens eine der Arten Aland, Döbel, Hasel oder Rapfen). Der Metric wird derzeit geprüft und daher nicht in die reguläre Bewertung einbezogen. Der Metric ist nicht vergleichbar mit der Bewertung der Wanderdistanzen im fiBS.

6 REFERENZZUSTÄNDE DER FISCHGEMEINSCHAFT

Die Referenz beschreibt den Soll-Zustand der Fischgemeinschaft in einem weitgehend unbeeinflussten Zustand, mit dem der aktuelle Zustand verglichen wird. Im Bereich der Referenzen unterscheiden sich die beiden Module *Site* und *Type*. Die Referenz des gewässerspezifischen *Site*-Moduls ist eine detaillierte Auflistung aller Fischarten mit zugeordneten Häufigkeitsklassen. Die Referenz im typspezifischen *Type*-Modul entspricht dem Grenzwert der genutzten Metrics für die Zustandsklassen gut-sehr gut.

6.1 *SITE*-MODUL

Zur praktischen Anwendung des *Site*-Moduls stellten sich typspezifische Rahmenreferenzen als hilfreich heraus. Diese sind als Hilfestellung bei der Modellierung zu verstehen. Die Fisch-spezifischen Seetypen (POLY / STRAT / TIEF) des norddeutschen Flachlands wurden einschließlich einer Charakterisierung der Referenz-nahen Fischgemeinschaften publiziert (RITTERBUSCH et al. 2014). Diese Beschreibung wurde in die semiquantitativen Angaben in Tab. 5 umgesetzt. Die alpinen und voralpinen Seen werden gemäß der LAWA-Typologie eingeteilt (LAWA-Typen 1 bis 4). Für diese existieren Übersichts-Charakterisierungen, die See-Steckbriefe, die auch Angaben zur Fischgemeinschaft enthalten (RIEDMÜLLER et al. 2013). Darauf basierend wurden in Zusammenarbeit mit Experten aus Bayern und Baden-Württemberg und unter Berücksichtigung aktueller Fangdaten die Rahmenreferenzen in Tab. 5 entwickelt.

Bei der gewässerpezifischen Modellierung ist von der Rahmenreferenz auszugehen und das darin gelistete Arteninventar und die Häufigkeitsklassen gemäß der seespezifischen Situation ggf. zu korrigieren bzw. ergänzen. Insbesondere seltene Arten sind nicht in den Rahmenreferenzen enthalten. Bei Testbewertungen zeigte sich in einigen Fällen die Notwendigkeit einer umfangreicheren Anpassung der als Ausgangspunkt genutzten Rahmenreferenzen an die für den See spezifisch modellierten Referenz. Über dieses Vorgehen wird aber gesichert, dass Seen des gleichen Typs auch bezüglich der Referenz den gleichen Ausgangspunkt besitzen. Daher ist jede Änderung oder Ergänzung der Rahmenreferenz zu begründen.

Zu den Rahmenreferenzen der LAWA-Typen 2, 3 und 4 gehören Arten aus dem Formenkreis der Großen Maräne. Ihnen wird jeweils die Häufigkeit 3 zugeordnet. In der Excel-Vorlage sind sie jedoch nicht bei den Rahmenreferenzen berücksichtigt, da in jedem Fall eine genauere Angabe der Art erforderlich ist. Die verschiedenen Arten/Rassen der Großmaränen gehen mit ihren deutschen Bezeichnungen und entsprechenden ökologischen Ansprüchen in das Bewertungsverfahren ein. Die Systematik des Formenkreises ist fortlaufenden Änderungen unterworfen. Für das Bewertungssystem bedeutsame Entwicklungen können zukünftig entsprechende Anpassungen nötig machen.

Fischarten einmündender Fließgewässer werden in der Referenz bzw. in der aktuellen Fischartengesellschaft nur dann berücksichtigt und sind damit nur dann bewertungsrelevant, wenn sie einen Abschnitt ihres Lebenszyklus im See verbringen. Rheophile Langdistanzwanderer wie Lachs, Meerforelle und Flussneunauge sowie der Aal finden keine Berücksichtigung. Das natürliche Aufkommen dieser Arten kann durch Wanderhindernisse beeinträchtigt sein, die nicht mit dem ökologischen Zustand der Seen zusammenhängen. Der Aal kommt zwar in einigen Seen vor, wird aber im Wesentlichen durch Besatz in die Gewässer eingebracht. Besetzte Individuen lassen sich nicht von natürlich aufgestiegenen Exemplaren unterscheiden, so dass diese Art nicht zur Anzeige des ökologischen Zustands

des entsprechenden Sees geeignet ist. Ausgestorbene Fischarten wie der Bodensee-Kilch gehen ebenfalls nicht in die Bewertung ein. Diese Arten können aktuell nicht mehr im See vorkommen, damit erlaubt ihr Fehlen keine Aussage über den derzeitigen ökologischen Zustand des Sees. Die genannten Arten lassen sich in der Bewertungsvorlage eingeben, um vollständige Informationen zum Referenz-Fischbestand aufzunehmen. Die Häufigkeit für die Referenz muss dann aber auf 0 gesetzt werden.

Um den unterschiedlichen Rahmenreferenzen gerecht zu werden, gibt es zwei verschiedene Excel-Vorlagen zur Anwendung des *Site*-Moduls - eine Variante für Seen des alpinen Bereichs und eine für das Flachland. Die Vorlagen unterscheiden sich nur in den Rahmenreferenzen und den berücksichtigten Fischarten.

Tab. 5: Rahmenreferenzen im *Site*-Modul für Seetypen des norddeutschen Flachlands (POLY/STRAT/TIEF) und für die LAWA-Typen der Alpen und des Alpenvorlands (Typen 1-4), regelm. = regelmäßig.

Fischart	**POLY**	**STRAT**	**TIEF**	**Typ 1**	**Typ 2**	**Typ 3**	**Typ 4**
Barsch	häufig	häufig	häufig	häufig	häufig	häufig	regelm.
Bitterling	selten	selten	selten				
Blei	regelm.	regelm.	regelm.	häufig	regelm.	regelm.	regelm.
Döbel				selten	selten	selten	
Elritze					selten	selten	regelm.
„Großmaräne“					häufig	häufig	häufig
Gründling	selten						
Güster	regelm.	selten	selten	selten	selten	selten	selten
Hasel					selten	selten	
Hecht	regelm.	regelm.	regelm.	selten	selten	regelm.	regelm.
Karausche	selten						
Kaulbarsch	regelm.	regelm.	regelm.				
Kleine Maräne		selten	häufig				
Moderlieschen	selten	selten					
Plötze	häufig	häufig	häufig	häufig	regelm.	regelm.	regelm.
Quappe			selten		regelm.	regelm.	regelm.
Rotfeder	regelm.	regelm.	regelm.	regelm.	selten	selten	selten
Schleie	regelm.	selten	selten	regelm.	selten	selten	selten
Seeforelle					regelm.	regelm.	regelm.
Seesaibling					regelm.		häufig
Steinbeißer	selten	selten	selten				
Stint			selten				
Ukelei	regelm.	selten	regelm.	regelm.	häufig	häufig	regelm.
Wels				selten	selten	selten	selten
Westgroppe							
Zander	regelm.				selten		regelm.

6.2 *TYPE*-MODUL

In *Type*-Modul wird der Referenzzustand über die sehr gut/gut Grenze der Metrics beschrieben, nicht über ein vollständiges Arteninventar (Tab. 6). Wenn alle relevanten Metrics einem sehr guten Bereich liegen, sind keine Anzeichen eines menschlichen Einflusses erkennbar und die Fischgemeinschaft befindet sich in einem Referenzzustand bezüglich der entsprechenden Metrics. Seltene oder nur mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit vorkommende Arten werden dabei nicht berücksichtigt.

Tab. 6: Grenzwerte für den sehr guten ökologischen Zustand der Metrics im *Type*-Modul. Bezug überwiegend auf Fänge mit benthischen Multimaschennetzen nach EN-Standard. Abkürzungen: % M - Anteil Masse, % N - Anteil Anzahl, obl. Art. - obligatorische Art, *EF Masse*: Einheitsfang Masse.

Metric	**POLY**	**STRAT**	**TIEF**
Anteil Barsch	≥ 40 %M	obl. Art	obl. Art
Anteil Blei	≤ 10 %M	≤ 0,6 %N	≤ 0,5 %N
Anteil Güster	≤ 10 %M	-	-
Anteil Kaulbarsch	≤ 4,5 %M	≤ 1,0 %M	< 10 %N
Anteil Zander	< 4 %M	-	-
Hecht	obl. Art	obl. Art	obl. Art
Kleine Maräne	-	-	obl. Art
Plötze	obl. Art	obl. Art	obl. Art
Rotfeder	obl. Art	obl. Art	obl. Art
EF Masse [kg/m²]	≤ 0,05	≤ 0,03	≤ 0,02
Benthische Arten %M	≤ 60	≤ 45	≤ 45
Benthivore Arten %M	≤ 20	≤ 10	≤ 10
Median Masse [g]	Barsch 12 - 14,9		
	Blei 50 - 99,9		
	Plötze 40 - 54,9		

7 KLASSENGRENZEN UND VERRECHNUNG

Im *DeLFI* werden zunächst die fischbasierten Metrics einzeln bewertet und dann zu einer Gesamtbewertung des ökologischen Zustandes des Sees verrechnet. Die Wertebereiche der Metrics sind in drei- oder fünfstufige Klassen eingeteilt. Dabei bezeichnet die hohe Punktzahl 5 den Referenzbereich der Fischgemeinschaft und 1 eine starke Abweichung vom Referenzzustand (entspricht der Bewertung „schlecht“).

7.1 KLASSENGRENZEN *SITE*-MODUL

Die Klassengrenzen der Metrics wurden empirisch anhand von Werten der Fischfauna in den 25 größten Seen Deutschlands ermittelt (BRÄMICK et al. 2008b). Dazu wurden die Seen hinsichtlich ihres aktuellen ökologischen Zustandes von Experten in 5 Klassen vorgruppiert (entsprechend den Zustandsklassen sehr gut bis schlecht). Danach wurde die Schwankungsbreite der einzelnen Metrics innerhalb jeder Zustandsklasse analysiert. Schließlich erfolgte für jeden Metric die Festlegung eines Grenzwertes zwischen benachbarten Klassen, indem die Übereinstimmung zwischen der Vorgruppierung der Seen und der Zuteilung zu Zustandsklassen anhand der Grenzwerte für den jeweiligen Metric maximiert wurde. Eine Übersicht der Klassengrenzen für die Metrics liefert Tab. 7.

Tab. 7: Klassengrenzen für die Bewertung der Metrics im *Site*-Modul, verbindliche Metrics mit 3-stufiger Bewertung oben, optionale 5-stufige Metrics unten. Details im Text.

Verbindliche Metrics	**Sehr gut 5 Punkte**	**Mäßig 3 Punkte**	**Schlecht 1 Punkt**
Anzahl häufige Arten	Alle	-	≥ 1 fehlt
Anzahl regelm. Arten	> 90 %	76-90 %	≤ 75 %
Anzahl seltene Arten	> 50 %	26-50 %	≤ 25 %
Anzahl Habitatgilden	Alle	1 Gilde (1 Art) fehlt	1 Gilde (>1 Art) fehlt oder > 1 Gilde fehlt
Anzahl Repro-Gilden	Alle	1 Gilde (1 Art) fehlt	1 Gilde (>1 Art) fehlt oder > 1 Gilde fehlt
Abundanz häufige Arten	Alle Arten „häufig“	50-99 % „häufig“	< 50 % „häufig“
Abundanz Habitatgilden	MW Gildenpunkte > 4	MW Gildenpunkte > 2 - 4	MW Gildenpunkte ≤ 2
Abundanz Repro-Gilden	MW Gildenpunkte > 4	MW Gildenpunkte > 2 - 4	MW Gildenpunkte ≤ 2

Optionale Metrics	**5 Punkte**	**4 Punkte**	**3 Punkte**	**2 Punkte**	**1 Punkt**
Max. Masse Blei [kg]	> 2	1,5-2,0	1,0-1,5	0,5-1,0	< 0,5
Vernetzung Anzahl Arten/ Gruppe	> 3	3	2	1	0

7.2 KLASSENGRENZEN *TYPE*-MODUL

Metrics, die sich zur Indikation ökologischer Zustände eignen, nehmen erkennbar unterschiedliche Werte an. Die Ausprägung lässt sich ggf. mit bestimmten Belastungen in Zusammenhang setzen. Für eine Bewertung müssen zusammengehörige Werte des Metrics identifiziert werden. Dazu wurden mit einer Clusteranalyse Gruppen in der Werteverteilung identifiziert. Den Gruppen wurden 1 bis 5 Punkte entsprechend den ökologischen Zustandsklassen nach WRRL zugeordnet. Dabei entsprach die Zuordnung der in etwa bekannten Verteilung von Belastungsintensitäten an deutschen Seen (zur Abschätzung der Gesamtbelastung siehe S. 61). Unbeeinflusste Seen fehlen weitgehend, d.h. der sehr gute Zustand sollte auch in den Metric-Werten selten sein. Guter und mäßiger Zustand sind die beiden häufigsten Klassen. Der unbefriedigende Zustand ist wiederum selten, der schlechte Zustand fehlt bei Seen über 50 ha weitgehend. Die Klassengrenzen wurden schließlich als Mittelwert der Nachbarwerte unterschiedlicher Klassen festgelegt. Dabei wurden äquidistante oder runde Werte bevorzugt. Mit Abb. 14 wird die Vorgehensweise erklärt. Auf der linken Seite ist die Werteverteilung des Metrics *Anteil Kaulbarsch* in polymiktischen Seen dargestellt. Die geschweiften Klammern zeigen die Ergebnisse der Clusteranalyse: eine erste Aufspaltung der Werte bei 4,1 - 4,7 %; eine zweite bei 5,5 - 6,0 %; die dritte trennt 6,8 und 8,1 %. Dementsprechend wurden die ökologischen Zustandsklassen zugeordnet, wobei eine äquidistante Einteilung mit 1,5 % gewählt wurde:

sehr gut/gut:	4,5 %
gut/mäßig:	6,0 %
mäßig/unbefriedigend	7,5 %
unbefriedigend/schlecht:	9,0 % (extrapoliert)

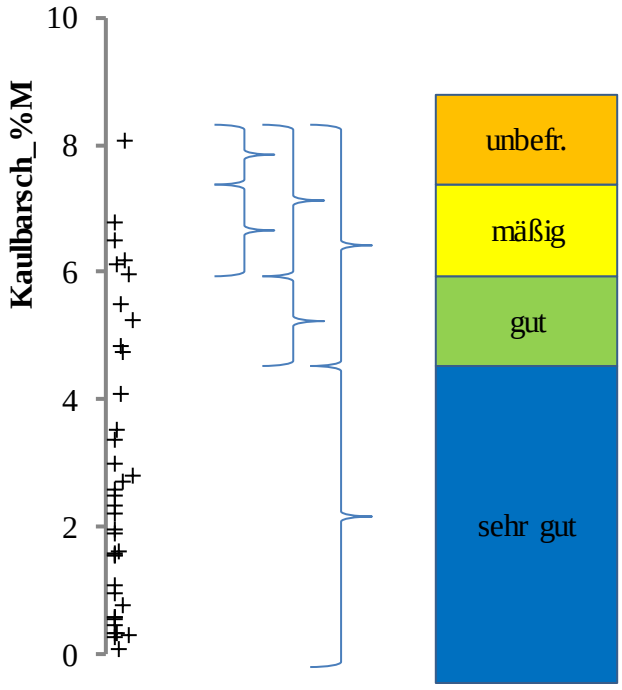

Abb. 14: Festlegung von Klassengrenzen und Punktevergabe am Beispiel des Metrics *Anteil Kaulbarsch* in polymiktischen Seen. Dargestellt sind links die Werteverteilung, in der Mitte die Clusterung und rechts die ökologischen Zustandsklassen.

Eine Übersicht der Metrics und der Klassengrenzen liefert Tab. 8. Es existieren für einige Metrics Grenzwerte der Anwendbarkeit (vergl. Beschreibung ab S. 30).

Tab. 8: Zuordnung von Werten der Metrics zu ökologischen Zustandsklassen und entsprechende Punkte. n. a. - nicht anwendbar, %M - Masseanteil, %N: Anteil Anzahl, * zeigt unsichere untere Klassengrenzen. Details im Text. Werte überwiegend bezogen auf Fänge mit benthischen Multimaschennetzen nach CEN-Standard.

Metric	**n. a.**	**Sehr gut 5 Punkte**	**Gut 4 Punkte**	**Mäßig 3 Punkte**	**Unbefr. 2 Punkte**	**Schlecht 1 Punkt**
Seetyp POLY						
obligatorische Arten		alle	-	eine fehlt	-	> eine fehlt
EF Masse [kg/m²]	≤ 0,031	≤ 0,05	≤ 0,10	≤ 0,20	≤ 0,30*	> 0,30
Anteil Blei %M	= 0	≤ 10	≤ 35	≤ 60	≤ 85*	> 85
Anteil Güster %M	= 0	≤ 10	≤ 20	≤ 40	≤ 50*	> 50
Anteil Kaulbarsch %M	= 0	≤ 4,5	≤ 6,0	≤ 7,5	≤ 9,0*	> 9,0
Anteil Barsch %M		≥ 40	≥ 15	≥ 5	≥ 0	= 0
Anteil Zander %M		≤ 4	≤ 20	≤ 36	≤ 52*	> 52
Benthische Arten %M		≤ 60	≤ 85	≤ 95	≤ 100	= 100
Benthivore Arten %M		≤ 20	≤ 50	≤ 80	≤ 95*	> 95
Seetyp STRAT						
obligatorische Arten		alle	-	eine fehlt	-	> eine fehlt
EF Masse [kg/m²]	≤ 0,011	≤ 0,03	≤ 0,05	≤ 0,08	≤ 0,10*	> 0,10
Anteil Blei %N	= 0	≤ 0,6	≤ 3	≤ 5	≤ 7*	> 7
Anteil Kaulbarsch %M	= 0	≤ 1,0	≤ 4,0	≤ 7,0*	≤ 9,0*	> 9,0
Benthische Arten %M		≤ 45	≤ 60	≤ 75	≤ 90*	> 90
Benthivore Arten %M		≤ 10	≤ 20	≤ 30*	≤ 40	> 40
Seetyp TIEF						
obligatorische Arten		alle	-	eine fehlt	-	> eine fehlt
EF Masse [kg/m²]	≤ 0,012	≤ 0,02	≤ 0,032	≤ 0,044	≤ 0,066*	> 0,066
Anteil Blei %N	= 0	≤ 0,5	≤ 2	≤ 3,5	≤ 5*	> 5
Anteil Kaulbarsch %N	= 0	≤ 10	≤ 20	≤ 30	≤ 40	> 40
Benthische Arten %M		≤ 45	≤ 60	≤ 75*	≤ 90	> 90
Benthivore Arten %M		≤ 13	≤ 23	≤ 33*	≤ 43	> 43
Alle Typen						
Median Masse gesamt		Schlechteste Einzelbewertung von Barsch, Blei, Plötze				
Barsch > 6 g [g]		12-14,9	15-29,9	30-44,9	45-59,9*	≥ 60
			9-11,9	< 9	-	-
Blei > 10 g [g]		50-99,9	100- 249	250-399*	≥ 400	?
			15-49	< 15	-	-
Plötze > 14 g [g]		40-54,9	55-99,9	100-144,9*	150-189,9	> 190
			18-39,9	< 18	-	-
Vernetzung Anzahl Arten/ Gruppe		≥ 4	3	2	1	0

Die Einzelmetrics des Metrics *Median Masse* werden zweiseitig bewertet. Die Gesamtbewertung des Metrics ist die schlechteste Einzelbewertung. Der Metric und die Klassengrenzen sind für die drei Seetypen gleich.

7.3 GESAMTBEWERTUNG

Die Metrics werden in Anlehnung an das Konzept des „index of biotic integrity“ (KARR et al. 1986; JENNINGS et al. 1999) zu einem Gesamtindex verrechnet. Dabei wird vorausgesetzt, dass starke Abweichungen vieler Metrics vom Referenzzustand einen beeinträchtigten Zustand des Gewässers anzeigen. Der Metric *Reproduktion besetzter Arten* wird nicht bewertet, sondern setzt ggf. als Modifikator die aktuelle Häufigkeit einer nur durch Besatz existierenden Fischart auf Null.

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

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

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

Dem EQR wird wiederum eine Zustandsklasse zugeordnet, die den aktuellen ökologischen Zustand des Sees beschreibt, wie er durch die Fischgemeinschaft angezeigt wird. Die Zuordnung erfolgte anhand eines Vergleichs mit Belastungsintensitäten der Gewässer. Da sich die Abhängigkeit der EQR-Bewertung von der der Gewässerbelastung zwischen den beiden Verfahren unterscheidet, unterscheiden sich auch die Klassengrenzen. Zudem wurden beide Klassengrenzen im Rahmen der europäischen Harmonisierung modifiziert. Die Klassengrenzen für den EQR sind in (Tab. 9) dargestellt.

Tab. 9: Zuordnung der EQR-Werte als Ergebnisse der Bewertungen zu fünfstufigen ökologischen Zustandsklassen nach WRRL.

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

8 PLAUSIBILITÄTSPRÜFUNG

Die Module des *DeLFI* wurden einer Plausibilitätsprüfung unterzogen. Der Grundgedanke besteht darin, das erzielte Bewertungsergebnis bzw. Teile davon mit einem „Erwartungswert“ für das Gewässer zu vergleichen. Letzterer basiert in der Regel auf einer generellen Klassifizierung des ökologischen Zustandes der in Frage stehenden Gewässer anhand ausgewählter anthropogener Stressoren durch Experten und ist damit subjektiv. Er stellt also keine abgesicherte und objektive „Zielgröße“ dar. Im Falle stärkerer Abweichungen zwischen Erwartungswert und fischbasierter Bewertung kann die Ursache dafür auf beiden Seiten liegen. Zudem können Fischgemeinschaften in hohem Maße schädliche Einflüsse kompensieren, dadurch muss ein offensichtlicher ökologischer Stressor nicht zwangsweise auch zu Änderungen im BQE Fischfauna führen und schlägt sich möglicherweise erst bei Überschreitung eines Schwellenwertes in der fischbasierten Bewertung nieder.

Eine Plausibilitätsprüfung des *Site*-Moduls konnte bisher nicht stattfinden. Ursache dafür ist, dass dieses Verfahren nur für Seen mit einer Größe ab 1.000 ha und bei sehr tiefen Seen sowie solchen mit einer besonderen Morphometrie verwendbar ist. In Deutschland gibt es 25 Seen >1.000 ha. Auf den Datensätzen dieser Seen basiert allerdings die Entwicklung und Kalibrierung des Verfahrens, weshalb sie nicht für eine Plausibilitätsprüfung genutzt werden können. Lediglich für fünf der 25 Großseen und drei weitere Gewässer lagen neben den zur Verfahrensentwicklung genutzten Daten auch aktuellere Erhebungen vor, die für eine Plausibilitätsprüfung in Frage kamen. Diese Seen liegen alle in der Ökoregion Alpen und Voralpen. Hier zeigte der *Site*-Ansatz in der alpinen Modifikation gute und sehr gute ökologische Zustände an. Alle Bewertungsergebnisse waren plausibel. Weiterhin wurde das *Site*-Verfahren im alpinen Raum auf 13 österreichische und fünf italienische Seen angewendet. Es zeigt auch dort plausible Ergebnisse, d.h. die Verfahrensergebnisse stimmen mit Experteneinschätzungen der ökologischen Gewässerzustände sehr gut überein. Neben der hohen Plausibilität zeigt sich auch eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen anderer alpiner Bewertungsverfahren. Stärker degradierte Seen aus Österreich und Italien wurden mit dem deutschen Verfahren als mäßig oder unbefriedigend bewertet (GASSNER et al. 2014). Demnach ist nicht von einer mangelnden Sensibilität des *Site*-Moduls gegenüber anthropogenen Einflüssen auszugehen, trotz der bisher ausschließlich guten oder sehr guten ökologischen Zustände der bewerteten Gewässer. Aufgrund der geringen Anzahl bisher getesteter Seen ist das Verfahren für den alpinen Raum nicht als abgeschlossen anzusehen. Im Nachgang einer kommenden Anwendungsphase ist mit Modifikationen zu rechnen.

Das *Type*-Modul konnte recht umfänglich geprüft werden, da im Institut für Binnenfischerei fortlaufend neue Daten aus Befischungen nach Standardmethodik erhoben werden. Details zu den Zusammenhängen zwischen fischbasierter Bewertung und Gesamtbelastung, zur Abschätzung der Erwartungswerte für den ökologischen Zustand sowie zur Übereinstimmung zwischen Erwartungswerten und fischbasiert ermittelten Zustandsklassen finden sich in Anhang ab S. 61. Insgesamt lässt sich festhalten, dass die Bewertung mit dem *Type*-Modul einen engen Zusammenhang mit der Ausprägung einzelner Belastungen und der Gesamtbelastung aufweist. Die anhand des Verfahrens ermittelten Statusklassen stimmen gut mit den Erwartungswerten überein.

9 INTERKALIBRIERUNG

Gemäß den Vorgaben der WRRL werden die biologischen Bewertungsverfahren der europäischen Länder verglichen und harmonisiert. Diese Interkalibrierung soll sicherstellen, dass die nationalen ökologischen Zustandsklassen vergleichbar sind und die Grenzen zwischen „sehr gut“ und „gut“ sowie zwischen „gut“ und „mäßig“ einer ähnlichen Änderung des Ökosystems entsprechen (CIS 2011). Das deutsche Verfahren wurde trotz seiner inoffiziellen Charakteristik interkalibriert. Dabei hat Deutschland (vertreten durch die Verfasser) bei zwei geographischen Gruppen mitgewirkt.

In der alpinen Gruppe wurde das *Site*-Modul in der alpinen Variante mit den Verfahren von Österreich und Italien verglichen. Das *Site*-Modul zeigte eine hohe signifikante Korrelation zum alpinen Gesamtbelastungsindex. Es zeigten sich zudem gute Übereinstimmungen der festgelegten Klassengrenzen mit denen der anderen Mitgliedsstaaten, wobei die die deutschen Klassengrenzen tendenziell strenger waren. Ein technischer Bericht liegt vor (GASSNER et al. 2014). Im Ergebnis wurde vorgeschlagen, die Klassengrenzen für das deutsche Verfahren etwas zu senken. Der Vorschlag wurde in das Verfahren übernommen. Im vorliegenden Bericht und in der Bewertungsvorlage werden die interkalibrierten Klassengrenzen genutzt.

In der Central/Baltic Gruppe (Mitteleuropa und Ostsee-Anrainer) wurde das *Type*-Modul interkalibriert. Auch hier zeigten sich eine hohe und signifikante Korrelation der Bewertungsverfahren mit dem Gesamtbelastungsindex und eine Vergleichbarkeit der Klassengrenzen mit den Verfahren anderer Mitgliedsstaaten. Der Bericht wird zeitgleich mit dem vorliegenden Gutachten erscheinen. Er sollte in der zweiten Jahreshälfte 2015 als Projektbericht auf der Webseite des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ verfügbar sein (www.laenderfinanzierungsprogramm.de, Bereich Vorhaben/LAWA/Vorhaben des AO, Projekt O 3.14). Voraussichtlich wird auch ein technischer Bericht des Joint Research Center erscheinen. Im Ergebnis wird vorgeschlagen, die Klassengrenze zwischen den Zuständen „sehr gut“ und „gut“ für das deutsche Verfahren etwas zu senken. Der Vorschlag wurde für das *Type*-Modul übernommen. Auch hier werden im vorliegenden Bericht und in der Bewertungsvorlage die interkalibrierten Klassengrenzen genutzt.

Die Klassengrenzen des deutschen Verfahrens sind demnach für beide Module interkalibriert.

10 DISKUSSION

Mit dem *DeLFI* wird ein WRRL-konformes Verfahren vorgestellt, das zwei Module für unterschiedliche Anwendungsbereiche umfasst. Für die Bewertung von Seen des norddeutschen Flachlands mit Flächen zwischen 50 und 1.000 ha wurde das *Type*-Modul entwickelt. Dieses Modul zeichnet sich durch gewässertypspezifische Referenzen, Metrics und Klassengrenzen aus und setzt damit die im Wortlaut der WRRL geforderte typbasierte Bewertung am weitgehendsten um. Als Datenbasis sind standardisierte Erhebungen nach EN 14757 unabdingbar, ggf. ergänzt durch Befischungen nach weiteren europäischen Standards (EN 14011 2003; EN 14962 2006). Bei versuchsweisen Anwendungen des Moduls in der Ökoregion 14 wurden plausible Ergebnisse erzielt (Anhang ab S. 61).
Die Anwendbarkeit von EN-Standardbefischungen (insbesondere EN 14757) wird allerdings mit zunehmender Größe und Tiefe von Seen problematischer und führt speziell bei einem hohen Anteil pelagischen Volumens zu abnehmender Repräsentativität der Ergebnisse für dieses Habitat. So ist z. B. EN 14757 nur bis Gewässergrößen und -tiefen bis 5.000 ha bzw. 75 m konzipiert und erfordert in der Anwendung bereits hier einen außerordentlich hohen Aufwand bei der Datenerhebung. Für größere Seen liegen jedoch oftmals langjährige, gute und auf verschiedenen Methoden beruhende Daten der Erwerbsfischerei sowie weiterer, aber in der Regel kaum oder nicht standardisierter Befischungen bzw. Gerätschaften vor. Daher wurde das *Site*-Modul speziell für große und/oder tiefe Seen bzw. solche mit einem sehr hohen pelagischen Anteil entwickelt. Es ermöglicht die Einbeziehung von unstandardisiert erhobenen Daten. Mit einem solchen „individuellen“ Ansatz geht jedoch einher, dass keine typspezifischen, sondern gewässerspezifische Referenzen modelliert und als Basis für gewässerspezifische Bewertungen genutzt werden können. Dieser Wechsel von einer typbezogenen zu einer gewässerspezifischen Bewertung ist auch aus fischökologischer Sicht sinnvoll. Mit zunehmender Größe und Tiefe von Seen geht eine Zunahme der Individualität bzw. Spezifität ihrer Fischfauna einher und eine Gruppierung zu Typen mit ähnlichen aber von anderen Typen unterscheidbaren Fischartengesellschaften ist weniger möglich. Aber das ist auch nicht unbedingt nötig, denn die Zahl solcher Gewässer ist in Deutschland auf wenige Dutzend begrenzt. Gleichzeitig ist auch im *Site*-Modul der in der WRRL geforderte typologische Bezug gegeben. Bei der Modellierung der Referenzen ist der See zunächst anhand seiner Tiefe einem Typ zuzuordnen. Daraus erwächst die Vorgabe einer typspezifischen Rahmenreferenz, die eine für den jeweiligen Seetyp charakteristische „Leitplanke“ bezüglich der Fischartengemeinschaft und ihrer Bewertung darstellt. Gleichzeitig können aber auch gewässerspezifische Besonderheiten der zu bewertenden Seen berücksichtigt werden.
Das *Site*-Modul wurde ganz überwiegend an Datensätzen der 25 größten Seen in Deutschland entwickelt und getestet (MEHNER et al. 2004; BRÄMICK et al. 2008a), es wird daher auch für vergleichbare Seen eingesetzt. Zudem kam das *Site*-Modul im alpinen Bereich testweise zur Anwendung, d h. in den Bundesländern Bayern und Baden-Württemberg. Für die bisher bewerteten alpinen Seen ergaben sich in allen Fällen plausible Ergebnisse. Das *Site*-Modul floss auch in die Interkalibrierung in der alpinen Gruppe ein (GASSNER et al. 2014). Die Anwendung und Plausibilitätsprüfung in alpinen Seen der Länder Österreich und Italien unterstützt die sehr gute Tauglichkeit des Moduls für diese geographische Region.
Das *Type*-Modul ist im alpinen Bereich nicht nutzbar. Die typbasierten Referenzzustände sind nicht auf die Verhältnisse der Alpen und Voralpen übertragbar und viele Metrics sind nicht anwendbar, weil sich die Fischgemeinschaften unterscheiden.
Unklar ist die Nutzbarkeit beider Module für anthropogene Seen (AWB), für anthropogen erheblich veränderte Seen (HMWB), für Seen der Mittelgebirgsregion sowie für Sondertypen. Bisher fehlen die zur Prüfung erforderlichen Befischungsdaten. Es wird empfohlen, eine Multimaschen-Standardbefischung durchzuführen und das *Type*- Modul zu wählen. Sollten

die Bewertungsergebnisse nicht plausibel sein, so schaffen die Ergebnisse auch eine gute Grundlage zur Einschätzung der aktuellen Häufigkeit vieler Fischarten und damit für die Testanwendung des *Site*-Moduls.

10.1 TYPOLOGIE VON SEEN

In Deutschland ist die LAWA-Typologie verbreitet (MATHES et al. 2002, 2005; OGEWV 2011; RIEDMÜLLER et al. 2013), für die Interkalibrierung wurde die L-CB Typologie entwickelt (POIKANE 2009). Eine Typologie mit den Typen polymiktisch, geschichtet und tief-geschichtet hat für die fischbasierte Bewertung von Seen des norddeutschen Flachlands Vorteile (RITTERBUSCH et al. 2014). Eine Typologie erlaubt eine Typ-spezifische Vereinheitlichung von Referenzen, Metrics und Klassengrenzen und gleichzeitig eine Abgrenzung gegenüber diesen Parametern in Seen anderen Typs. Mit diesen Vorzügen können aber auch Probleme verbunden sein. So sind z.B. die Referenzzustände in einem Typ-basierten Ansatz immer repräsentativ für diesen Typ und damit durchschnittlich. Gewässerspezifische Besonderheiten der Fischgemeinschaft bleiben dagegen unberücksichtigt. Beispielsweise können seltene Arten nicht bewertet werden wenn sie nur in einzelnen Seen eines Typs vorkommen oder schlecht nachweisbar sind. Im *Site*-Modul leitet sich aus der Typologie nur eine Rahmenreferenz ab, die individuell angepasst werden kann. Ein derartiges gewässerspezifisches Vorgehen ist als konform zur WRRL ist akzeptiert. Es wird auch in den Verfahren von Österreich, Italien und Frankreich genutzt (ARGILLIER et al. 2013; GASSNER et al. 2014). Die Ergebnisse der Interkalibrierung der gewässerspezifischen Verfahren in der alpinen Gruppe (Österreich, Italien, Deutschland) fanden Eingang in die Entscheidung der Kommission (2013/480/EU 2013; GASSNER et al. 2014). Auch die deutsche fischbasierte Bewertung von Fließgewässern erlaubt die gewässerspezifische Modellierung der Referenz (DUßLING 2009) und wurde erfolgreich interkalibriert.

10.2 METRICS

In beiden Modulen des *DeLFI* wird darauf geachtet, die normativen Kriterien von Anhang V der WRRL umzusetzen. Demnach werden Metrics aus den Bereichen „Abundanz, sensible Arten und Alter“ zur Bewertung des ökologischen Zustands genutzt. Die normativen Bestimmungen sind aber teilweise nicht wortgetreu umsetzbar. In diesen Fällen werden sie sinngemäß angewendet.

Weitgehend unproblematisch ist das Kriterium **Abundanz**. Im *Site*-Modul werden Häufigkeitsklassen als Maß der Abundanz genutzt und es fließen alle Arten in die Beurteilung des Gewässers ein. Im *Type*-Modul werden Einheitsfang und Artanteile als Maß für Abundanz genutzt. Es werden jedoch nicht alle, sondern nur ausgewählte Arten berücksichtigt.

Problematischer ist das Kriterium für **störungsempfindliche (sensible) Arten**. Zunächst ist das Vorkommen von Fischarten primär an die An- bzw. Abwesenheit bestimmter Habitate gebunden. Seen sind große Wasserkörper mit zahlreichen Habitaten, deren Vielfalt mit zunehmender Größe des Sees ansteigt. Die noch sehr junge nacheiszeitliche Fischfauna Norddeutschlands ist dazu durch wenige Arten und viele Generalisten charakterisiert. Beides führt dazu, dass sich die Fischartengemeinschaften in (größeren und damit WRRL-relevanten) Seen bezüglich der An- bzw. Abwesenheit von Arten nur wenig unterscheiden. Obwohl Studien aus anderen Regionen eine Verringerung der Artenzahl mit steigenden anthropogenen Einflüssen nahe legen (KARR et al. 1986; JENNINGS et al. 1999; WHITTIER 1999; APPELBERG et al. 2000; BELPAIRE et al. 2000; TAMMI et al. 2001; JAARSMA 2007), zeigte sich bei der

Analyse deutscher Daten kein negativer Zusammenhang zwischen Einflussintensität und Artenzahlen. Stattdessen wurden primär Verschiebungen in den Anteilen deutlich (siehe auch Kriterium 1). Daher wird im *DeLFI* auf Häufigkeiten störungsempfindlicher Arten als Kriterium zurückgegriffen. Als störungsempfindlich werden im *DeLFI* alle Arten angesehen, die auf anthropogene Einflüsse reagieren. Dazu gehören auch Arten wie Blei oder Barsch, die im Allgemeinverständnis nicht als empfindlich gelten.

Auch das **Alter**-Kriterium der WRRL ist problematisch. Zunächst lässt sich kaum die nach dem Wortlaut der WRRL geforderte Altersstruktur einer Fischgemeinschaft beschreiben, sondern lediglich die bestimmter Arten. Für eine Beschreibung ist die Identifikation von Kohorten notwendig, was wiederum nur bei den häufigsten Arten wie Barsch, Blei oder Plötze möglich ist. Nur bei diesen Arten werden genug Individuen gefangen, um über Längen-Häufigkeitsverteilungen Kohorten identifizieren zu können. Diese Arten reagieren erst bei starken Einflüssen mit Störungen der Reproduktion. Die Altersbestimmung von Fischen ist aufwändig und kann nicht flächendeckend durchgeführt werden. Es gibt in den europäischen Ländern keinen Index, der Metrics auf der Basis von echten Altersbestimmungen nutzt, beispielsweise durch die Auswertung von Hartstrukturen. In der Regel wird versucht, dieses Kriterium durch Längenfrequenzen abzudecken. ECOSTAT entschied auch Verfahren ohne Altersmetrics zur Interkalibrierung zuzulassen. Damit sind solche Bewertungssysteme gewissermaßen als WRRL-konform anerkannt (VAN DE BUND et al. 2011). Natürliche Ausfälle oder Störungen der Fortpflanzung einzelner Arten sind ein häufiges Phänomen. Eine anthropogen verursachte Störung lässt sich von natürlich bedingten Schwankungen nur dann unterscheiden, wenn sie die Resilienz der Fischgemeinschaft durchbricht, d.h. die Reproduktion dauerhaft beeinträchtigt ist. Ein dauerhaftes Reproduktionsdefizit sollte sich wiederum in den Anteilen niederschlagen, könnte aber durch Besatz verschleiert werden. Dementsprechend wird im *DeLFI* die Reproduktion potenziell besetzter Fische geprüft. So werden Anzeichen einer Störung von Fortpflanzung oder Entwicklung erkannt. Auch der Metric *Median Masse* ist ein Parameter der Entwicklung der Fischarten und kann Störungen ggf. anzeigen.

10.3 KONZEPT UND KLASSENGRENZEN

Fische zeichnen sich durch eine hohe Mobilität zwischen temporär essenziellen Habitaten und durch Langlebigkeit aus. Damit können sie grundsätzlich auch über Zeit und Fläche integrierende Indikationen bezüglich der ökologischen Auswirkungen von Belastungsfaktoren liefern, was sie ganz maßgeblich von den anderen biologischen Qualitätselementen der WRRL unterscheidet. Mit der zeitlichen und räumlichen Integration steigt jedoch auch die Vielfalt anthropogener Belastungen, denen Fische im Laufe ihres Lebens ausgesetzt sein können. Belastungen können sich bezüglich ihrer Wirkungen in der Fischartengesellschaft verstärken bzw. überlagern (z.B. Eutrophierung und Uferverbau hinsichtlich negativer Auswirkung auf die Vermehrung phytophiler Arten), was einen Rückschluss auf den konkreten Belastungsfaktor allein aus der beobachteten Änderung der Werte für einen Metric oft unmöglich macht. Zudem sind anthropogene Einflüsse oft miteinander kombiniert - stark genutzte Gewässer sind z.B. meistens auch verbaut und eutrophiert (und umgekehrt, Tab. 14). Schließlich sind lineare Abhängigkeiten zwischen Belastungen und Ausprägungen der Fischartengemeinschaft (Metrics) selten. Es wurde nicht von Einfluss-Wirkungs-Beziehungen ausgegangen. Obwohl bei der Entwicklung einzelner Metrics z.T. auch ein-faktorielle Belastungs-Wirkungs-Beziehungen als Basis dienten, zeigen die mit dem *DeLFI* erzielten Bewertungen den ökologischen Zustand als Effekt der Gesamtheit anthropogener Einflüsse an (S. 63 ff.). Die Identifikation von Ursachen für Abwertungen erfordert fachliche Analysen der konkreten Verhältnisse und ist nicht immer möglich.

10.4 BEWERTUNG

Die Einzelbewertungen der Metrics werden gemäß der Anforderungen der WRRL zu einem EQR-Wert verrechnet. Diesem wird eine von fünf Zustandsklassen zugeordnet. Für die Entwicklung des *DeLFI* wurde die möglichst verlässliche Identifikation der Grenze zwischen den ökologischen Zustandsklassen gut und mäßig als entscheidend angesehen. Hier liegt der Unterschied zwischen einem akzeptablen ökologischen Zustand und der Identifikation eines Maßnahmebedarfs. In diesem Bereich liefert der *DeLFI* zuverlässige Ergebnisse mit einer leichten Tendenz zur falsch-negativen Bewertung: es werden eher zu wenig als zu viele schlechte Bewertungen erzielt. Wesentliche Ursache ist die hohe Resilienz von Fischartengemeinschaften. Die Auswirkungen von menschlichen Einflüssen reduzieren sich über zeitliche oder örtliche Faktoren wie die Nahrungskette, Ausweichmöglichkeiten oder langfristige Wachstumskompen-sationen. Darüber hinaus werden gemäß Wasserrahmenrichtlinie neben den Fischen noch drei weitere Elemente bewertet. Letztendlich zählt die schlechteste Einzelbewertung. Bei der Entwicklung des *DeLFI* wurde darauf abgezielt, ungerechtfertigte Identifikation von Maßnahmebedarf zu vermeiden. Im Bereich der Zustandsklassen unbefriedigend und schlecht ist die Tauglichkeit des *DeLFI* unklar. In Deutschland existieren wenige, im alpinen Raum keine entsprechend stark belasteten Seen über 50 ha. Anhand der vorliegenden Informationen zu Fischgemeinschaften lassen sich Klassengrenzen vermuten, aber nicht belegen. Eventuell können im Rahmen einer Verfahrensprüfung neue Ergebnisse erzielt werden. Auch die Grenze zwischen den Zustandsklassen „sehr gut“ und „gut“ ist schwer abzusichern. In Deutschland gibt es keine „echten“, durch den Menschen unbeeinflussten Referenzseen. Es lässt sich daher nicht prüfen, welche Werte die Metrics des Verfahrens unter solchen Bedingungen annehmen würden. Sehr gute Zustandsklassen sind im Rahmen der fischbasierten Seenbewertung dennoch möglich. Die ursprünglich hoch angesetzte Klassengrenze wurde im Rahmen der Interkalibrierung an die Vorgehensweise der europäischen Mitgliedsstaaten angepasst.

10.5 AUSBLICK

Mit dem *DeLFI* kann der ökologische Zustand von Seen anhand der Fische eingeschätzt werden. Damit lassen sich die Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinien erfüllen und wertvolle Informationen über den ökologischen Zustand von Seen gewinnen. Der *DeLFI* soll fortlaufend verbessert werden. Bei Auffälligkeiten, Fehlern oder Verbesserungsvorschlägen wird um Rückmeldung an den Verfasser gebeten: david.ritterbusch@ifb-potsdam.de. Vielen Dank.

11 LITERATUR

2008/915/EG (2008): Entscheidung der Kommission zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30.10.2008. L 332 Seiten 20-44 ff.

2013/480/EU (2013): Commission decision of 20 September 2013 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise and repealing Decision 2008/915/EC vom Official Journal of the European Union L 266.

APPELBERG, M., B. C. BERGQUIST & E. DEGERMAN (2000): Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams-a preliminary approach. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie 27: 311-315.

ARGILLIER, C., S. CAUSSÉ, M. GEVREY, S. PÉDRON, J. BORTOLI, S. BRUCET, M. EMMRICH, E. JEPPESEN, T. LAURIDSEN, T. MEHNER, M. OLIN, M. RASK, P. VOLTA, I. J. WINFIELD, F. KELLY, T. KRAUSE, A. PALM & K. HOLMGREN (2013): Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. Hydrobiologia 704: 193-211.

BARTHELMES, D. (2000): Zur Trophieindikation durch Fische in norddeutschen Seen. Gewässerökologie Norddeutschlands 4: 123-131.

BELPAIRE, C., R. SMOLDERS, I. V. AUWEELE, D. ERCKEN, J. BREINE, G. VAN THUYNE & F. OLLEVIER (2000): An index of biotic integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. Hydrobiologia 434: 17-33.

BRÄMICK, U., M. DIEKMANN, R. LEMCKE & T. MEHNER (2008a): Assessing shifts in fish assemblages of German large lakes by literature data and commercial catch statistics. Fundamental and Applied Limnology 171: 87-103.

BRÄMICK, U., M. DIEKMANN, R. LEMCKE & T. MEHNER (2008b): Assessing shifts in fish assemblages of German large lakes by literature data and commercial catch statistics. Fundamental and Applied Limnology. 171: 87-103.

BRUCET, S., S. PÉDRON, T. MEHNER, T. L. LAURIDSEN, C. ARGILLIER, I. J. WINFIELD, P. VOLTA, M. EMMRICH, T. HESTHAGEN, K. HOLMGREN, L. BENEJAM, F. KELLY, T. KRAUSE, A. PALM, M. RASK & E. JEPPESEN (2013): Fish diversity in European lakes: geographical factors dominate over anthropogenic pressures. Freshwater Biology 58: 1779-1793.

CIS (2003): River and lakes - Typology, reference conditions and classification systems - WG 2.3 REFCOND. 10, Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) - Guidance Document, Luxembourg.

CIS (2011): Guidance document on the Intercalibration Process 2008-2011. ECOSTAT 14, Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) - Guidance Document.

DEGERMAN, E., J. HAMMAR, P. NYBERG & G. SVARDSON (2001): Human impact on the fish diversity in the four largest lakes of Sweden. Ambio 30: 522-528.

DIEKMANN, M., U. DUßLING & R. BERG (2005a): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS). Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Langenargen.

DIEKMANN, M., U. BRÄMICK, R. LEMCKE & T. MEHNER (2005b): Habitat-specific fishing revealed distinct indicator species in German lowland lake fish communities. Journal of Applied Ecology 42: 901-909.

DUßLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS - Hilfestellungen und Hinweise zur sachgerechten

Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens fiBS. Schriftenreihe, 15, Ed.: Verband deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e. V.

DUßLING, U., A. BISCHOFF, R. HABERBOSCH, A. HOFFMANN, H. KLINGER, C. WOLTER, K. WYSUJACK & R. BERG (2004): Verbundprojekt: Erforderliche Probennahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. Abschlussbericht, allgemeiner Teil: Grundlagen zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand der Fischfauna. Bundesministerium für Bildung und Forschung.

EN 14011 (2003): Europäische Norm: Wasserbeschaffenheit - Probennahme von Fisch mittels Elektrizität vom 03.2003. ICS 13.060.70; 65.150 Seiten 16 ff.

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

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

EN 14962 (2006): Europäische Norm: Wasserbeschaffenheit - Anleitung zur Anwendung und Auswahl von Verfahren zur Probennahme von Fischen vom 04/2006. ICS 13.060.70; 65.150 Seiten 25 ff.

FROESE, R. & D. PAULY (2014): FishBase (own extraction of ecological information on preferred habitats for selected fish species). www.fishbase.org, abgerufen 24.01.14.

GARCIA, X.-F., M. DIEKMANN, U. BRAMICK, R. LEMCKE & T. MEHNER (2006): Correlations between type indicator fish species and lake productivity in German lowland lakes. Journal of Fish Biology 68: 1144-1157.

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

GASSNER, H., D. ACHLEITNER & M. LUGER (2015): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente (Teil B1 - Fische). Ed.: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

GASSNER, H., D. ZICK, G. BRUSCHEK, K. MAYRHOFER & I. FREY (2006): Fischbestandsaufnahme und Bewertung des ökologischen Zustandes der natürlichen und künstlichen Seen Österreichs (>50 ha) gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bundesamt für Wasserwirtschaft - Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Scharfling.

GASSNER, H., D. ACHLEITNER, M. LUGER, D. RITTERBUSCH, M. SCHUBERT & P. VOLTA (2014): Water Framework Directive Intercalibration Technical Report - Alpine Lake Fish fauna ecological assessment methods. JRC Technical Reports, Ed.: S. Poikane.

HAERTEL, S. S., U. BAADE & R. ECKMANN (2002): No general percid dominance at mesotrophic lake conditions: insights from the quantification of predator-prey interactions. Limnologica 32: 1-13.

HELMINEN, H., J. KARJALAINEN, M. KURKILAHTI, M. RASK & J. SARVALA (2000): Eutrophication and fish biodiversity in Finnish lakes. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie 27: 194-199.

HOLMGREN, K. & M. APPELBERG (2000): Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. Journal of Fish Biology 57: 1312-1330.

HOLMGREN, K., A. KINNERBÄCK, S. PAKKASMAA, B. BERGQUIST & U. BEIER (2007): Assessment criteria for ecological status of fish in Swedish lakes - development and application of EQR 8. Fiskeriverket - Swedish Board of Fisheries, Drottningholm.

HORPPILA, J., J. RUUHIJARVI, M. RASK, C. KARPPINEN, K. NYBERG & M. OLIN (2000): Seasonal changes in the diets and relative abundances of perch and roach in the littoral and pelagic zones of a large lake. Journal of Fish Biology 56: 51-72.

JAARSMA, N. (2007): Description of references and metrics for fish in lakes in the Netherlands (unpublished). Witteveen & Bos consulting engineers.

JENNINGS, M. J., J. LYONS, E. E. EMMONS, G. R. HATZENBELER, M. A. BOZEK, T. D. SIMONSON, T. D. BEARD & D. FAGO (1999): Toward the development of an index of biotic integrity for inland lakes in Wisconsin. In: T. P. Simon (Ed.) Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities, pp. 541-562. CRC Press LLC, Boca Raton.

JEPPESEN, E., J. P. JENSEN, M. SONDERGAARD & T. L. LAURIDSEN (2005a): Response of fish and plankton to nutrient loading reduction in eight shallow Danish lakes with special emphasis on seasonal dynamics. Freshwater Biology 50: 1616-1627.

JEPPESEN, E., J. P. JENSEN, M. SØNDERGAARD, T. LAURIDSEN & F. LANDKILDEHUS (2000): Trophic structure, species richness, and biodiversity in Danish lakes: changes along phosphorus gradient. Freshwater Biology 45: 201-218.

JEPPESEN, E., M. SØNDERGAARD, J. P. JENSEN, K. E. HAVENS, O. ANNEVILLE, L. CARVALHO, M. F. COVENEY, R. DENEKE, M. T. DOKULIL, B. FOY, D. GERDEAUX, S. E. HAMPTON, S. HILT, K. KANGUR, J. KÖHLER, E. LAMMENS, T. L. LAURIDSEN, M. MANCA, M. R. MIRACLE, B. MOSS, P. NOGES, G. PERSSON, G. PHILLIPS, R. PORTIELJE, S. ROMO, C. L. SCHELSKE, D. STRAILE, I. TATRAI, E. WILLEN & M. WINDER (2005b): Lake responses to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. Freshwater Biology 50: 1747-1771.

KARR, J. R., K. D. FAUSCH, P. L. ANGERMEIER, P. R. YANT & I. J. SCHLOSSER (1986): Assessing biological integrity in running waters - A method and its rationale. Illinois Natural History Survey, Champaign.

KASPRZAK, P., F. GERVAIS, R. ADRIAN, W. WEILER, R. J. RADKE, I. JÄGER, S. RIEST, U. SIEDEL, B. SCHNEIDER, M. BÖHME, R. ECKMANN & N. WALZ (2000): Trophic characterisation, pelagic food web structure and comparison of two mesotrophic lakes in Brandenburg (Germany). Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 85: 167-169.

KOTTELAT, M. & J. FREYHOF (2007): Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol.

LAWA (1998): Gewässerbewertung - stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.

LAWA (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.

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

MATHES, J., G. PLAMBECK & J. SCHAUMBURG (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km^2 zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: R. Deneke & B. Nixdorf (Eds.), Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite, pp. 15-24. Eigenverlag der BTU Cottbus, Cottbus.

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

MEHNER, T., M. DIEKMANN, U. BRÄMICK & R. LEMCKE (2005a): Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore

structure and human-use intensity. Freshwater Biology 50: 70-85.

MEHNER, T., M. DIEKMANN, X.-F. GARCIA, U. BRÄMICK & R. LEMCKE (2004): Ökologische Bewertung von Seen anhand der Fischfauna. Berichte des IGB 21: 202.

MEHNER, T., M. DIEKMANN, X.-F. GARCIA, U. BRÄMICK & R. LEMCKE (2005b): Möglichkeiten und Grenzen der Bewertung der ökologischen Qualität von Seen anhand der Fischfauna. In: C. K. Feld, S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich (Eds.), Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern, pp. 137-150. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

MUGV (2010): Steckbriefe: Seen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. http://www.mugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb2.c.546917.de, abgerufen 23.08.2010.

OGEWV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer vom 20.07.2011. BGBl. Teil I Nr. 37 Seiten 1429 ff.

OLBERT, C. & K. HÖLZL (2004): Entwicklung eines Kartierverfahrens zur Bestandsaufnahme des Strukturzustandes der Ufer von Seen > 50 ha in Mecklenburg-Vorpommern. Informus GmbH, Berlin.

OLIN, M., M. RASK, J. RUUHLJARVI, M. KURKILAHTI, P. ALA-OPAS & O. YLONEN (2002): Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. Journal of Fish Biology 60: 593-612.

PERSSON, L. & L. A. GREENBERG (1990): Juvenile competitive bottlenecks: The perch (*Perca fluviatilis*)-roach (*Rutilus rutilus*) interaction. Ecology 71: 44- 56.

PERSSON, L. & P. EKLÖV (1995): Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. Ecology 76: 70-81.

PERSSON, L., S. DIEHL, L. JOHANSSON, G. ANDERSSON & S. F. HAMRIN (1991): Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes - patterns and the importance of size-structured interactions. Journal of Fish Biology 38: 281-293.

POIKANE, S. (2009): Water Framework Directive intercalibration technical report - Part 2: Lakes. Joint Research Center.

PRCHALOVÁ, M., T. MRKVICKA, J. KUBECKA, J. PETERKA, M. CECH, M. MUSKA, M. KRATOCHVÍL & M. VASEK (2010): Fish activity as determined by gillnet catch: A comparison of two reservoirs of different turbidity. Fisheries Research 102: 291-296.

RIEDMÜLLER, U., U. MISCHKE, T. POTTGIESSER, J. BÖHMER, R. DENEKE, D. RITTERBUSCH, D. STELZER & E. HOEHN (2013): Steckbriefe der deutschen Seetypen - Begleittext und Steckbriefe. Limnologie-Büro Hoehn.

RITTERBUSCH, D. (2014): Fischbasierte Seenbewertung in Deutschland - Vertretung Deutschlands im Interkalibrierungsprozess, Übernahme der Leitung der Central-Baltic Gruppe und Publikation des deutschen Verfahrens. Länderfinanzierungsprogramm Wasser, Boden und Abfall Institut für Binnenfischerei e. V.

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

RITTERBUSCH, D. & U. BRÄMICK (2009): EU-Wasserrahmenrichtlinie - Fortentwicklung der Fließgewässerbewertung anhand der Fische sowie erste Schritte zur Seen-Interkalibrierung in 2008. O 10.08, Institut für Binnenfischerei e.V., Potsdam-Sacrow.

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

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

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

RITTERBUSCH, D., U. BRÄMICK, M. SCHUBERT, C. SCHÜTZ & U. DUßLING (2011): Interkalibrierung der Fließgewässer- und Seenbewertung anhand der Fische, Praxistest Seenbewertung sowie Leitung der Central Baltic GIG für Seen. O 14.10, Institut für Binnenfischerei e.V., Potsdam-Sacrow.

SØNDERGAARD, M., E. JEPPESEN, J. P. JENSEN & S. L. AMSINCK (2005): Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. Journal of Applied Ecology 42: 616-629.

TAMMI, J., A. LAPPALAINEN & M. RASK (2001): Using Swedish fish index FIX in assessing degradation of Finnish eutrophic lakes - what does fish community data tell about them? Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

TAMMI, J., M. APPELBERG, U. BEIER, T. HESTHAGEN, A. LAPPALAINEN & M. RASK (2003): Fish status survey of Nordic lakes: Effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. Ambio 32: 98-105.

VAN DE BUND, W., W. BONNE, S. POIKANE & N. ZAMPOUKAS (2011): Method compliance checking: which methods can be included in the intercalibration exercise? Document discussed at the ECOSTAT meeting of 30.03.2011 V 2.0, Joint Research Center.

WHITTIER, T. R. (1999): Development of IBI metrics for lakes in southern New England. In: T. P. Simon (Ed.) Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities, pp. 563-582. CRC-Press.

WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik vom 23.10.2000. ABl. L 327.

ZICK, D., H. GASSNER, P. FILZMOSER, J. WANZENBÖCK, B. PAMMINGER-LAHNSTEINER & G. TISCHLER (2006): Changes in the fish species composition of all Austrian lakes >50 ha during the last 150 years. Fisheries Management and Ecology 13: 103-111.

12 VERÖFFENTLICHUNGEN IM RAHMEN VON LFP-VORHABEN AM IFB

Referierte Publikationen

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

Berichte der Interkalibrierung

Gassner, H., D. Achleitner, M. Luger, D. Ritterbusch, M. Schubert, P. Volta (2014): Water Framework Directive Intercalibration Technical Report - Alpine Lake Fish fauna methods. JRC Technical Reports. http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC88129

Milestone-Berichte aus Phase 2 (2009-2011):
https://circabc.europa.eu/faces/jsp/extension/wai/navigation/container.jsp?FormPrincipal:_idcl=FormPrincipal:_id3&FormPrincipal_SUBMIT=1&id=bde74b14-2bef-473b-9a99-26995c10a059&javax.faces.ViewState=rO0ABXVyABNbTGphdmEubGFuZy5PYmplY3Q7kM5YnxBzKWwCAAB4cAAAAAN0AAE5cHQAKy9qc3AvZXh0ZW5zaW9uL3dhaS9uYXZpZ2F0aW9uL2NvbnRhaW5lci5qc3A=

Projektberichte von LfP-Vorhaben

Mit Ausnahme von Vorhaben O 14.10 stehen alle Berichte zum Download zur Verfügung (www.laenderfinanzierungsprogramm.de, Bereich Vorhaben/LAWA/Vorhaben des AO).

- O 3.13/14 Der Abschlussbericht einschließlich der vorliegenden Verfahrensbeschreibung und den Ergebnissen der Interkalibrierung wird voraussichtlich in der zweiten Jahreshälfte 2015 verfügbar sein
- O 3.13 Fischbasierte Seenbewertung in Deutschland - Vertretung Deutschlands im Interkalibrierungsprozess, Übernahme der Leitung der Central-Baltic Gruppe und Publikation des deutschen Verfahrens (RITTERBUSCH 2014)
- O 05.11 Interkalibrierung und Fortentwicklung der fischbasierten Seen- und Fließgewässerbewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (RITTERBUSCH et al. 2012)
- O 14.10 Interkalibrierung der Fließgewässer- und Seenbewertung anhand der Fische, Praxistest Seenbewertung sowie Leitung der Central Baltic GIG für Seen (ohne Download).
- O 14.09 Leitung der Central/Baltic-Gruppe im Rahmen der Interkalibrierung von Seenbewertungen mit Fischen (RITTERBUSCH et al. 2011)
- O 02.09 Praxistest Seenbewertung anhand der Fischfauna sowie Interkalibrierung der Seenbewertung für Fische (RITTERBUSCH & BRÄMICK 2010)
- O 10.08. EU-Wasserrahmenrichtlinie - Fortentwicklung der Fließgewässerbewertung anhand der Fische sowie erste Schritte zur Seen-Interkalibrierung in 2008 (RITTERBUSCH & BRÄMICK 2009)

13 ANHANG

13.1 ZUM *SITE*-MODUL

13.1.1 Artenliste *Site*-Modul

In der nachfolgenden Tab. 10 stehen die Arten des *Site*-Moduls mit den zugeordneten Habitat- und Reproduktionsgilden. Für den Formenkreis der Großen Maräne sind die taxonomischen Zusammenhänge in der Überarbeitung; bis auf weiteres werden die deutschsprachigen Bezeichnungen der Lokalformen übernommen. Die Gildenzuordnung basiert auf den Verteilungen der Fischarten in den Fanggeräten nach Erfahrungen der Bearbeiter (MEHNER et al. 2004), auf verschiedenen Literaturquellen (KOTTELAT & FREYHOF 2007; FROESE & PAULY 2014) und dem fiBS (DIEKMANN et al. 2005a; DUßLING 2009).
Die Reproduktionsgilden litho-pelagophil (Coregonus-Arten) und speleophil (Quappe) werden hier der lithophilen Gruppe zugeordnet. Die Gilde ostracophil (nur Bitterling) ist bei den Psammophilen eingeschlossen. Ariadnophile Arten (Stichlinge) werden nicht berücksichtigt.

Tab. 10: Artenliste und Gildenzuordnung im *Site*-Modul des *DeLFI*. Die Tabelle enthält die Arten der zentralen und der alpinen Variante des Verfahrens.

Artname latein	Artname deutsch	Habitatgilde	Reproduktionsgilde
Abramis ballerus	Zope	littoral	phyto-lithophil
Abramis brama	Blei	littoral	phyto-lithophil
Alburnoides bipunctatus	Schneider	littoral	lithophil
Alburnus alburnus	Ukelei	littoral	phyto-lithophil
Ameiurus nebulosus	Zwergwels	littoral	phyto-lithophil
Anguilla anguilla	Aal	littoral	-
Aspius aspius	Rapfen	epilimnisch	lithophil
Barbatula barbatula	Schmerle	littoral	psammophil
Blicca bjoerkna	Güster	littoral	phytophil
Carassius carassius	Karausche	littoral	phytophil
Carassius gibelio	Giebel	littoral	phyto-lithophil
Chalcalburnus chalcoides mento	Mairenke/Seelaube	epilimnisch	lithophil
Cobitis taenia	Steinbeißer	littoral	phytophil
Coregonus albula	Kleine Maräne	hypolimnisch	lithophil
Coregonus ‚Ammersee-Kilch'	Ammersee-Kilch	profundal	lithophil
Coregonus ‚Blaufelchen'	Blaufelchen	hypolimnisch	lithophil
Coregonus ‚Bodensee-Kilch'	Bodensee-Kilch	profundal	lithophil
Coregonus ‚Gangfisch'	Gangfisch	hypolimnisch	lithophil
Coregonus ‚Große Maräne'	Große Maräne allg.	profundal	lithophil
Coregonus ‚Kilch'	Kilch	profundal	lithophil
Coregonus ‚Ostseeschnäpel'	Ostseeschnäpel	littoral	lithophil
Coregonus ‚Peipus-Maräne'	Peipus-Maräne	hypolimnisch	lithophil
Coregonus ‚Sandfelchen'	Sandfelchen	profundal	lithophil
Coregonus ‚Schaalsee-Maräne'	Schaalsee-Maräne	profundal	lithophil
Cottus gobio	Westgroppe	littoral	lithophil
Cottus poecilopus	Ostgroppe	profundal	lithophil
Cyprinus carpio	Karpfen	littoral	phytophil

Artname latein	Artname deutsch	Habitatgilde	Reproduktionsgilde
Esox lucius	Hecht	littoral	phytophil
Gasterosteus aculeatus	Dreist. Stichling	littoral	-
Gobio gobio	Gründling	littoral	psammophil
Gymnocephalus cernua	Kaulbarsch	littoral	phyto-lithophil
Leucaspius delineatus	Moderlieschen	littoral	phytophil
Leuciscus cephalus	Döbel	littoral	lithophil
Leuciscus idus	Aland	littoral	phyto-lithophil
Leuciscus leuciscus	Hasel	littoral	lithophil
Lota lota	Quappe	littoral	lithophil
Misgurnus fossilis	Schlammpeitzger	littoral	phytophil
Oncorhynchus mykiss	Regenbogenforelle	littoral	lithophil
Osmerus eperlanus	Stint	epilimnisch	lithophil
Pelecus cultratus	Ziege	epilimnisch	lithophil
Perca fluviatilis	Barsch	littoral	phyto-lithophil
Phoxinus phoxinus	Elritze	littoral	lithophil
Platichthys flesus	Flunder	littoral	-
Pungitius pungitius	Zwergstichling	littoral	-
Rhodeus amarus	Bitterling	littoral	psammophil
Rutilus frisii meidingeri	Perlfisch	profundal	lithophil
Rutilus rutilus	Plötze	littoral	phyto-lithophil
Salmo trutta far.	Bachforelle	littoral	lithophil
Salmo trutta lac.	Seeforelle	epilimnisch	lithophil
Salvelinus alpinus	Seesaibling	hypolimnisch	lithophil
Sander lucioperca	Zander	epilimnisch	phyto-lithophil
Scardinius erythrophtalmus	Rotfeder	littoral	phytophil
Silurus glanis	Wels	littoral	phytophil
Telestes souffia	Strömer	littoral	lithophil
Tinca tinca	Schleie	littoral	phytophil
Vimba vimba	Zährte	littoral	lithophil

13.1.2 Berechnung der Gildenabundanz-Metrics

Die Bewertung der Gildenabundanzen erfolgt in mehreren Schritten. Der folgende Abschnitt dient der Darstellung der Rechenroutine. Es existiert eine Excel-Vorlage, die die Schritte automatisch durchführt. Zur praktischen Bewertung von Seen muss die mathematische Prozedur also nicht zwingend nachvollzogen werden.

1) Zunächst wird für die einzelnen Gilden zusammengestellt, wie viele Arten in den entsprechenden Häufigkeitsklassen vorhanden sind. Das wird für den Referenzzustand und für den aktuellen Zustand gemacht.
Beispiel für die Reproduktionsgilden: Wie viele lithophile Arten haben die Abundanzklasse „häufig", „regelmäßig", „selten". Wie viele phytophile Arten haben die Abundanzklasse „häufig", „regelmäßig", „selten" usw.

2) Für jede Gilde werden für jede Häufigkeitsklasse die Artenzahlen von Referenzzustand und aktuellem Zustand verglichen und nach folgendem Schema bewertet:

5 Der Betrag des log des Quotienten aus aktueller und Referenz-Artenzahl in der jeweiligen Abundanzklasse ist ≤ 0,33
3 ebenso, aber der Betrag des log ist > 0,33 und ≤ 0,66
1 ebenso, aber der Betrag des log ist > 0,66.

Abundanzklassen der Gilden, die

- in der Referenz vorkommen, aber aktuell fehlen, werden mit 1 Punkt bewertet
- in der Referenz fehlen, aber aktuell vorkommen, werden nicht berücksichtigt

Die Bewertung der Gilde ist der Mittelwert der Bewertung der Abundanzklassen 1,2 und 3.
Beispiel: Für den Referenzzustand wurde für die lithophilen Arten folgende Verteilung in den Abundanzklassen modelliert: 2 häufige Arten, keine regelmäßige, 3 seltene Arten. Aktuell finden sich 2 häufige lithophile Arten, 1 regelmäßige und 1 seltene. Daraus ergibt sich folgende Bewertung: häufige Arten 5 (2/2 = 1, log(1) = 0), regelmäßige Arten nicht berücksichtigt und seltene Arten 3 (3/1 = 3, log(3) = 0,47). Für die Bewertung der Habitatgilde „lithophile" ergibt sich ein Mittelwert von 4.

3) Die Gesamtbewertung der *Abundanz Habitatgilden* richtet sich nach dem Mittelwert der Einzelbewertungen der Habitatgilden:

- Mittel > 4 entspricht einer Gesamtbewertung von 5
- Mittel > 2 bis ≤ 4 entspricht einer Gesamtbewertung von 3
- Mittel ≤ 2 einer Gesamtbewertung von 1

In Tab. 11 ist beispielhaft eine Bewertung des Metrics *Abundanz Habitatgilden* dargestellt. In dem Beispielsgewässer sind aktuell 6 lithophile Arten in der Abundanzklasse 1 nachgewiesen. In der Referenzartengemeinschaft gab es nur 1 lithophile Art mit der Abundanz 1. Berechnet man den Betrag des log aus dem Quotienten 6:1, erhält man mit 0,78 einen Wert >0,66, was 1 Indexpunkt entspricht. Die Gilde der psammophilen Arten war in der Referenz durch keine Art in der Abundanzklasse 1 besetzt. Aus diesem Grund entfällt für diese Gilde die Berechnung eines Indexwertes für die Abundanzklasse 1. Für die Gilden phyto-lithophiler sowie phytophiler Arten ergeben die Berechnungen 0,48 bzw. 0,10, was nach dem Bewertungsschlüssel 3 bzw. 5 Indexpunkten entspricht. Anschließend werden für die Abundanzklassen 2 und 3 die Indexwerte nach gleichem Muster errechnet. Die nachfolgende Mittelwertbildung aus den vergebenen Indexpunkten innerhalb der Gilden ergibt Werte zwischen 2,3 und 4,3. Als Mittelwert der 4 Werte erhält man 3,0 - das entspricht einer Gesamtbewertung des Metrics von 3 (mäßig).

Tab. 11: Fiktive Bewertung des Metrics *Abundanz der Reproduktionsgilden* (Ak: Abundanzklasse, Az: Artenzahl)

Gilde	Ak	Az akt	Az Ref	Quot	|Log|	Wertung	MW	MW ges	Gesamt
lithophil	1	6	1	6,00	0,778	1	**2,3**	**3,0**	**3**
	2	1	4	0,25	0,602	3			
	3	3	7	0,43	0,368	3			
psammophil	1	1	0	0,00		entfällt	**3,0**		
	2	1	5	0,20	0,699	1			
	3	1	1	1,00	0,000	5			
phyto-litho	1	1	3	0,33	0,477	3	**2,3**		
	2	1	5	0,20	0,699	1			
	3	2	5	0,40	0,398	3			
phytophil	1	4	5	0,80	0,097	5	**4,3**		
	2	1	4	0,25	0,602	3			
	3	4	4	1,00	0,000	5			

13.1.3 *DeLFI-Site*: Short description of the German site specific Lake Fish Index

The proposed German system to assess the ecological status includes two approaches: the *DeLFI-Type*, a type-specific assessement based on EN 14757 gillnet catches and the *DeLFI-Site*, a site-specific assessment based on modelled fish communites. The present chapter describes the *DeLFI-Site*.

System concept

The German site-specific system to assess the ecological status of lakes with their fish fauna (*DeLFI-Site*) compares the fish communities of lakes in the reference/historical situation with the current situation. The fish communities are described by a complete species inventory and one out of four abundance classes (absent, rare, regular, and frequent) assigned to each species.

Fish community modelling

The reference fish community is modelled using all available information. Main sources are historical records, scientific literature and long-time fisheries statistics. The reference fish community is completed by expert knowledge based on the historical species inventory of nearby water bodies, evidence in the catchment area and general species ecology.

For the current situation, the fish community composition is modelled with fishery statistics or scientific gear. Data and information of the precedent six years is used. For the modelling procedure a complete picture of all lake habitats is needed. Therefore it is recommended to include information on at least one of the following fishing gears for each habitat:

Littoral: electrofishing, fyke net, beach seine
Benthic: (multimesh-) gillnet, bottom trawl, extended fyke net
Pelagic: (multimesh-) gillnet, trawl, purse seine

If information is missing, additional scientific investigation becomes necessary.

A comprehensive description of the fish community of a lake usually is based on a number of different gear and sources. The data of the species' abundance is transferred into abundance classes (Tab. 12). For the scientific samples, the values of the gear with the highest species-specific percentages are taken. This will usually be electrofishing for shore-bound species (pike, tench) and pelagic nets for species of the open water (smelt, vendace).

Tab. 12: Assignment of abundance classes based on different sources of information. Scientific samples (electrofishing, CEN 14757) refer to % number in the gear with the highest percentage of the corresponding species.

Abundance class	Scientific samples % number	Fisheries statistics	Informational sources
3	> 5 %	> 1 kg/ha	frequent, common, plenty
2	1 - 5 %	0,1-1 kg/ha	regular, steady
1	< 1%	< 0,1 Ind/km²	rare, sporadic
0	-	-	-

Lake typology

The *DeLFI-Site* system is a site specific approach, i.e. the reference conditions are modelled for each lake individually (in contrast to type specific standard values). This allows including lake specialties and rare or endemic species. The lake type is not essential for the assessment system. However, a fish-specific lake typology was developed for the type-spedific approach (RITTERBUSCH et al. 2014) which differentiates three types according to their stratification and maximum depth. This typology was adopted and defaults for specific fish communities are given. The type-specific defaults provide a starting point for the fish community modelling,

but species' inventory and abundances must be controlled and can be modified.

Metrics
Eight regular metrics are used to assess the ecological status:

- frequent species number: good score if all species that are frequent in reference condition are also frequent in current conditions
- regular species number: likewise for regular species
- rare species number: likewise for rare species
- Habitat guilds: good score if all guilds present in reference condition are also present in current conditions (guilds are littoral, benthic, epilimnetic, hypolimnetic).
- Spawning guilds: likewise (guilds are lithophilic, psammophilic, phyto-lithophilic, phytophilic)
- frequent species abundance: good score if all species that are frequent species in reference condition are also frequent in current conditions
- Abundance of habitat guilds: scores the distribution of species-specific abundance classes within the habitat guilds (e.g. littoral species are frequent in reference condition, but regular today)
- Abundance of spawning guilds: likewise

A metric called 'reproduction of potentially stocked species' modifies the assessment results. For certain species it has to be checked if they are stocked. In this case it has to be proved that they reproduce naturally despite of being stocked. Species which persist by stocking only are treated as if they were absent. This metric is a modifier which can change most of the above mentioned metrics but is not a metric on its own.

Two optional metrics complete the system. They can be deselected for the assessment but it is recommended to only exclude them if necessary.

- Growth of bream: bream is a widespread and frequent species. Large individuals show good growth, smaller ones indicate deficiencies of food resources caused by high population densities and/or eutrophication.
- Migrating species: good score if a certain number of rheophilic species is present. This metric is only applied in lakes that are connected in reference conditions.

Class boundaries and scoring: Regular metric are scored 1, 3 or 5 points; according to the WFD compliant status classes poor, moderate or high. The class boundaries are described in Tab. 13. Scoring is done stepwise for the two metrics 'abundance of habitat and spawning guilds'. First, the abundance classes within a guild are scored (e.g. littoral-rare, littoral-regular, littoral-frequent). This is done using the absolute values of the log(current species number/reference species number). Afterwards the three values are combined to a guild score using the mean (e.g. littoral). Finally, the preferences are combined to a score of the guild group (habitat or spawning) like described in the table.

The metric scores are summed to obtain a total score. The total score is translated into an EQR value: EQR = (Score-Min) / (Max-Min). Ecological classes are assigned to the EQR values with boundaries at $\geq$ 0.85/0.69/0.50/0.25, beginning with HIGH. The values of class boundaries are the result of the alpine intercalibration process (GASSNER et al. 2014).

Tab. 13: Class boundaries of the *DeLFI-Site* metrics. The description always refers to the present situation in comparison to the reference condition.

Metric	**5 (high)**	**3 (moderate)**	**1 (poor)**
frequent species number	All present	-	≥ 1 missing
Regular species number	> 90 %	75-90 %	< 75 % present
Rare species number	> 50 %	25-50 %	< 25 % present
Habitat guild	All present	1 guild (1 species) absent	1 guild (> 1 species) or > 1 guild absent
Spawning guild		likewise	
Frequent species abundance	All frequent	50-99 %	< 50 %
Abundance of habitat guilds	guild score > 4	guild score 2-4	guild score < 2
Abundance of spawning guilds		likewise	

13.2 ZUM *TYPE*-MODUL

13.2.1 Plausibilitätsprüfungen des *Type*-Moduls

Der Grundgedanke der nachfolgenden Plausibilitätsprüfung ist es, die Leistungsfähigkeit des *Type*-Moduls abzuschätzen. Das geschieht über zwei Ansätze:
a) der Prüfung von **Zusammenhängen zwischen fischbasierter Bewertung als EQR und menschlichen Einflüssen**. Diese werden als Korrelationskoeffizienten nach Pearson berechnet. In Anlehnung an den Interkalibrierungsleitfaden (CIS 2011) sollten sie größer als r = 0,5 sein. So wird gezeigt, dass das Verfahren zuverlässig auf Einflüsse reagiert.
b) dem Vergleich der zugeordneten **Statusklassen**. Zunächst liefert das *Type*-Modul eine fischbasierte Zustandsklasse. Diese wird mit einer unabhängigen und nicht fisch-basierten Einschätzung des ökologischen Zustands verglichen. Dieser Erwartungswert kann eine Orientierung geben, stellt aber keine abgesicherte und objektive Zielgröße dar. Der Zusammenhang der Statusklassen lässt sich über Korrelationen beschreiben (bei semiquanitativen Daten Spearman's rho). Die Ähnlichkeit der Klassen charakterisiert der Mittelwert der absoluten Klassendifferenzen, der in Anlehnung an CIS (2011) ebenfalls kleiner als 0,5 sein sollte.

Einfluss-Kennzahlen und Erwartungswerte für den ökologischen Status
Für die Plausibilitätsprüfung des *DeLFI* lagen drei Vergleichsdatensätze vor:

1) Eine Auswahl von Parametern zu relevanten menschlichen Einflüssen, die vom IfB erhoben und in einer Datenbank gepflegt werden,
2) Eine Gesamteinschätzung des ökologischen Zustands auf Grundlage dieser Daten,
3) Eine Auswahl von Parametern zu relevanten menschlichen Einflüssen, die im Rahmen der Interkalibrierung neu erhoben wurden. Diese wurden zum sog. TAPI verrechnet (TAPI = total anthropogenic pressure index)

Datenbasis menschliche Einflüsse: Für die Seen wurden folgende Parameter zu menschlich verursachten Einflüssen ermittelt:

- $TP_{Früh}$: Gesamtphosphorgehalt des Wassers während der Frühjahrsvollzirkulation
- TP_{Somm}: epilimnischer Phosphorgehalt als Mittelwert der sommerlichen Schichtungsperiode
- Chlo-a: Chlorophyll-a als Mittelwert der sommerlichen Schichtungsperiode
- TI_{akt}: Trophieindex nach LAWA (1998) mit den Teilparametern $TP_{Früh}$, TP_{Somm}, Chlo-a sowie mittlere Sichttiefe,
- TI_{ref}: Trophieindex im Referenzzustand des Gewässers nach LAWA. Bestimmt anhand morphometrischer Kennzahlen (Länge, Breite, maximale Tiefe)
- ΔTI: Differenz TI_{ref}-TI_{akt} („Eutrophierungsindex" im Gegensatz zum Trophieindex, allerdings mit erheblichen Ungenauigkeiten behaftet),
- Verbau: Summe von Expertenbewertungen zu Ausprägung und Umfang von Stegen, Badestellen, Faschinen, Blocksteinen und Spundwänden (von 5: geringe Ausprägung aller Verbauungen bis 20: starke Ausprägung aller fünf Verbauungstypen),
- Nutzung: Summe der Expertenbewertungen der Intensität von Badenutzung, Booten, Motorbooten und Schifffahrt (von 4: geringe Intensität bis 16: hohe Intensität aller vier Nutzungstypen),
- Natur%: Die prozentuale Naturnähe ist eine Beschreibung der Seeuferstrukturgüte (OLBERT & HÖLZL 2004), lag für die Seen Mecklenburg-Vorpommerns vor,
- Experteneinschätzung der Vernetzung der Seen mit umliegenden Fließgewässern sowohl

im unbeeinflussten als auch im aktuellen Zustand in einer 5-stufigen Skala von 5 (keine Einschränkung) bis 1 (für Fische ist kein Zugang zu umliegenden Fließgewässern möglich).

Details zur Datenerhebung sind an anderer Stelle beschrieben (MEHNER et al. 2004; RITTERBUSCH & BRÄMICK 2008, 2010; RITTERBUSCH et al. 2014). Die Informationen zu Einflussparametern sowie die Befischungsdaten im Entwicklungs-Datensatz stammen aus den Jahren 1998-2002. Geprüft wurde das Verfahren auch mit aktuelleren Daten und Befischungsergebnissen.

Einfluss-basierte Klassifikation des ökologischen Zustands: Die Grundlage der nachfolgenden Zuordnung von Statusklassen sind die o.g. Parameter der menschlichen Einflüsse. Die Eutrophierung wird im Vergleich zu Störungsparametern verstärkt berücksichtigt. Nachfolgend eine Übersicht der genutzten Kriterien:

- Sehr guter Zustand: Eutrophierung vernachlässigbar ($\Delta TI < 0,5$), Einschätzung unterstützt durch die Phytoplankton-Bewertung, Einfluss der Störungsparameter Uferverbau und Gewässernutzung gering oder nicht vorhanden, Ufer naturnah, bei natürlicherweise mit Fließgewässern verbundenen Seen ist die Passage auch aktuell uneingeschränkt möglich, Fischereiintensität und Besatzstärke sind gering.
- Guter Zustand: Eutrophierung gering ($\Delta TI < 1,0$), Einschätzung unterstützt durch die Phytoplankton-Bewertung, Einfluss der Störungsparameter Uferverbau und Gewässernutzung gering, Ufer nahezu naturnah, bei natürlicherweise mit Fließgewässern verbundenen Seen ist die Passage auch aktuell möglich, Fischereiintensität und Besatzstärke sind gering.
- Mäßiger Zustand: Eutrophierung vorhanden (ΔTI 0,5-1,5), Einschätzung unterstützt durch die Phytoplankton-Bewertung, Störungen durch Uferverbau und/oder Gewässernutzung vorhanden, Ufer nicht mehr naturnah, bei natürlicherweise mit Fließgewässern verbundenen Seen ist die Passierbarkeit eingeschränkt, Fischereiintensität und Besatzstärke sind hoch.
- Unbefriedigender Zustand: deutlich eutrophiert ($\Delta TI > 1,5$), Einschätzung unterstützt durch die Phytoplankton-Bewertung, deutliche Störungen durch Uferverbau und Gewässernutzung, bei natürlicherweise mit Fließgewässern verbundenen Seen ist die Passierbarkeit stark eingeschränkt, Fischereiintensität und Besatzstärke sind sehr hoch.
- Schlechter Zustand: stark eutrophiert, intensiv genutzt und anthropogen isoliert. Nach dem Verständnis des Autors bezeichnet „schlecht“ ein sehr stark degradiertes Gewässer, das nur noch einer Handvoll verbreiteter Fischarten geeignete Lebensbedingungen bietet. Dieser Zustand wurde keinem See im Datensatz zugewiesen.

Die genannten Kriterien sind nicht klar abgegrenzt und voneinander abhängig. So führt ein deutlicher Verbau bei mittlerer Eutrophierung zu einer Gesamteinschätzung von mäßig, bei fehlender Eutrophierung wird der See noch als gut bewertet. Zudem werden die Einflussgruppen Eutrophierung, Störung, Vernetzung und Fischerei in dieser Reihenfolge absteigend gewichtet, auch dieser Vorgang lässt sich nicht eindeutig reproduzierbar beschreiben. Der Passierbarkeit sowie dem Einfluss der Fischerei wird eine untergeordnete Bedeutung eingeräumt. Sie führen jedoch in zahlreichen Fällen zur letztendlichen Abwertung des See-Zustandes von sehr gut auf gut. Beide Einflüsse wirken sich aber eher gering auf die Fischgemeinschaft von Seen aus. Demnach lässt sich erwarten, dass mehr Gewässer eine sehr gut bewertete Fischgemeinschaft haben, als es sehr gute Seen nach Einfluss-basierter Einschätzung gibt. Ein nachträglicher Vergleich mit den Brandenburger See-Steckbriefen (MUGV 2010) zeigte in fast allen Fällen eine Übereinstimmung der zugeordneten Statusklasse.

Datenbasis menschliche Einflüsse (Interkalibrierungsansatz): Im Rahmen der Interkalibrierung wurde der sog. TAPI-Index entwickelt, der die Gesamtintensität der anthropogenen Einflüsse auf ein Gewässer beschreibt. Dazu wurden in der GIG relevante Parameter für menschliche Einflüsse ausgewählt (Anhang, Tab. 17). Diese Einfluss-Metrics stammten aus den Bereichen Eutrophierung, Verschmutzung, Nutzung/Verbau und biologische Einflüsse. Die Intensität der Einflüsse wurde in Klassen eingeteilt, die der Einteilung der ökologischen Statusklassen der WRRL entspricht. Aus den Einzelbewertungen der TAPI-Metrics wurden verschiedene Gesamtindizes als EQR errechnet und mit dem fischbasierten EQR verglichen. Die Bewertungsergebnisse des *Type*-Moduls zeigen eine deutliche, signifikante Korrelation zum Gesamtbelastungsindex. Die detaillierte Beschreibung des TAPI sowie der Interkalibrierungsergebnisse ist zum Zeitpunkt der Veröffentlichung des vorliegenden Berichts nicht verfügbar. Sie sollte aber in der zweiten Jahreshälfte 2015 an anderer Stelle veröffentlicht werden.

Prüfung von Referenzgewässern

In Seen mit minimalen Einflüssen sollte auch die fisch-basierte ökologische Zustandsbewertung einen sehr guten oder guten Zustand anzeigen. Nach den genannten Kriterien wurden für die Entwicklung der deutschen Typologie weitgehend unbeeinflusste Seen ausgewählt (RITTERBUSCH et al. 2014). Diese Auswahl wurde mit dem *Type*-Modul bewertet, es sollten gute oder sehr gute Bewertungen resultieren. Von den insgesamt 20 Referenz-nahen Seen werden 19 mit dem *Type*-Modul als gut/sehr gut bewertet.

Zusammenhang zwischen der EQR-Bewertung mit dem *Type*-Modul und menschlichen Einflüssen

Die statistischen Zusammenhänge zwischen den Parametern für menschliche Einflüsse und dem EQR Wert des *Type*-Moduls zeigt Tab. 14. Die Analyse erfolgt hier anhand des gesamten Datensatzes ohne Berücksichtigung der Gewässertypen. Die Einflüsse sind nicht normalverteilt und der EQR nimmt durch die begrenzte Anzahl an Metrics nicht alle Werte zwischen 0 und 1 an. Als Korrelationsmaßzahl wird daher Spearman's rho gewählt.

Tab. 14: Matrize der Spearman rho für die Beziehung von Einflussparametern untereinander und zum EQR des *Type*-Moduls. Abkürzungen auf S 61. Grau hinterlegte Koeffizienten mit $p < 0{,}001$. Norddeutsche Seen, Stichprobe 32 für Natur%, 68 für $TP_{Früh}$, sonst 73-75.

Einfluss	**TP_{Somm}**	**Chlo-a**	**TI_{akt}**	**ΔTI**	**Nutzung**	**Verbau**	**Natur%**	***Type* EQR**
$TP_{Früh}$	0,77	0,53	0,59	0,57	0,34	0,43	-0,10	-0,43
TP_{Somm}		0,78	0,85	0,52	0,13	0,32	-0,05	-0,53
Chlo-a			0,93	0,55	-0,05	0,17	-0,01	-0,46
TI_{akt}				0,61	-0,03	0,15	0,02	-0,52
ΔTI					0,27	0,31	-0,01	-0,52
Nutzung						0,71	-0,41	-0,13
Verbau							-0,44	-0,25
Natur%								0,00

Die Ergebnisse in Tab. 14 zeigen zweierlei. Zum einen korrelieren die EQR-Werte des *Type*-Moduls in hohem Maße und höchst signifikant mit Einflussintensitäten. Dabei ist die Beziehung zu Eutrophierungsparametern ausgeprägter als die zu Störungsparametern. Bei den Störungen ist die Beziehung zum Verbau auf 5% Niveau noch signifikant. Diese Beobachtungen sind plausibel. Fische sind mobil und langlebig und können schädlichen Einflüssen ausweichen. Nutzung beeinflusst im Wesentlichen die Oberfläche des Freiwassers

und Verbau ist meist lokal beschränkt. Für beide Störungsparameter sind Auswirkungen auf die Fischgemeinschaft erst bei sehr hohen Intensitäten zu erwarten. Eine Eutrophierung hingegen beeinflusst den ganzen Wasserkörper, die Fische des Sees haben keine Ausweichmöglichkeiten. Zum anderen zeigt die Korrelationsmatrix in Tab. 14 auch die engen Beziehungen innerhalb der Einflussparameter. Dabei sind nicht nur die Eutrophierungsparameter untereinander und die Störungsparameter untereinander korreliert, sondern auch Eutrophierung und Störung. Das gilt insbesondere für den auf die Fischgemeinschaft wirkenden Verbau.

Auch zu den TAPI-Indizes gab es hohe Korrelationen (z. B. r = 0,61***, n = 95).

Statusklassen - Zusammenhang zwischen *Type*-Bewertung und menschlichen Einflüssen

Die Korrelation der Statusklassen des *Type*-Moduls zur **datenbasierten, nicht-fischbasierten Klassifikation** zeigte eine hohe Korrelation, die höchst signifikant ist (rho = 0,71***, n = 113). Damit hängen diese beiden Klassifikationen eng zusammen.

Die Ähnlichkeit der Bewertungen wird über einen Vergleich von *DeLFI*-Klasse und nicht-fischbasierter Klassifizierung ermittelt. Ist die *DeLFI* Klasse schlechter als die Vergleichsklasse wird das Ergebnis als **falsch-positiv** bezeichnet (ein positives Testergebnis zeigt einen negativen Einfluss). Ist die *DeLFI* Klasse besser als der Vergleichswert wird das Ergebnis als **falsch-negativ** bezeichnet. Als **kritischer Fehler** wird eine Abweichung bezeichnet, die die gut-mäßig Grenze überspringt. Die Übereinstimmung von fischbasierter und nicht-fischbasierter Klassenzuweisung wurde zunächst an den Seen geprüft, die für die Verfahrensentwicklung genutzt wurden (Entwicklungsdatensatz, Tab. 15 links). In 70 % der Fälle stimmen die Klassen überein. Die maximale Abweichung beträgt eine Klasse. Bei einer Reduzierung auf kritische Fehler stimmen 84 % der Vergleiche überein. Dabei gibt es keine kritischen falsch-positiven Bewertung des Zustands anhand der Fische. Kritische, falsch-negative Bewertungen haben einen Anteil von 16 %. Für den **Entwicklungsdatensatz** liegt die mittlere Klassendifferenz bei 0,31.

Tab. 15: Vergleich der ökologischen Klassen nach *Type*-Modul (*Type*-Klasse) und einer nicht-biologischen, datenbasierten Klassifikation (See-Klasse). Links Vergleich am Entwicklungsdatensatz des *Type*-Moduls (70 Seen), rechts an einem Testdatensatz (43 Seen/Kampagnen). Fett-rote Zahlen sind kritische Fehlbewertungen, Klasse 5 = sehr gut, 1 = schlecht.

EntwicklungsDS	***Type*-Klasse**				
See Klasse	**5**	**4**	**3**	**2**	**1**
5	-	4			
4		31			
3		**11**	15	2	
2			5	2	
1					-

TestDS	***Type*-Klasse**				
See Klasse	**5**	**4**	**3**	**2**	**1**
5	-				
4	2	5			
3		**7**	23	3	
2			2	1	
1					-

Das *Type*-Modul wurde zudem an einem unabhängigen Datensatz von 43 Seen bzw. Kampagnen geprüft (**Testdatensatz**, Tab. 15 rechts). Die Daten stammen aus Befischungen des IfB. Die Ergebnisse sind ähnlich. Es stimmen 67 % der Bewertungen exakt überein. Die kritische Grenze überschreiten 16 % der Vergleiche, alle davon falsch-negativ. Die mittlere Klassendifferenz beträgt 0,28.

Die Anwendung des *Type*-Moduls auf **besondere natürliche Seen** ergab plausible Ergebnisse. Zu den besonderen natürlichen Seen gehören Gewässer mit erhöhter Salinität bzw. Tideeinfluss, Flussseen und andere. In dieser Gruppe lagen Daten zu 10 Gewässern vor, alle wurden mit dem *Type*-Modul als mäßig oder schlechter bewertet. Damit werden die genannten Besonderheiten in Form einer schlechten Bewertung erkannt. Die genannte Gruppe der besonderen Seen ist in sich aber heterogen und für jede einzelne Besonderheit liegen sehr wenige Daten vor. Es wird empfohlen, die Plausibilität des *Type*-Moduls verstärkt zu prüfen, wenn Seen bekanntermaßen besonderen natürlichen Einflüssen mit Wirkung auf die Fischfauna ausgesetzt sind.

Für künstliche oder erheblich veränderte Seen lagen Daten zu vier Gewässern vor. Diese sog. **AWB** (anthropogenic water bodies, z.B. Tagebauseen) bzw. **HMWB** (heavily modified water bodies, z.B. Talsperren) sind nach WRRL gesondert zu betrachten, weil hier gesellschaftliche Belange der Herstellung eines guten ökologischen Zustands entgegenstehen können. In drei Fällen stimmten die Fisch-Bewertungsergebnisse mit den Vergleichswerten des ökologischen Gewässerzustandes überein. In einem Fall wurde jedoch ein Maßnahmenbedarf angezeigt, der nicht der Belastungsintensität entsprach. Die vorhandene Datenlage ist zu gering um eine Aussage über die Plausibilität des *Type*-Moduls für AWB oder HMWB zu treffen. Der Fischbestand dieser Seen ist zudem oft besatzgeprägt.

Alpine und voralpine Seen in Deutschland konnten mit dem *Type*-Modul nicht bewertet werden, da keine Daten von Multimaschen-Standardbefischungen aus dieser Region vorliegen. Im Rahmen der Interkalibrierungstätigkeit konnte das Verfahren jedoch auf österreichische Daten für sieben Seen angewendet werden. Die Bewertungen mit dem *Type*-Modul zeigten keinen erkennbaren Zusammenhang mit nicht-fischbasierten Einschätzungen des ökologischen Status‘ oder mit den Bewertungsergebnissen des österreichischen Verfahrens. Das *Type*-Modul ist nicht für die Bewertung alpiner Seen geeignet. Für Details siehe RITTERBUSCH et al. (2011).

Stabilität des Verfahrens

Für neun natürliche Seen des norddeutschen Tieflandes lagen die Ergebnisse von zwei bis drei Befischungen nach CEN-Standard innerhalb von Zeiträumen bis zu sieben Jahre vor. Für nur eines der neun Gewässer ergab sich eine Abweichung des *Type*-Bewertungsergebnisses um eine Statusklasse. Die Abweichung war vergleichsweise unbedeutend, da in beiden Fällen ein Maßnahmebedarf resultierte (Abweichung mäßig - unbefriedigend). Ein weiterer natürlicher See wurde sieben Mal befischt, die entsprechenden Bewertungen waren sechs Mal „mäßig“ und einmal „gut“. Insgesamt kann das *Type*-Modul angesichts der hohen Variabilität von Fischbestandsuntersuchungen als stabil bewertet werden. Die Datenlage ist allerdings gering, so dass die Variabilität der Bewertungsergebnisse weiter geprüft werden sollte.

13.2.2 *DeLFI-Type*: Short description of the German type specific Lake Fish Index

The proposed German system to assess the ecological status includes two approaches: the *DeLFI-Type*, a type-specific assessment based on EN 14757 gillnet catches and the *DeLFI-Site*, a site-specific assessment based on modelled fish communities and fishery statistics. The present section focuses on a description of the *DeLFI-Type*.

Summary

1. A system to assess the ecological status of lakes by their fish fauna has been developed.
2. The system is based on the catches of benthic nets following the EN 14757 standard fishing procedure (EN 14757 2005b).
3. Main steps of the system development have been: 1) proposal of fish-specific lake types based on the analysis of German fish data, 2) selection of metrics based on pressure-impact relationships, experiences by the GIG lead and expert judgment, 3) definition of class boundaries by a cluster analysis of metric values and assignment of scores, 4) a calculation of total score/EQR
4. Three lake types are suggested: polymictic lakes, stratified lakes < 30 m maximum depth and stratified lakes > 30 m maximum depth.
5. The metrics and class boundaries are listed in Tab. 16.
6. The total score X is the sum of the metric scores. The EQR = $(X-X_{min})/(X_{max}-X_{min})$.
7. The ecological status of the lake is high for EQR ≥ 0.95, good for EQR ≥ 0.80, moderate for EQR ≥ 0.60, poor for EQR ≥ 0.40 and bad for EQR < 0.40.

Fish sampling

The German fish sampling follows the EN 14757 (2005b) which is a randomized sampling with multi-mesh nets put at all depth strata. The IfB additionally does electric fishing at the shoreline to gather information on species inventory and shoreline fish community. In many cases additional information on historical and present fish community is obtained be the literature and by inquiries of professional fishermen and anglers.

Typology

Based on German data, the potential of different typologies to discriminate between fish communities in least disturbed lakes was investigated. The typologies based on morphometric and geographical descriptors. The best discrimination was achieved by distinguishing three types for the LakeFish assessment: POLY (polymictic lakes), STRAT (stratified lakes), and DEEP (stratified lakes with maximum depths above 30 m). We found good correspondence between the typology and the fish community structure in these lake groups.

Class boundary determination

The reference conditions in the *DeLFI* are thresholds for the metric values. There are no truly pristine reference sites for lakes in Germany. Therefore, metric-values should only rarely score reference conditions. The reaction of the individual metrics used by the *DeLFI* to anthropogenic pressures is known. Class boundaries are set at discontinuities in the metric value distribution. The ‘best of the best’ metric values are the reference values with a fine-tuning by expert judgment. The other class boundaries are also set at discontinuities in the metric value distribution. We propose that fish metrics are suitable to score ecological statuses only if they can be found in different statuses, too. We know the distribution of ecological status classes along the German lakes: reference is very rare to absent, good is frequent, moderate is frequent, poor is rare, bad is very rare to absent (in lakes > 50 ha). This distribution is transferred to groups of metric values which could be identified using cluster analysis.

Calculations

Each metric gets a score from 1 (bad) to 5 (very good) according to the ecological status classes defined by the WFD. The total score is calculated by summing the metrics scores and then translated into an EQR value between 1 and 0. The class boundaries for the translation of Fish-EQR into status class of the lake are

≥ 0.95 high
≥ 0.80 good
≥ 0.60 moderate
≥ 0.40 poor

Tab. 16: Metrics, class boundaries and scoring in the *DeLFI-Type* system (V 14.09).

metric	n. a.	5 points	4 points	3 points	2 points	1 point
LakeType POLY						
obligatory species		all present	-	one missing	-	> one missing
WPUE [kg/m²]	≤ 0.031	≤ 0.05	≤ 0.10	≤ 0.20	≤ 0.30*	> 0.30
Bream %W	= 0	≤ 10	≤ 35	≤ 60	≤ 85*	> 85
White Bream %W	= 0	≤ 10	≤ 20	≤ 40	≤ 50*	> 50
Ruffe %W	= 0	≤ 4.5	≤ 6.0	≤ 7.5	≤ 9.0*	> 9.0
Perch %W		≥ 40	≥ 15	≥ 5	≥ 0	= 0
Pikeperch %W		≤ 4	≤ 20	≤ 36	≤ 52*	> 52
benthic net species %W		≤ 60	≤ 85	≤ 95	< 100	= 100
benthivorous species %W		≤ 20	≤ 50	≤ 80	≤ 95*	> 95
LakeType STRAT						
obligatory species		all present	-	one missing	-	> one missing
WPUE [kg/m²]	≤ 0.011	≤ 0.03	≤ 0.05	≤ 0.08	≤ 0.10*	> 0.10
Bream %N	= 0	≤ 0.6	≤ 3	≤ 5	≤ 7*	> 7
Ruffe %W	= 0	≤ 1.0	≤ 4.0	≤ 7.0*	≤ 9.0*	> 9.0
benthic net species %W		≤ 45	≤ 60	≤ 75	≤ 90*	> 90
benthivor. Species %W		≤ 10	≤ 20	≤ 30*	≤ 40	> 40
LakeType DEEP						
obligatory species		all present	-	one missing	-	> one missing
WPUE [kg/m²]	≤ 0.012	≤ 0.02	≤ 0.032	≤ 0.044	≤ 0.066*	> 0.066
Bream %N	= 0	≤ 0.5	≤ 2	≤ 3.5	≤ 5*	> 5
Ruffe %N	= 0	≤ 10	≤ 20	≤ 30	≤ 40	> 40
benthic net species %W		≤ 45	≤ 60	≤ 75*	≤ 90	> 90
benthivorous species %W		≤ 13	≤ 23	≤ 33*	≤ 43	> 43

Size metrics for all types	n.a.	5 points	4 points	3 points	2 points	1 point
Median weight		Total score is worst individual score of Perch, Bream and Roach				
Perch > 6 g		12-15	< 30	< 45	< 60*	≥ 60
			< 12	< 9	-	-
Bream > 10 g		50-100	< 250	< 400*	?	?
			< 50	< 15	-	-
Roach > 14 g		40-55	< 100	< 145*	< 190	> 190
			< 40	< 18	-	-

14 EINFLUSS-KENNZAHLEN IM TAPI

Tab. 17: Metrics und Klassengrenzen für einen Gesamtindex der anthropogenen Einflüsse aus der Interkalibrierung.

TAPI 1 - Metric	Kein/Kaum Einfluss	Geringer Einfluss	Erheblicher Einfluss	Starker Einfluss	Extremer Einfluss
Chlorophyll-a [µg/l]	< 11 (POLY) < 06 (STRAT)	< 21 < 10	< 52 < 26	< 215 < 104	> 215 > 104
TP quantitativ [µg/l]	< 32 (POLY) < 25 (STRAT)	< 45 < 32	< 100 < 45	< 200 < 100	> 200 > 100
Nicht natürliche Landnutzung EZG	< 20	21-50	50-80	81-95	> 95
TP Klasse [µg/l]	POLY: ≤ 25 STRAT: ≤ 20	POLY: 26-50 STRAT: 21-40	POLY: 51-100 STRAT: 41-80	POLY: 101-300 STRAT: 81-240	POLY: > 300 STRAT: > 240
Trophie Klasse nach LAWA	TIEF: ≤ 12 POLY: meso STRAT: knapp meso	TIEF: 13-25 POLY: knapp eutro STRAT: stark meso	TIEF: 26-60 POLY: stark eutro STRAT: knapp eutro	TIEF: 61-130 POLY: poly STRAT: stark eutro	TIEF: > 130 POLY: hyper STRAT: poly
Eutrophierung ($TP\text{-}TP_{Referenz}$)	TIEF: oligo natürlich	TIEF: knapp meso POLY: + 25 STRAT: + 20 TIEF: + 15	TIEF: stark meso POLY: + 75 STRAT: + 60 TIEF: + 45	TIEF: knapp eutro POLY: + 250 STRAT: + 200 TIEF: + 120	TIEF: stark eutro POLY: +> 250 STRAT: +> 200 TIEF: +> 120
Chem. Belastung (2008/105/EC)	entspricht Annex I	-	1 Substanz	-	> 1 Substanz
Sichtbarer Schmutz	Keine	-	Erkennbar	-	Stark
Müll	Kein Müll	-	Müll	-	Sehr viel Müll
Biol. Effekte	Keine	-	Vereinzelte Nachweise	-	Erheblich
Pegel [m]	Natürlich	± 0,5-1 m	± 1-3 m	± 3-5 m	± > 5 m
Passierbar f. Fische	Kein QBW oder voll passierbar	Mit QBW	Keine Passage	-	-
Uferveränderung [%]	≤ 10 %	11-30 %	31-50 %	51-70 %	> 70 %
Bevölkerung [hab/km²]	< 100	101-200	201-500	> 500	Innenstadt
Seenutzung	Gering	-	Stark	-	Sehr stark
Habitatvielfalt	Natürlich / erhöht	Habitate beeinträchtigt	1-3 Habitate fehlen	4-6 Habitate fehlen	> 6 Habitate fehlen
Fischerei Fang	Kein Einfluss	-	beeinflusst	-	Starker Einfluss
Besatz heimische	Ohne oder ohne	-	Arten-/ Größen ändert die Fisch-	-	auf Arten / Größen prägt Fisch-

15 ABKÜRZUNGEN UND GLOSSAR

Teilweise werden englische Abkürzungen aus der Terminologie der Wasserrahmenrichtlinie übernommen. Die Begriffe wurden nicht eingedeutscht um Verwirrung zu vermeiden.

Begriff	Erklärung
%M	Masseanteil (Biomasse-Anteil einer Fischart an der Gesamtmasse im Fang mit benthischen Netzen nach EN 14757)
%N	Zahlenmäßiger Anteil (wie %M)
BQE	Biologisches Qualitätselement nach WRRL (Phytoplankton, Makrophyten, Makroinvertebraten, Fische)
DeLFI	Deutsches Verfahren zur fischbasierten Seebewertung (**De**-**L**ake**F**ish**I**ndex)
EN 14757	Europäische Norm zur Beprobung mit Multimaschen-Stellnetzen (EN 14757 2005b)
EQR	ecological quality ratio
falsch-negativ	Zu gute Bewertung (hier des LFI im Vergleich zu Belastungskennzahlen)
falsch-positiv	Zu schlechte Bewertung
GIG	Geographische Interkalibrierungsgruppe
IfB	Institut für Binnenfischerei Potsdam Sacrow
LFI	Lake Fish Index, Verfahren zur Bewertung des ökologischen Zustands von Seen anhand der Fische
Metric	Bewertungsrelevantes Fischbestandsmerkmal
POLY	Seetyp polymiktischer See (RITTERBUSCH et al. 2014)
Site-Modul	Gewässerspezifischer Ansatz des *DeLFI*
STRAT	Seetyp geschichteter (stratifizierter) See (RITTERBUSCH et al. 2014)
TAPI	Total anthropogenic pressure index (Gesamtbelastungsindex)
TI	TI_{akt}: derzeitiger Trophieindex nach LAWA (1998) TI_{ref}: Trophieindex im Referenzzustand nach morphometrischen Kriterien (LAWA 1998) Δ TI: Differenz TI_{act} - TI_{ref} (Eutrophierungsindex)
TIEF	Seetyp tiefer geschichteter See mit Maximaltiefen > 30 m (RITTERBUSCH et al. 2014)
TP	Gesamter (total) Phosphor mit $TP_{Früh}$: TP des Wassers während der Frühjahrsvollzirkulation TP_{Somm}: epilimnischer TP als Mittelwert der sommerlichen Schichtungsperiode
Type-Modul	Typspezifischer Ansatz des *DeLFI*
WRRL	EG Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000)