

Feinabstimmung des Bewertungsverfahrens für Makrozoobenthos in stehenden Gewässern

Abschlussbericht 2005

von

A. Zenker, B. Baier und J. Böhmer

im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

Stuttgart-Hohenheim, im Januar 2006



Institut für Zoologie
Universität Hohenheim

Abschlußbericht

Zuwendungsempfänger: Universität Hohenheim	Förderkennzeichen: O 4.05
Vorhabensbezeichnung: Feinabstimmung des Bewertungsverfahrens für Makrozoobenthos in stehenden Gewässern	
Laufzeit des Vorhabens: 01.04.2005 – 31.12.2005	

Bearbeiter:

Armin Zenker

Beate Baier

Institut für Zoologie, Universität Hohenheim

Jürgen Böhmer

Bioforum GmbH

INHALTSVERZEICHNIS

Bearbeiter/Autoren der einzelnen Kapitel:

B. Baier, J. Böhmer, A. Zenker: 2

B. Baier, A. Zenker: 1, 3.1, 3.2, 4.1.1, 4.1.3.2, 4.1.4, 4.1.5, 4.2, 4.3, 4.5.1, 5;

Anhang I, II, III, V

J. Böhmer: 3.3, 4.1.2, 4.1.3.1, 4.4, 4.5.2; Anhang IV,

1 EINLEITUNG	1
2 MÖGLICHKEITEN UND GRENZEN DER SEENBEWERTUNG MITTELS MAKRO-ZOOBENTHOS IN DEUTSCHLAND	2
3 EINFÜHRUNG IN DAS BEWERTUNGSVERFAHREN	4
3.1 PROBENAHME	4
3.2 MULTIMETRISCHER INDEX ÖKOREGION ALPEN/VORALPEN	4
3.3 MULTIMETRISCHER INDEX ÖKOREGION TIEFLAND.....	6
4 GRUNDLAGEN ZUR SEENBEWERTUNG MITTELS MAKROZOOBENTHOS.....	7
4.1 STANDARDISIERTE PROBENAHMEVORSCHRIFT.....	7
4.1.1 ANZAHL DER UNTERPROBEN	7
4.1.2 EIGNUNG DER VERSCHIEDENEN TIEFENZONEN	11
4.1.3 ABHÄNGIGKEIT DER ERGEBNISSE VON DER JAHRESZEIT	12
4.1.3.1 ÖKOREGION TIEFLAND	12
4.1.3.2 ÖKOREGION ALPEN/VORALPEN.....	13
4.1.4 PROBENAHME UND AUFARBEITUNG DER PROBEN.....	14
4.1.5 SCHLUSSFOLGERUNGEN.....	14
4.2 VERFEINERUNG DES KLASIFIZIERUNGSSYSTEMS ZUR VOREINSTUFUNG	16
4.2.1 EINBINDUNG DER AUSBAUGRÖÙE DER KLÄRANLAGEN.....	16
4.2.2 EINBINDUNG DER UFERSTRUKTUR.....	17
4.2.3 ANWENDUNG DES VERFEINERTEN KLASIFIZIERUNGSSYSTEMS	18
4.3 ÜBERPRÜFUNG DER SEETYPOLOGIE	19
4.3.1 ANHAND DER ARTENZUSAMMENSETZUNG	20
4.3.2 ANHAND AUSGEWÄHLTER METRICS	21
4.4 BESTIMMBARKEITSFILTER UND AUTÖKOLOGISCHE LISTE	23
4.4.1 VEREINHEITLICHUNG DER TAXONOMISCHEN LISTEN MITTELS BESTIMMBARKEITSFILTER	23
4.4.2 AKTUALISIERUNG DER AUTÖKOLOGISCHEN LISTE	24

4.5 HERLEITUNG DER TYPSPEZIFISCHEN BEWERTUNGSVERFAHREN	25
4.5.1 VERFAHRENSANPASSUNG AN DIE ALPEN- UND VORALPENREGION	25
4.5.1.1 DATENGRUNDLAGE	25
4.5.1.2 VERFAHRENSENTWICKLUNG.....	26
4.5.2 VERFAHRENSVALIDIERUNG FÜR DIE TIEFLANDTYPEN	28
4.5.2.1 DATENGRUNDLAGE	28
4.5.2.2 BEGLEITDATEN ZUR BELASTUNGSEINSTUFUNG	29
4.5.2.3 „METRICS“ – DIE KENNGRÖßen ZUR CHARAKTERISIERUNG DES BIOLOGISCHEN ZUSTANDS	30
4.5.2.4 ABLEITUNG DES MULTIMETRISCHEN INDEX	32
4.5.2.5 ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	32
5 AUSWERTUNGSSOFTWARE LACCESS 1.0	42
LITERATUR	48

ANHANG

- I STANDARDISIERTE PROBENAHMEVORSCHRIFT**
- II BEISPIEL ZUR BERECHNUNG DES MULTIMETRISCHEN INDEX**
- III GRENZWERTE DES KLASIFIZIERUNGSSYSTEMS ZUR VOREINSTUFUNG DER GEWÄSSER**
- IV BERECHNUNGSERGEBNISSE IM RAHMEN DER VERFAHRENSVALIDIERUNG FÜR DIE TIEFLANDTYPEN**
- V BERECHNUNGSERGEBNISSE IM RAHMEN DER VERFAHRENSANPASSUNG AN DIE ALPEN- UND VORALPENREGION**

1 Einleitung

Die Verfahren zur Bewertung von Oberflächengewässern gemäß der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie sollen 2007 anwendbar sein. Gefordert ist eine gewässertypspezifische Bewertung anhand von vier biologischen Komponenten, wobei das Makrozoobenthos eine der biologischen Qualitätskomponenten darstellt. Zur Bewertung stehender Gewässer mittels Makrozoobenthos wurde für einige Seetypen des Tieflandes ein Verfahren entwickelt (BAIER & ZENKER, 2004a). Dieses Verfahren für die Seetypen 10, 11, 13 und 14 wurde mit bundesweit neu erhobenen Datensätzen validiert. Außerdem wurde eine Anpassung des Verfahrens an die Gewässertypen der Alpen- und Voralpenregion vorgenommen.

Zum anderen wurden noch offene Fragen hinsichtlich der standardisierten Probenahmeverordnung und der Trennung der Seetypen voneinander mit dem vergrößerten Datensatz erneut aufgegriffen. Eine Verbesserung des Bewertungsverfahrens sollte durch die Verfeinerung des Klassifizierungssystems zur Voreinstufung der Seen erreicht werden. Des Weiteren wurde eine Datenbank mit Auswertungsprogramm zur Anwendungsreife entwickelt.

Ziel des Projektes 2005 war die Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens für Makrozoobenthos in stehenden Gewässern zu einem anwendungsreifen System von der standardisierten Probenahme bis zur EDV-Gestützten Auswertung.

Der vorliegende Bericht stellt das Bewertungsverfahren vor (Kapitel 3) und fasst die Projektergebnisse und die daraus resultierenden Anpassungen und Erweiterungen in Kapitel 4 zusammen. Detailliertere Ergänzungen zu Herangehensweise und statistischen Methoden sind im Anhang aufgeführt.

2 Möglichkeiten und Grenzen der Seenbewertung mittels Makrozoobenthos in Deutschland

Mit Abschluss dieses Projektes liegt in Deutschland ein Verfahren zur Seenbewertung anhand der Biokomponente Makrozoobenthos gemäß den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie vor, das auf unterschiedliche Belastungen wie z. B. Nährstoffeinträge, Sauerstoffdefizite, Einträge von Spurenstoffen und Strukturdegradation reagiert. Das Verfahren ist für die häufigsten natürlichen Stehgewässertypen nach MATHES et al. (2003) anwendbar:

- Seen der Alpen- und Voralpenregion (Typ 1, 2, 3 und 4)
- geschichtete, kalkreiche Tieflandseen mit großem Einzugsgebiet (Typ 10)
- ungeschichtete, kalkreiche Tieflandseen mit großem Einzugsgebiet (Typ 11)
- geschichtete, kalkreiche Tieflandseen mit kleinem Einzugsgebiet (Typ 13)
- ungeschichtete, kalkreiche Tieflandseen mit kleinem Einzugsgebiet (Typ 14)

Für die vier Seetypen der Ökoregion Alpen/Voralpen gilt das Multimetrische Verfahren zunächst für die Typgruppe 1-4, da noch nicht ausreichend Daten für jeden der einzelnen Typen vorlagen (siehe Kapitel 4.5.1).

Die Übertragung des Verfahrens auf andere Gewässertypen ist nicht ohne weiteres möglich. Für die natürlichen Seen des Mittelgebirges (Typ 5-9), die Flusseseen des Tieflandes (Typ 12) sowie die künstlichen und erheblich veränderten Gewässer ist eine Verfahrensanpassung notwendig. Auch die Entwicklung einer Typologie für künstliche Seen und erheblich veränderte Gewässer steht noch aus.

Zur Verfahrensentwicklung wurden Datensätze aus Stehgewässern > 10 ha berücksichtigt, somit ist das Verfahren für eine Bewertung von Seen bzw. Teilbecken mit einer Fläche über 10 ha geeignet. Inwieweit es auch auf kleinere Seen übertragbar ist, muss überprüft werden.

Das Verfahren wurde an Sublitoralproben geeicht, besitzt also für diese Tiefenzone die höchste Aussageschärfe. Dabei hat die Uferstruktur eines Sees auch auf die Benthosgemeinschaft des Sublitorals einen starken Einfluss gezeigt (siehe Kapitel 4.1.2). Das Verfahren wurde aber so stabil entwickelt, dass sowohl Infralitoraldaten als auch Litoraldata, von denen keine sichere Zuordnung zu Infralitoral oder Sublitoral möglich ist, vertretbar bewertet werden können. Auf keinen Fall sollten aber Daten aus dem Eulitoral oder Profundal verwendet werden, da sonst die Bewertungsergebnisse zu gut oder zu schlecht ausfallen.

Die Datenbasis für das Tieflandverfahren war nicht dazu geeignet, einen Einfluss der Jahreszeiten innerhalb der Gewässertypen aufzuzeigen. Für das Alpen/Voralpenverfahren hat sich dagegen gezeigt, dass vor allem im Sommer schlechtere Bewertungsergebnisse erzielt werden, als im Frühjahr (siehe Kapitel 4.1.3). Es können sich also fehlerhafte Bewertungen ergeben, wenn nicht im Frühjahr oder optional im Herbst beprobt wird.

Obwohl für die Anpassung an die Ökoregion Alpen/Voralpen ein einheitlicher Datensatz zur Verfügung stand, sollte das Verfahren noch validiert werden. Interessant wäre hierbei auch, Daten aus dem Nachbarland Österreich mit einzubeziehen und die Datengrundlage so zu vergrößern. Dort sind in letzter Zeit Daten an vergleichbaren Voralpen- und Alpenseen erhoben worden. Der Abgleich mit neuen qualitativ hochwertigen Datensätzen würde auch für die Ökoregion Tiefland zur weiteren Verbesserung des Verfahrens führen.

Die Anwendung eines Standards bei Beprobung, Auswertung und Determination trägt viel zur korrekten Bewertung eines Gewässers und zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse bei. Die derzeitige Fassung der Probenahmeverordnung für Makrozoobenthos in Stehgewässern (siehe Anhang I) stellt solch einen Standard dar. Weitere Anpassungen haben zu einer Zeitsparnis vor allem bei der Aufarbeitung der Proben geführt (siehe Kapitel 4.1). Wie die Erfahrungen im Rahmen des Fließgewässer-Praxistest 2004 gezeigt haben, ist eine Schulung der zukünftigen Probenehmer durch die Verfahrensentwickler äußerst sinnvoll und trägt viel zur Erhebung qualitativ hochwertiger Datensätze bei.

Das Auswertungsmodul LACCESS ermöglicht eine EDV-Gestützte Seenbewertung anhand der Makrozoobenthosdaten. Neben der Eingabe von Stammdaten und biologischen Daten ist auch ein Artenlistenimport möglich. Die Auswertungssoftware enthält außerdem die autökologischen Listen, eine Systematikliste sowie die typspezifischen Referenz- und Belastetwerte der einzelnen Metrics.

Es liegt also ein Bewertungsverfahrens für Makrozoobenthos in stehenden Gewässern gemäß den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie vor, das jetzt in der Praxis angewendet werden kann. Neue Erkenntnisse, beispielsweise zu Probenahme, Bestimmbarkeit und Autökologie müssen langfristig immer wieder in das Bewertungsverfahren und auch in das Auswertungstool eingearbeitet werden.

3 Einführung in das Bewertungsverfahren

3.1 Probenahme

Eine standardisierte Probenahme und Probenauswertung ist Voraussetzung für die Vergleichbarkeit der Daten sowie für die korrekte Bewertung der Gewässer. Die nochmals überarbeitete Fassung der standardisierten Probenahmeverordnung für Makrozoobenthos in Stehgewässern ist im Anhang I aufgeführt. Die Vorschrift wurde vor allem hinsichtlich Anzahl der Probstellen pro Gewässer und der Probenaufarbeitung abgeändert (siehe Kapitel 4.1). An dieser Stelle werden lediglich die Eckpunkte der Vorschrift zusammengefasst:

- Untersuchungszeitraum Frühjahr oder Herbst
- Beprobung eigenständiger Teilbecken
- 8 Probstellen bei Seen < 500 ha, 12 Probstellen bei Seen > 500 ha
- Beprobung des Sublitorals
- verwendete Maschenweite 0,5 mm
- Aufarbeitung konservierter Proben im Labor
- Einhaltung des Mindestbestimmbarkeitsniveaus

3.2 Multimetrischer Index Ökoregion Alpen/Voralpen

Der Multimetrische Index für die Seen der Alpen- und Voralpenregion (Typgruppe 1-4) ist aus sieben Einzelmetrics zusammengesetzt. Dabei sind die Metrics den Typen taxonomische Zusammensetzung, Toleranz sowie funktionelle Gruppen zuzuordnen und werden somit den Anforderungen der WRRL gerecht (siehe Tabelle 3.1).

Tab. 3.1: Zusammensetzung des Multimetrischen Index sowie Referenz- und Belastetwerte für die Seen der Alpen und Voralpen (Typgruppe 1-4).

Ind = mit Individuenzahlen berechnet, HK = mit Häufigkeitsklassen berechnet, Art = mit Anzahl eingestufter Taxa berechnet

Metric-Typ	Metric	Einstufungsliste	Referenzwert	Belastetwert
funktionale Gruppen	% Detritusfresser (HK)	Braukmann (1987)	14	32
	% Räuber (Art)	Braukmann (1987)	40	0
	% Sessile (Ind)	Schmedtje & Colling (1996)	12	45
	% Phytalbewohner (Ind)	Schmedtje & Colling (1996)	25	8
taxonomische Zusammensetzung	% Insecta (Ind)		95	24
Toleranz	% ETO (Art)		46	22
	% alpha-Mesosaprobe (Ind)	AQEM consortium (2002)	50	17

Leider zeigte kein Metric zu „Diversität und Vielfalt“ die erforderliche Reaktion auf einen Belastungsgradienten, so dass dieser Metric-Typ in dem Bewertungsverfahren nicht berücksichtigt wird. Die Formel zur Normierung der Metrics anhand der Referenz- und Belastetwerte sowie die Verrechnung zu einem Gesamtindex sind in einem Rechenbeispiel in Anhang II dargestellt.

Die in dem Multimetrischen Index enthaltenen Einzelmetrics regieren auf unterschiedliche Belastungen wie z. B. Nährstoffeinträge, Sauerstoffdefizite, Einträge von Spurenstoffen und Strukturdegradation (siehe Tabelle 3.2). So lässt die Betrachtung der Einzelmetricergebnisse auch Rückschlüsse auf die jeweilige Belastungsursache zu.

Tab. 3.2: Biologische Aussage der Metrics für die Seen der Alpen und Voralpen (Typgruppe 1-4).

- *¹Ortiz et al. 2005, *²Camargo et al. 2004, *³Winner et al. 1980, *⁴Leska 2002, *⁵Irving & Connell 2002, *⁶Gong et al. 2000, *⁷Gerritsen et al. 1998, *⁸Michaletz et al. 2005, *⁹Malzacher 1973,
- *¹⁰McCormick et al. 2004, *¹¹Chovanec & Raab 1997, *¹²Schmidt 1985, *¹³Moog 1995; *¹⁴Fittkau et al. 1992

Metric	biologische Aussage	bei steigender Belastung
% Detritusfresser (HK)	viel organische Feinsedimente, Sauerstoffdefizite u. hoher Nährstoffgehalt * ¹ * ² ; Reaktion auf fehlenden Makrophytenbewuchs* ⁶ ; unempfindliche Organismen wie Oligochaeta und Chironomidae dominieren; Reaktion auf Schwermetalle* ³ ;	Zunahme
% Räuber (Art)	allgemeiner Störungsanzeiger; hohe Diversität der Räuber steht für trophische Komplexität und hohe Variabilität der Habitatstrukturen* ⁴	Abnahme
% Sessile (Ind)	bei geringem Lichteinfall und steigender Sedimentation nimmt Algenbewuchs ab und macht Platz für Sessile, die gegenüber Sedimentation toleranter sind * ⁵	Zunahme
% Phytalbewohner (Ind)	hohe Ansprüche an Substrat und Struktur; v.a. empfindliche Taxa wie Ephemeroptera und Trichoptera betroffen; höhere Biodiversität in Seen mit Makrophytenbewuchs* ⁶	Abnahme
% ETO (Art)	empfindliche Taxa gegenüber Schwermetallen * ³ , Sauerstoffzehrung und Eutrophierung* ⁷ * ⁸ * ⁹ * ¹⁰ , Strukturdefiziten* ¹¹ * ¹²	Abnahme
% Insecta (Ind)	Insekten höhere Habitatansprüche als Nichtinsekten (v.a. Ephemeroptera und Trichoptera)	Abnahme
% alpha-Mesosaprobe (Ind)	Empfindlichkeit gegenüber niedrigen Sauerstoffgehalten bzw. die Fähigkeit mit niedrigen O ₂ -Konzentrationen zurechtzukommen* ¹³ ; neben der Trophie spielt auch die Saprobie eine Rolle im Stoffkreislauf von Stehgewässern * ¹⁴	Abnahme

3.3 Multimetrischer Index Ökoregion Tiefland

Das Bewertungsverfahren beruht auf dem Prinzip des „multimetrischen Index“, d.h. dass eine Reihe biologischer Kenngrößen als Maß für die ökologische Unversehrtheit und Intaktheit des Ökosystems herangezogen werden (KARR & CHU, 1999).

Diese so genannten „Metrics“ geben damit die anthropogene Belastungssituation der Seen wieder und repräsentieren gleichzeitig die in der Wasserrahmenrichtlinie für Makrozoobenthos genannten Bewertungskriterien „Taxonomische Vielfalt“, „Anteil empfindlicher im Verhältnis robuster Arten“ sowie „taxonomische Zusammensetzung und Abundanz“. Da für das letztere Kriterium bevorzugt Metrics eingesetzt werden, welche funktionale Aspekte des Ökosystems wiedergeben, werden in Tab. 3.3 die Metrics des Verfahrens in diesen vier Obergruppen vorgestellt. Die Gruppen zeigen schon eine Interpretationsmöglichkeit der Metrics auf. Darüber hinaus ist jedes Metric in seinen Reaktionen gegenüber Belastungsfaktoren sowie seiner ökologischen Bedeutung weiter erklärbar und interpretierbar (siehe auch Tabelle 4.3 bis 4.6 in Kapitel 4.5.2).

Im Folgenden wird eine Kurzanleitung zur Durchführung des Bewertungsverfahrens gegeben. Die Details, z.B. zur Berechnung der Metrics finden sich im Anhang IV und den zitierten Literaturstellen.

Tab. 3.3: Die Metrics der multimetrischen Indices für das Verfahren zur typspezifischen Makrozoobenthosbewertung von Tieflandseen. Weitere Metrics können für eine detailliertere Betrachtung des Gewässers herangezogen werden, gehen jedoch nicht in die Gesamtbewertung ein. Die im Vergleich zum Verfahren 2004 geänderten Metrics sind grau unterlegt.

ASPT: britscher Sensitivitätsindex (Average Score per Taxon); ETO: Ephemeroptera, Trichoptera und Odonata; Ind.: Individuenzahlen als Berechnungsbasis; Ab.-Klassen: Abundanzklassen als Berechnungsbasis.

Metric-Gruppe	Typ	10	11	13	14
Taxonomische Zusammensetzung		% Libellen (Ind.)	% Insekten (Ind.)	% Libellen (Ind.) % Orthocladinae (Chir.-Ind.)	% Krebstiere (Ind.)
empfindliche Taxa	ASPT		% Polysaprobe (Ab.-klassen)	ASPT (Ind.)	% Xeno- plus Oligosaprobe
funktionale Gruppen		% Sedimentfresser (Ab.-klassen) % Weidegänger (Ab.-klassen)	% Limnobionte (Ab.-klassen) % Fortbewegung kriechend/laufend (Ab.-klassen)	% Strömungs-indifferente (Ab.-klassen)	% Sedimentfresser (Ind.)
Vielfalt	Anzahl ETO-Taxa			Shannon-Wiener Diversität	

Kurzbeschreibung der Verfahrensdurchführung

Grundlage ist eine repräsentative Makrozoobenthosprobenahme im Sublitoral des Sees (s. BAIER UND ZENKER, 2004b und Anhang I): eine Reihe von Sublitoralproben werden vom Boot aus mittels für das Substrat geeignetem Gerät gesammelt, vor Ort gesiebt und im Labor ausgelesen. Die Zählung und Bestimmung der Organismen erfolgt mindestens auf dem Niveau der Operationellen Taxaliste (HAASE & SUNDERMANN, 2004).

Zur Schaffung einer einheitlichen Datenbasis für die ökologische Makrozoobenthosbewertung werden alle weitergehenden Bestimmungen mittels einer Zuordnungsliste (siehe Kapitel 4.4.1) auf dem Niveau der Operationellen Taxaliste zusammengefasst.

Zur Berechnung der Bewertungsergebnisse werden zunächst die ökologischen und systematischen Charakteristika der Taxa mittels entsprechender Listen zugeordnet und dann zu den Metrics aggregiert (siehe Kapitel 4.5.2). Anhand der typspezifischen Referenz- und Belastetwerte (siehe Anhang IV) werden die Metrics normiert und zum Gesamtindex gemittelt. Aus diesem wird im letzten Schritt die ökologische Zustandsklasse abgeleitet.

Zur weiteren Auswertung und Interpretation des Gewässerzustands, beispielsweise unterstützend zur Erarbeitung von Gewässerbewirtschaftungsplänen steht eine Vielzahl von zusätzlichen Metrics zur Verfügung, die nicht in die Bewertung einfließen.

4 Grundlagen zur Seenbewertung mittels Makrozoobenthos

4.1 Standardisierte Probenahmeverordnung

Die Probenahmeverordnung wurde 2005 nochmals auf ihre Praxistauglichkeit überprüft. Im Vordergrund standen dabei die notwendige Anzahl von Probestellen pro Gewässer für ein stabiles Bewertungsergebnis, die Eignung von Sublitoralproben – im Vergleich zu Profundal- und Litoralproben für eine Bewertung nach WRRL, die Abhängigkeit des Bewertungsergebnisses von der Jahreszeit sowie die Minimierung des Zeitaufwandes.

4.1.1 Anzahl der Unterproben

Bei der Umsetzung der Probenahmeverordnung steht neben der Erhebung qualitativ hochwertiger Datensätze für die Bewertung auch die Zeit- und Kosteneffektivität im Vordergrund. Daher wurden 2005 statistische Auswertungen hinsichtlich der notwendigen Probestellenanzahl für ein stabiles Ergebnis des Multimetrischen Index - und somit für eine verlässliche Aussage über den ökologischen Zustand des Sees bzw. Teilbeckens - durchgeführt.

Als Grundlage dienten dazu die 2004 an bayerischen Seen erhobenen Daten. Diese Beprobung wurde an allen Seen vom gleichen Bearbeiter nach den Vorgaben der standardisierten Probenahmeverordnung durchgeführt, so dass vergleichbare Datensätze

vorlagen. Für die Berechnungen wurden zwei Seen bzw. Teilbecken ausgewählt, die keinen starken Belastungen aus dem Umfeld ausgesetzt sind:

- Alpsee bei Füssen (80 ha) mit 10 % landwirtschaftlich genutzter sowie besiedelter Fläche im Einzugsgebiet
- Aiterbacher Winkel des Chiemsees (120 ha) mit 11 % landwirtschaftlich genutzter sowie besiedelter Fläche im Einzugsgebiet

Berechnungsgrundlage bildeten die Einzelartenlisten der zwölf Untersuchungspunkte in den beiden oben genannten Teilbecken. Ein Teil der biologischen Daten war mit einer größeren Bestimmungstiefe in die Datenbank eingegangen, so dass zur Vergleichbarkeit der Artenlisten alle Einzelartenlisten der Untersuchungspunkte über einen Bestimbarkeitsfilter (siehe Kapitel 4.4.1) auf ein einheitliches Niveau gebracht wurden. Mittels einer Zufallsstichprobe (Funktion in SPSS®: exakte Stichprobe) wurden aus den zwölf Untersuchungspunkten zehn, acht, sechs bzw. vier ausgewählt und zu einer fiktiven Gesamtartenliste aggregiert. Um die Streubreite der multimetrischen Indices bzw. den Artenverlust analysieren zu können, wurden jeweils 15 verschiedene Kombinationen der aus zehn, acht, sechs und vier Untersuchungspunkten generierten Artenlisten erzeugt. Diese wurden der Original-Gesamtartenliste aus allen zwölf Untersuchungspunkten gegenüber gestellt.

Je weniger Untersuchungspunkte bei der Erstellung der Gesamtartenliste der beiden Seen berücksichtigt werden, umso geringer ist die Gesamntaxazahl. So wurden beispielsweise bei der Beprobung des Alpsees im Mai 2004 insgesamt 49 Taxa gefunden, werden allerdings nur zehn der zwölf Probestellen berücksichtigt, liegt die Gesamntaxazahl zwischen 43 und 48 (15 Kombinationen). Bei der Berücksichtigung von nur vier Untersuchungspunkten sind nur noch 28 bis 39 verschiedene Taxa in der Gesamtartenliste vertreten (Abbildung 4.1).

Diese Ergebnisse decken sich mit den Untersuchungsergebnissen einer Studie im Auftrag des Bayerischen Landesamtes (ORENDT, 2003), die zu dem Schluss kam, dass die Taxazahl sich bei zwölf Proben pro See einer Sättigung nähert, sie aber nicht ganz erreicht. Wird dagegen nur jede zweite oder dritte Probe bearbeitet (also 6 bzw. 4 Untersuchungspunkte pro See) wird nicht die repräsentative Taxazahl erfasst.

Die multimetrischen Indices zu allen fiktiven Artenlisten und den Original-Gesamtartenlisten wurden nach dem neuen Alpen-/Voralpenverfahren berechnet (Kapitel 3.2), da für beide Teilbecken dieses Bewertungsverfahren gültig ist. Auch der Multimetrische Index nimmt schwerpunktmäßig ab, aber in einigen wenigen Fällen auch zu (siehe Abb. 4.2: 6 Untersuchungspunkte), je weniger Untersuchungspunkte berücksichtigt werden. Ursache für die überwiegende Abnahme des Index ist, dass bei geringeren Gesamntaxazahlen auch die mit Taxazahlen berechneten Einzelmetrics „Prozentanteil ETO-Arten“ und „Prozentanteil Räuberarten“ abnehmen.

Die Streuung der Indexwerte nimmt bei sinkender Probenzahl deutlich zu (Abbildung 4.2). So wurde der Alpsee anhand der Beprobung im Mai 2004 mit einem Indexwert von 0,71 bewertet, was einem guten ökologischen Zustand entspricht. Auch bei der Berücksichtigung von nur acht der zwölf Probestellen würde in allen 15 berechneten Kombinationsmöglichkeiten ein guter ökologischer Zustand indiziert (MMI-Wert 0,63-0,71). Bei der Erstellung der Gesamtartenliste aus nur sechs Probestellen nimmt die Schwankungsbreite deutlich zu (0,56-0,72), was fast einer Gütekasse entspricht, so dass hier in einigen der 15 Kombinationen der moderate ökologische Zustand indiziert würde.

Der Aiterbacher Winkel des Chiemsees würde mit nur acht der zwölf Untersuchungspunkte in allen 15 Fällen genauso bewertet, wie mit der Gesamtartenliste aus zwölf Proben (Gütekasse 3). Erst bei der Berücksichtigung von nur sechs Probestellen würde in einigen Fällen Gütekasse 4 indiziert.

Das bedeutet also zum einen, dass die Seen anhand einer geringeren Probestellenanzahl schlechter bewertet werden, als auf der Basis von zwölf Untersuchungspunkten. Zum anderen zeigt es, dass die Aussageschärfe des Multimetrischen Index mit sinkender Probenzahl abnimmt. Je mehr Probestellen pro See beprobt werden, umso besser zeigt ein Multimetrischer Index Unterschiede zwischen Referenzseen und belasteten Seen an (BLOCKSOM et al., 2002). Diese exemplarische Auswertung zweier Seen mit 80 bzw. 120 ha Seefläche zeigt aber auch, dass ein stabiles Bewertungsergebnis des Multimetrischen Index für Seen dieser Größe auch mit acht von zwölf Untersuchungspunkten zu erreichen ist, obwohl nicht alle Taxa erfasst werden. Auch BADY et al. (2005) haben bei der Untersuchung an Flüssen eine sehr hohe Aussageschärfe mittels biologischer Kenngrößen festgestellt, selbst wenn die Probestellenanzahl für eine Erfassung aller Taxa bei weitem nicht ausreichend war.

Obwohl die Aussageschärfe des Multimetrischen Index bei der Berücksichtigung von nur acht Probestellen abnimmt, liegt die Streubreite der Indexwerte bei beiden Berechnungsbeispielen nur in der Größenordnung von einer halben ökologischen Zustandsklasse. Eine ökologische Bewertung mittels Makrozoobenthos ist für Stehgewässer mit einer maximalen Wasserfläche von 500 ha anhand von acht gleichmäßig verteilten Untersuchungspunkten im Sublitoral daher nur mit einem geringen Risiko einer Fehleinstufung verbunden. Bei einer geringeren Probestellenanzahl würde es jedoch in einigen Fällen zu einer schlechteren Bewertung um eine Klasse kommen. Gewässer > 500 ha sollten weiterhin an mindestens zwölf Untersuchungsstellen im Sublitoral beprobt werden, da die Auswertungsergebnisse an zwei Seen mit maximal 120 ha Fläche nicht ohne weiteres auf sehr große Seen übertragen werden können.

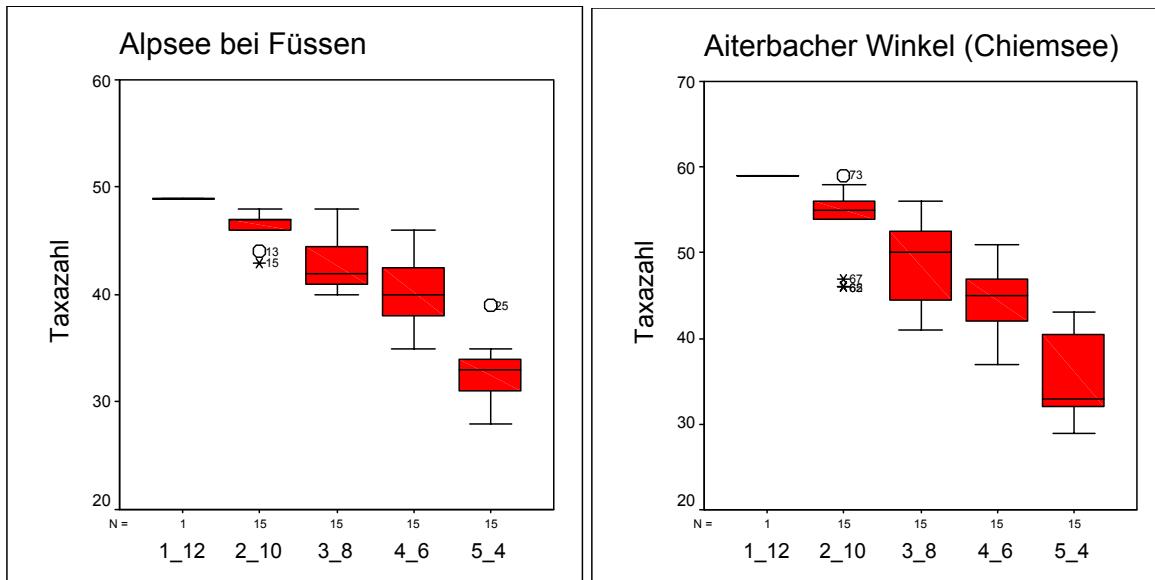


Abb. 4.1: Gesamntaxazahl für Alpsee und Aiterbacher Winkel berechnet aus 12, 10, 8, 6 und 4 Untersuchungspunkten, wobei 1_12 die Gesamtartenliste aus 12 Untersuchungspunkten der Beprobung im Mai 2004 darstellt. Für alle anderen Probestellenanzahlen wurden jeweils 15 Kombinationsmöglichkeiten berechnet.

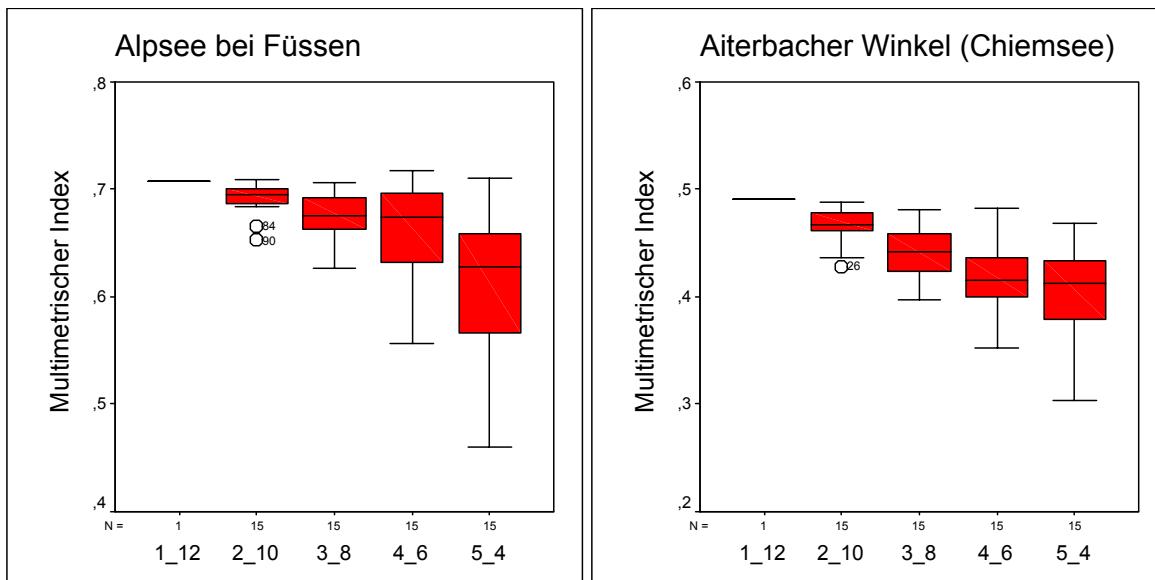


Abb. 4.2: Multimetrischer Index (MMI) für Alpsee und Aiterbacher Winkel berechnet aus 12, 10, 8, 6 und 4 Untersuchungspunkten, wobei 1_12 den MMI für die Gesamtartenliste aus 12 Untersuchungspunkten der Beprobung im Mai 2004 darstellt. Für alle anderen Probestellenanzahlen wurden jeweils 15 Kombinationsmöglichkeiten berechnet, aus denen dann der MMI errechnet wurde.

4.1.2 Eignung der verschiedenen Tiefenzonen (am Beispiel der Tieflandseen)

Der Zusammenhang zwischen den Belastungsparametern und dem neuen Multimetrischen Index ist deutlich stärker für die Sublitoraldaten als für die Eulitoral- und Profundaldaten ausgeprägt (Beispielgrafiken in Abbildung 4.3). Eine prinzipiell bessere Eignung des Sublitorals kann daraus aber nicht abgeleitet werden, weil das Verfahren ja auf die Sublitoral-daten geeicht wurde. Da ähnlich gut korrelierende Einzelmetrics in Eu- und Sublitoral zu beobachten waren, kann vermutet werden, dass ein ähnlich gutes Bewertungsverfahren auch auf der Basis von Eulitoraldaten erstellt werden könnte.

Der neue Multimetrische Index für Litoralproben (Sublitoral + Infralitoral + nicht genauer klassifiziertes Litoral) ergab einen ähnlichen, wenn auch leicht schwächeren Zusammenhang mit den Belastungsfaktoren. Für die Anwendung des multimetrischen Index ergaben sich daraus folgende Schlussfolgerungen:

Das hier abgeleitete Makrozoobenthosverfahren ist am besten für Sublitoraldata geeignet, kann unter leichtem Verlust der Aussageschärfe aber auch für Infralitoraldata angewandt werden. Das bedeutet für die Entnahme von Sublitoralproben, dass eine versehentlich im Infralitoral gezogene Teilprobe (z.B. wegen ungenauer Lokalisation der Grenze zwischen Sublitoral und Infralitoral) nur unwesentliche Auswirkungen auf das Bewertungsergebnis hat. Das Bewertungsverfahren ist also relativ robust gegenüber derartigen methodischen Unschärfen, solange die Probenahme nicht ins Eulitoral oder Profundal fällt. Auch aus diesem Grund ist eine Probenahme im oberen Sublitoral empfehlenswert.

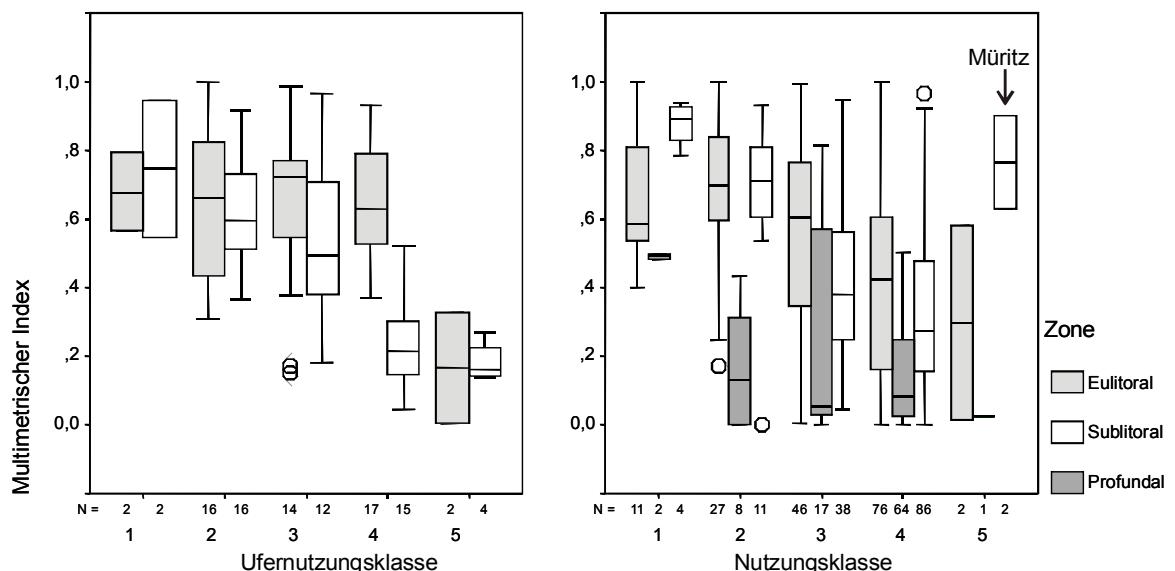


Abb. 4.3: Boxplots zur Darstellung der Verteilung der Werte des multimetrischen Index der Seen in den Belastungsvoreinstufungen „Ufernutzungsklasse“ und „Nutzungsklasse“ (Landnutzung im Einzugsgebiet. Der Anstieg der Sublitoralwerte der Nutzungsklasse 5 im Einzugsgebiet beruht alleine auf den Teilbecken der Müritz, für welche die Belastungseinstufung nicht geeignet ist. Profundaldaten liegen für Seen mit einer Voreinstufung nach Uferstruktur fürs Profundal nicht aufgezeigt werden.

4.1.3 Abhängigkeit der Ergebnisse von der Jahreszeit

Neben der Anzahl der Probestellen und der beprobten Zone kann auch der Untersuchungszeitraum (Jahreszeit) zu einer Streuung der Ergebnisse führen. Die Abhängigkeit der Bewertungsergebnisse von der Jahreszeit wurde sowohl für die Okoregion Tiefland als auch die Alpen- und Voralpenregion überprüft.

4.1.3.1 Okoregion Tiefland

Ein Einfluss der Jahreszeiten auf den multimetrischen Index kann mit den vorhandenen Daten nicht aufgezeigt werden, weil die Anzahl der Datensätze für die meisten Jahreszeiten zu gering ist. Die Lage der Regressionsgeraden in der Beziehung zwischen Nutzungsklasse und Multimetrischem Index zeigt zwar keine großen Unterschiede (Abbildung 4.4), aber der See „Breiter Luzin“ in der Abbildung zeigt, welch großen Einfluss ein einzelner Wert bei der dünnen Datenlage auf die Regressionsgeraden haben kann. Die Korrelationskoeffizienten unterscheiden sich zwar, woraus man auf Unterschiede in der Aussageschärfe schließen könnte, aber aufgrund der zu geringen Datenmenge sind diese nicht signifikant.

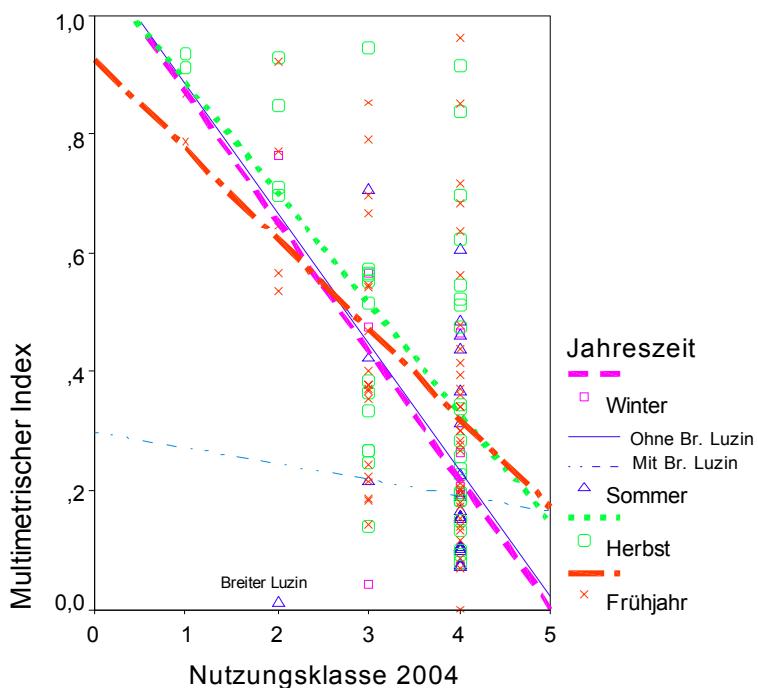


Abb. 4.4: Korrelationsdiagramm des Zusammenhangs zwischen der Nutzungsklasse und dem neuen Multimetrischen Index für die Jahreszeiten. Durch die stark abweichende markierte Probenahme am Breiten Luzin ergibt sich eine stark abweichende Regressionsgerade für die Sommerproben. Ohne diesen Ausreißerwert verläuft die Sommer-Regressionsgerade im Bereich der anderen Regressionsgeraden.

Als Fazit kann daher nur empfohlen werden, die Probenahmen entsprechend der Probenahmeverordnung (BAIER & ZENKER 2004b und Anhang I) auf eine Jahreszeit zu beschränken, um einen möglicherweise doch vorhandenen Einfluss der Jahreszeiten zu vermeiden.

4.1.3.2 Ökoregion Alpen/Voralpen

Ein Vergleich der Ergebnisse des Multimetrischen Index aus verschiedenen Jahreszeiten für die Seen der Alpen und Voralpen zeigt, dass die Werte im Herbst und vor allem im Sommer im Vergleich zum Frühjahr deutlich niedriger liegen (Abbildung 4.5). Bei Einzelfallbetrachtungen von Seen, an denen durch verschiedene Probenehmer jeweils mehrere Jahreszeiten beprobt wurden, wird deutlich, dass die Unterschiede zwischen den Jahreszeiten größer sind als die Unterschiede zwischen den Probenehmern. So wurde beispielsweise der Wörthsee im Frühjahr 2002 und 2004 von verschiedenen Probenehmern beprobt, nach dem multimetrischen Verfahren dennoch mit 0,50 bis 0,55 sehr ähnlich bewertet. Die multimetrischen Werte im Sommer 2001 lagen indessen zwischen 0,35 und 0,41, und damit eine ganze Zustandsklasse schlechter. Das bedeutet, dass die Streuung aufgrund verschiedener Probenehmer und unterschiedlicher Jahre in diesem Fall geringer ist als die Streuung aufgrund unterschiedlicher Jahreszeiten. Dies gilt allerdings nur, wenn beide Probenehmer nach dem gleichen Standard vorgegangen sind. Die Anwendung verschiedener Probenahmetchniken würde zu einer weiteren Streuung der Metricergebnisse führen (siehe Kapitel 4.3).

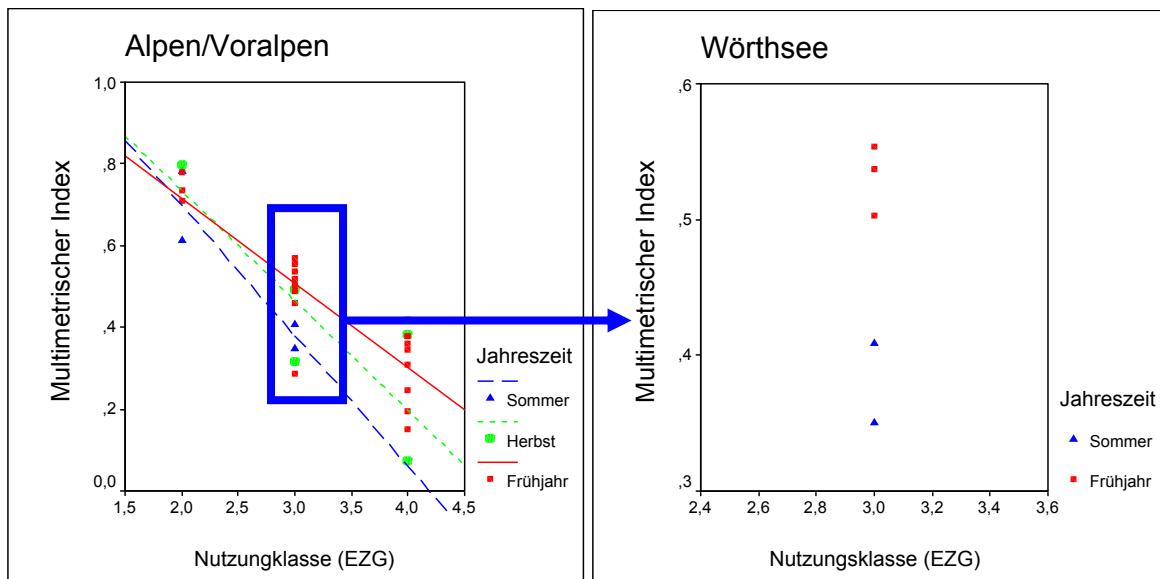


Abb. 4.5: Abhängigkeit der Bewertungsergebnisse von der Jahreszeit für die Seen der Ökoregion Alpen/Voralpen ($N = 30$) sowie als Einzelfallbetrachtung für den Wörthsee ($N = 5$).

4.1.4 Probenahme und Aufarbeitung der Proben

Um den Zeitaufwand zum Spülen der Makrozoobenthos-Probe im Freiland und die nachfolgende Auslese im Labor zu minimieren, wurde 2005 die Probenahme von weichsubstratreichen Stehgewässern mit einem modifizierten Ekman-Greifer gestestet. Dabei beschränkt eine eingebaute Siebplatte die Eindringtiefe des Greifers, so dass nur die oberste von den Benthosorganismen tatsächlich besiedelte Sedimentschicht beprobt wird (siehe Anhang I). Das Probenvolumen konnte dadurch von bisher bis zu vier Litern pro Untersuchungspunkt auf durchschnittlich einen halben bis einen Liter reduziert werden, was den Zeitaufwand bei der Aufarbeitung der Proben deutlich minimiert.

Die praktische Arbeit 2005 hat aber auch gezeigt, dass eine Freilandsortierung mit Häufigkeitsabschätzung (ähnlich Fließgewässerbeprobung nach AQEM) für Stehgewässer-Benthosproben nicht praktikabel ist. Eine korrekte und reproduzierbare Abschätzung im Freiland von mehreren tausend Organismen aus jeweils einem halben bis einem Liter Feinsediment ist nicht durchführbar.

Auch eine Aufarbeitung der Lebendproben am darauf folgenden Tag, wie in der bisherigen Fassung der Probenahmeverordnung noch enthalten, ist nicht sinnvoll. Die Erfahrung hat gezeigt, dass der Zersetzungsvorgang vor allem bei feinsedimentreichen Proben nach ca. vier Stunden beginnt. Um auch bei einer zeitnahen Probenaufarbeitung innerhalb weniger Tage alle Organismen gut konserviert und damit bestimmbar zu erhalten, sind eine Konservierung direkt nach der Beprobung und ein Austausch des Ethanols nach ein bis zwei Tagen notwendig.

4.1.5 Schlussfolgerungen

Aus den Auswertungsergebnissen ergeben sich die nachfolgenden Anpassungen und Schlussfolgerungen für die standardisierte Probenahmeverordnung.

Nach derzeitigen Erkenntnissen ist die Beprobung von acht Probestellen im Sublitoral bei Stehgewässern < 500 ha für ein stabiles Bewertungsergebnis ausreichend. Seen > 500 ha werden weiterhin an zwölf Untersuchungspunkten im Sublitoral beprobt. Ob zwölf Untersuchungspunkte bei sehr großen Seen wie beispielsweise dem Chiemsee (80 km^2) oder der Außenmündung mit über 100 km^2 für eine korrekte Bewertung ausreichen, muss allerdings überprüft werden.

Sowohl die Multimetrischen Indices als auch die darin enthaltenen Einzelindices zeigen unterschiedliche Korrelationen mit den Belastungsparametern für die unterschiedlichen Tiefenzonen (Eulitoral, Sublitoral, Profundal). Das bedeutet, dass jede Beeinträchtigung sich in den verschiedenen Zonen ganz unterschiedlich niederschlägt. Proben aus unterschiedlichen Tiefenzonen dürfen für die Bewertung daher nicht vermischt werden.

Sublitoralproben sind für die Bewertung unterschiedlichster Einflüsse sehr gut geeignet. Auch Strukturdegradationen lassen sich anhand der Benthosgemeinschaft des Sublitorals bewerten, da intakte Uferstrukturen für alle Sublitoral- und auch Profundalbewohner wichtig sind, die einen Teil ihres Lebenszyklus an Land verbringen. Das Gesamtverfahren für die Bewertung gemäß WRRL ist an Sublitoralproben geeicht, so dass für diese Zone auch die reellsten Bewertungsergebnisse erzielt werden.

Für andere Fragestellungen ist eine Anpassung der Probenahmeverordnung an das Eulitoral prinzipiell möglich. Dabei muss aber vor allem die notwendige Anzahl der Probestellen berücksichtigt werden, da das Litoral aufgrund seiner Heterogenität eine sehr komplexe Artenzusammensetzung aufweist (WHITE & IRVINE, 2003) und besonders im Makrophytengürtel eine große Variabilität der Makroinvertebratenfauna zu erwarten ist (CHERUVELIL et al., 2000, RENNIE & JACKSON, 2005).

Schwierigkeiten gibt es im Freiland immer wieder bei der Festlegung des Sublitorals besonders in makrophytenreichen Seen (siehe dazu Anhang I). Sollten deutschlandweit sehr viele vollständig mit Makrophyten bewachsene Seen vorhanden sein, ist eine Anpassung der Probenahmeverordnung und des Bewertungsverfahrens notwendig.

Bei der beprobten Jahreszeit hat sich zumindest für das Alpen/Voralpenverfahren zeigen lassen, dass vor allem im Sommer schlechtere Bewertungsergebnisse erzielt werden als im Frühjahr. Es können sich also fehlerhafte Bewertungen ergeben, wenn nicht im Frühjahr oder optional im Herbst beprobzt wird. Eine Frühjahrsbeprobung ist allerdings immer vorziehen, da dann die Insektenlarven in älteren und damit besser bestimmmbaren Stadien anzutreffen sind. Unterschiede in den Bewertungsergebnissen durch verschiedene Probenehmer können minimiert werden, wenn nach einem Standard beprobzt wird.

Für die Erhebung qualitativ hochwertiger und vor allem vergleichbarer Datensätze sind die Konservierung der Proben im Freiland sowie die Aufarbeitung im Labor unter der Stereolupe notwendig.

Mit der nun vorliegenden Fassung der Probenahmeverordnung (siehe Anhang I) steht also ein Instrument zur standardisierten Beprobung von Makrozoobenthos in Stehgewässern zur Verfügung, das auf die Verfahren zur Bewertung nach WRRL abgestimmt ist. Diese Probenahmeverordnung wurde mehrfach einem Praxistest unterzogen und hat sich für weichsubstratreiche natürliche Seen und Talsperren als tauglich erwiesen. Für hartsubstratreiche Stehgewässer müssen noch optionale Probenahmegeräte getestet werden (beispielsweise mittels einer Zentrifugalpumpe nach TOLONEN et al., 2001). Die Probenahme mit einer Dredge lässt sich in der Praxis nur schwierig standardisieren und wird daher in der Probenahmeverordnung nicht mehr berücksichtigt. Durch die Verringerung der Probestellenanzahl und des Probenvolumens wurde der Arbeitsaufwand deutlich minimiert. Wie die Erfahrungen im Rahmen des Fließgewässer-Praxistest 2004 gezeigt haben, ist eine Schulung

der zukünftigen Probenehmer durch die Verfahrensentwickler äußerst sinnvoll und trägt viel zur Erhebung miteinander vergleichbarer Datensätze bei.

4.2 Verfeinerung des Klassifizierungssystems zur Voreinstufung

Zur Verfahrensentwicklung wurde von uns ein fünfstufiges Klassifizierungssystem zur Belastungs-Voreinschätzung der Seen basierend auf der Landnutzung entwickelt (BAIER & ZENKER, 2004b). Die generelle Zuordnung zu einer Nutzungsklasse erfolgte dabei zunächst anhand der Nutzung des Einzugsgebietes. Eine starke Nutzung des Sees - z.B. als Naherholungsgebiet mit Bootsbetrieb – oder Kläranlagen im Einzugsgebiet führten zu einer Abwertung um eine Stufe. Dieses, wenn auch grobe, Klassifizierungssystem ermöglicht eine Belastungs-Voreinschätzung über die Unterscheidung zwischen Referenzseen und belasteten Seen sowie über eine reine Trophiebewertung hinaus. Allerdings kann es teilweise zu Fehlzuordnungen der Nutzungsklasse vor allem an den Klassengrenzen kommen, da Feinheiten wie z.B. der Ausbaugrad der Kläranlagen, Häufigkeit und Art des Bootsbetriebes sowie die Unterscheidung zwischen intensiver und extensiver Bewirtschaftung aufgrund fehlender Daten nicht berücksichtigt wurden. Auch Angaben zur Uferstruktur lagen damals zur Belastungs-Voreinschätzung nicht in ausreichendem Maße vor.

Zur möglichen Verfeinerung dieses Klassifizierungssystems wurden daher 2005 nochmals Daten zur Uferstruktur und zum Ausbaugrad der Kläranlagen bei den einzelnen Bundesländern abgefragt.

4.2.1 Einbindung der Ausbaugröße der Kläranlagen

Berücksichtigt wurden alle Kläranlagen im Einzugsgebiet, die direkt in den See oder seine Zuflüsse entwässern. Für die Ausbaugröße wurden Einwohnergleichwerte herangezogen. Zu 163 von 206 Seen bzw. Teilbecken (80 % der Datensätze) lagen diese Angaben zur Ausbaugröße vor. Dabei waren die Informationen zu den Seen der Ökoregion Alpen/Voralpen vollständig, während detailliertere Angaben zu den Kläranlagen nicht für alle Tieflandseen vorlagen.

Die generelle Zuordnung zu einer von fünf Nutzungsklassen erfolgte wie bisher anhand des Anteils landwirtschaftlich genutzter und besiedelter Flächen im Einzugsgebiet (siehe Anhang III, Tabelle 1). Die Einwohnergleichwerte der Kläranlagen wurden anhand der in Tabelle 2 (Anhang III) aufgeführten Grenzen ebenfalls in fünf Kläranlagen-Klassen eingeteilt. Sofern keine Information zur Ausbaugröße vorhanden war, wurde eine Kläranlage im Einzugsgebiet zumindest mit Klasse 2 (geringe Belastung) bewertet. Mehrere bzw. eine unbekannte Anzahl Kläranlagen im Einzugsgebiet ohne Informationen über Einwohnergleichwerte wurde mit Klasse 3 (mäßige Belastung) eingestuft.

Die Klasse Einzugsgebiet (EZG) wurde anschließend mit der Klasse Kläranlage verrechnet, wobei Klasse Kläranlage im Vergleich zu Klasse EZG doppelt gewichtet wurde (Formal siehe Anhang III). Eine Verrechnung erfolgte aber nur, sofern Klasse Kläranlage schlechter war als Klasse EZG, um eine Aufwertung zu vermeiden. So wird beispielsweise ein See in einem stark landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet (Klasse EZG = 4) nicht aufgewertet, weil nur eine Kleinkläranlage (Klasse Kläranlage = 2) in seinem Einzugsgebiet liegt, sondern der See wird weiterhin mit Nutzungsklasse 4 voreingestuft.

Folge der Einbindung der Kläranlagen-Ausbaugröße in das Klassifizierungssystem zur Voreinstufung ist, dass ein Vorhandensein einer Kläranlage im Einzugsgebiet nicht mehr grundsätzlich zur Abwertung führt, sondern nur wenn sie im Vergleich zur Nutzung im Einzugsgebiet eine zusätzliche deutliche Belastung darstellt.

4.2.2 Einbindung der Uferstruktur

Zu den Seen der Alpen/Voralpenregion lagen uns keine Informationen zur Uferstruktur vor. Dagegen konnten bei 176 von 191 Tieflandseen bzw. -teilbecken, deren Daten in die Auswertung eingingen, Uferstrukturdaten bei der Voreinstufung berücksichtigt werden. Lediglich zu zehn Tieflandseen waren keine Angaben zur Uferstruktur vorhanden.

Die fünf Uferstrukturklassen wurden anhand des Anteiles der beeinträchtigten und geschädigten Uferflächen definiert (Tabelle 3 im Anhang III). Da die Daten zur Uferstruktur in den einzelnen Bundesländern allerdings sehr unterschiedlich erhoben wurden, mussten diese zunächst vereinheitlicht werden. Aus Schleswig-Holstein (102 Gewässer) lagen rein deskriptive Angaben vor, die mittels Expert-Judgement den fünf Uferstrukturklassen zugeordnet wurden (Anhang III). In Mecklenburg-Vorpommern (20 Gewässer) fand eine Auswertung von Luftbildern statt, wobei eine Bewertung der vorhandenen Strukturen in sieben Stufen von naturnah bis übermäßig geschädigt vorgenommen wurde. Zur Überführung in das fünfstufige System wurde der Anteil der beeinträchtigten und geschädigten Uferflächen durch die Aufsummierung der deutlich beeinträchtigten bis übermäßig geschädigten Anteile (Stufe 4-7) berechnet. In Brandenburg wurden bei älteren Erhebungen (22 Gewässer) die Anteile der schwach, mäßig, stark und übermäßig geschädigten Uferbereiche festgehalten. In diesen Fällen entspricht die Summe der stark und übermäßig geschädigten Uferbereiche dem Anteil der beeinträchtigten und geschädigten Flächen im fünfstufigen System. Bei neueren Auswertungen wurden in Brandenburg dagegen bei 30 Seen der Prozentanteil von Röhricht, Wald, Grünland, Acker, Camping und Siedlung eines 300 m breiten Uferstreifens aus topografischen Karten (1:10.000) erhoben. Es erfolgte ebenfalls eine Überführung in fünf Klassen, wobei hier Acker, Camping und Siedlung als Beeinträchtigungen gewertet wurden und diese Anteile aufsummiert wurden. Zu Dümmer und Steinhuder Meer (Niedersachsen) lagen Prozentangaben über den verbauten bzw. beeinträchtigten Anteil des Ufers vor, die direkt einer Uferstrukturklasse zugeordnet werden konnten.

Diese Uferstrukturklasse wurde mit der Klasse EZG (Landnutzung im Einzugsgebiet) verrechnet, wobei die Uferstrukturklasse im Vergleich zur Klasse EZG mit dem Faktor 0,5 gewichtet wurde (Formel siehe Anhang III). Auch hier erfolgte eine Verrechnung nur, wenn die Uferstrukturklasse schlechter war als die Klasse EZG. So wurde eine Aufwertung verhindert, wenn beispielsweise in einem stark landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet (Klasse EZG = 4) die Uferstruktur nur in wenigen Uferabschnitten beeinträchtigt ist (Uferstrukturklasse = 2).

Folge der Einbindung der Uferstrukturangaben in das Klassifizierungssystem zur Voreinstufung ist, dass eine mäßig beeinträchtigte Uferstruktur nur bei den Seen zu einer Abwertung führt, deren Einzugsgebiet eine geringe Nutzung aufweist. Stark degradierte Ufer führen dagegen generell zu einer Abwertung bei der Voreinstufung.

4.2.3 Anwendung des verfeinerten Klassifizierungssystems

Aufgrund der Einbindung von Uferstrukturdaten und Einwohnergleichwerten der Kläranlagen in das Klassifizierungssystem zur Voreinstufung der Seen kam es bei 24 % der Gewässer zu einer Verschiebung der Nutzungsklasse. In der Hälfte dieser Fälle wurde eine Aufwertung gegenüber der alten Nutzungsklasse vorgenommen, ca. 50 % wurden dagegen um eine Stufe abgewertet. Nur bei neun Seen bzw. Teilbecken ist diese Verschiebung der Nutzungsklasse - in diesen Fällen immer eine Abwertung - auf die Einbindung der Uferstrukturdaten zurückzuführen. Bei allen anderen Fällen ist die Verschiebung auf die Einbindung der Kläranlagen-daten zurückzuführen.

Sowohl für die Ökoregion Alpen/Voralpen als auch für das Tiefland zeigten sich aber häufig bessere Korrelationen zwischen den Metrics und den Nutzungsklassen des alten Klassifizierungssystems als mit den neuen Zuordnungen des verfeinerten Systems (siehe Abbildung 4.6). Das einfachere, grobe System lässt deutlich weniger Fehlschlüsse zu, als ein sehr detailliertes System, in dem beispielsweise die Klassengrenzen anhand der Einwohnergleich-werte festgelegt wurden, ohne aber gleichzeitig den technischen Ausbaugrad der Kläranlage und die Umsetzung im Routinebetrieb berücksichtigen zu können. Weitere Quellen für Fehlzuordnungen bei der Voreinstufung waren gegensätzliche Angaben zu ein und demselben See oder auch zusätzliche nicht berücksichtigte stoffliche Einträge, beispielsweise aus ehemaligen Militärgeländen wie im Falle des Kleinen Wünsdorfer Sees (Mündl. Mitteilung J. Schönfelder, 2005).

Zusätzlich zur Verfahrensvalidierung wurden für die Tieflandseen Berechnungen zur Bewertung der Uferstruktur mittels Makrozoobenthos durchgeführt (vgl. Kapitel 4.5.2). Die Korrelationen zwischen der Uferstrukturklasse und den Metrics waren dabei größtenteils mäßig, teilweise zeigte sich sogar ein gegenläufiger Gradient. Sehr gute Korrelationen zeigten sich dagegen zwischen den Metrics und dem Prozentanteil der Naturvegetation (Röhricht plus Wald). Bei der reinen Kartierung oder auch Beschreibung der Nutzung des Uferbereiches

kommt es also zu deutlich weniger Fehleinschätzungen, als wenn anhand dieser Strukturdaten eine Uferstrukturgüteklaasse konstruiert wird.

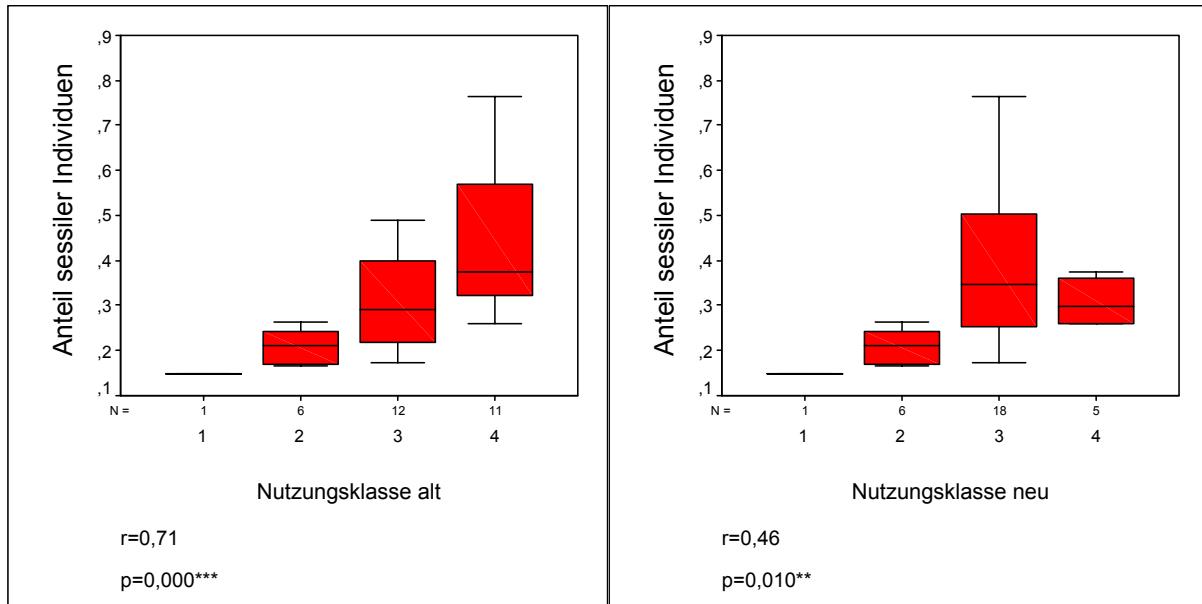


Abb. 4.6: Vergleich der Korrelationen zwischen dem metric “Anteil sessiler Individuen“ und der Nutzungsklasse nach altem bzw. neuem Klassifizierungssystem am Beispiel des Grobtyps Alpen/Voralpen ($N = 30$).

r = Spearman Rangkorrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau, ** = hoch signifikant, *** = höchst signifikant

4.3 Überprüfung der Seetypologie

Die Überprüfung der Trennung der Seetypen nach MATHES et al. (2003) voneinander wurde mit dem vergrößerten Datensatz erneut aufgegriffen. In die Analysen gingen nur Daten von Seen ein, die als unbelastete Referenzseen gelten können (Voreinstufungsklasse 1) oder die nur äußerst geringen Beeinträchtigungen ausgesetzt sind (bedingte Referenzen, Voreinstufungsklasse 2). Aus diesen Seen wurden lediglich Datensätze aus dem Litoral (ohne Eulitoral) berücksichtigt, um eine Streuung aufgrund der Tiefenzonierung zu vermeiden.

Die Auswertung erfolgte sowohl metricbasiert als auch anhand der Artenzusammensetzung mittels multivariater Verfahren. Eine nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS) wurde gewählt, da hierbei sowohl Artenlisten mit Abundanzdaten als auch die Metrics in das Ordinationsverfahren eingehen können. Der einzige Unterschied in der Ordination der Daten bestand in den gewählten Distanzmaßen. Für die Ordination auf Basis der Artenlisten wurde Jaccard, für die Ordination mit Hilfe ausgewählter Metrics dagegen relativer Euclid als Distanzmaß gewählt. In den meisten in der Literatur beschriebenen Auswertungen wird Bray-Curtis für die Ordination anhand von Arten gewählt, jedoch ergab Jaccard bzw. relativer Euclid in unseren Analysen eine bessere Auf trennung im zweidimensionalen Raum.

Grundsätzlich ist das Ziel einer NMDS, Objekte - in unserem Fall Seen – anhand von Informationen (zugrunde liegende Artenlisten oder daraus berechnete Metrics) über deren (Un-)Ähnlichkeit in einem mehrdimensionalen Raum anzugeordnen (BROSIUS, 2002). Die Abbildungen 4.7 und 4.8 sind ähnlich einer Landkarte zu lesen, indem diejenigen Punkte (ein Punkt entspricht einer Probenahme eines Sees), die sich näher stehen, aufgrund ihrer Arten und deren Abundanz bzw. ihrer Metricwerte ähnlicher sind.

4.3.1 Anhand der Artenzusammensetzung

Anhand der Artenzusammensetzungen des Makrozoobenthos sind die Ökoregionen sehr gut voneinander abgrenzbar (siehe Abbildung 4.7). Ob sich innerhalb der Alpen- und Voralpenregion die Typen 2 und 4 voneinander unterscheiden, lässt sich aufgrund dieser geringen Datengrundlage nicht ermitteln. Innerhalb des Tieflandes trennen sich Seetyp 11 (ungeschichtet, mit großem Einzugsgebiet) und 14 (ungeschichtet, mit kleinem Einzugsgebiet) gut von den anderen Typen ab. Der Pinzsee bildet als dystropher See eine eigene Gruppe und ist wahrscheinlich als eigener Typ zu betrachten. Die Seetypen 10 und 13 (geschichtete Seen mit großem bzw. kleinem Einzugsgebiet) streuen auf den ersten Blick sehr weit. Während allerdings innerhalb der Seetypen 11 und 14 sowie der Typgruppe der Alpen- und Voralpenseen immer nur jeweils eine Probenahmemethode angewendet wurde, erfolgte die Probenahme innerhalb der Seetypen 10 und 13 mit unterschiedlichen Techniken. Wird die angewandte Probenahmetechnik berücksichtigt, bilden nahezu alle Datensätze der Typen 10 und 13, die von erfahrenen Beprobern mittels Greifer oder Stechrohr erhoben wurden und somit einem gewissen qualitativen Standard genügen, eine Gruppe. Eine Ausnahme bilden hier nur die beiden Datensätze des Breiten Luzin, die sich ja auch bei anderen Analysen schon als Ausreißer erwiesen haben (vgl. Kapitel 4.1.3.1). Alle anderen Datensätze der Typen 10 und 13, die sehr weit streuen sind mittels einer Zeitsammelmethode (20 Minuten) mit Dredge oder Kescher erhoben worden.

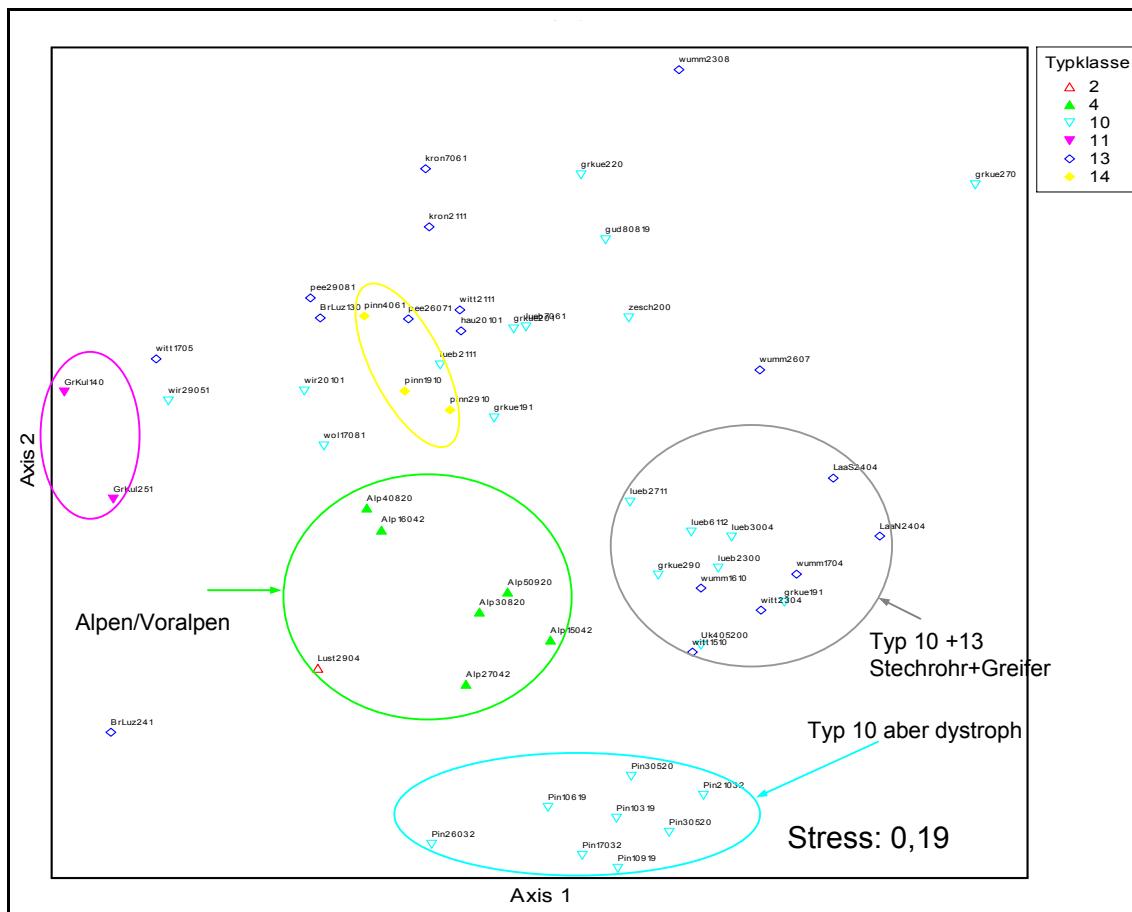


Abb. 4.7: Gruppierung der Seetypen nach MATHES et al. (2003) anhand der Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos von unbelasteten und gering belasteten Seen (NMDS, Berücksichtigung der Abundanzen)

4.3.2 Anhand ausgewählter Metrics

Artenlisten zeigen aufgrund natürlicher Varianz auch innerhalb eines Gewässertyps große Unterschiede in der Artenzusammensetzung. Allerdings werden von diesen Arten dieselben ökologischen Funktionen erfüllt, so dass Metrics basierend auf den Artenlisten das Rauschen der natürlichen Variationen herausfiltern (JOHNSON, 1998).

Im zweiten Schritt wurde die Trennung der Seetypen voneinander daher anhand der Ergebnisse von ausgewählten Metrics überprüft. Die Wahl fiel dabei auf neun Metrics, die Bestandteil des Multimetriskchen Index eines oder mehrerer Seetypen sind oder - im Fall von Prozentanteil Limno-rheophiler und Prozentanteil Psammalbesiedler – als Kandidatenmetrics sehr gute Korrelationen mit dem Belastungsgradienten gezeigt haben:

- Prozentanteil Sedimentfresser
- ETO-Taxazahl
- Prozentanteil Insecta
- Prozentanteil Räuber
- Prozentanteil Oligosaprobe

- Prozentanteil Limno-rheophiler
 - Prozentanteil Fortbewegungstyp kriechend-laufend
 - Prozentanteil Weidegänger
 - Prozentanteil Psammalbesiedler

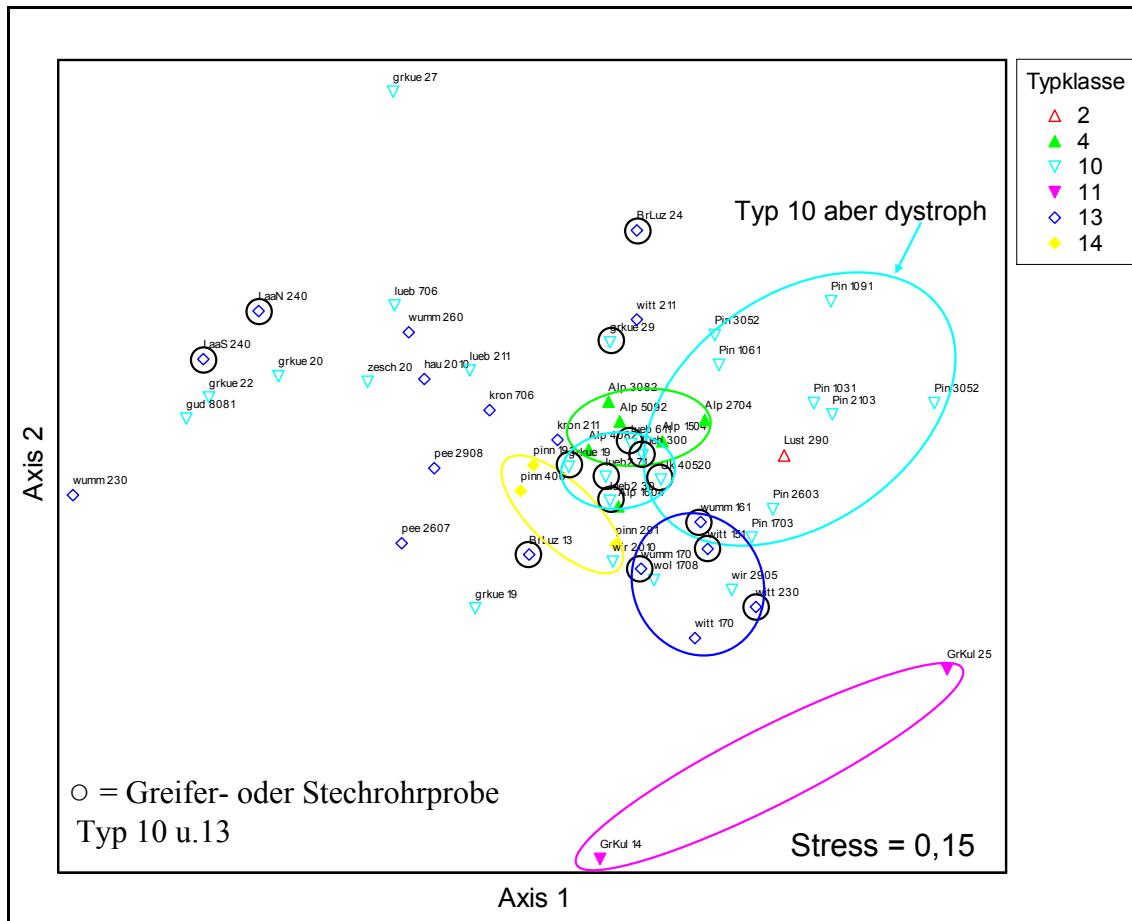


Abb. 4.8: Gruppierung der Seetypen nach MATHES et al. (2003) anhand der Metricergebnisse von unbelasteten und gering belasteten Seen (NMDS, Berücksichtigung von neun Metrics)

Auch mittels der Metricergebnisse berechnet aus den Artenlisten lassen sich die Ökoregionen gut abbilden (Abbildung 4.8). Allerdings gruppiert sich Typ 2 (geschichtete Voralpenseen mit großem Einzugsgebiet), der aber lediglich durch einen Datensatz repräsentiert wird, in dieser Analyse zu dem dystrophen Pinzsee. Dieser trennt sich wieder deutlich von allen anderen Gewässern ab, ist also anhand des Makrozoobenthos keinem der Seetypen nach MATHES et al. (2003) zuzuordnen. Seetyp 11 (ungeschichtet, mit großem Einzugsgebiet) und 14 (ungeschichtet, mit kleinem Einzugsgebiet) unterscheiden sich wiederum gut von allen anderen Typen, während die Ergebnisse von Typ 10 und 13 weit streuen. Berücksichtigt man allerdings auch bei dieser Analyse die Qualität der Probenahme und hebt die Daten hervor, die mittels Stechrohr oder Greifer erhoben wurden, wird deutlich, dass sich die Typen 10 und

13 von den anderen Seetypen, aber auch gut voneinander trennen lassen. Letzteres war anhand der Artenzusammensetzung nicht möglich (Abbildung 4.7).

Die Trennung der Seetypen voneinander ist auf Metricebene nicht ganz so deutlich wie mittels der Artenzusammensetzung. Allerdings liegen bei der NMDS anhand der Artenzusammensetzung 50-80 unterschiedliche Informationen (nämlich 50-80 verschiedene Taxa, Skalierung von 1-1000 Individuen) zugrunde mittels derer die (Un-)Ähnlichkeit der See-proben in einem zweidimensionalen Raum dargestellt wird, während bei der Analyse auf Metricebene lediglich 9 Informationen (nämlich 9 Einzelmetrics, skaliert von 0-1) verwendet wurden.

Anhand der Makrozoobenthosfauna lassen sich folglich bei der derzeitigen Datengrundlage sowohl die Ökoregionen Alpen/Voralpen und Tiefland als auch die Tieflandtypen 10, 11, 13 und 14 abbilden. Allerdings wurde auch sehr deutlich, dass die angewandte Probenahmetechnik einen sehr großen Einfluss auf die Artenzusammensetzung und die Metricergebnisse hat.

4.4 Bestimbarkeitsfilter und Autökologische Liste

4.4.1 Vereinheitlichung der taxonomischen Listen mittels Bestimbarkeitsfilter

Je nach Probenehmer/Bestimmer und Tiergruppen lagen die Taxalisten der Probenahmen in unterschiedlichen Bestimmungstiefen vor. Um hier eine Vereinheitlichung der Datensätze zu erhalten und gleichzeitig Fehler aus möglicherweise unsicher bestimmten Taxa zu vermeiden, wurden alle Taxa auf ein einheitliches Bestimmungsniveau gebracht. Die Grundlage hierzu bildet die so genannte „Operationelle Taxaliste“ (HAASE & SUNDERMANN, 2004). Diese stellt einen Expertenkonsens für Fließgewässer dar, welche Taxa sicher und praktikabel von erfahrenen Gewässerbiologen bestimmt werden können, und daher als Mindestanforderung auch bestimmt werden müssen. Eine entsprechende Liste für Stehgewässer existiert noch nicht. Jedoch ist die Operationelle Taxaliste bezüglich der Bestimmbarkeit übertragbar. Es sollte zukünftig jedoch geprüft werden, inwieweit eine weitergehende Bestimmung der in den Seen relativ bedeutsameren Oligochaeten und Chironomiden sinnvoll und praktikabel ist.

Die Vereinheitlichung der Taxalisten wurde folgendermaßen durchgeführt: alle Taxa der operationellen Taxaliste wurden unverändert belassen. Taxa, die weitergehend bestimmt waren, wurden mittels einer Zuordnungsliste in das übergeordnete Taxon der operationellen Taxaliste umbenannt. Weniger weit bestimmte oder nicht in der operationellen Taxaliste genannte Taxa wurden ebenfalls gemäß der Zuordnungsliste entweder gestrichen (z.B. nicht zum Makrozoobenthos gerechnete oder nur auf Ordnungsniveau bestimmte Taxa) oder belassen (Taxa bis einschließlich Familienniveau). Anschließend wurden die Abundanzen der identischen Taxa summiert.

Beispiel: *Pisidium sp.* ist das Niveau der operationellen Taxaliste; alle *Pisidium*-Arten, wie *Pisidium milium* werden gemäß Zuordnungsliste zu *Pisidium sp.* umbenannt; anschließend werden alle Individuenzahlen von *Pisidium sp.* zusammenaddiert.

Wie oben ausgeführt hat der „Bestimmbarkeitsfilter“ die Aufgabe, die Taxalisten bezüglich des taxonomischen Niveaus anzugeleichen und mögliche Fehlbestimmungen bei schwer zu bestimmenden Taxa auszuschließen. Die hierzu notwendige Zuordnungsliste stellt sowohl für Seen als auch für Fließgewässer die Grundlage der Makrozoobenthos-Bewertungsverfahren dar und ist Bestandteil der Auswertungsprogramme „AQEM“, „ASSESS“ und „LACCESS“.

Bis 2004 war die Liste fortlaufend um die Taxa ergänzt worden, die in der zentralen Fließgewässer-Makrozoobenthosdatenbank hinzukamen. 2004 waren die Taxa der deutschen Taxaliste (MAUCH et al. 2003, neuster Stand auf CD: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2004) im Rahmen des UBA-Projektes zur Fließgewässerbewertung (MEIER et al. 2004) ergänzt worden, womit die Liste letztlich 5040 Taxa beinhaltete. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit und in Kooperation mit dem Forschungsinstitut Senckenberg, dem Bearbeiter der Operationellen Taxaliste (HAASE et al. 2004, mit kleineren Ergänzungen Nov. 2004), wurde die Liste um 2130 Taxa erweitert, die zusätzlich nach der Liste des EU-Projekts AQEM für Deutschland gelistet sind (www.aqem.de – neuester Stand vom Oktober 2004). Diese insgesamt 7170 Taxa wurden den 885 Taxa der Operationellen Taxaliste zugeordnet.

Somit beinhaltet die Liste jetzt alle in Deutschland zu erwartenden Makrozoobenthostaxa und kann damit in den Auswertungsprogrammen für die automatische Zuordnung zur Operationellen Taxaliste in Seen und in Fließgewässern eingesetzt werden.

Die Liste für Seen weicht in einem Punkt von der Liste für Fließgewässer ab. Während bei den Fließgewässern die meisten der nur auf Unterfamilien- oder gar Familienniveau bestimmten Taxa als unzureichend bestimmt angesehen und damit von der weiteren Auswertung ausgeschlossen wurden, blieben diese in der Seenbewertung auf Verlangen des Auftraggebers (Zoologie Univ. Hohenheim) berücksichtigt. Das Makrozoobenthos sollte aber künftig auch bei Seen weiter als auf Familienniveau bestimmt werden. Aufgrund der derzeitigen Datenlage wurde Familien- bzw. Unterfamilienniveau noch zugelassen.

Die Zuordnungsliste der deutschen Makrozoobenthostaxa zu den Taxa der Operationellen Taxaliste wird zukünftig Grundlage der Auswertungsprogramme für Seen und Fließgewässer sein.

4.4.2 Aktualisierung der Autökologischen Liste

Die autökologische Liste des AQEM-Projekts beinhaltet die ökologischen Einstufungen der Makrozoobenthostaxa (Ernährungstypen, Habitatpräferenzen etc.) und systematische Informationen. Sie wird im Rahmen des EU-Projekts Euro-Limpacs

(www.eurolimpacs.ucl.ac.uk) weitergeführt. Für die Berechnungen der Seenmetrics wurde daraus im Frühjahr 2005 der aktuellste verfügbare Bearbeitungsstand der ökologischen und taxonomischen Informationen übernommen (November 2004). Dieser Stand ist auch die Berechnungsgrundlage der Auswertungssoftware LACCESS (vgl. Kapitel 5).

4.5 Herleitung der typspezifischen Bewertungsverfahren

4.5.1 Verfahrensanpassung an die Alpen- und Voralpenregion

4.5.1.1 Datengrundlage

In die Berechnungen gingen 30 Datensätze aus insgesamt 15 natürlichen Seen der Alpen- und Voralpenregion ein, die aus Erhebungen des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft und des Zoologischen Institutes der Universität Hohenheim stammen. Aufgrund der geringen Datengrundlage wurden auch Daten aus drei Seen mit einer Fläche unter 50 ha berücksichtigt. Für alle einbezogenen Seen waren Angaben zu Landnutzung und Kläranlagen im Einzugsgebiet verfügbar, zur Uferstruktur lagen jedoch keine Informationen vor.

Es gingen zwar Datensätze zu allen vier Seetypen der Alpen- und Voralpenregion nach MATHES et al. (2003) in die Berechnungen ein, allerdings waren diese nicht gleichmäßig über die Typen und die Nutzungsklassen verteilt (s. Tab. 4.1). Nur zwei Seen mit insgesamt sieben Datensätzen können anhand der Nutzung im Einzugsgebiet und der in See oder Zuflüsse entwässernden Kläranlagen als Referenzseen (Nutzungsklasse 1 + 2) betrachtet werden. Alle anderen Seen wurden als mäßig bis stark belastet voreingestuft. Zu übermäßig belasteten Seen (Nutzungsklasse 5) lagen für diese Ökoregion keine Daten vor (s. Tab. 4.1).

Tab. 4.1: Anzahl der in die Berechnung eingegangenen Datensätze pro Seetyp und Nutzungsklasse.

1 = ungeschichtete Voralpenseen mit großem Einzugsgebiet, 2 = geschichtete Voralpenseen mit großem Einzugsgebiet, 3 = geschichtete Voralpenseen mit kleinem Einzugsgebiet, 4 = geschichtete Alpenseen.

Nutzungsklasse/ Seetyp	1	2	3	4	5
1	-	-	2	1	-
2	1	-	1	2	-
3	-	-	14	1	-
4	-	6	-	2	-

Es handelt sich bei den 30 Datensätzen um neuere Erhebungen aus den Jahren 2001, 2002 und 2004. Auch die Informationen zur Nutzung des Einzugsgebietes sind aktuelle Angaben, so dass abiotische und biologische Daten auch die aktuelle Belastungssituation der Seen wider-

spiegeln. Die Beprobung der Makrozoobenthosfauna erfolgte in allen Fällen im Sublitoral, gesiebt wurde mit einer Maschenweite von mindestens 0,5 mm. Es handelt sich hauptsächlich um Frühjahrsbeprobungen (21 Datensätze), vier bzw. fünf Datensätze stammen aus Sommer- bzw. Herbstbeprobungen.

Die vorliegende Datengrundlage für die Anpassung des Bewertungsverfahrens an die Alpen-/Voralpenregion war also relativ homogen und stellt außerdem eine vergleichsweise große Stichprobe der in dieser Ökoregion insgesamt vorhandenen natürlichen Seen dar.

4.5.1.2 Verfahrensentwicklung

Da noch nicht ausreichend Daten – vor allem von Referenzseen - für jeden der vier Seetypen dieser Ökoregion vorlagen, wurde zunächst der Grobtyp Alpen/Voralpen gebildet und das multimetrische Verfahren für diesen Grobtyp entwickelt. Langfristig ist allerdings zu prüfen, ob sich diese vier Seetypen anhand ihrer Benthosfauna voneinander abgrenzen lassen und daher getrennt zu bewerten sind.

Die Herangehensweise bei der Verfahrensanpassung entspricht der bei der Verfahrensentwicklung für die Tieflandseen angewandten Methode, die im Abschlußbericht 2004 (BAIER & ZENKER, 2004b) ausführlich beschrieben ist. An dieser Stelle werden die Vorgehensweise und die angelegten Kriterien daher nur zusammenfassend dargestellt.

Zur Auswahl der Kandidatenmetrics wurden die Ergebnisse der Einzelmetrics gegen unterschiedliche Belastungsgradienten korreliert:

- Nutzungsklasse nach altem und nach verfeinertem Klassifizierungssystem
- Trophiebewertung nach LAWA (LÄNDERARBEITSgemeINSCHAFT WASSER, 1998)
- Kläranlagenklasse (vgl. Kapitel 4.2.1)
- Vor-Ort-Einschätzung
- Sanierungsbedarf nach altem Klassifizierungssystem

Ausgewählt wurden Metrics, die gute Korrelationen über möglichst alle Belastungsgradienten zeigten. Ein wichtiges Kriterium war dabei die gute Trennung zwischen Belastungsklasse 2 und 3 anhand der grafischen Auswertung mittels Box-Whisker-Plots. Ein Gradient zur Nutzungsklasse musste auch für jeden der vier einzelnen Seetypen bei der getrennten grafischen Analyse ersichtlich sein. In Einzelfallbetrachtungen wurden außerdem Ausreißer hinterfragt und die Stabilität der Metricergebnisse über mehrere Beprobungen an einem See überprüft (Beispiel in Kapitel 4.1.3.2). Des Weiteren wurden nur Metrics ausgewählt, die biologisch erklärbar sind und somit als Interpretationshilfe des Bewertungsergebnisses dienen können (vgl. Kapitel 3.2). Die Kandidatenmetrics sowie einige Beispiele der grafischen Analysen sind im Anhang V aufgeführt.

Die Festlegung der Referenz- bzw. Belastetwerte erfolgte mittels einer grafischen Auswertung der Korrelationen gegen die Nutzungsklasse nach dem alten Klassifizierungssystem. Die detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise ist im Abschlußbericht 2004 (BAIER & ZENKER, 2004b) dargestellt. Allerdings mussten in diesem Fall die Werte für Nutzungsklasse 1 und 5 extrapoliert werden, da für Nutzungsklasse 5 keine Daten bzw. für Nutzungsklasse 1 nur ein Datensatz vorlagen. Eine Einschränkung der Referenz- und Belastetwerte auf den Wertebereich zwischen Nutzungsklasse 2 und 4 würde aber zu Fehleinstufungen bei der Bewertung führen.

Vor der Berechnung der verschiedenen Kombinationsmöglichkeiten eines Multimetrischen Index wurden durch Autokorrelation (vgl. Kapitel 4.5.2.3) bestimmte Kombinationen der Einzelmetrics, die dann redundante Informationen darstellen würden, ausgeschlossen. Insgesamt 30 Kombinationsmöglichkeiten der 24 Kandidatenmetrics wurden berechnet und grafisch ausgewertet (siehe Anhang V). Ausgewählt wurde die Kombination mit dem deutlichsten Gradienten gegen die Nutzungsklasse nach altem System und einem sehr hohen Korrelationsfaktor ($R > 0,8$). Dabei war vor allem wieder die sehr gute Trennung zwischen Klasse 2 und 3 ausschlaggebend. Außerdem sollten möglichst alle Metric-Typen (Zusammensetzung und Abundanz, Vielfalt und Diversität, Toleranz, funktionale Gruppen) im Multimetrischen Index enthalten sein.

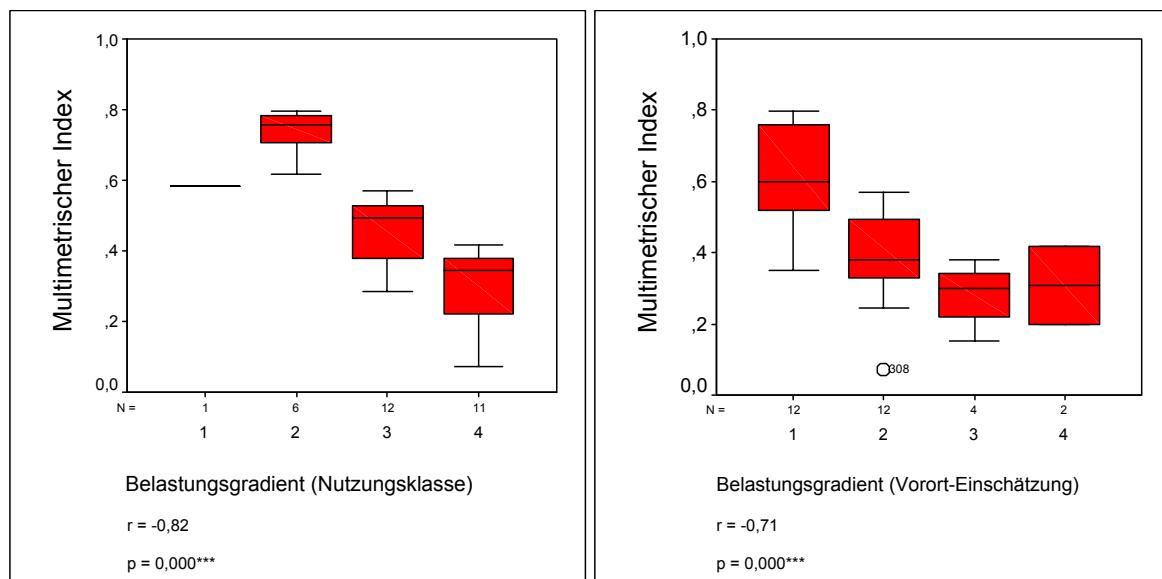


Abb. 4.9: Korrelation des Multimetrischen Index für die Seen der Alpen und Voralpen mit den Belastungsgradienten Nutzung im Einzugsgebiet und Vorort-Einschätzung.
 r = Spearman Rangkorrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau, *** = höchst signifikant

Der Multimetrische Index für die Seen der Alpen- und Voralpenregion besteht aus sieben Einzelmetrics der Metric-Typen Zusammensetzung und Abundanz, Toleranz sowie funktionale Gruppen (vgl. Kapitel 3.2) und zeigt sehr gute Korrelationen mit den Belastungs-

gradienten (siehe Abbildung 4.9). Es konnte aber keine gut korrelierende Kombination gefunden werden, die auch ein Diversitätsmaß beinhaltet, so dass der Metric-Typ „Diversität und Vielfalt“ in dem Bewertungsverfahren nicht berücksichtigt wird.

Der Multimetrische Index spiegelt vor allem die Nutzung des Umfeldes wieder, wobei hier eine große Aussageschärfe zwischen Klasse 2 und 3 besteht. Er bietet aber aufgrund der enthaltenen Einzelmetrics auch die Möglichkeit einer Bewertung von strukturellen Belastungen (Vgl. Kapitel 3.2).

4.5.2 Verfahrensvalidierung für die Tieflandtypen

Dieses Kapitel gibt eine Übersicht über die Schritte und Ergebnisse, die zur Ableitung des in Kapitel 3.3 charakterisierten Verfahrens führten. Ausgangspunkt war das Bewertungsverfahren nach BAIER UND ZENKER (2004b), welches mittels neuer Daten validiert wurde.

Hierzu wurde im Frühjahr 2005 folgender Auftrag erteilt:

- Aktualisierung der Grundlagendaten (Kapitel 4.4),
 - Taxazuordnungsliste zur Vereinheitlichung und Anpassung der Taxalisten an das bestimmbare Niveau,
 - ökologische Taxainformationen zur Berechnung der biologischen Metrics;
- Revision der Metrics des Bewertungsverfahrens für die Tieflandtypen 10, 11, 13 und 14 anhand einer verbesserten Datenbasis mittels
 - Korrelationen der Litoralproben mit Belastungsgradienten
 - Vergleich der Ergebnisse von alten und neuen Daten,
 - Korrelationen der Metrics mit der neu erhobenen Uferstrukturgüteklaasse, um die Reaktionen des Makrozoobenthos auf strukturelle Belastungen zu erfassen,
 - Beachtung der biologischen Erklärbarkeit der Metrics sowie
 - Berücksichtigung der Relevanz für Seen;
- Anpassung der Referenz und Belastetwerte für die vorausgewählten Metrics, um damit die Möglichkeiten zur Verbesserung des Gesamtverfahrens zu testen.

4.5.2.1 Datengrundlage

Die Datensätze wurden vom Institut für Zoologie der Universität Hohenheim ausgewählt und bereitgestellt. Hierbei kamen folgende Kriterien zur Anwendung: Teilbeckenfläche > 0,1 km²; natürliche Entstehung der Gewässer; keine Jahresmischprobe der biologischen Daten; keine Daten auf Ordnungsniveau oder darüber.

Alle Teilproben einer Probenahme waren den Zonen Profundal und Litoral zugeordnet, soweit möglich näher klassifiziert in Eulitoral, Infralitoral und Sublitoral, und zu folgenden Taxalisten zusammengefasst worden: Eulitoral = Summe aller Teilproben des Eulitoral; Sublitoral = Summe aller Teilproben des Sublitoral; Litoral = Summe aller Teilproben des Infra- und

Sublitoral sowie der nicht näher klassifizierbaren Litoralproben; Profundal = Summe aller Teilproben des Profundal.

Hieraus ergaben sich 706 Artenlisten (nachfolgend als „Datensätze“ bezeichnet), die sich gemäß Tab. 2 auf die Seetypen, Seen, Teilbecken und Tiefenzonen verteilten. Die beste Datenbasis war für den Typ 13 und innerhalb der Typen für das Sublitoral vorhanden. Relativ wenige Daten gab es für Typ 14 und für das Profundal.

Als Maß für die Belastungssituation stand eine Reihe von Parametern zur Verfügung, welche im nachfolgenden Absatz erläutert sind: Nutzungsklasse (alt und neu), Trophiebewertung, Belastungseinstufung der Vor-Ort-Experten (jeweils für fast alle Datensätze) sowie Daten zur Ufernutzung und zur Naturnähe im Uferbereich (226 Datensätze).

Tab. 4.2: Die zugrunde liegende Datenbasis als Anzahl der Seetypen, Seen und Teilbecken, sowie Anzahl der Datensätze in den Tiefenzonen pro Seetyp

	Typ 10	Typ 11	Typ 13	Typ 14
Seen	39	40	32	8
Teilbecken	45	45	48	13
Datensätze gesamt, - davon:	195	181	262	68
Eulitoral	56	38	58	18
Sublitoral	34	37	58	20
„Litoral“ (Infra- + Sub-)	71	78	97	28
Profundal	34	28	49	2

4.5.2.2 Begleitdaten zur Belastungseinstufung

Zur Charakterisierung der Belastungssituation der Gewässer stand eine Reihe von Belastungsparametern zur Verfügung, allerdings jeweils nur für einen Teil davon.

Trophiebewertung: 7-stufige Einteilung nach LAWA (1998), basierend auf der Zunahme der Trophie im Vergleich zum Referenzzustand.

Nutzungsklasse alt: 5-stufige Klassifizierung auf der Basis der Landnutzung im Einzugsgebiet, mit Abwertungen durch Nutzungen des Sees oder Kläranlageneinleitungen (siehe Kapitel 4.2 sowie Baier & Zenker 2004b).

Nutzungsklasse neu: wie Nutzungsklasse alt, aber zusätzliche Berücksichtigung der Kläranlageneinwohnergleichwerte und der Uferstruktur anstelle der Seenutzungen (siehe Kapitel 4.2).

Ufernutzung, Naturvegetation und Wald: Basierend auf Prozentanteilen von Röhricht, Wald, Grünland, Acker, Camping und Siedlung am Ufer;

Wald = Waldanteil in %,

Naturvegetation = Waldanteil + Röhrichtanteil,

Ufernutzung = $4 * (\text{Siedlung} + \text{Camping}) + 2 * \text{Acker} + \text{Grünland}$

Naturnähe (nur für Mecklenburg-Vorpommern): aufgrund von Überfliegungen und anschließender Auswertung der Luftbilder wurde die Uferstruktur in 7 Stufen von naturnah bis übermäßig geschädigt bewertet und in %-Anteilen zusammengefasst; Der Index für Naturnähe wurde nach der Formel Naturnähe = ($[\text{naturnah}] + 2 * [\text{bedingt naturnah}] + 3 * [\text{mäßig beeinträchtigt}] + 4 * [\text{deutlich beeinträchtigt}] + 5 * [\text{merklich geschädigt}] + 6 * [\text{stark geschädigt}] + 7 * [\text{übermäßig geschädigt}]$) / 100 berechnet, wodurch sich ein flächengewichteter mittlerer Wert der Naturnähe von 1 bis 7 ergibt. Für die Seen errechneten sich Werte von 2,1 bis 4,9.

Uferstruktur: Angabe von schwach, mäßig, stark und übermäßig geschädigten Uferbereichen in Prozent => Zuordnung zu Uferstrukturmklassen Mecklenburg-Vorpommern und anschließende Überführung in 5 Klassen (vgl. Kapitel 4.2.2).

Verbalklasse: Versuch der Umsetzung sporadisch vorhandener, heterogener und verbaler Belastungsinformationen zu einer Belastungsstufe (vgl. Kapitel 4.2.2).

Bei den ersten Analysen des Zusammenhangs mit den biologischen Kenngrößen zeigte sich, dass für manche Belastungsangaben zu Uferdegradation zu wenige Datensätze bei zu starker Streuung und teils sogar widersprüchliche Ergebnissen auftraten (biologische Reaktionen waren gegenläufig zu den anderen Belastungsarten und gegen die Hypothese). Daher werden die weiteren Analysen nur für die Parameter „Ufernutzung“, „Naturvegetation“, „Wald“ und „Naturnähe“ dargestellt.

4.5.2.3 „Metrics“ – die Kenngrößen zur Charakterisierung des biologischen Zustands

Biologische Kenngrößen geben Eigenschaften der Lebensgemeinschaften wieder, beispielsweise den Anteil filtrierender Arten. Diejenigen davon, welche auf Belastungen reagieren, werden als Metrics bezeichnet (KARR & CHU 1999).

Zur Validierung des Verfahrens aus 2004 wurden alle dort als „Kandidatenmetrics“ bezeichneten Metrics (BAIER & ZENKER 2004b) mit den zur Verfügung stehenden Datensätzen neu berechnet. Die Metrics wurden mittels des Auswertungsprogrammes „ASSESS“ berechnet, das auch für die Berechnung der Metrics des UBA-Projektes zur Fließgewässerbewertung eingesetzt wird. Ausführliche Informationen zu den berechneten Metrics finden sich in den Publikationen zur Fließgewässerbewertung (BÖHMER et al. 1999; HERING et al. 2004).

22 Metrics wurden neu in die Berechnungen aufgenommen. Hierbei handelt es sich insbesondere um Metrics zu Libellen, um deren Zeigerqualität für gewässerstrukturelle Qualität zu nutzen, und zu Chironomiden, um deren Aussagemöglichkeiten in Anknüpfung an die früheren Chironomidenklassifikationen (THIENEMANN 1954) zu testen.

Die berechneten Metrics mit weiteren Informationen zu deren Berechnung und Charakterisierung finden sich im Anhang IV.

Die **Auswahl geeigneter Metrics** für das Gesamtverfahren, den multimetrischen Index, erfolgte nach international anerkannten Vorgehensweisen:

Zunächst wird der Zusammenhang der biologischen Kenngrößen mit anthropogenen Belastungen untersucht. Im einfachsten Fall werden belastete und unbelastete Gewässer verglichen, es kann jedoch auch die Abhängigkeit der Kenngröße von Belastungsparametern über einen möglichst großen Gradienten analysiert werden. Je stärker ein Metric auf anthropogene Belastungen und je weniger auf natürliche Umweltfaktoren reagiert, je geringer also die natürliche Varianz, desto deutlicher stellt sich dann der Zusammenhang in diesen grafischen oder statistischen Analysen dar.

Folgende Reihung der Auswahlkriterien kam zur Anwendung:

1. Eignung im Sublitoral
2. Keine Widersprüche zu anderen Tiefenzonen
3. Korrelation mit Nutzungsklasse
4. Korrelation mit Uferstruktur
5. möglichst wenig Widersprüche zu den weiteren Belastungsparametern
6. Biologisch/ökologische Aussage und Erklärbarkeit
7. Relevanz für Seen

Die als geeignet erachteten Metrics wurden dann miteinander korreliert, um diejenigen zu identifizieren, welche sehr deutlich miteinander korrelieren (Korrelationskoeffizient $R > 0,8$), also die gleiche Reaktion zeigen, und daher zur Vermeidung von Redundanzen nicht gemeinsam weiterverwendet werden (nach BARBOUR et al. 1996; KARR & CHU 1999).

Aus den verbleibenden Metrics wurden bis zu 3 der geeignetsten Metrics aus jeder der Metric-Gruppen „Zusammensetzung und Abundanz“, „Vielfalt und Diversität“, „Toleranz“ und „Funktionale Aspekte“ ausgewählt.

Wegen ihrer unterschiedlichen Wertebereiche wurden die ausgewählten Metrics im zweiten Schritt vergleichbar und verrechenbar gemacht, indem sie auf Werte zwischen 1 (referenznah) und 0 (stark belastet) normiert wurden. Hierfür benötigt man zwei Bezugspunkte („Referenz- und „Belastetwert“, bzw. „oberer und unterer Ankerpunkt“ in der Fließgewässerbewertung). Diese Vorgehensweise wurde für die Fliessgewässerbewertung nach Wasserrahmenrichtlinie entwickelt (BÖHMER et al. 2000 und 2004a) und sowohl für die Makrozoobenthos-

bewertungen in Seen (BAIER & ZENKER 2004a) als auch in Fliessgewässern übernommen (MEIER et al. 2004; Formel und weitere Details in Anhang IV)

4.5.2.4 Ableitung des Multimetrischen Index

Mit den gewässertypspezifisch vorausgewählten und normierten Metrics wurden je nach Seetyp 15 bis 43 alternative Kombinationen getestet, um für jeden Typ den am besten geeigneten Multimetrischen Index auszuwählen (Anhang IV).

Für jede dieser Kombinationen und jede der Probestellen wurde hierzu der Multimetrische Index ausgerechnet, indem die von 0-1 normierten Metric-Werte gemittelt wurden, so dass der Multimetrische Index ebenfalls einen Wert zwischen 0 und 1 annahm (BÖHMER et al. 1999).

Die alternativen Multimetrischen Indizes wurden nun auf gleiche Art und Weise getestet und ausgewählt wie die Einzelmetrics (s.o.), wobei als zusätzliches Kriterium die Trennung zwischen den Belastungsklassen 2 (gut) und 3 (mäßig) beachtet wurde, um die bestmögliche Aussageschärfe im Grenzbereich zwischen „kein Handlungsbedarf“ und „Sanierungsbedarf“ zu erhalten.

4.5.2.5 Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Validierung des multimetrischen Index für Tieflandseen mit den neuen Daten

Die Validierung des Bewertungsverfahrens 2004 (Baier und Zenker 2004b) mit dem neuen Datensatz an Litoralprobenahmen (entspricht Infra- + Sublitoral- + Litoralproben) ergab verminderte Korrelationen mit der Nutzungsklasse für die Seentypen 10, 11 und 13 und nur noch eine sehr geringe Korrelation für Typ 14 (Abbildung 4.10). Das Verfahren war also nicht stabil gegenüber den neuen Daten.

Bei Verwendung der Sublitoraldaten wurden die Korrelationen noch schwächer. Nur bei Typ 10 blieb noch eine signifikante Korrelation erhalten, bei Typ 14 trat sogar ein negativer Korrelationskoeffizient auf (Abbildung 4.10). Das Bewertungsverfahren musste folglich geändert werden, insbesondere weil sich aus der Betrachtung der Einzelmetrics die Notwendigkeit ergeben hatte, es auf Sublitoralproben zu beziehen (s. unten).

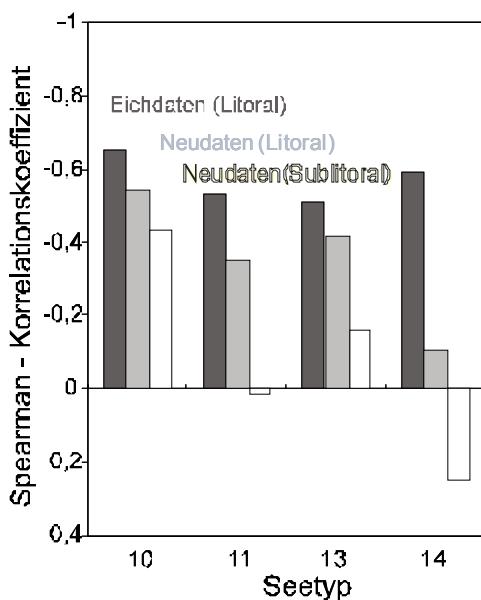


Abb. 4.10: Spearman-Korrelationskoeffizient des multimetrischen Index 2004 mit der Nutzungsklasse für die Eichdaten 2004 sowie die Neudaten 2005 (Sublitoral und Litoral).

Korrelationen der Einzelmetrics

Bei der Validierung der Metrics für die Litoraldata traten unerwartet geringe Korrelationen mit der neuen und alten Nutzungsklasse auf (Betrag von R meist kleiner 0,3; siehe Anhang IV). Die Analyse der Ursachen erbrachte, dass viele Metrics stark von der Tiefenzonierung beeinflusst waren. Es traten deutliche Unterschiede in den Korrelationskoeffizienten zwischen Eu- und Sublitoral auf. Diese konnten soweit gehen, dass in der einen Zone eine Zunahme und in der anderen eine Abnahme mit zunehmender Belastung zu beobachten war. Folglich wurde auch das Ergebnis der Litoralproben durch den Anteil der beinhalteten Nicht-Sublitoral-Teilproben beeinflusst. Außerdem traten große Unterschiede in Abhängigkeit des betrachteten Belastungsparameters auf. Manche Metrics reagieren deutlich auf einen Parameter, jedoch kaum auf einen anderen (vgl. Kapitel 4.1.2).

Daher wurden in den weiteren Analysen alle Zonen und Belastungsparameter betrachtet und in einer großen Tabelle einander gegenübergestellt (Anhang IV). Die Ergebnisse lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- Viele Metrics korrelieren signifikant mit mindestens einem Belastungsparameter.
- Reaktionen der Metrics traten in allen Zonen auf, aber die stärksten Korrelationen bestanden in Sub- und Eulitoral, schwächere im Litoral und noch schwächere im Profundal.
- Viele Metrics reagieren sowohl auf wassertransportierte als auch auf strukturabhängige Belastungsarten, jedoch viele auch überwiegend spezifisch auf einen der beiden Belastungstypen.

- Unerwarteterweise fanden sich auch Reaktionen auf strukturelle Parameter im Profundal.
- Die Metric-Reaktionen standen überwiegend im Einklang mit der Hypothese (z.B. Abnahme der Libellen mit zunehmender struktureller und wasserchemischer Belastung).

Nur bei Typ 14 widersprachen die Metric-Reaktionen für die Nutzungsklassen der Hypothese und waren damit auch gegenläufig zu den anderen Belastungsarten. Dies traf dann auch für die unten dargestellten Rektionen der multimetrischen Indices zu. Die genauere Analyse ergab, dass die Ursache dafür in den zahlreichen Probenahmen der verschiedenen Müritz-Teilbecken begründet lag, bei denen gut bis sehr gut zu bewertende biologische Metricergebnisse trotz hoher Belastungen laut Nutzungsklasse (v.a. Landnutzung im Einzugsgebiet) auftraten. Da jedoch die anderen Belastungsparameter genau wie die Metrics nur geringe Belastungen anzeigen und auch die Vor-Ort-Experten dies so sehen, muss davon ausgegangen werden, dass die biologische Bewertung mittels Multimetrischem Index die reale Situation gut wiedergibt. Die Müritzbecken brauchen daher für die Bewertung nicht als eigener Typ mit eigener Bewertung ausgewiesen werden, sondern können mit demselben Verfahren wie die anderen Gewässer des Typs 14 bewertet werden. Die Nutzungsklassifizierung des Einzugsgebiets ist für die Müritz aber als ungeeignet zu betrachten. Vermutlich liegt dies an der sehr großen Seefläche im Verhältnis zum relativ kleinen Einzugsgebiet, so dass die Nutzung im Einzugsgebiet weniger Bedeutung für den Zustand der Seebecken besitzt. Unter Ausschluss der Müritzbecken zeigen die Metrics sowie die multimetrischen Indices auch mit der Nutzung im Einzugsgebiet gute Korrelationen in Übereinstimmung mit der Hypothese.

Die Auswahl einer Reihe von Metrics für jeden Typ nach den oben ausgeführten Auswahlkriterien ergab die in den Tabellen 3 bis 6 beschriebenen Metrics, welche den Vertretern des LAWA-Expertenkreises Seen zur Diskussion gestellt wurden.

Aufgrund der Rückmeldungen wurden der Anteil passiver Filtrierer sowie das Verhältnis aktive/passive Filtrierer aus der Auswahl entfernt: Wegen der fehlenden Strömung gibt es in Seen keine rein passiven Filtrierer; die Metrics zu den passiven Filtrierern basieren allein auf einigen Taxa, welche sich zu einem geringen Anteil passiv filtrierend ernähren, und dies vielleicht nur in Fließgewässern. Somit ist der Sinn dieser Metrics für die Seenbewertung fraglich.

Da keine prinzipiellen Einwände gegen weitere Metrics erhoben wurden, gingen ansonsten alle als Grundlage für mögliche multimetrische Indexkombinationen ein.

Typ 10 zeigte gute Korrelationen vieler Metrics sowohl zur Struktur als auch zu stofflichen Parametern in allen Tiefenzonen (Tabelle 4.3). Fast alle Metrics reagierten entsprechend der Erwartung nach der Hypothese (z.B. Abnahme der Libellen mit zunehmender Ufer-degradation).

Typ 11 ergab sehr heterogene Ergebnisse und zeigt starke Abhängigkeiten einiger Metrics von der Jahreszeit und den abiotischen Parametern (Tabelle 4.4).

Typ 13 zeigte gute Korrelationen vieler Metrics sowohl zur Struktur als auch zu stofflichen Parametern in allen Litoralzonen. Fast alle Metrics reagierten entsprechend der Erwartung nach der Hypothese (z.B. Abnahme der Diversität mit zunehmender Belastung; Tabelle 4.5).

Typ 14 zeigte gute Korrelationen vieler Metrics sowohl zur Struktur als auch zu stofflichen Parametern in allen Litoralzonen, fürs Profundal liegen zu wenige Daten vor. Allerdings gab es unklare Reaktionen auf die Nutzungsklasse (s.o.). Ohne die Müritzbecken ergaben sich klare Ergebnisse. Fast alle Metrics reagierten entsprechend der Erwartung nach der Hypothese (z.B. Zunahme der Sedimentfresser mit zunehmender Trophie; Tabelle 4.6).

Tab. 4.3: Ausgewählte Metricalternativen für Typ 10 .

Metric-Typ	Metric- Alternativen	Aussage	reagiert auf	bei zunehmender Belastung mit
taxonomische Zusammensetzung	Individuenanteil der Chironomidengruppe Tanytarsini	geringe Lebensraumansprüche	Stoffliches und Struktur	Zunahme
	Abundanzklassenanteil Chironomiden	geringe Lebensraumansprüche	überwiegend Stoffliches	Zunahme
	Individuenanteil der Libellen	Insekten mit hohen Habitatansprüchen (v.a. Struktur) an Wasser und Land	Struktur und (etwas weniger) Stoffliches	Abnahme
	Individuenanteil der Köcherfliegen	Insekten mit hohen Habitatansprüchen an Wasser und Land	Struktur; Stoffliches nur im Sublitoral	Abnahme
Toleranz	klassischer ASPT (bezogen auf Präsenz)	Anteil empfindlicher Familien	Struktur und (etwas weniger) Stoffliches	Abnahme
	Individuenanteil beta-mesosaprober Taxa	mäßig saprobiebedürftige/O ₂ -Mangel-tolerante Taxa	überwiegend Strukturparameter	Zunahme
Funktionelle Gruppen	Abundanzklassenanteil Sedimentfresser	viel organische Feinsedimente	Stoffliches und (etwas weniger) Struktur	Zunahme
	Abundanzklassenanteil Weidegänger	unverschlammte Oberflächen mit Mikroalgenbewuchs	Stoffliches und (etwas weniger) Struktur	Abnahme
	Abundanzklassenanteil Psammal-Besiedler		überwiegend Trophie	Zunahme
Vielfalt	Anzahl Eintagsfliegen-, Köcherfliegen und Libellen-Taxa	Vielfalt empfindlicher Taxa	Stoffliches und (etwas weniger) Struktur	Abnahme

Tab. 4.4: Ausgewählte Metricalternativen für Typ 11

Metric-Typ	Metric-Alternativen	Aussage	vorgefundene Reaktion auf	bei zunehmender Belastung mit
taxonomische Zusammensetzung	Individuenanteil der Insekten	Die meisten Insekten stellen höhere Ansprüche an Wasserchemismus und Struktur als die meisten Nicht-Insekten; im Gegensatz zu Nicht-Insekten stellen sie oft auch Ansprüche an den Landlebensraum	Struktur	Abnahme
Toleranz	Abundanzklassenanteil der Polysaproben	sehr saprobiebedürftige/O ₂ -Mangel-tolerante Taxa	Struktur und weniger Stoffliches	Zunahme
Funktionelle Gruppen	Abundanzklassenanteil kriechend/laufender Organismen	Ansprüche ans Substrat	Stoffliches und Struktur	Abnahme
	Abundanzklassenanteil limnobionter Organismen	Stehgewässer-typische Taxa; oft freischwimmend oder auf Makrophyten	Stoffliches und Struktur	Zunahme
Vielfalt	Anzahl Eintags-, Stein-, Köcherfliegen- sowie Käfer-, Muscheln- und Libellentaxa	Diversität überwiegend sensibler Taxa	überwiegend Stoffliches	Abnahme

Tab. 4.5: Ausgewählte Metricalternativen für Typ 13.

Metric-Typ	Metric-Alternativen	Aussage	reagiert auf	bei zunehmender Belastung mit
taxonomische Zusammensetzung	Individuenanteil der Libellen	Insekten mit hohen Habitatansprüchen (v.a. Struktur) ans Wasser und ans Land	Struktur und (etwas weniger) Stoffliches	Abnahme
	Individuenanteil Orthocladiinae bez. auf Chironomiden	Chironomiden mit relativ hohen Ansprüchen an Substrat und Wasserchemismus	Struktur; Stoffliches nur im Sublitoral	Abnahme
	Individuenanteil Eintagsfliegen, Köcherfliegen und Libellen	Insekten mit hohen Habitatansprüchen ans Wasser und ans Land	Struktur; Stoffliches nur im Sublitoral	Abnahme
	ASPT bezogen auf Individuen	Anteil empfindlicher Familien	Struktur und (etwas weniger) Stoffliches	Abnahme
	Verhältnis R- zu K-Fortpflanzungs-Strategen	R-Strategen dominieren bei Störungen, da sie Populationen schneller neu aufbauen	überwiegend Struktur	Zunahme
Funktionelle Gruppen	Abundanzklassenanteil kriechend/laufender Organismen	Ansprüche ans Substrat	Stoffliches und Struktur	Abnahme
	Abundanzklassenanteil Strömungsindifferente	geringere Ansprüche an die Strömungsverhältnisse, d.h. weder typische Fliess- noch Stehgewässertaxa	überwiegend Struktur im Sublitoral und Stoffliches im Eulitoral	Zunahme
	Individuenanteil Sandbewohner	geringere Ansprüche an die Substratstruktur	Sublitoral Stoffliches, Eulitoral Struktur	Zunahme
	Abundanzklassenanteil Weidegänger	unverschlammte Oberflächen mit Mikroalgenbewuchs	Stoffliches und Struktur	Abnahme
Vielfalt	Shannon-Wiener-Diversität	Biodiversität	Struktur und Stoffliches	Abnahme
	Anzahl Eintagsfliegen-, Köcherfliegen- und Libellentaxa	Diversität der Insekten mit hohen Habitatansprüchen ans Wasser und ans Land	Struktur und Stoffliches	Abnahme

Tab. 4.6: Ausgewählte Metricalternativen für Typ 14.

Metric-Typ	Metric-Alternativen	Aussage	reagiert auf	bei zunehmender Belastung mit
taxonomische Zusammensetzung	Individuenanteil Krebstiere	makrobenthische Krebstiere sind empfindlich gegenüber Habitatdegradation, Toxantien und Versauerung	Stoffliches und Struktur	Abnahme
	Individuenanteil Insekten ohne Chironomiden	Die meisten Insekten stellen höhere Ansprüche an Wasserchemismus und Struktur als die meisten Nicht-Insekten (insbesondere ohne Chironomiden); im Gegensatz zu Nicht-Insekten stellen sie oft auch Ansprüche an den Landlebensraum	Struktur	Abnahme
Tole- ranz	Individuenanteil Xeno- und Oligosaprober	sehr anspruchsvoll bez. O ₂ und Habitatqualität	Stoffliches und Struktur	Abnahme
Funktionelle Gruppen	Individuenanteil Litoralbewohner	anspruchsvollere Seebewohner	überwiegend Struktur	Abnahme
	Individuenanteil Sedimentfresser	viel organische Feinsedimente	Stoffliches und Struktur	Zunahme
Vielfalt	Anzahl Eintags-, Stein-, Köcherfliegen- sowie Käfer-, Muscheln- und Libellentaxa	überwiegend sensitive Taxa	Stoffliches und Struktur	Abnahme

Referenz- und Belastetwerte

Die ermittelten Referenz- und Belastetwerte für die ausgewählten Metrics sowie auch den Metrics des Verfahrens 2004 sind in Anhang IV zusammengestellt. Aufgrund der Beschränkung auf die Sublitoralzone sowie aber auch der verbesserten Datengrundlage bezüglich der taxonomischen Zuordnungsliste und der ökologischen Einstufungen ergeben sich Abweichungen von den Werten aus 2004.

Test von Varianten des multimetrischen Index

Die ausgewählten Einzelmetrics wurden in verschiedenen Kombinationen zu multimetrischen Indices vereinigt (Anhang IV). Diese Varianten wurden mit dem multimetrischen Index 2004 vergleichend getestet (Anhang IV):

Die meisten der getesteten Varianten des multimetrischen Index ohne Einbeziehung eines Metrics zur Diversität zeigten gute Korrelationen, aber oft schlechtere Korrelationen, wenn

die Diversität berücksichtigt wurde. Dies änderte sich auch nicht durch den Test weiterer Varianten mit anderen Diversitätsmetrics.

Die Nutzungsklasse erbrachte gute Korrelationen (Spearman-Korrelationskoeffizient R zwischen -0,4 und -0,5),

Die Korrelationen mit der Trophiebewertung und der Vor-Ort-Einschätzung der Belastung fielen sogar noch etwas besser aus (R um -0,5), obwohl die Metricauswahl nach der Nutzung im Einzugsgebiet erfolgt war.

Die besten Korrelationen resultierten mit den Strukturparametern des Uferbereichs, obwohl diese nur zweitrangig bei der Auswahl berücksichtigt worden waren (z.B. R zwischen -0,7 und -0,8 für Ufernutzung und um 0,8 für Naturvegetation).

Das neue Bewertungsverfahren für Typ 10, 11, 13 und 14

Aus den Korrelationen sowie den grafischen Analysen ergab sich die Entscheidung für die in der Tab. 1 wiedergegebenen multimetrischen Indices für die Makrozoobenthosbewertung in Tieflandseen (Typen 10, 11, 13 und 14).

Die überwiegend neuen Metrics des neuen Verfahrens repräsentieren alle Kriterien der Wasserrahmenrichtlinie. Für die Typen 11 und 14 wurde ein guter multimetrischer Index jedoch nur unter Ausschluss der Vielfalt-Metrics gefunden.

Das neue Bewertungsverfahren erfüllt die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie und spiegelt relevante gewässermorphologische und wasserchemische Belastungen der Seen wider. Es eignet sich daher sehr gut als Verfahren zur Wasserrahmenrichtlinienbewertung der Seen.

Nachfolgend wird die Aussagekraft des Verfahrens detailliert beschrieben.

Welche Belastungsarten werden widergespiegelt?

Das neue Verfahren reagiert auf alle getesteten Belastungsparameter. Die Korrelationen und grafischen Analysen erbrachten jedoch Unterschiede für die einzelnen Parameter. Abbildung 4.11 stellt die Korrelationsfaktoren für die Belastungsparameter über alle Typen hinweg für das neue sowie das Verfahren von 2004 dar. Die Korrelationen fielen bei separater Betrachtung der einzelnen Typen meist noch stärker aus. Bei der Nutzungsklassifizierung gab es größere Unterschiede in den Korrelationskoeffizienten zwischen den Typen (s.a. Korrelationsdiagramme in Anhang IV).

- Nutzungsklasse:
 - Die Nutzungsklasse basiert in erster Linie auf der Landnutzung im Einzugsgebiet und zu einem geringeren Anteil gehen Kläranlagendaten und Gewässernutzungen mit ein. Sie repräsentiert damit überwiegend landwirtschaftliche und Siedlungseinflüsse, welche

über die Zuflüsse in die Seen gelangen und damit stofflicher Natur sind (Nähr- und Schadstoffe). Zu einem wesentlichen geringeren Teil werden auch direkte anthropogene Gewässernutzungen durch die Nutzungsklasse indirekt widergespiegelt, beispielsweise ist ein hoher Siedlungsanteil im Einzugsgebiet mit großer Wahrscheinlichkeit auch mit einem erhöhten Freizeitnutzungsdruck verbunden.

- Die alte Nutzungsklasse (aus 2004) ist mit den Einzelmetrics stärker korreliert als die neue; beim multimetrischen Index sind die Unterschiede weniger ausgeprägt.
 - Die neuen Multimetrischen Indices ergaben stärkere Korrelationen mit den Belastungsparametern als für das alte Verfahren
 - Die Nutzung des Einzugsgebietes (Nutzungsklasse) ist nur geeignet für Typ 14, wenn die großen Müritz Teilbecken ausgeschlossen werden. Wahrscheinlich sind bei diesen großen Seen, Einträge aus dem Einzugsgebiet für die Wasserqualität von untergeordneter Bedeutung.
 - Das neue Verfahren zeigt insbesondere mit der alten Nutzungsklasse eine deutlich stärkere Korrelation als das Verfahren 2004, während der Unterschied bei der neuen Nutzungsklasse geringer ausfällt.
- Uferstruktur
 - Die direkte Uferstruktur ist vor allem für die Organismen wichtig, welche einen Teil ihres Lebenszyklus an Land verbringen oder auf die Sumpfvegetation der Flachwasserbereiche angewiesen sind.
 - Die Flächenanteile der Landnutzung im Uferbereich und die daraus abgeleiteten Indices (z.B. naturnahe Vegetation) ergaben wesentlich höhere Korrelationen als die Landnutzung im Einzugsgebiet. Daraus folgt, dass das neue Makrozoobenthosverfahren zu einem wesentlichen Anteil die Uferstruktur bewertet. Dies traf weniger für das Verfahren 2004 zu, das schwächere Korrelationen zur Struktur als zur Trophiebewertung und Nutzungsklasse im Einzugsgebiet zeigte.
 - Die weiteren getesteten Parameter, welche die Qualität der Uferstruktur wiedergeben sollen, ergaben sehr widersprüchliche Ergebnisse. Zum Teil kann das auch ein Resultat der Anzahl an Seen sein, für die diese Daten zu Verfügung standen. Wahrscheinlich ist der unklare Zusammenhang mit der Makrozoobenthosbewertung aber darin begründet, dass es sich um eine anthropogene Bewertung handelt, die aber nur wenig Relevanz fürs Makrozoobenthos besitzt.
 - Trophiebewertung
 - Die Trophiebewertung nach LAWA bewertet die Zunahme der Trophie im Vergleich zum Referenzzustand. Sie drückt damit erhöhte Trophie im Vergleich zum Referenzzustand aus. Mit der erhöhten Trophie gehen Veränderungen der produzierten Biomasse und damit auch des Wasserchemismus einher, welche die Makrozoobenthosgemeinschaften direkt beeinflussen. Hierbei sind vor allem das Nahrungsangebot an

Plankton, Makrophyten und Detritus sowie die Veränderungen im Sauerstoffhaushalt zu nennen.

- Es war daher zu erwarten, dass die Trophiebewertung ähnlich starke Korrelationen mit dem Bewertungsverfahren zeigt wie die Nutzungsklasse der Landnutzung im Einzugsgebiet, obwohl die Auswahl der Metrics auf Grund der Nutzungsklasse erfolgte.
- Für Typ 11 wurden nur schwache Korrelationen gegen die Trophiebewertung beobachtet.
- Vor-Ort-Einschätzung
 - Die Einschätzung der Belastungsstufe durch die Vor-Ort-Experten folgte überwiegend der Trophiebewertung und führte daher auch zu einer vergleichbaren Korrelation.
- Mittlere Gesamtbelastung und Gesamtbelastung nach worst case
 - Die Korrelationen mit einer rechnerisch aus den Belastungsparametern Nutzungsklasse 2004, Ufernutzung, Trophiebewertung und Vor-Ort Einschätzung ermittelten Gesamtbelastung sollte aufzeigen, ob eine Gesamtbetrachtung der Belastungsparameter eine bessere Belastungseinstufung ergibt. Die mittlere Gesamtbelastung, als der Mittelwert der Einzelparameter korrelierte deutlicher mit der Makrozoobenthosbewertung als die worst case Betrachtung, bei welcher die schlechteste der Einstufungen den Ausschlag gibt. Beide Gesamtbelastungen hatten jedoch deutlich schwächere Korrelationen als die Uferstruktur alleine (Abbildung 4.11), so dass die Uferstruktur eindeutig die höchste Relevanz für Makrozoobenthos in Tieflandseen besitzt.

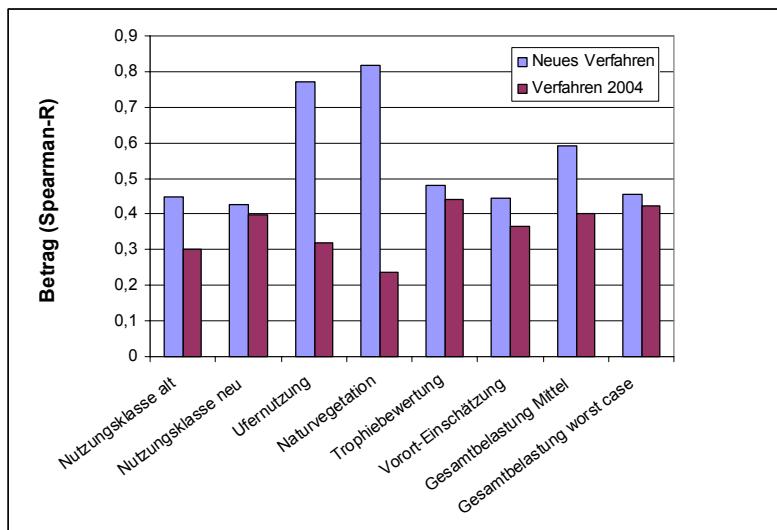


Abb. 4.11: Grafische Darstellung der Stärke der Korrelationen des neuen und alten Bewertungsverfahrens mit den Belastungsparametern (Beträge der Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten). Alle Korrelationskoeffizienten sind negativ (= Abnahme des Multimetrischen Index mit zunehmender Belastung) außer für die Naturvegetation, bei der eine Zunahmenahme des Flächenanteils eine verringerte Belastung darstellt und damit auch zu einer Zunahme im Multimetrischen Index führt.

5 Auswertungssoftware LACCESS 1.0

Das Auswertungsmodul „LACCESS“ dient zur Berechnung ausgewählter Kenngrößen entsprechend den Anforderungen der WRRL zur ökologischen Stehgewässerbewertung. Das Modul ermöglicht die Eingabe von Stammdaten sowie von biologischen Daten zu Gewässern über eine Formularmaske, hält autökologische Listen und faunistische Systematik mit Suchfunktionen vor und gibt zu den Gewässertypen nach MATHES et al. (2003) Referenzbedingungen aus. Die ausgewählten Kenngrößen werden mit Hilfe von typspezifischen Referenzwerten normiert und zu einem multimetrischen Index verrechnet, abschließend wird die ökologische Zustandsklasse eines Teilbeckens zum Zeitpunkt der biologischen Probenahme ausgegeben.

Die ökologische Zustandsklasse kann derzeit für die häufigsten natürlichen Stehgewässertypen nach MATHES et al. (2003) berechnet werden: die Seetypen des Tieflandes 10, 11, 13 und 14 sowie die Typgruppe 1-4 (Seen der Alpen- und Voralpenregion).

5.1 Eingabe von Stammdaten

Die Datenbank LACCESS ist unter anderem wegen der Übersichtlichkeit der Daten und der Vermeidung von Vielfacheinträgen von ein- und denselben Informationen in mehrere Ebenen aufgegliedert. Die Ebenen sind über eindeutige Zuordnungen miteinander verknüpft. Die „Gewässer“-Tabelle als oberste Ebene beinhaltet den Gewässernamen. Als nächste Ebene schließt hier die Tabelle „Teilbecken“ an, die im Wesentlichen Daten zu Lage, Geologie und Typologie enthält. Die nächste Ebene stellt die Tabelle „Probenahme“ dar, welche die Eingabe aller relevanten abiotischen Parameter der Gewässeruntersuchung zulässt. Als unterste Ebene existiert die Artentabelle zur Eingabe der biologischen Daten (siehe Kapitel 5.2).

Grundsätzlich besteht die Möglichkeit, zu einem bekannten Gewässer (→ Gewässersuche) einen neuen Teilbecken einzugeben oder auch ein neues Gewässer einzugeben (→ Gewässeredit) und dazu ein Teilbecken zu kreieren. Auch zu schon vorhandenen Teilbecken können neue Probenahmen eingegeben werden.

Das Hauptformular beinhaltet teils obligatorische Parameter, die zur typspezifischen Seenbewertung eingegeben werden müssen. Es sind dies: der Gewässername, falls das Gewässer noch nicht Teil der Datenbank ist; der Seetyp (→ Typ-Nr) nach MATHES et al. (2003), ein vom Anwender vergebener Teilbeckencode und das Datum der Probenahme. Außerdem können vom Bearbeiter noch folgende Tabellenfelder ergänzend ausgefüllt werden: Bundesland, Ökoregion, Geologie und Methode. Einige Eingabefelder sind als Nachschlagefeld (→ ▼) eingerichtet, so dass häufig einige Buchstaben genügen, bis der gewünschte Begriff automatisch ausgeschrieben wird. Wichtig beim Ausfüllen der Parameter

ist, dass der Gewässertyp aus der Liste der in der Datenbank bekannten Typen ausgewählt wird, da ansonsten keine typspezifische Bewertung erfolgen kann.

In den Tabellen zu „Teilbecken“ und „Probenahme“ des Hauptformulars sind Unterformulare (→ Details) vorhanden, über die weitere Parameter eingetragen werden können (z.B. Einzugsgebietsfläche, Seevolumen, Substrat, Angaben zur Probenahmemethode sowie Angaben zur Belastungssituation des Gewässers).

5.2 Eingabe von biologischen Daten

Grundsätzlich können nur biologische Daten zu Gewässern eingegeben werden, die in der Datenbank vorhanden sind und für die im Vorhinein ein Teilbeckencode und eine Probenahme mit Datum festgelegt wurden. Dies garantiert, dass keine biologischen Daten nach einer Berechnung in der Datenbank „herumgeistern“, ohne dass sie einer Probenahme bzw. einem Teilbecken geschweige denn einem Gewässer, zuzuordnen sind. Der erste Schritt ist also immer die Suche nach einem vorhandenen Gewässer oder die Eingabe eines neuen Gewässers mit dazugehörigen Stammdaten.

Zur Eingabe der biologischen Daten wird ein Formular geöffnet, in dem nach bereits vorhandenen Gewässern gesucht werden kann (→ Gewässer ▼). Anschließend wird das entsprechende Teilbecken aus einer Liste ausgewählt, wodurch verschiedene Probenahmen mit Datum erscheinen. Zur ausgewählten Probenahme kann eine neue Artenliste eingegeben werden, oder die vorhandene Artenliste um neue Arten ergänzt werden. Das „Taxon“-Feld wurde als Nachschlagefeld eingerichtet, so dass häufig einige Buchstaben genügen, bis die gewünschte Art automatisch ausgeschrieben wird. Bei Bestätigung der Eingabe erscheint ebenfalls automatisch die zugehörige EDV-Nummer (Verwaltungsnummer der ID-Art nach der internationalen AQEM-Taxaliste (AQEM-COMORTIUM 2002)). Als nächsten Schritt hat man die Option, Individuenzahlen oder Häufigkeitsklassen nach DIN einzugeben, wobei wiederum das entsprechende leere Feld automatisch ergänzt wird.

5.3 Datenimport

Beim ersten Anklicken der Schaltfläche „Artenlistenimport“ erscheint ein Fenster, in dem auf die Frage: „Wollen Sie eine neue Artenliste importieren“ mit „Ja“ zu antworten ist. Wenn der Anwender „Nein“ wählt, wird der Vorgang abgebrochen. Wurde die Frage mit „Ja“ beantwortet, öffnet sich ein Formular, in dem die Art der zu importierenden Artenlisten ausgewählt wird.

Ist schon einmal eine Artenliste importiert worden, stellt das Programm die Option, diesen Import fortzusetzen (Frage: In der Datenbank existiert schon eine temporäre Artenliste. Wollen Sie das Anfügen der Artenliste fortsetzen?) oder die temporäre Artenlisten-

Importstabelle zu löschen und durch eine neue zu ersetzen. Wird der Import fortgesetzt, springt das Programm automatisch an die letzte Probenahme, zu der eine Artenliste importiert wurde. Es kann an dieser Stelle noch eine weitere Artenliste durch Betätigen der Schaltfläche „ArtenListenImport“ nach unten beschriebener Weise anfügt werden, nachdem eine neue Probenahme durch mindestens die Angabe eines Datums definiert wurde. Sind die noch temporär vorhandenen Artenlisten einem anderen Gewässern oder/und auch anderen Teilbecken zuzuordnen, so müssen zuerst die entsprechenden Gewässer bzw. Teilbecken gesucht und, wenn nötig, in ihren Stammdaten komplettiert werden, bevor die neue Artenliste angehängt wird. Vor jedem Artenlistenimport sollte garantiert sein, dass eine neue Probenahme mit Datum angelegt wurde.

Sind die zu importierenden Artenlisten im Querformat, d.h. verschiedene Probenahmen stehen in Spalten nebeneinander, so ist die Schaltfläche „Import einer Artenliste in Querform“ anzuwählen.

Die Voraussetzungen für diesen Import sind:

1. die Spaltennamen stehen in der ersten Zeile der Tabelle, und Zeile 2 und folgende beinhalten die Daten
2. die Verwaltungsnummer für das Taxon steht in der ersten Spalte als Zahl mit der Spaltenüberschrift „EDV-Nr“. Dabei muss die Verwaltungsnummer der ID-Art nach der internationalen AQEM-Taxaliste entsprechen (AQEM-CONSORTIUM 2002).
3. der Taxonname folgt als Textfeld in der nächsten Spalte mit der Spaltenüberschrift „Taxon“
4. die Probenahmen mit den Abundanzdaten (Individuenzahlen oder Häufigkeitsklassen) der jeweiligen Taxa stehen in den folgenden Spalten mit Spaltennamen in Form von Zahlen- oder Buchstaben-Kombinationen (eindeutiger Probencode).

Sind die zu importierenden Artenlisten im Längsformat, d.h. die unterschiedlichen Untersuchungspunkte stehen untereinander, so ist die Schaltfläche „Import einer Artenliste in Längsform“ anzuwählen.

Hierfür gelten folgende Voraussetzungen:

1. die Spaltennamen stehen in der ersten Zeile der Tabelle und Zeile 2 und folgende beinhalten die Daten
2. ein eindeutiger „Probencode“ (Name in Form von Zahlen- oder Buchstaben-Kombinationen) in der ersten Spalte bezeichnet die einzubindenden Probenahmen (jede Zeile muss ausgefüllt sein!)
3. die „EDV-Nr“ in der nächsten Spalte gibt die eindeutige Identifikationsnummer des Taxons wieder. Auch hier muss die Verwaltungsnummer der ID-Art nach der internationalen AQEM-Taxaliste entsprechen (AQEM-CONSORTIUM 2002).
4. die dritte Spalte mit der Überschrift „Taxon“ beinhaltet den Taxonnamen

5. in der Spalte „IZ“ wird die Abundanz in absoluten Zahlen und in der Spalte „HK“ die Abundanz in Klassen wiedergegeben. Ausreichend ist das Ausfüllen einer der beiden Spalten, über die Schaltfläche „Individuenzahl/Häufigkeitsberechnung“ können die Werte in einem späteren Schritt ineinander umgerechnet werden.

Alle Spaltenüberschriften, ob nun Artenlisten in Querform oder in Längsform importiert werden, müssen die Bezeichnungen der Spaltenüberschriften genau in der genannten Form und im jeweiligen Format besitzen. Außerdem dürfen keine doppelten EDV-Nummern in einer Artenliste enthalten sein, da es sonst beim Anfügen der Artenliste zu einer Fehlermeldung kommt (beispielsweise: Microsoft Access hat 2 Datensätze wegen Schlüsselverletzung nicht angefügt. Möchten Sie trotzdem, dass die Aktionsabfrage weiter ausgeführt wird?).

Beim Anfügen der Artenliste ist darauf zu achten, ob alle Datensätze der temporären Artenliste tatsächlich angefügt werden (Beispiel: Die temporäre Artenliste enthält 22 Datensätze, beim Anfügen erscheint die Meldung „Sie beabsichtigen 20 Zeile(n) anzufügen...“). Sollte dieser Fall auftreten, kann das an einer ungültigen EDV-Nummer liegen (in LACCESS gültige EDV-Nummern gehen von 4194 bis 16806). Dies ist dann in der Spalte EDV-Nr. der temporären Artenliste für jedes Taxon zu überprüfen. Gegebenenfalls ist die ungültige EDV-Nummer durch eine im Nachschlagefeld vorgeschlagene EDV-Nummer zu ersetzen. Taxa, für die auch hier keine gültige EDV-Nummer vorhanden ist, werden nicht importiert und somit bei der Berechnung nicht berücksichtigt.

Wird nun eine der beiden Schaltflächen „Import einer Artenliste ...“ angeklickt, öffnet sich ein Fenster, in dem nach den zu importierenden Artenlisten auf dem Rechner gesucht werden kann. Durch Doppelklick auf die in Excel- oder Accessformat erstellten Datensätze der Artenlisten taucht ein Fenster auf, in dem die zu importierende Tabelle aus der Access-Datenbank oder dem Excel-Dokument durch Doppelklick angewählt wird. Hierauf muss der Anwender bei der Import-Routine zum „Import einer Artenliste in Querform“ angeben, um welche Art von Abundanzdaten es sich handelt. Beim „Import einer Artenliste in Längsform“ müssen sowohl Häufigkeitsklassen wie Individuenzahlen in der vorgeschriebenen Spaltenreihenfolge erstellt worden sein.

Wurde die temporäre Artenliste erfolgreich importiert, muss der Anwender das entsprechende Gewässer, falls in der Datenbank schon vorhanden, suchen oder unter „Gewässeredit“ neu anlegen. Um die Artenliste sinnvoll in die Datenbank einzubinden, müssen wie bei der normalen Eingabe von Artenlisten über die Schaltfläche „Biologische Daten“ auch hier die Felder Teilbeckencode, Gewässertyp nach MATHES et al. (2003) und Probenahmedatum ausgefüllt werden. Wie bei der Benachrichtigung vom erfolgreichen temporären Artenlistimports beschrieben, wird nach Eingabe der Gewässerparameter unter „Probenahmen“ in der Spalte „Stammcode“ die biologische Probenahme nach Probencode

ausgewählt und über die Schaltfläche „Artenlistenimport“ bzw. „ArtenListenKorrektur“ zum Import an die Gesamtartenliste der Datenbank vorbereitet.

Nach Betätigen der Schaltfläche öffnet sich ein Fenster, in dem sich die zum Import vorgesehene Artenliste befindet. In diesem Formular findet die letztendliche Bearbeitung der Artenliste statt, bevor sie endgültig an die Gesamtartenliste der Datenbank angefügt wird. Die Spalte „Probencode“ gibt die neue Identifikationsnummer wieder, den diese Probenahme in der Datenbank bekommen hat. Der Stammcode ist der von Bearbeiter ausgewählte Code, den die Artenliste im ursprünglichen Zustand hatte. Sind die Felder in der Spalte „Taxon“ leer, so dienen sie zur richtigen Verknüpfung der Arten der neu hinzuzufügenden Artenliste. Durch Doppelklick in jedes der Taxonfelder sollte der entsprechende Name aus der Spalte „EDV-Nr“ auftauchen. Falls keine Verknüpfung über die EDV-Nummer in der Datenbank zu finden und das Taxon dementsprechend in der Datenbank unbekannt ist, kann auch per automatischer Wortergänzung das fragliche Taxon aus einer verknüpften Artenliste ausgewählt werden.

Des Weiteren können auch noch Korrekturen an den Individuenzahlen bzw. Häufigkeitsklassen vorgenommen werden. Ist wie im „Import der Artenlisten in Querform“ keine Angabe zu der Individuenzahl oder der Häufigkeitsklasse vorhanden, so können diese nach dem DIN-Häufigkeitsklassen-Verfahren über die Schaltfläche „Individuenzahl/Häufigkeitsberechnung“ ineinander umgerechnet werden.

Um die Artenliste nach Bearbeitung an die Gesamtartenliste der Datenbank anzufügen, wird die Schaltfläche „Anfügen der korrigierten Artenliste“ mit einem Einfachklick betätigt. Über die Schaltfläche „Mit weiteren Datensätzen arbeiten“ können nach dem eben beschriebenen Verfahren weitere Artenlisten der temporär existierenden Artenlisten im Access- oder Excel-format angefügt werden. Wird hingegen die Schaltfläche „Import einer neuen Artenliste“ betätigt, erscheint die Auswahl des Imports neuer temporärer Artenlisten in Quer- oder Längsform.

5.4 Ausgabe der ökologischen Bewertungsklasse

Über die Schaltfläche „Auswertung Benthos“ wird das Formular zur Eingabe der Biologiedaten erreicht, in dem, wie schon erläutert, ein Datensatz ausgewählt werden kann. Beim Anklicken der Schaltfläche „Berechnen“ erscheint ein Formular, auf dem das Gewässer, der Seetyp – falls eingetragen, auch das Bundesland – und die Lage des Gewässers vermerkt sind. Der ausgewählte Teilbeckencode und das Probenahmedatum sind ebenfalls gelistet, womit die jeweilige Probenahme eindeutig definiert ist.

Es werden die Ergebnisse der Einzelmetrics des jeweiligen Verfahrens aufgelistet. Die einzelnen Kenngrößen werden dabei sowohl als berechneter Indexwert dargestellt wie auch deren normierter Wert aufgeführt. Die Kenngrößen werden den Kriterien der WRRL

„empfindliche versus robuste Taxa“, „taxonomische Zusammensetzung und Abundanz“ sowie „Diversität“ zugeordnet. Zusammenfassend werden am unteren Ende des Formulars der multimetrische Indexwert und die benthosökologische Zustandsklasse sowohl als Zahl als auch als verbale Klassifikation ausgegeben.

5.5 Typspezifische Referenzen

Unter dem Punkt „Referenzbedingungen“ befinden sich die Referenz- und Belastetwerte der typspezifischen Einzelmetrics. Die Auswahl erfolgt über das Nachschlagefeld „Typ-Nr.“

5.6 Autökologische Grundlagen und Systematik

Interessiert sich der Anwender für die autökologischen Grundlagen, die hinter der Berechnung der Metrics stecken, so kann er autökologische Angaben zu Längszonierung, Strömungspräferenz, Saprobie und Säurezustand bzw. zu Habitatpräferenzen, Ernährungs- und Fortbewegungstypen für ein beliebiges Makrozoobenthostaxon aufrufen. Zwecks Übersichtlichkeit wurden zwei Formularansichten konzipiert, wobei die eine Längszonierung, Strömungspräferenz, Saprobie und Säurezustand und die andere die Informationen zu den restlichen autökologischen Angaben umfasst. Die Formulare enthalten sämtliche autökologischen Informationen, die in den entsprechenden Werken für Deutschland (Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna, Schmedtje & Colling 1996 und Ernährungstypen Baden-Württembergs, Braukmann 1987) enthalten sind. Des weiteren wurden auch die im Projekt „AQEM – The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates“ zusammengestellten ökologischen Angaben integriert (AQEM-Consortium 2002). Ein Taxon kann nach dem Namen, mit automatischer Wortergänzung, oder über die EDV-Nummer (ID-Art) gesucht werden.

Zu jedem Taxon, über das autökologische Informationen in den autökologischen Listen vorhanden sind, kann über Taxon oder ID-Art in der Tabelle Systematik gesucht werden. Als Ausgabe in der Formularansicht erscheinen dann Informationen zu Taxon, ID-Art, Unterfamilie, Familie und taxonomischer Großgruppe.

Literatur

- Alf, A., U. Braukmann, M. Marten & H. Vobis (1992): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung – Arbeitsanleitung. Handbuch Wasser 2, Landesanstalt für Umweltschutz (Hrsg.). Karlsruhe. Loseblattsammlung.
- Anderson, R. O. (1959): A modified flotation technique for sorting bottom fauna samples. Limnology and Oceanography 4: 223-225.
- AQEM consortium (2002): Manual for the application of the AQEM method. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002. Fortführung im EU-Projekt Euro-Limpacs (www.eurolimpacs.ucl.ac.uk), Stand November 2004.
- Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright & M. T. Furse (1983): The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. Water Research 17 (3): 333-347.
- Baier, B. & A. Zenker (2004a): Bewertungsverfahren für Makrozoobenthos in stehenden Gewässern. Limnologie Aktuell: 121-135.
- Baier, B. & A. Zenker (2004b): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für Makrozoobenthos in stehenden Gewässern. Unveröff. Abschlussbericht im Auftrag der LAWA, Universität Hohenheim, 79 Seiten
- Bady, P., S. Dolédec, C. Fesl, S. Gayraud, M. Bacchi & F. Schöll (2005): Use of invertebrate traits for the biomonitoring of European large rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. Freshwater Biology, 50: 159-173.
- Banning, M. (1998): Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos dargestellt am Beispiel der Donau. Essener ökologische Schriften 9. Westarp-Wiss., Hohenwarsleben.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, G. E. Griffith, R. Frydenborg, E. McCarron, J. S. White, & M. L. Bastian (1996): A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. Journal of the North American Benthological Society 15(2):185-211.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2004):
http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/taxa/
- Biss, R., P. Kübler, I. Pinter & U. Braukmann, (2002): Leitbildbezogenes biozönotisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer (aquatischer Bereich) in der Bundesrepublik Deutschland. Ein erster Beitrag zur integrierten ökologischen Fließgewässerbewertung. UBA-Texte 62/02, Berlin.
- Blocksom, K. A., J. P. Kurtenbach, D. J. Klemm, F. A. Fulk & S. M. Cormier (2002): Development and evaluation of the lake Macroinvertebrate Integrity Index (LMI) for New Jersey lakes and reservoirs. Environmental Monitoring and Assessment 77 (3): 311-333.
- Blocksom, K. A. (2003): A performance comparison of metric scoring methods for a multimetric index for Mid-Atlantic highlands streams. Environ. Manage. 31(5): 670-682.
- Böhmer, J., C. Rawer-Jost, B. Kappus, J. Blank, J., C. Hock, & R. Siber (1999): Integrierte ökologische Fließgewässerbewertung - Erarbeitung von Grundlagen zur leitbildorientierten biologischen Fließgewässerbewertung im Mittelgebirge. Handbuch Angewandte Limnologie. ecomed, Landsberg, 60 Seiten + 130 Seiten Anhang.
- Böhmer, J., C. Rawer-Jost & B. Ackermann (2000): Modellgebiet Elz-Dreisam: erste pilothafte Beschreibung des Modellgebietes Elz-Dreisam nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Ökologische Bewertung der Fließgewässer im Auftrag des Regierungspräsidiums Freiburg. Unveröffentlichter Abschlußbericht. 20 Seiten.
- Böhmer, J., C. Rawer-Jost & A. Zenker (2003): Ökologische Fließgewässerbewertung auf der Basis des Makrozoobenthos - Weiterentwicklung und Umsetzung gemäß den Zielsetzungen der Wasserrahmenrichtlinie der EU. Abschlußbericht des Instituts für Zoologie der Universität Hohenheim im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 60 Seiten.
- Böhmer, J., C. Rawer-Jost & A. Zenker. (2004a): Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. Hydrobiologia (The Hague) 516: 215-228.
- Böhmer, J., C. Rawer-Jost, A. Zenker, C. Meier, C. K. Feld, R. Biss, & D. Hering (2004b): Development of a multimetric invertebrate based assessment system for German rivers. Limnologica: 34: 416-432.
- Braukmann, U. (1987): Zoozönologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. Archiv für Hydrobiologie, Heft 26, 355 Seiten.
- Brosius F. (2002): SPSS 11. 1. Aufl. mitp-Verlag Bonn. 982 Seiten.

- Camargo, J. A., A. Alonso & M. de la Puente (2004): Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment*, 96 (1-3): 233-249.
- Cheruvilil, K. S., P. A. Soranno & R. D. Serbin (2000): Macroinvertebrates associated with submerged macrophytes: sample size and power to detect effects. *Hydrobiologia*, 441: 133-139.
- Chesters, R. K. (1980): Biological monitoring working party. The 1978 national testing exercise. Technical Memorandum 19.
- Chovanec, A. & R. Raab (1997): Dragonflies (Insecta, Odonata) and the ecological status of newly created wetlands. – Examples for long-term bioindication programmes. *Limnologica* 27(3-4): 381-392.
- DEV: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Loseblattsammlung, Verlag VCH, Weinheim.
- Faust E. C., J.S. D'Antoni, V. Odon, M. J. Miller, C. Perez, W. Sawitz, L. F. Thomen, J. Tobie & J. H. Walker (1938): A critical study of clinical laboratory technics for the diagnosis of protozoan cysts and helminth eggs in feces. *American journal of tropical medicine and hygiene* 18: 169-183.
- FDEP (1996): Standard operating procedures for biological assessment. Florida Department of Environmental Protection, Biology Section, Tallahassee, FL.
- Fittkau, E. J., M. Colling, G. Hofmann, N. Reiff, W. Riss, C. Orendt & M. Hess (1992): Biologische Trophieindikation im Litoral von Seen. Materialien Nr. 31 des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft: 173 Seiten.
- Friedrich-Loeffler-Institut (2004): www.bfav.de/organisation/ifed/krankheiten/parasit/seite1_02.htm
- Gerritsen, J., R. E. Carlson, D. L. Dycus, C. Faulkner, G. Gibson, J. Harcum & S. A. Markowitz (1998): Lake and reservoir bioassessment and biocriteria - Technical Guidance Document. www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html
- Gong, Z. J., P. Xie & S. D. Wang (2000): Macrozoobenthos in 2 shallow mesotrophic Chinese lakes with contrasting sources of primary production. *Journal of the North American Benthological Society*, 19 (4): 709-724.
- Haase, P. & A. Sundermann (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Abschlussbericht zum LAWA-Projekt O 4.02.
- Hering, D., C. Meier, C. Rawer-Jost, C. K. Feld, R. Biss, A. Zenker, A. Sundermann, S. Lohse, & J. Böhmer (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. *Limnologica* 34: 398-415.
- Johnson, R. K. (1998): Spatiotemporal variability of temperate lake macroinvertebrate communities: Detection of impact. *Ecological Applications* 8(1): 61-70.
- Irving, A. D. & S. D. Connell (2002): Sedimentation and light penetration interact to maintain heterogeneity of subtidal habitats: algal versus invertebrate dominated assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 245: 83-91.
- Kajak, Z., K. Dusoge & A. Prejs (1968): Application of the flotation technique to assessment of absolute numbers of benthos. *Ekologia Polska – Seria A* 16: 607-620.
- Karr J. R. & E.W. Chu (1999): Restoring Life in Running Waters – Better biological Monitoring. Island Press. Washington D.C. 206 Seiten.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998): Gewässerbewertung stehende Gewässer: Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. 74 Seiten.
- Leska S. F. (2002): Evaluating the biological condition of bellvue streams using invertebrates and diatoms. http://www.seanet.com/~leska/publications/Fore_Bellevue_Report_2002.pdf
- Malzacher, P. (1973): Eintagsfliegen des Bodenseegebietes (Insekta, Ephemeroptera). Beitr. Naturk. Forsch. Südwestdeutschl. 32: 123-142.
- Mathes, J., G. Plambeck & J. Schaumburg (2003): Der Entwurf zur Seentypisierung in Deutschland im Hinblick auf die Anwendung der Wasserrahmenrichtlinie der EU. Tagungsberichte der Deutschen Gesellschaft für Limnologie – Jahrestagung Braunschweig 30.9.-4.10.2002: 47-51.
- Mauch, E., U. Schmedtje, A. Maetze & F. Fischer (2003): Informationsberichte des Bayerischen Landsamtes für Wasserwirtschaft, Heft 01/03, München, 367 Seiten.
- McCormick P. V., R. B. E. Shuford & P. S. Rawlik (2004): Changes in macroinvertebrate community structure and function along a phosphorus gradient in the Florida Everglades. *Hydrobiologia* 529 (1): 113-132.

- Meier, C., D. Hering, R. Biss, J. Böhmer, C. Rawer-Jost, A. Zenker, P. Haase & F. Schöll, (2004): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Zwischenbericht an das Umweltbundesamt, UFOPLAN-Nr. 202 24 223, 102 Seiten + 167 Seiten + Anhang.
- Merritt, R. W. & K. W. Cummins (1996): Trophic relations of macroinvertebrates: In F. R. Hauer & G. A. Lamberti (eds), *Methods in stream ecology*. Academic Press Inc., San Diego, 453-474.
- Michaletz, P. H., K. E. Doisy & C. F. Rabeni (2005): Influences of productivity, vegetation, and fish on macroinvertebrate abundance and size in Midwestern USA impoundments. *Hydrobiologia* 543: 147-157.
- Moog, O. (1995): *Fauna Aquatica Austriaca*. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Herausgegeben im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft. Wien.
- Orendt, C. (2003): Makrozoobenthosuntersuchungen an bayerischen Seen zur Umsetzung der WRRL - Orientierende Auswertung zum Aussagewert der Organismengruppen. Unveröff. Abschlußbericht im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft München, 38 Seiten.
- Ortiz, J. D., E. Martí & M. A. Puig (2005): Recovery of the macroinvertebrate community below a wastewater treatment plant input in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia* 545: 289-302.
- Rennie, M. D. & L. J. Jackson (2005): The influence of habitat complexity on littoral invertebrate distributions: patterns differ in shallow prairie lakes with and without fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 2088-2099.
- Tolonen, K.T., H. Hääläinen, I. J. Holopainen & J. Karjalainen (2001): Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. *Archiv für Hydrobiologie*, 152 (1): 39-67.
- Schmedtje, U. & M. Colling (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 4: 525 Seiten.
- Schmidt, E. (1985): Habitat inventarization, characterization and bioindication by a "representative spectrum of Odonata species (RSO)". *Odonatologica* 14: 127-133.
- Schöll, F. & A. Haybach A. (2001): Bewertung von grossen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI) : Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele. Koblenz, Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- Schweder, H. (1992): Neue Indices für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. *Limnologie Aktuell* 3:353-377.
- Schwörbel, J. (1986): Methoden der Hydrobiologie. 3. Auflage. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, 301 Seiten.
- Shannon, C. E. & W. Weaver (1949): *The Mathematical Theory of Communication*. The University of Illinois Press, Urbana.
- Thienemann, A. (1954): Chironomus: Leben, Verbreitung und wirtschaftliche Bedeutung der Chironomiden. Die Binnengewässer 20, Stuttgart.
- White, J. & K. Irvine (2003): The use of littoral mesohabitats and their macroinvertebrate assemblages in the ecological assessment of lakes. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 331-351.
- Winner R. W., M. W. Borsel & M. P. Farrell (1980): Insect community structure as an index of heavy-metal pollution in lotic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37: 647-655.