



Bayerisches Landesamt
für Wasserwirtschaft

Bewertungsverfahren
Makrophyten & Phytobenthos
Fließgewässer- und Seen-Bewertung
in Deutschland nach EG-WRRL

Informationsberichte Heft 1/05

Bewertungsverfahren Makrophyten & Phytobenthos

Fließgewässer- und Seen-Bewertung
in Deutschland nach EG-WRRL

Informationsbericht des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft – ISSN 0176-4217

Heft 1/05

München, 2005 – ISBN 3-937911-02-2

245 Seiten, 46 Abbildungen, 54 Tabellen

- Herausgeber:** Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Lazarettstraße 67, D-80636 München, eine Behörde im Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz
- Auftraggeber:** Bundesministerium für Bildung und Forschung (BEO 51 – FKZ 0330033)
Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (FKZ O 11.03)
- Auftragnehmer:** Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft
Projektleitung: Dr. Jochen Schaumburg, Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
- Bearbeiter:** Dr. Jochen Schaumburg, Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft (Projektleitung)
Dr. Ursula Schmedtje, Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft (Projektleitung bis 2001)
Dipl.-Biol. Christine Schranz, Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft (Koordination, Diatomeen)
Dipl.-Biol. Barbara Köpf, Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft (Koordination bis 2002)
Dr. Susanne Schneider, Limnologische Station Iffeldorf (Makrophyten)
Dr. Petra Meilinger, Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft (Makrophyten der Fließgewässer)
Dr. Doris Stelzer, München (Makrophyten der Seen)
Dr. Gabriele Hofmann, Glashütten-Schloßborn (Diatomeen)
Dr. Antje Gutowski, Bremen (Phytobenthos)
Dipl.-Biol. Julia Foerster, Universität Bremen, FB 02, AG Meeresbotanik (Phytobenthos)
- Layout, Redaktion:** Dipl.-Biol. Friederike Bleckmann, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft

Vorwort

Die oberirdischen Gewässer aller EG-Staaten müssen in Zukunft auf der Grundlage der im Anhang 5 der EG-Wasserrahmenrichtlinie aufgestellten einheitlichen Kriterien bewertet werden.

Bewertungsgrundlage ist der ökologische Zustand eines Gewässers. Eine tragende Rolle spielt daher der Untersuchungsbereich „Biologie“. Darin enthalten sind die vier biologischen Qualitätskomponenten „Fische“, „Makrozoobenthos“, „Makrophyten & Phytobenthos“ und „Phytoplankton“.

Für die biologischen Bewertungsverfahren mussten Gewässertypen definiert werden, die ähnliche Biozöten beinhalten. Möglichst unbelastete und ungestörte Gewässer eines Typs, sogenannte Referenzgewässer, dienen als Leitbild, deren Biozöten als Leit- bzw. Referenzbiozöten. Die Abweichung einer vorhandenen Organismengesellschaft von derjenigen der Referenzstellen definiert die EG-Wasserrahmenrichtlinie als Degradation.

Um diesen Anforderungen gerecht zu werden, mussten völlig neue Methoden entwickelt und Handlungsanweisungen geschrieben werden.

Das LfW hatte den Auftrag, ein den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie entsprechendes bundesweit gültiges leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern und Seen zu erstellen.

Bei der Bewertung eines Gewässerabschnitts mit Hilfe der in diesem Band beschriebenen Methoden wird die Makrophyten- und Phytobenthos-Gesellschaft eines Gewässers mit der Referenz-Gesellschaft des jeweiligen Gewässertyps verglichen: Je mehr Referenz-Arten und je weniger Degradations-Arten im Untersuchungsgewässer auftreten, desto „besser“ ist dessen ökologischer Zustand. Und je mehr das Arteninventar der beiden Gesellschaften voneinander abweicht, desto stärker ist die Degradation bzw. desto „schlechter“ die ökologische Zustandsklasse des untersuchten Gewässerabschnitts.

Das Verfahren wird zur Zeit bundesweit erprobt. Für die Auswertung wird derzeit eine Software entwickelt, die allen Anwendern des Verfahrens zur Verfügung gestellt werden wird. In Zukunft werden alle diese Verfahren fester Bestandteil der wasserwirtschaftlichen Gewässerüberwachung sein.

München im Februar 2005



Prof. Dr.-Ing. A. Göttle
Präsident

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	7
1 Einleitung	9
2 Untersuchungsgebiet	15
3 Makrophyten & Phytobenthos – Erhebung der Biozönose	17
3.1 Makrophytenkartierung	18
3.1.1 Fließgewässer	18
3.1.2 Seen	26
3.2 Diatomeen	32
3.2.1 Materialien zur Durchführung der Probenahme	32
3.2.2 Anleitung zur Probenahme	32
3.2.3 Präparation	33
3.2.4 Mikroskopische Auswertung	33
3.3 Phytobenthos ohne Diatomeen	34
3.3.1 Materialien zur Durchführung der Probenahme	34
3.3.2 Anleitung zur Probenahme	34
3.3.3 Mikroskopische Analyse und Auswertung	37
4 Entwicklung des Bewertungsverfahrens	39
4.1 Ermittlung der Referenzstellen	39
4.2 Biozönotische Typologie	40
4.2.1 Makrophyten	40
4.2.1.1 Fließgewässer	40
4.2.1.2 Seen	48
4.2.2 Diatomeen	57
4.2.2.1 Fließgewässer	57
4.2.2.2 Seen	66
4.2.3 Phytobenthos	71
4.2.3.1 Abgrenzung relevanter Fließgewässertypen	71
4.2.4 Abgleich der ermittelten biozönotischen Typen und der geomorphologischen Typologie	80
4.3 Bewertung	85
4.3.1 Makrophyten	85
4.3.1.1 Getrennte Betrachtung verschiedener Makrophyten-Lebensformen	85

4.3.1.2	Typspezifische Besonderheiten im Bewertungsverfahren (Fließgewässer)	92
4.3.1.3	Typspezifische Besonderheiten im Bewertungsverfahren (Seen)	113
4.3.2	Diatomeen	126
4.3.2.1	Fließgewässer	126
4.3.2.2	Seen	139
4.3.3	Phytobenthos	150
4.3.3.1	Entwicklung eines typbezogenen Bewertungsverfahrens	150
4.4	Gesamtbewertung von Fließgewässern und Seen mit Makrophyten & Phytobenthos	164
4.4.1	Fließgewässer	165
4.4.1.1	Verschneidung der Metrics Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen	165
4.4.1.2	Ermitteln der ökologischen Zustandsklasse eines Gewässers mit der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie	167
4.4.2	Seen	189
4.4.2.1	Verschneidung der Metrics Makrophyten und Diatomeen	189
4.4.2.2	Ermitteln der ökologischen Zustandsklasse eines Gewässers mit der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie	191
5	Diskussion	199
5.1	Einzelmodule und Gesamtbewertung	199
5.1.1	Fließgewässer	199
5.1.2	Ergebnisse Seen	201
5.2	Möglichkeiten und Grenzen der Methode	205
5.3	Ausblick	207
5.4	Weiterführende Literatur	208
5.5	Danksagung	212
6	Literaturverzeichnis	213

Zusammenfassung

Im Rahmen des vorliegenden Projekts wurde für die Biokomponente „Makrophyten & Phytobenthos“ eine Methode entwickelt, anhand derer der ökologische Zustand der größeren natürlichen Oberflächengewässer in Deutschland nach den Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ermittelt werden kann. Das Bewertungsverfahren basiert auf der vorgegebenen Definition der Gewässerdegradation als „Abweichung der vorhandenen Gesellschaft von der typspezifischen Referenzzönose“. Die anzuwendenden Kriterien sind die Artenzusammensetzung und die Abundanz. Das hier vorgeschlagene Verfahren bildet die Grundlage für zukünftige Routine-Untersuchungen.

Das Verfahren ist grundsätzlich für alle natürlichen Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland mit Einzugsgebietsgrößen $> 10 \text{ km}^2$ sowie für alle natürlichen Seen $> 50 \text{ ha}$ anwendbar, wenngleich auch für einige Gewässertypen noch Defizite bestehen. Auf der Grundlage des derzeitigen Kenntnisstandes noch nicht bewertbar sind: saure bzw. stark salzhaltige Seen, Moor- oder Marschgewässer, tidebeeinflusste Gewässer, erheblich veränderte („heavily modified“) bzw. künstliche Gewässer oder stark degradierte Gewässerabschnitte.

Untersucht werden Fließgewässerabschnitte bzw. Seestellen. Durch eine gezielte Auswahl einzelner Probestellen können auch spezielle Fragestellungen (z. B. lokal begrenzte Belastungen) bearbeitet werden.

Das Bewertungsverfahren ist leitbildbezogen. Für die Gewässertypisierung wurden unbelastete und möglichst ungestörte Gewässer als Referenzgewässer ausgewählt. Referenzgewässer mit ähnlichen Biozönosen wurden zu Typen zusammengefasst und anhand abiotischer Faktoren beschrieben. Diese Biozönosen der Referenzgewässer dienen als Leitbild für den jeweiligen Gewässertyp. In einigen Fällen konnten bei der Erstellung des Leitbildes historische Daten bzw. Literaturangaben unterstützend herangezogen werden.

Bei der Bewertung eines Gewässerabschnitts wird die Makrophyten- und Phytobenthos-Gesellschaft eines Gewässers mit der Referenz-Gesellschaft des selben Gewässertyps verglichen. Je mehr Referenz-Arten (und je weniger Störzeiger) im Untersuchungsgewässer auftreten, desto „besser“ ist dessen ökologischer Zustand. Und je mehr das Arteninventar der beiden Gesellschaften voneinander abweicht, desto stärker ist die Degradation bzw. desto „schlechter“ die ökologische Zustandsklasse des untersuchten Gewässerabschnitts.

Die Probenahmetechniken müssen teilweise noch auf Anwendbarkeit in der täglichen Praxis geprüft werden. In einigen Fällen müssen Taxonomie, ökologische Ansprüche und geographische Verbreitung der Taxa überprüft werden. Noch bestehende Defizite müssen anhand eines vergrößerten Datensatzes minimiert werden. Ein derzeit laufender bundesweiter Praxistest trägt dazu bei und dient gleichzeitig dem Sammeln von Erfahrung mit der neuen Methode.

Die Anwendungsmodalitäten für das Bewertungsverfahren erlauben eine ressourcenschonende, praktikable Durchführung der Kartierungen sowie der Datenauswertung. Der personelle und materielle Aufwand ist verhältnismäßig gering.

1 Einleitung

Die im Dezember 2000 verabschiedete EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (EUROPÄISCHE UNION 2000) schreibt die ökologische Bewertung von Oberflächengewässern nach biologischen Kriterien vor. Dabei werden in Fließgewässern und Seen vier biologische Qualitätskomponenten berücksichtigt: „Phytoplankton“, „Makrophyten & Phytobenthos“, „Makrozoobenthos“ und „Fische“. Nach Anhang V der WRRL (Stand 23. Oktober 2000) soll der „ökologische Zustand“ der Gewässer anhand der „Artenzusammensetzung und Abundanz“ der jeweils zur Bewertung herangezogenen Organismengruppe ermittelt werden. Das dazu verwendete Verfahren muss „typbezogen“ und „leitbildorientiert“ sein.

Wasserwirtschaft und Wasserrecht sind in Deutschland den Länderregierungen unterstellt. Die erwähnten Voraussetzungen fordern eine grenzüberschreitende Betrachtung von Gewässertypen, was eine gravierende Neuerung darstellt.

Als Grundlage für ein Bewertungsverfahren im Sinne der WRRL müssen Gewässertypen ermittelt und Leitbilder definiert werden. Die Leitbilder beschreiben einen Typ und dessen Biozönosen im unbelasteten, d. h. anthropogen weitgehend unbeeinflussten Zustand, dem Referenzzustand. Der Grad der Abweichung einer neu ermittelten Biozönose zu diesem bestimmt dann den Grad der Degradation. Die Bewertung wird in fünf Kategorien vorgenommen, den ökologischen Zustandsklassen. Die „normativen Begriffsbestimmungen“ in Anhang V der WRRL beschreiben den Grad der Abweichung der Gesellschaften von der jeweiligen typspezifischen Referenzbiozönose, abhängig von der ökologischen Zustandsklasse. Diese Beschreibungen der ökologischen Zustandsklassen müssen für die jeweilige Organismengruppe konkretisiert, d. h. umsetzbar gemacht werden. Ein Bewertungsverfahren auf diesen Grundlagen existierte bisher in Deutschland für die Organismengruppe „Makrophyten & Phytobenthos“ nicht.

Die benthische Gewässerflora bildet im Sinne der WRRL **eine** Qualitätskomponente (Anhang V). Der Auftrag des Projektes Makrophyten & Phytobenthos (M&P) war es, ein bundesweit gültiges Bewertungsverfahren nach den Vorgaben der WRRL für den gesamten benthischen Pflanzenaspekt in Seen und in Fließgewässern zu entwickeln. Darüber hinaus soll im Hinblick auf die spätere Anwendbarkeit in der wasserwirtschaftlichen Praxis eine universelle Einsetzbarkeit sowie gute Praktikabilität gewährleistet sein, ohne die wissenschaftliche Genauigkeit zu vernachlässigen. Am Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft wurden seit 1999 mehrere Projekte in Folge zur Vorbereitung und Erstellung dieses Systems durchgeführt. Im vorliegenden Bericht werden das Bewertungsverfahren und seine Entwicklung vorgestellt.

In Anlehnung an die Vorgaben aus Anhang II der WRRL wurden in erster Linie größere oberirdische Gewässer berücksichtigt. Für Fließgewässer gilt dabei die Mindestgröße des Einzugsgebietes von 10 km², bei Seen die Mindestgröße der Gewässeroberfläche von 50 ha. Künstliche Gewässer wurden bei der Entwicklung des Verfahrens nicht berücksichtigt.

Die Biokomponente „Makrophyten & Phytobenthos“ wurde aus fachlichen und praktischen Gründen in die drei Teilkomponenten „Makrophyten“, „benthische Diatomeen“ und „Phytobenthos ohne Diatomeen“ unterteilt (sogenannte Module bzw. Metrics).

Diese Unterteilung diene lediglich der Erarbeitung eines Bewertungsverfahrens. Die Bewertung nach WRRL erfolgt anhand des phytobenthischen Gesamtaspektes. Das Verfahren wird zur Zeit in einem bundesweiten Praxistest erprobt.

Makrophyten

Makrophytische Wasserpflanzen sind wichtige Bestandteile aquatischer Ökosysteme und werden bereits seit geraumer Zeit als Indikatororganismen für verschiedenste Fragestellungen genutzt (MELZER 1988, KOHLER 1978, WIEGLEB et al. 1992, SCHNEIDER 2000, SEELE 2000, SCHMEDTJE et al. 2001a, SCHAUMBURG 1996, SCHAUMBURG et al. 2001, 2003, SCHAUMBURG & SCHMEDTJE 2003).

Im vorliegenden Projekt wurden im Teilbereich „Makrophyten“ die Gefäßpflanzen, submerse Moose sowie die Characeen (Armleuchteralgen) untersucht. Dabei wurden Hydrophyten (submerse und Schwimmblattpflanzen) sowie emerse (Helophyten) und amphibische Arten erfasst.

Die Characeen unterscheiden sich in Bau und Fortpflanzungsweise von allen übrigen Algen und ähneln in ihrem Habitus den höheren Pflanzen (KRAUSE 1997). Sie werden daher traditionell zu den Makrophyten gestellt. Alle weiteren makroskopischen Algen wurden im Teilbereich „Phytobenthos ohne Diatomeen“ bearbeitet.

Auf die Verbreitung submerser Makrophyten nehmen vielfältige Faktoren Einfluss. Die bedeutendsten davon sind: Nährstoffkonzentrationen, Beschattung/Licht, Strömungsbedingungen, Wasserstandsschwankungen, Substrat/Sediment und Versauerung.

Insbesondere zum Faktor Nährstoffkonzentrationen, der eng mit der Trophie des Gewässers verknüpft ist, wurden bereits ausführliche Untersuchungen durchgeführt. Eine umfassende Aufstellung dieser Arbeiten findet sich in SCHMEDTJE et al. (2001a). So existieren europaweit bereits eine Reihe verschiedener Indexsysteme zur Bestimmung der Nährstoffbelastung in Seen oder in Fließgewässern (HASLAM 1987, MELZER 1988, CARBIENER et al. 1990, SCHNEIDER 2000). Auch in Hinblick auf die Versauerung von Gewässern liefern Makrophyten wichtige Hinweise (TREMPE & KOHLER 1995, MELZER et al. 1985a, 1985b).

Durch ihre relativ lange Generationszeit, die sich je nach Art von einer Vegetationsperiode bis über mehrere Jahre erstreckt, indizieren Makrophyten die Verhältnisse im Gewässer über lange Zeiträume hinweg (SEELE 2000). Arten, die im Sediment wurzeln und ihre Sprossorgane im Freiwasser bilden, fungieren darüber hinaus als verbindende Elemente zwischen den Gewässerkompartimenten (CARIGNAN & KALFF 1980, BARKO & JAMES 1998). Auch für Characeen konnte die Aufnahme von Phosphor über Spross bzw. Rhizoide sowie dessen Transport in der Pflanze nachgewiesen werden (LITTLEFIELD & FORSBERG 1965). Makrophytische Bioindikatoren integrieren also sowohl in zeitlicher als auch räumlicher Hinsicht die ökologischen Zustände im Gewässer.

Ihre relativ einfache Handhabung und Kartierung bietet die Möglichkeit eines praktikablen Einsatzes von Makrophyten in Überwachung und Monitoring. Viele Arten können direkt während der Freilandarbeit determiniert werden, es sind in der Regel keine labortechnischen Aufbereitungsschritte oder Kultivierungen nötig.

Trotz des umfangreichen Wissens zur Ökologie der aquatischen Makrophyten fehlte bislang ein deutschlandweit gültiges System zur Gewässerbewertung, das die Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie erfüllt. Die bisherigen Systeme berücksichtigen jeweils nur eine Art der Degradation (z. B. Eutrophierung, Versauerung) sowie einzelne Gewässertypen (SCHMEDTJE et al. 2001a).

Diatomeen

Diatomeen verfügen über eine hohe Sensibilität gegenüber verschiedener Zustände der Gewässerbelastung und werden seit Beginn des vergangenen Jahrhunderts als Bioindikatoren herangezogen. Dabei stand stets der Nachweis und die Quantifizierung spezifischer stofflicher Belastungen und deren Folgen im Mittelpunkt des Interesses.

Insbesondere seit den 1970er Jahren wurde eine Vielzahl von Bewertungsverfahren entwickelt, die die Erfassung und Quantifizierung verschiedener Zustände der Gewässerbelastung ermöglichen. So werden Diatomeen zur biologischen Charakterisierung von stehenden und fließenden Gewässern bezüglich der Saprobie und Trophie, der Versauerung sowie der Salinität – und damit der wesentlichen stofflichen Qualitätskomponenten – herangezogen. Die im deutschsprachigen Raum am häufigsten angewandten Indikationssysteme sind:

Bewertungsverfahren der Saprobie in Fließgewässern:

Differentialartensystem (LANGE-BERTALOT 1978, KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986)
Saprobienindex nach ROTT et al. (1997)

Bewertungsverfahren der Trophie in Fließgewässern:

Trophie-Index nach CORING et al. (1999)
Trophie-Index nach ROTT et al. (1999)

Bewertungsverfahren der Trophie in Seen:

Trophie-Index nach HOFMANN (1994, 1999)

Bewertung des Säurezustands von Fließgewässern:

Verfahren nach CORING (1993)

Bewertung des Säurezustands von Seen:

Index B (RENNBERG & HELLBERG 1982)
Verfahren zur pH-Rekonstruktion auf der Basis ökologischer Gruppen (z. B. ARZET 1987)

Bewertung der Salinität in Fließgewässern:

Halobienindex nach ZIEMANN (1971, 1982, 1999)

Paläolimnologische Methoden:

Rekonstruktion historischer Umweltbedingungen in Seen durch regionale Transferfunktionen zwischen Diatomeen und Umweltvariablen (z. B. WUNSAM 1993, SCHÖNFELDER et al. 2002)

Die von der WRRL geforderte Orientierung der Bewertung an der Abweichung der rezenten Biozönose von der Referenzbiozönose setzt die Kenntnis der Gesellschaftsstrukturen – charakterisiert durch Artenzusammensetzung und Abundanzen – im sehr guten ökologischen Zustand voraus. Erschwerend auf die Abgrenzung gewässertypischer Assoziationen wirken sich jedoch die zumeist hohe Zahl der Arten, insbesondere aber die fließenden Übergänge der Artenkombinationen und der in manchen Gewässern ausgeprägte jahreszeitliche Aspektwechsel der Gesellschaften aus, der als periodischer Wandel der Gesellschaftsstrukturen, als natürliche Sukzession aufzufassen ist. Dennoch konnten für bestimmte Gewässertypen charakteristische Assoziationen benannt werden. Als Beispiel seien die Gesellschaften kalk-oligotropher Seen (HOFMANN 1994), huminsaurer Gewässer (z. B. ALLES 1999) und hoch saprober Fließgewässer (z. B. LANGE-BERTALOT 1978) angeführt. Es handelt sich hierbei jedoch, wie bereits BEHRE (1966) betont, überwiegend um „extreme“ Gewässertypen.

Während mit den oben genannten Verfahren eine ausreichende Bewertungsgrundlage spezifischer Belastungszustände zur Verfügung steht, ist die biozönotisch ausgerichtete Gewässertypisierung wenig entwickelt (vergleiche MÖLLER & PANKOW 1981).

Phytobenthos ohne Diatomeen

Die benthische Algenflora (ohne Kieselalgen) der Gewässer bereitet vielfach noch taxonomische Schwierigkeiten, umfassende und verlässliche Bestimmungswerke fehlen weitgehend. Quellen über die Autökologie der einzelnen Arten sind relativ selten. Hier besteht noch dringender Bedarf an Grundlagenforschung. Es existiert keine Forschungstradition zur Indikation von Gewässerbelastungen, die Angaben sind meist deskriptiv. Die Datenbasis für die Zuordnung benthischer Arten zu ökologischen Gewässerzuständen in Deutschland ist also äußerst gering. Dies liegt sicherlich auch an der Vielfalt der Algengruppen, die das Phytobenthos auch unter Herausnahme der Charales und der Kieselalgen bilden. Die Hauptgruppen sind:

- Blaualgen (Nostocophyceae, ehemals Cyanophyceae, Cyanobacteria)
- Grünalgen (Chlorophyceae und ihnen nahestehende Verwandte)
- Zieralgen (Charophyceae excl. Charales, ehemals Zygnematophyceae)
- Gelbgrünalgen (Tribophyceae, ehemals Xanthophyceae)
- Rotalgen (Bangiophyceae, ehemals Rhodophyceae)
- Braunalgen (Fucophyceae, ehemals Phaeophyceae)
- Goldalgen (Chryso- und Synurophyceae)

Die Taxonomie und Nomenklatur dieser Gruppen ist in den vergangenen Jahren starken Veränderungen unterworfen gewesen, so dass zur Zeit jede Art hinsichtlich sinnvoller taxonomischer Zuordnung und korrekter Nomenklatur überprüft werden muss.

Für die Praxis liegt bisher eine Anleitung zur Indikation der Trophie vor (MAUCH et al. 1995, 1998), die allerdings nur ca. 15 aspektbildende, makroskopisch auffällige Aufwuchsalgen unterschiedlichen taxonomischen Niveaus umfasst. Darunter sind vor allem eutraphente Arten und Wuchsformen.

1998 wurden in der Arbeit von SCHMEDITZ et al. (1998) nach einer Revision der Taxonomie und Nomenklatur insgesamt 100 Taxa der benthischen Algen exkl. Diatomeen hinsichtlich ihrer Trophieindikation eingestuft. 24 weitere Arten wurden vorläufig bewertet. Dabei wurde der oligo- und mesotrophe Bereich stärker indiziert. Außerdem nennt die Literaturstudie allein 29 Indikatoren für Hartwasserbedingungen und neun Indikatorarten für Weichwasser. Daneben sind Arten charakteristischer Lebensräume, wie der Quellbereiche, des Interstitials und des Sapropels, aufgeführt. Prinzipiell lassen sich über die benthischen Algen exkl. Diatomeen auch Aussagen zur Salinität, zur Wassertemperatur und zum pH-Wert am Standort treffen.

Mit den Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern (ROTT et al. 1997, 1999) existiert für Österreich eine solide Datenlage. Damit steht erstmals ein System zur Verfügung, das mit Hilfe von Mikro- und Makroalgen und verschiedenen Algengruppen eine Indikation von Trophie, Saprobie und des geochemischen Gewässertypes ermöglicht.

Der Teil der vorliegenden Arbeit, der sich mit der Bearbeitung des „Phytobenthos ohne Diatomeen“ befasst, beschränkt sich auf Fließgewässer.

Mit den benthischen Algen wird eine wichtige Komponente der Fließgewässer erfasst, die in das Fließgleichgewicht der ein- und ausgeschwemmten Stoffe eingebunden ist. Vor allem in belichteten Abschnitten wird die Primärproduktion zum großen Teil von Algen geleistet. In mittelgroßen Flüssen sind sie sogar die wichtigsten Primärproduzenten. Benthische Algen akkumulieren so anorganischen Phosphor und Stickstoff und stellen damit wichtige „sinks“ für Nährstoffe dar.

Wegen der unterschiedlichen Generationszeiten der verschiedenen Organismen von wenigen Tagen bis zu mehreren Jahren bietet sich die Möglichkeit, sowohl Kurzzeit- als auch Langzeitveränderungen mit Hilfe des Phytobenthos zu beobachten. Benthische Algen werden in der Regel nur durch Hochwasserereignisse in ihrem Vorkommen dezimiert, und viele Taxa sind an den Standorten durchgängig vorhanden. Damit werden das ganze Jahr über Aussagen zu Nährstoffbedingungen sowie zu thermischen Bedingungen, Sauerstoffverhältnissen, Salzgehalt, Versauerung und zur Schadstoffbelastung ermöglicht.

2 Untersuchungsgebiet

Da in Deutschland stark heterogene geomorphologische Bedingungen herrschen, war es nötig, bundesweit Daten zu erheben um alle eventuell relevanten Bedingungen in Gewässern zu erfassen, die sich auf die Biozönosen auswirken können. Daher wurden die Probestellen unter Berücksichtigung der nach geomorphologischen Gesichtspunkten aufgestellten Tabelle „Potentiell biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ aus SCHMEDITJE et al. (2001b) und Vorüberlegungen zu der geomorphologischen Seentypologie Deutschlands von MATHES et al. (2002) ausgewählt. Die Untersuchungen und Probenahmen fanden an natürlichen Seen und Fließgewässern statt. Ziel war, möglichst alle relevanten Gewässer mit unterschiedlichen Referenzbiozönosen zu erfassen. Aus Gründen der Übersichtlichkeit und der Kapazitäten wurden Sonderfälle wie z. B. Stellen an Seeausflüssen oder brackwasserbeeinflusste Gewässer sowie künstliche Seen, Talsperren und Baggerseen nicht berücksichtigt.

Eine der vorrangigen Aufgaben des vorliegenden Projektes war es, Referenzbiozönosen für die verschiedenen Gewässertypen und deren Degradationsstufen zu ermitteln und zu definieren. Unter diesem Gesichtspunkt wurden die beprobten Gewässerabschnitte ausgewählt. Insgesamt wurden für die Entwicklung des Bewertungssystems Daten von 253 Stellen in 97 Seen und 274 Stellen in 212 Fließgewässern verwendet (Abbildung 1).

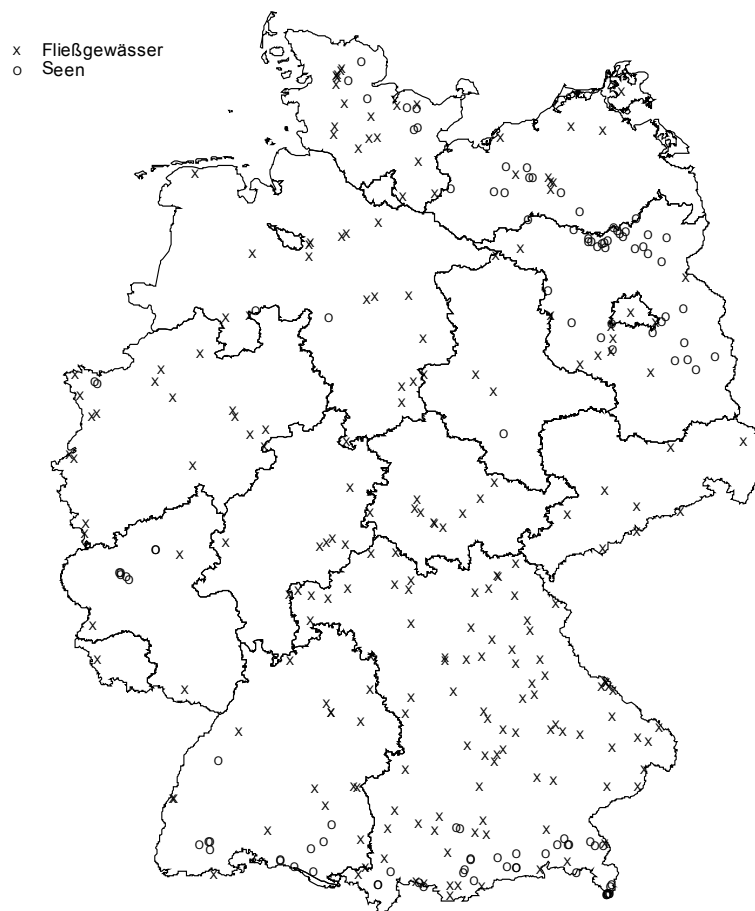


Abbildung 1 Probestellen

3 Makrophyten & Phytobenthos – Erhebung der Biozönose

Um eine möglichst große Vergleichbarkeit der Datensätze zu erreichen, wurden die meisten der im Rahmen des Projektes verwendeten Daten von Spezialisten nach einer einheitlichen Methode neu erhoben. Aus früheren Untersuchungen bereits vorhandene Daten wurden nur nach einer eingehenden Prüfung der Methoden verwendet. Die Kartier- und Probenahme-Methoden, die dem vorliegenden Verfahren zu Grunde liegen, werden in den Kapiteln 3.1 bis 3.3 dargestellt.

Die Probenahme wurde mehrmals pro Jahr durchgeführt: Einmal im Sommer, zur Hauptvegetationszeit der Makrophyten (gewöhnlich Mitte Juni bis Mitte September). Das zweite Mal im Oktober oder November. Die Winter- und Frühjahrsprobenahmen stellten sich für das entstandene Bewertungsverfahren als nicht relevant heraus. Eine Ausnahme bilden die Fließgewässer der Alpen, hier ist die zweite Probenahme in den Wintermonaten Januar oder Februar durchzuführen. Der gesamte benthische Pflanzenaspekt eines Gewässerabschnitts wurde untersucht, wobei die Makrophytenvegetation nur im Sommer relevant ist. An beiden Terminen wurden Diatomeenproben genommen und für die Aufbereitung aufbewahrt sowie in Fließgewässern das Phytobenthos ohne Diatomeen makroskopisch erfasst und Proben für die mikroskopische Analyse entnommen. Die endgültige Anzahl der Probenameterminen wird nach Beendigung der Erprobungsphase festgelegt.

Die Lage der Probestelle sollte möglichst genau in topographische Karten der Maßstäbe 1:25 000 bzw. 1:50 000 eingetragen werden, aus denen später die Rechts- und Hochwerte der Probestellen ermittelt werden konnten. Im Optimalfall können die Koordinaten mittels eines GPS-Gerätes direkt abgelesen werden. Dann sollten Anfangs- und Endpunkt des Untersuchungsabschnittes so genau wie möglich festgehalten werden.

Bei Anwendung des erarbeiteten Bewertungsverfahrens ist auf folgende Vorgehensweisen zu achten:

Der erste Schritt der Probenahme ist die genaue Bestimmung der Untersuchungsstrecke bzw. des Uferabschnitts. Dazu wird das Gewässer vom Ufer aus – im Falle der Seen auch vom Boot aus – begutachtet und nach den Kriterien aus Kapitel „Festlegung des Kartierabschnittes“, Seite 20, für Fließgewässer bzw. aus Kapitel „Festlegung der Probestellen“, Seite 27 für Seen der Abschnitt für die Makrophytenuntersuchung festgelegt.

Bei Fließgewässern wird der Erfassungsbogen zur Strukturgüte (Fließgewässer) ausgefüllt. Liegt die Strukturgütekartierung bereits vor, kann dieser Schritt ausgelassen werden. Innerhalb des Makrophytenabschnittes wird ein Bereich zur Phytobenthosprobenahme bestimmt (siehe Kapitel 3.3.2). Die Diatomeen-Probestelle wird in Fließgewässern und Seen nach den Kriterien im Kapitel 3.2.2 ermittelt.

Die Diatomeenprobenahme findet sowohl in Fließgewässern als auch in Seen vor den anderen Kartierungen statt, um das Probenmaterial aus einem möglichst ungestörten Bereich entnehmen zu können. Darauf folgend wird in Fließgewässern das Phytobenthos ohne Diatomeen untersucht. Die Makrophytenvegetation wird anschließend flächendeckend über den gesamten Gewässerabschnitt bzw. das Transekt kartiert. Alle Untersuchungen und Probenahmen sind möglichst schonend durchzuführen; es ist darauf zu achten, die Bestände der anderen Organismengruppen nicht zu zerstören.

Die Handlungsanweisung für Seen und für Fließgewässer steht in stets aktualisierter Form im Internet unter http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/welcome.htm auch in englischer Sprache zur Verfügung.

3.1 Makrophytenkartierung

Für die Erarbeitung des Verfahrens wurden alle Arbeitsschritte – von der Erhebung der Daten über die Typermittlung bis hin zur Entwicklung des Bewertungsverfahrens – sehr ausführlich und umfassend ausgeführt. Das im Folgenden vorgestellte Verfahren wurde durch Vereinfachung aus der im Projekt „Makrophyten & Phytobenthos“ angewandten Kartierungsmethode für Makrophyten entwickelt. Sie stellt die Minimalanforderung für die Bewertung von Fließgewässern und Seen anhand ihrer Makrophytenvegetation dar. Die beiden Methoden (Kurzkartierung und ausführliche Kartierung) unterscheiden sich in ihrem Personal-, Zeit- und Kostenaufwand nur minimal, wohl aber in ihrem wissenschaftlichen Informationsgehalt. So können etwa Ursachen für Makrophytenverödung ermittelt werden. Daher wird empfohlen, so oft wie möglich, für jede neu untersuchte Probestelle aber mindestens einmal, die komplette Kartierung mit allen Angaben zum Untersuchungsabschnitt und den Standortfaktoren durchzuführen. Damit soll ermöglicht werden, für Makrophyten eine ebenso umfassende und flächendeckende Datengrundlage zu schaffen, wie sie für Makrozoobenthos in Fließgewässern durch die konsequente Anwendung des Saprobienindex bereits existiert.

3.1.1 Fließgewässer

Materialien zur Durchführung der Kartierung

Kursiv: optional

- Topographische Karten 1:25 000 bzw. 1: 50 000
- *GPS-Gerät*
- Kartierprotokolle und ein Exemplar der Handlungsanweisung
(http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/welcome.htm)
- *Erhebungsbögen Gewässerstruktur (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 2000)*
- *Anleitung Strukturgütekartierung (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 2000)*
- Schreibutensilien
- Wathose
- ausziehbarer Rechen
- Sichtkasten
- Fotoapparat und Filme
- Gefrierbeutel und Verschlüsse
- Kühlbox mit Gefrierakkus
- Briefumschläge/Mooskapseln für Moosproben
- Bestimmungsliteratur (s. u.)
- Lupe, (tragbares) Stereomikroskop und Zubehör
- Herbarpresse und Zubehör
- ggf. Sicherheitsausrüstung (z. B. Schwimmweste)

Bestimmungsliteratur (Auswahl)

- CASPER & KRAUSCH (1980, 1981)
- KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD (1990)
- KRAUSCH (1996)
- KRAUSE (1997)
- OBERDORFER (1994)
- ROTHMALER (1994a, 1994b)
- SCHMEIL (1993)

Spezielle Literatur für die Moosbestimmung (Auswahl)

- BERTSCH (1959)
- DEMARET & CASTAGNE (1964)
- FRAHM & FREY (1992)
- FREY, FRAHM, FISCHER & LOBIN (1995)
- LANDWEHR (1984)
- MÜLLER (1957)
- NEBEL & PHILIPPI (Hrsg., 2000)
- NEBEL & PHILIPPI (Hrsg., 2001)
- NYHOLM (1986)
- NYHOLM (1993)
- PAUL et al. (1931)
- SCHUSTER (1980)
- SMITH (1992)
- WELCH (1960)

Für die einzelnen Taxa wurde die Pflanzenmenge nach der fünfstufigen Skala nach KOHLER (1978, Tabelle 1) erhoben. Diese semiquantitative Erfassung der Abundanzen hat sich in vielen Untersuchungen als sehr effizient für Makrophytenkartierungen in Fließgewässern erwiesen (z. B. KOHLER et al. 1994, PALL & JANAUER 1995, SCHNEIDER 2000) und bietet außerdem eine sehr gute Reproduzierbarkeit sowie Unabhängigkeit vom Bearbeiter, ohne eine zu große Genauigkeit vorzuspiegeln (CEN 2001). Sie trägt darüber hinaus der dreidimensionalen Ausbreitung von Makrophyten im Wasserkörper Rechnung, die von prozentualen (Deckungs)schätzungen nicht ausreichend wiedergegeben wird. Von einer Umrechnung der Werte aus anderen Skalen in die geforderte fünfstufige Kohler-Skala ist abzusehen.

Tabelle 1 Pflanzenmengenskala nach KOHLER (1978)

Pflanzenmenge	Beschreibung
1	sehr selten
2	selten
3	verbreitet
4	häufig
5	massenhaft

Festlegung des Kartierabschnittes

Die Kartierung der Makrophytenvegetation erfolgt in einem in ökologischer Hinsicht homogenen Fließgewässer-Abschnitt. Die Untersuchungsstrecke sollte vor allem einheitliche Verhältnisse bei Strömungsbedingungen, Beschattung und Sedimentverhältnissen aufweisen. Innerhalb des Abschnittes sollten keine gravierenden Veränderungen in der Umlandnutzung (z. B. Wald/Viehweide) auftreten. Darüber hinaus dürfen keine Zuflüsse (z. B. Nebenbäche, Drainagen) im Bereich des Untersuchungsabschnittes in das Fließgewässer münden. Auch bei abrupten Veränderungen in der Zusammensetzung der Makrophytenvegetation muss die Untersuchungsfläche begrenzt werden. Bei Probestellen in der Nähe von Brücken, Wehren o. ä. muss darauf geachtet werden, dass die Kartierung oberhalb der Verbauung und damit außerhalb des direkten Einflussbereichs erfolgt. Die maximal zu untersuchende Abschnittslänge beträgt ca. 100 m.

Hinweise zum Ausfüllen des Kartierprotokolls

Seite 1 des standardisierten Kartierprotokolls (Abbildung 2 und Abbildung 3) dient zur Aufnahme allgemeiner Standortfaktoren an der Untersuchungsstelle. Grau unterlegte Felder sind optional, d. h. sie müssen nur bei einer vollständigen Kartierung (s. o.) ausgefüllt werden. Es werden für jede Probestelle neben allgemeinen Angaben charakteristische strukturelle Merkmale wie mittlere Tiefe, Wasserstand und mittlere Breite, optional auch Trübung, aufgenommen. Die Beschattung des gesamten Abschnitts wird mit Hilfe der fünfstufigen Beschattungsskala nach WÖRLEIN (1992) geschätzt. Die Aufnahme der Strömungsbedingungen erfolgt nach dem „Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur“ (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1995). Besonderheiten in Färbung und Geruch des Wassers können verbal notiert werden. Die Substratverhältnisse an der Probestelle werden in 5 %-Schritten in eine achtstufige Skala eingeordnet (Korngrößenverteilung nach SCHACHTSCHABEL et al. 1992), zusätzlich werden Verbauungen und Fremdsubstrate vermerkt. Falls bei großen Fließgewässern nicht der gesamte Querschnitt untersucht werden kann, wird festgehalten, ob das ganze Fließgewässer oder nur der Uferbereich untersucht wurden. Pro Probestelle sollten wenigstens zwei Fotografien (z. B. flussauf- und -abwärts) aufgenommen werden. Bemerkungen zu Besonderheiten oder Auffälligkeiten an der Probestelle werden zusätzlich festgehalten, ebenso die Länge des Kartierbereiches.

Die im Kartierbereich vorkommenden Makrophyten werden durch Begehung des Fließgewässers untersucht, die möglichst entgegen der Strömungsrichtung erfolgen sollte. Um die gesamte Breite des Fließgewässers in die Untersuchung einzubeziehen, muss das Gewässer im Zickzack abgewatet werden. Ein Sichtkasten oder eine vergleichbare Sichthilfe sollte dabei unbedingt benutzt werden. Der Einsatz eines Bootes mit Rechen und Greifer in größeren Untiefen ist möglich, ebenso wie die Untersuchung durch Tauchkartierer. Die optimale Erhebungsmethode sollte im Einzelfall nach den Gegebenheiten vor Ort (Tiefe des Gewässers, Sichttiefe, Strömung, Wind) ausgewählt werden. Alle erwähnten Methoden liefern für die Bewertung nach WRRL gleichermaßen geeignete Ergebnisse.

Bei großer Tiefe und/oder hohem Trübungsgrad werden die Pflanzen mittels eines ausziehbaren Rechens (max. Länge = 3 m, Breite = 60 cm, Zinkenabstand ca. 2 cm) kartiert. Tiefe, unzugängliche Fließgewässer werden vom Rand aus untersucht, indem soweit wie möglich in den Fluss hineingewatet und der Gewässergrund sorgfältig abgereicht wird. Falls nur das Ufer beprobt werden kann, wird dies im Kartierprotokoll (Seite 1) vermerkt.

Es werden Armleuchteralgen, Moose sowie Gefäßpflanzen erfasst, die submers wachsen bzw. zumindest bei mittlerem Wasserstand im Gewässer wurzeln. Die Determination der Arten erfolgt soweit möglich vor Ort, nötigenfalls werden Pflanzenproben entnommen und später bestimmt. Der Transport der Proben erfolgt bei Characeen und Phanerogamen am besten in beschrifteten Gefrierbeuteln zusammen mit etwas Wasser, die in Kühlboxen kühl gehalten werden.

Moosproben werden in sogenannte Mooskapseln oder Briefumschlägen aus Papier aufbewahrt. Die Moosproben können in den – am besten mit Bleistift beschrifteten – Mooskapseln getrocknet und zur späteren Bestimmung wieder mit Wasser befeuchtet werden.

Auf der zweiten Seite des Kartierprotokolls (siehe Abbildung 3) werden die Arten und ihre Pflanzenmenge nach KOHLER (1978) notiert. Zusätzlich wird aufgenommen, ob die Pflanzen submers (incl. Schwimmblatt) oder emers wachsen, optional auch Vitalität und Soziabilität sowie Angaben zum Sediment im Pflanzenpolster und ob die Pflanzen zur Herbarisierung mitgenommen wurden. Kommt eine Art in zwei verschiedenen Ausprägungen, z. B. einmal submers und einmal emers, oder auf zwei stark unterschiedlichen Substraten (z. B. Stein oder Holz) vor, wird die Art zweimal in das Kartierprotokoll eingetragen. Die Pflanzenmenge wird dann ebenfalls zweimal notiert, zusätzlich wird jedoch die gesamte Pflanzenmenge des Taxons an der Probestelle festgehalten. **Die Information über submerses oder emerses Wachstum einer Art an der Probestelle ist für die korrekte Bewertung essentiell!** Zur allgemeinen Charakterisierung der Probestelle sollten zusätzlich die am Ufer vorkommenden dominanten Arten grob erfasst werden.

Eine genauere morphologische Beschreibung der Probestellen hinsichtlich Gewässersohle, Ufer und Umland kann mit dem „Erhebungsbogen zur Gewässerstrukturgütekartierung gemäß Verfahrensempfehlung der LAWA 1998“ (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 2000, Abbildung 4 und Abbildung 5) vorgenommen werden, falls nicht schon eine aktuelle Strukturgütekartierung des Untersuchungsabschnittes vorliegt.

Feldprotokoll Makrophyten Fließgewässer

(Makrophyten- & Phytobenthos-Bewertung gemäß EG-WRRL 2003; grau unterlegte Felder optional)

Gewässername Probestelle Lage der Probestelle Nächste Ortschaft Bearbeiter Probestellen-Nr. Befund-Nr. Rechtswert Hochwert TK-Blatt Datum 	Abschnittslänge m mittlere Breite m mittlere Tiefe ☐ I 0-30 cm ☐ II 30-100 cm ☐ III >100 cm Wasserstand ☐ trocken ☐ niedrig ☐ mittel ☐ hoch Probenahme über die gesamte Breite des Gewässers möglich? ja ☐ nein ☐ Trübung ☐ ungetrübt, klar ☐ mittel ☐ stark getrübt Gewässergrund sichtbar? ☐ ja ☐ nein Film-/Foto-Nr.
--	--

Strömungsbedingungen nach BLfW (1995)

☐	I nicht erkennbar fließend	fast stehend oder Kehrströmungen
☐	II träge fließend	Strömung sehr schwach, aber erkennbar fließend
☐	III langsam fließend	erkennbar fließend, Wasserspiegel fast glatt
☐	IV schnell fließend	Strömung mit mäßiger Turbulenz
☐	V reißend	turbulente Wasserbewegung
☐	VI stürzend	äußerst turbulent, laut rauschend

Beschattung nach Wörlein (1992)

☐	1 vollsonnig	Sonne von deren Auf- bis Untergang
☐	2 sonnig	in der überwiegenden Zeit zwischen Sonnenaufgang und Sonnenuntergang, immer jedoch in den wärmsten Stunden des Tages in voller Sonne
☐	3 absonnig	überwiegend in der Sonne, in den heißesten Stunden jedoch im Schatten
☐	4 halbschattig	mehr als die Tageshälfte und immer während der Mittagszeit beschattet
☐	5 schattig	voller Schatten unter Bäumen

Bestand	☐	flächig	☐	mosaik	☐	Wasser	☐	Färbung	☐	Geruch	☐
---------	--------------------------	---------	--------------------------	--------	--------------------------	--------	--------------------------	---------	--------------------------	--------	--------------------------

Substrat				Verbauung/Fremdsubstrate			
Anteil			Auflage	Strecke			naturnah
☐ %	Schlamm		☐	☐ m	Sohlverbau		☐
☐ %	Ton/Lehm (<0,063 mm)		☐	☐ m	Querbauwerke		☐
☐ %	Sand (0,063-2,0 mm)		☐	☐ m	Uferverbau		☐
☐ %	Fein-/Mittelkies (2,0-6,3/6,3-20mm)		☐	☐ m	Durchlass		☐
☐ %	Grobkies (20-63 mm)		☐	☐ m	Verrohrung		☐
☐ %	Steine (63-200 mm)		☐	☐ m	Müll/(Bau)Schutt		☐
☐ %	Blöcke (> 200 mm)		☐	☐ m			☐
☐ %	organisch/Torf		☐	☐ m			☐

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft Dezember 2004

Abbildung 2 Kartierprotokoll Makrophyten in Fließgewässern (Seite 1)

Makrophyten

[illegible]

- * Pflanzenmenge
nach KOHLER (1978)
- 1 = sehr selten
 - 2 = selten
 - 3 = verbreitet
 - 4 = häufig
 - 5 = massenhaft

- ** Vitalität, verändert nach
 BRAUN-BLANQUET (1964)
 ● = sehr gut entwickelt
 ß = gut entwickelt
 ○ = mäßig entwickelt
 oo = schlecht entwickelt

- *** Soziabilität, verändert nach
BRAUN-BLANQUET (1964)
- | | |
|-----|------------------------|
| I | = verstreut |
| II | = horstweise |
| III | = kleine Flecken |
| IV | = ausgedehnte Flecken |
| V | = große Herden bildend |
| VI | = Bänder bildend |

Dominante Uferpflanzen		Sonstige Besonderheiten	
☐	Wiesen & Grünland	☐	
☐	Röhricht & Seggenrieder	☐	
☐	Krautflur & Hochstauden	☐	
☐	Auengehölze	☐	
☐	Waldbodenpflanzen	☐	
☐	Wald-/Forstgehölze	☐	
☐	Kulturarten & Neophyten	☐	
Algen-Aspekt			
Bemerkungen			

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft Dezember 2004

Abbildung 3 Kartierprotokoll Makrophyten in Fließgewässern (Seite 2)

Gewässerstrukturgütekartierung

Erhebungsbogen gemäß Verfahrensempfehlung der LAWA 1998

Kartierabschnitt

Gewässerkennzahl

Gewässerabschnitt

Gewässernutzung

Schifffahrt

Wasserkraft

Hochwasserschutz

Siedlung

keine der o.g.

Gewässerlage

Ortslage

freie Landschaft

Größenklasse

Gewässerbreite

Abschnittslänge

Gewässertyp

Kerb- und Klammthalgewässer

Sohlenkerbtalgewässer

Mäandertalgewässer

Aue- und Muldentalgewässer allgemein

Auetalgewässer mit kiesigem Sediment

Flachlandgewässer

Sonderfall

verrohrt

1. Laufentwicklung

1.1 Laufkrümmung

mäandrierend

geschlängelt

stark geschwungen

mäßig geschwungen

schwach geschwungen

gestreckt

geradlinig

1.2 Krümmungserosion

gekrümmt

ungekrümmt

1.3 Längsbänke

viele

mehrere

zwei

eine

Ansätze

keine

1.4 Besondere Laufstrukturen

Treibholzverkläunungen

Sturzbäume

Inselbildungen

Laufweitungen

Laufverengungen

Laufgabelungen

2. Längsprofil

2.1 Querbauwerke

Grundswellen

Absturz mit Umlauf

rauhe Gleite/Rampe

Absturz mit Teilrampe

kleiner Absturz

Absturz mit Fischpaß

glatte Gleite

glatte Rampe

hoher Absturz

sehr hoher Absturz

kein Querbauwerk

2.2 Rückstau

geringer Rückstau

mäßiger Rückstau

starker Rückstau

kein Rückstau

2.3 Verrohrung

Sediment

glatt

2.4 Querbänke

viele

mehrere

zwei

eine

Ansätze

keine

2.5 Strömungsdiversität

sehr groß

groß

mäßig

gering

keine

2.6 Tiefenvarianz

sehr groß

groß

mäßig

gering

keine

3. Querprofil

3.1 Profiltyp

Naturprofil

annähernd Naturprofil

Erosionsprofil, variierend

verfallendes Regelpprofil

Erosionsprofil, tief

Trapez, Doppelttrapez

V-Profil, Kastenprofil

3.2 Profiltiefe

sehr flach

flach

mäßig tief

tief

sehr tief

staureguliert

3.3 Breitenerosion

Profilbreite

sehr tief

mäßig tief bis sehr flach

3.4 Breitenvarianz

sehr groß

groß

mäßig

gering

keine

3.5 Durchlässe

Durchlaß, nicht strukturschädlich

Lauf verengt

Ufer unterbrochen

kein Sediment

kein Durchlaß

BEWERTUNG der funktionalen Einheiten

Krümmung

Beweglichkeit

Σ

Wertzahl

Klasse

Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz '98 (LAW-98-1)

Gütekategorie

1

2

3

4

5

6

7

Indexspanne

1 - 1,7

1,8 - 2,6

2,7 - 3,5

3,6 - 4,4

4,5 - 5,3

5,4 - 6,2

6,3 - 7

Abbildung 4 Kartierungsbogen für die Gewässerstrukturgüte nach LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 2000), Seite 1

24

4. Sohlenstruktur

4.1 Sohlensubstrat

	natürlich	unnatürlich
Schlick, Schlamm	☐	☐
Ton, Lehm	☐	☐
Sand	☐	☐
Kies und Schotter	☐	☐
Schotter	☐	☐
Schotter und Steine	☐	☐
Blöcke, Schotter und Steine	☐	☐
reines Blockwerk	☐	☐
anstehender Fels	☐	☐
anstehender Torf	☐	☐
Sohlenverbau	☐	☐
nicht feststellbar	☐	☐

4.2 Sohlenverbau

Steinschüttung	☐
Massivsohle mit Sediment	☐
Massivsohle, kein Sediment	☐
kein Sohlenverbau	☐

4.3 Substratdiversität

sehr groß	☐
groß	☐
mäßig	☐
gering	☐
keine	☐

4.4 Besondere Sohlenstrukturen

viele	☐
mehrere	☐
zwei	☐
eine	☐
Ansätze	☐
keine	☐

BEWERTUNG der funktionalen Einheiten

Art/Verteilung der Substrate	☐
Sohlenverbau	☐
Σ	
Wertzahl	
Klasse	

5. Uferstruktur

5.1 Uferbewuchs

	L	R
Wald	☐	☐
Galerie	☐	☐
Röhricht	☐	☐
teilweise Wald, Galerie	☐	☐
Gebüsch, Einzelgehölz	☐	☐
Krautflur, Hochstauden	☐	☐
Wiese, Rasen	☐	☐
Forst	☐	☐
Galerie	☐	☐
Gebüsch, Einzelgehölz	☐	☐
Verbau	☐	☐
Erosion	☐	☐
naturbedingt	☐	☐

5.2 Uferverbau

	L	R
Lebendverbau	☐	☐
Steinschüttung/Steinwurf	☐	☐
Holzverbau	☐	☐
Böschungsrasen	☐	☐
Pflaster, Steinsatz, unverfugt	☐	☐
wilder Verbau	☐	☐
Beton, Mauer, Pflaster	☐	☐
kein Uferverbau	☐	☐

5.3 Besondere Uferstrukturen

viele	☐
mehrere	☐
zwei	☐
eine	☐
Ansätze	☐
keine	☐

BEWERTUNG der funktionalen Einheiten

Art/Verteilung der Substrate	☐
Sohlenverbau	☐
Σ	
Wertzahl	
Klasse	

6. Gewässerumfeld

6.1 Flächennutzung

	L	R
Wald, bodenständig	☐	☐
Wald, nicht bodenständig	☐	☐
Acker, Gärten, Nadelforst	☐	☐
Park, Grünanlage	☐	☐
Bebauung mit Freiflächen	☐	☐
Bebauung ohne Freiflächen	☐	☐
Flächenhafte Umfeldstruktur	☐	☐

6.2 Gewässerrandstreifen

	L	R
flächenhaft Wald/Sukzession	☐	☐
Gewässerrandstreifen	☐	☐
Saumstreifen	☐	☐
Nutzung	☐	☐

6.3 Sonstige Umfeldstrukturen

Abgrabung	☐
Fischteich	☐
gewässerunverträgliche Anlagen	☐
befestigte Verkehrsanlagen	☐
Anschüttung, Müllablagerung	☐
Hochwasserschutzbauwerk	☐

BEWERTUNG der funktionalen Einheiten

Art/Verteilung der Substrate	☐
Sohlenverbau	☐
Σ	
Wertzahl	
Klasse	

Zusammenfassende Bewertung der funktionalen Einheiten

Wertzahl	Klasse
1. Laufentwicklung	
2. Längsprofil	
3. Querprofil	
4. Sohlenstruktur	
5. Uferstruktur	
6. Gewässerumfeld	
Σ	
Ø	
Sohle	
Ufer	
Land	
Gesamt	

Name
 Landesamt für Wasserwirtschaft
 Rheinland-Pfalz '98
 (LAW-98-1)

Unterschrift

Güteklasse	1	2	3	4	5	6	7
Indexspanne	1 - 1,7	1,8 - 2,6	2,7 - 3,5	3,6 - 4,4	4,5 - 5,3	5,4 - 6,2	6,3 - 7

Anmerkungsbild ☐

Abbildung 5 Kartierungsbogen für die Gewässerstrukturgüte nach LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 2000), Seite 2

3.1.2 Seen

Materialien zur Durchführung der Kartierung

Kursiv: optional

- Boot mit angemessener Sicherheitsausrüstung
- Tiefenkarten und topographische Karten 1:25 000 bzw. 1:50 000 (z. B. CD-Atlas 25 GISCAD (1998a, 1998b) oder TOP 200 des BUNDESAMTES FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (1998))
- *GPS-Gerät*
- Wathose bzw. Schnorchelausrüstung im Flachwasserbereich
- Sichtkasten
- Beidseitiger, mit einem Gewicht (z. B. Tauchblei) beschwerter Rechen (Rechenkopf: 59 cm, Zinkenabstand 2 cm; modifiziert nach DEPPE & LATHROP 1993). Ein am Rechenstiel befestigtes Seil mit Markierungen in Meterabständen erlaubt die Beprobung von definierten Tiefenbereichen. Es ist sicherzustellen, dass sich das Seil im Wasser nicht ausdehnt.
- Bodengreifer (Ekman-Birge) und passender Eimer (auch zur Untersuchung des Substrates)
- Ergebnisse früherer Makrophytenkartierungen, falls vorhanden
- Schreibutensilien
- Kartierprotokolle und ein Exemplar der Handlungsanweisung (http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/welcome.htm)
- Fotoapparat und Filme
- Kühlbox mit Gefrierakkus
- Tüten, Etiketten, Klammern, Papier für Moos-Herbarbelege
- Herbarpresse und Zubehör
- Bestimmungsliteratur (s. u.)
- Lupe
- (tragbares) Stereomikroskop und Zubehör

Bestimmungsliteratur (Auswahl)

- CASPER & KRAUSCH (1980, 1981)
- KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD (1990)
- KRAUSCH (1996)
- KRAUSE (1997)
- ROTHMALER (1994a, 1994b)
- SCHMEIL (1993)

Festlegung der Probestellen

Die Frage, wie viele Stellen für die Bewertung des Gesamtgewässers untersucht werden müssen, konnte im Rahmen des Projektes nicht beantwortet werden. Aufgrund der bisher gesammelten Erfahrungen wird jedoch empfohlen, bei der Auswahl der Gewässerstellen darauf zu achten, die für den See charakteristischen Stellen zu erfassen, also alle wesentlichen Makrophytenhabitate durch die Untersuchung von Stellen verschiedener Morphologie, Exposition, Substratart, Uferbeschaffenheit, Umlandnutzung, etc. zu berücksichtigen. Das Verhältnis der unterschiedlichen Standorte zueinander sollte dabei grob berücksichtigt werden. Sind z. B. 30 % der Uferlinie flach mit feinem Sediment und 70 % steil mit grobem Substrat, so sollte das Verhältnis unter den untersuchten Stellen ebenfalls ungefähr 1:2 betragen. Die Anzahl der Probestellen wird nach dem Praxistest vorgeschlagen.

Kartieranleitung

Die beschriebene Methodik bietet ein einfach durchzuführendes, kostengünstiges Probenahmeverfahren, das in dem Großteil der Gewässer problemlos anwendbar ist. Sie ist als Alternative zu Tauchkartierungen zu sehen. Die Ergebnisse beider Methoden eignen sich gleichermaßen für die Bewertung des Gewässers nach WRRL (STELZER 2003). Unter besonderen Bedingungen wie starkem Wind (ab Windstärke 3 bzw. 4) kann sich jedoch die Durchführung einer Tauchkartierung als sinnvoller erweisen (KIELER INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE 2002). Die jeweils optimale Erhebungsmethode sollte nach den Bedingungen vor Ort ausgewählt werden.

An jeder ausgewählten Stelle wird ein Bandtransekt von 20–30 m Breite senkrecht zur Uferlinie untersucht, das innerhalb eines ökologisch homogenen Litoralabschnitts liegt. Besondere Beachtung wird dabei Ufermorphologie und -nutzung sowie der Sedimentzusammensetzung beigemessen. Auch sollen die Untersuchungsflächen eine einheitliche Zusammensetzung der Makrophytenvegetation aufweisen.

Die Transekte können entweder von Tauchern oder mit geeigneten Geräten (Rechen, Greifer) vom Boot aus kartiert werden. Entsprechend der Abschnittskartierung (vgl. MELZER & SCHNEIDER 2001) erfolgt die Einteilung in vier Tiefenstufen (0–1 m, 1–2 m, 2–4 m und 4 m bis zur unteren Vegetationsgrenze). In jeder Tiefenstufe wird die beobachtete Häufigkeit jeder Art anhand der fünfstufigen Skala nach KOHLER (1978, Tabelle 1) bewertet und in den Aufnahmebogen (Abbildung 7) eingetragen. Die Einhaltung der Tiefenstufen bei der Kartierung ist wesentlich für die Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens im z. Z. laufenden Praxistest. Falls erforderlich, steht ein Ergänzungsblatt (Abbildung 8) zur Verfügung. Erfasst werden alle submersen sowie unter der Mittelwasserlinie wurzelnden makrophytischen Wasserpflanzen (Characeen, Wassermoose und Gefäßpflanzen).

Zusätzlich werden Angaben zur Wuchsform (submerses oder emerses Wachstum) der Pflanzen notiert. Arten, die sowohl submers (fast vollständig untergetaucht, incl. Schwimmblatt) als auch emers (zum größten Teil über der Wasseroberfläche) im Gewässer vorkommen, werden zweimal in die Artliste aufgenommen. Die Informationen über submerses bzw. emerses Wachstum einer Art

an der Probestelle ist essentiell für die korrekte Bewertung. Die Tiefe der Vegetationsgrenze sowie die am tiefsten vorkommende Art wird ebenfalls notiert.

Von schwer bestimmbar Arten werden Proben entnommen, die unter dem Stereo- bzw. Lichtmikroskop nachbestimmt und gegebenenfalls herbarisiert werden. Moose können in so genannten „Mooskapseln“ oder Briefumschlägen aufbewahrt und getrocknet werden.

Auch wenn es zur Bewertung der Stelle nicht erforderlich ist, ist die Aufnahme wesentlicher Standortfaktoren der zu untersuchenden Stellen dennoch empfehlenswert. Der zusätzliche Aufwand ist gering und in manchen Fällen lassen sich dadurch wertvolle Hinweise ableiten z. B. über natürliche Ursachen für das Fehlen der Vegetation an einer Stelle.

Zur Erhebung dient Seite 1 des Aufnahmebogens (Abbildung 6). In der Ufer- und Flachwasserbeschreibung werden Bewuchs, Nutzung, Uferbeschaffenheit sowie Besonderheiten und im Flachwasser die Beschattung erfasst. Die Litoralbeschreibung (Abbildung 7) berücksichtigt wesentliche gewässerinterne Faktoren bezogen auf die untersuchten Tiefenstufen. Erhoben werden die Zusammensetzung des Substrates und Strukturelemente, und Gefälle.

Feldprotokoll Makrophyten Seen Ufer & Flachwasser

(Makrophyten- & Phytobenthos-Bewertung gemäß EG-WRRL 2003; grau unterlegte Felder optional)

Gewässername Transekt-/Abschnitts-Nr. Bearbeiter Probestellen-Nr. Befund-Nr. Rechtswert (Ufer) Hochwert (Ufer) Rechtswert (Vegetationsgrenze) Hochwert TK-Blatt Datum	Lage, Beschreibung des Transekts Exposition (Himmelsrichtung) Transektbreite Film-/Foto-Nr. Sichttiefe Wasserstand ☐ niedrig ☐ mittel ☐ hoch Diatomeenprobenahme erfolgt ☐ ja ☐ nein Wenn ja: beprobtes Substrat																																																																		
Kartierungsmethode (bitte ankreuzen) Tauchkartierung (gesamtes Seelitoral) ☐ Tauchkartierung (Transekte) ☐ Transektkartierung mit Rechen/Greifer ☐ (nicht verwendetes Gerät bitte streichen)																																																																			
Uferbewuchs (bitte ankreuzen; nicht zutreffendes streichen) <table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th></th> <th style="text-align: center;">Ufersaum (0-5 m)</th> <th style="text-align: center;">Umfeld (5-20 m)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>Wald</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>Gehölzsaum</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>Gebüsch/Einzelgehölze</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>Röhricht/Großseggenried</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>Hochstauden-/Krautflur</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>Wiesen/Weiden (extensiv)</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>Wiesen/Weiden (intensiv)</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>Acker-/Gartenpflanzen</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>Rasen-/Parkfläche</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>Pionier-/Trittvegetation/Brache</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>vegetationsfrei</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> </tbody> </table>		Ufersaum (0-5 m)	Umfeld (5-20 m)	Wald	☐	☐	Gehölzsaum	☐	☐	Gebüsch/Einzelgehölze	☐	☐	Röhricht/Großseggenried	☐	☐	Hochstauden-/Krautflur	☐	☐	Wiesen/Weiden (extensiv)	☐	☐	Wiesen/Weiden (intensiv)	☐	☐	Acker-/Gartenpflanzen	☐	☐	Rasen-/Parkfläche	☐	☐	Pionier-/Trittvegetation/Brache	☐	☐	vegetationsfrei	☐	☐	Ufernutzung (bitte ankreuzen; nicht zutreffendes streichen) <table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th></th> <th style="text-align: center;">Ufersaum (0-5 m)</th> <th style="text-align: center;">Umfeld (5-20 m)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>Industrieflächen/Werften</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>Hafen-/Steganlage</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>Wiesenliegeplatz f. Boote</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>Straße/Parkplatz/Rad-/Fußweg</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>geschlossenen Bebauung</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>lockere Bebauung/Gärten</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>Parkanlage/Camping/Freibad</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>Lager-/Feuer-/Badeplätze</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> <tr><td>Landwirtschaft</td><td>☐</td><td>☐</td></tr> </tbody> </table>		Ufersaum (0-5 m)	Umfeld (5-20 m)	Industrieflächen/Werften	☐	☐	Hafen-/Steganlage	☐	☐	Wiesenliegeplatz f. Boote	☐	☐	Straße/Parkplatz/Rad-/Fußweg	☐	☐	geschlossenen Bebauung	☐	☐	lockere Bebauung/Gärten	☐	☐	Parkanlage/Camping/Freibad	☐	☐	Lager-/Feuer-/Badeplätze	☐	☐	Landwirtschaft	☐	☐
	Ufersaum (0-5 m)	Umfeld (5-20 m)																																																																	
Wald	☐	☐																																																																	
Gehölzsaum	☐	☐																																																																	
Gebüsch/Einzelgehölze	☐	☐																																																																	
Röhricht/Großseggenried	☐	☐																																																																	
Hochstauden-/Krautflur	☐	☐																																																																	
Wiesen/Weiden (extensiv)	☐	☐																																																																	
Wiesen/Weiden (intensiv)	☐	☐																																																																	
Acker-/Gartenpflanzen	☐	☐																																																																	
Rasen-/Parkfläche	☐	☐																																																																	
Pionier-/Trittvegetation/Brache	☐	☐																																																																	
vegetationsfrei	☐	☐																																																																	
	Ufersaum (0-5 m)	Umfeld (5-20 m)																																																																	
Industrieflächen/Werften	☐	☐																																																																	
Hafen-/Steganlage	☐	☐																																																																	
Wiesenliegeplatz f. Boote	☐	☐																																																																	
Straße/Parkplatz/Rad-/Fußweg	☐	☐																																																																	
geschlossenen Bebauung	☐	☐																																																																	
lockere Bebauung/Gärten	☐	☐																																																																	
Parkanlage/Camping/Freibad	☐	☐																																																																	
Lager-/Feuer-/Badeplätze	☐	☐																																																																	
Landwirtschaft	☐	☐																																																																	
Uferbeschaffenheit (bitte ankreuzen) Steilufer, Böschung, Mauer (landseitig) ☐ Flachufer (landseitig) ☐ Transekt liegt innerhalb einer Bucht ☐ ja ☐ nein Uferverbau (bitte ankreuzen) Steine/Blöcke ☐ Beton-/Steinmauer ☐ Holz ☐ Metall ☐	Besonderheiten (x: einzeln xx: vermehrt xxx: häufig) Treib-/Totholzansammlungen an Land ☐ Müll, Unrat, Verunreinigung an Land ☐ Zufluss (Graben, Bach, Fluss) ☐ Schwemmfächer ☐ Einleiter (Drainage, Rohre) ☐ Boots-/Badestege ☐ Reusen, Netzanlagen ☐																																																																		
Beschattung im Flachwasserbereich während der Vegetationsperiode nach WÖRLEIN (1992) <table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tbody> <tr> <td style="width: 5%;">☐</td> <td style="width: 25%;">1</td> <td style="width: 30%;">vollsonnig</td> <td style="width: 40%;">Sonne von deren Auf- bis Untergang</td> </tr> <tr> <td>☐</td> <td>2</td> <td>sonnig</td> <td>in der überwiegenden Zeit zwischen Sonnenaufgang und Sonnenuntergang, immer jedoch in den wärmsten Stunden des Tages in voller Sonne</td> </tr> <tr> <td>☐</td> <td>3</td> <td>absonnig</td> <td>überwiegend in der Sonne, in den heißesten Stunden jedoch im Schatten</td> </tr> <tr> <td>☐</td> <td>4</td> <td>halbschattig</td> <td>mehr als die Tageshälfte und immer während der Mittagszeit beschattet</td> </tr> <tr> <td>☐</td> <td>5</td> <td>schattig</td> <td>voller Schatten unter Bäumen</td> </tr> </tbody> </table>		☐	1	vollsonnig	Sonne von deren Auf- bis Untergang	☐	2	sonnig	in der überwiegenden Zeit zwischen Sonnenaufgang und Sonnenuntergang, immer jedoch in den wärmsten Stunden des Tages in voller Sonne	☐	3	absonnig	überwiegend in der Sonne, in den heißesten Stunden jedoch im Schatten	☐	4	halbschattig	mehr als die Tageshälfte und immer während der Mittagszeit beschattet	☐	5	schattig	voller Schatten unter Bäumen																																														
☐	1	vollsonnig	Sonne von deren Auf- bis Untergang																																																																
☐	2	sonnig	in der überwiegenden Zeit zwischen Sonnenaufgang und Sonnenuntergang, immer jedoch in den wärmsten Stunden des Tages in voller Sonne																																																																
☐	3	absonnig	überwiegend in der Sonne, in den heißesten Stunden jedoch im Schatten																																																																
☐	4	halbschattig	mehr als die Tageshälfte und immer während der Mittagszeit beschattet																																																																
☐	5	schattig	voller Schatten unter Bäumen																																																																
Sonstiges																																																																			

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft November 2004

Abbildung 6 Kartierprotokoll für Makrophyten in Seen (Seite 1)

(Makrophyten- & Phytobenthos-Bewertung gemäß EG-WRRL 2003; grau unterlegte Felder optional)

(Makrophyten- & Phytobenthos-Bewertung gemäß EG-WRRL 2003; grau unterlegte Felder optional)

Gewässername	Transekt-Nr.	Datum

(bitte ankreuzen; x: wenig; xx: häufig; xxx: massenhaft)

(bitte ankreuzen; x: wenig; xx: häufig; xxx: massenhaft)

	Tiefenstufe			
	0-1m	1-2m	2-4m	> 4m
Fels (anstehend)				
Blöcke (>200 mm)				
Steine (63-200 mm)				
Grobkies (20-63 mm)				
Fein-/Mittelkies (2,0-20 mm)				
Sand				
Seekreide				
Sandmudde				
Kalkmudde				
Detritusmudde				
Torfmudde				
Sapropel				
Röhrichtstoppeln				

Gefälle (f: flach; m: mittel; s:stark)

Tiefenstufe			
0-1m	1-2m	2-4m	> 4m

(bitte ankreuzen; x: wenig; xx: häufig; xxx: massenhaft)

(bitte ankreuzen; x: wenig; xx: häufig; xxx: massenhaft)

	Tiefenstufe			
	0-1m	1-2m	2-4m	> 4m
Steilabbruch (> 0,5m)				
Schwinggrasen				
Röhrichtstoppfelder				
Überhängende Vegetat.				
Totholz				
Grundwasserzutritt				
Trittschäden				
Ankerbojen/-schäden				
Müll, Unrat				
Laub-/Detritusauflage				
Muschelschalen				
Teich-/Malermuschel				
Dreikantmuschel				
Grünalgen				
Blualgen				
sonstige Algen				

Vegetationsgrenze

Vegetationsgrenze

m	
---	--

tiefste beprobte Stelle

m

tieфste Art(en)

[illegible]

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft November 2004

3.2 Diatomeen

3.2.1 Materialien zur Durchführung der Probenahme

Kursiv: optional

- Topographische Karten 1:25 000 bzw. 1:50 000
- *GPS-Gerät*
- Feldprotokoll
- Exemplar der Handlungsanweisung
(http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/welcome.htm)
- Schreibmaterialien
- Wathose
- Weithalsflaschen oder -gläschen
- Wasserfester Stift zur Beschriftung der Probengefäße
- Teelöffel, Spatel o. ä.
- Formaldehydlösung
- Fotoausrüstung
- ggf. Sicherheitsausrüstung

3.2.2 Anleitung zur Probenahme

Die Probenahme erfolgt weitgehend nach den Richtlinien der EN 13946. Vorgegeben wird die Besammlung von natürlichen, für den jeweiligen Gewässertyp charakteristischen Substraten in einer dauerhaft von Wasser überfluteten Tiefenzone. Bereiche mit extrem starker Strömung wie auch ufernahe Stillwasserzonen sind zu meiden. Ebenso sollten stark beschattete Gewässerabschnitte nicht berücksichtigt werden – es sei denn, sie sind charakteristisch für das zu untersuchende Gewässer. Die Kenngrößen des untersuchten Gewässerabschnitts (Lage, Substrate, Lichtverhältnisse etc.) sind von der Makrophyten- oder Phytobenthoserhebung zu übernehmen oder in einem gesonderten Feldprotokoll zu vermerken. Zudem kann sich eine fotografische Dokumentation als hilfreich erweisen.

In Fließgewässern mit hoher bis mäßiger Fließgeschwindigkeit wird die Besammlung von Hartsubstraten empfohlen, insbesondere von mittelgroßen bis großen Steinen. Dazu werden mindestens fünf, so weit wie möglich über den Gewässerquerschnitt verteilte und unter normalen hydrologischen Bedingungen keiner Umlagerung unterworfenen Steine vorsichtig entnommen. Der Aufwuchs der Steinoberseite wird mit einem Teelöffel, Spatel oder ähnlichem Gerät abgekratzt und in ein beschriftetes Weithalsprobengefäß überführt. Von dem Gebrauch von Zahnbürsten wird aufgrund der potentiell hohen Gefahr der Verunreinigung der Proben abgeraten. In langsam fließenden Gewässern wird von KELLY et al. (1998) zur Bestimmung von verschiedenen Belastungszuständen die Beprobung von vertikal exponierten Hartsubstraten, wie Brückenpfeiler oder Quais, empfohlen. In Untersuchungen, die auf die Erfassung von Gewässertyp-spezifischen Biozönosen zielen, ist diese Vorgehensweise

nur in Ausnahmefällen angebracht. Zu bevorzugen ist vielmehr das in den Gewässern natürlicherweise vorkommende Bodensubstrat, welches in der Regel aus Sand, Kies oder Feinsediment besteht. Vom Bodensubstrat werden die obersten Millimeter mit einem Löffel vorsichtig abgehoben.

Die Probenahme im Seenlitoral entspricht weitgehend derjenigen in langsam fließenden Gewässern. Generell ist darauf zu achten, dass die Probenahme im Freiwasserbereich erfolgt und nicht innerhalb dichter Makrophytenbestände. Der beprobte Tiefenbereich sollte 30 cm nicht unterschreiten, Seespiegelschwankungen sind bei der Terminierung der Probenahme zu berücksichtigen.

Die Fixierung der Proben erfolgt durch Formaldehyd in einer Endkonzentration von 1–4 %.

3.2.3 Präparation

Die Bestimmung der Diatomeen auf Artniveau erfolgt anhand der Strukturen des Kieselsäureskeletts und setzt die Herstellung von Dauerpräparaten voraus. Insbesondere kleinschalige Arten können nur im gereinigten Präparat nach Entfernen der organischen Zellbestandteile und weiterer, störender organischer Komponenten bei 1 000- bis 1 200facher Vergrößerung sicher zugeordnet werden. Zur Aufbereitung des Probenmaterials existieren verschiedene Verfahren, die je nach Beschaffenheit des Probenmaterials unterschiedlich geeignet sind. Eine Darstellung der häufigsten Aufbereitungstechniken findet sich in KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986). Zur Aufbereitung von Aufwuchsproben von Bodensubstraten (Steine, Kies, Schlamm), die einen hohen Anteil von organischem, nicht-diatomeenhaltigem Material enthalten können, empfiehlt sich die Oxidation durch starke Säuren, in deren Verlauf es auch zur Trennung der beiden Schalenhälften kommt.

Nach erfolgter Reinigung der Proben müssen Dauerpräparate angefertigt werden. Für Diatomeenproben hat sich bewährt, das Material in geeigneter Verdünnung in Naphrax einzubetten.

Das Präparat kann sofort unter dem Lichtmikroskop ausgewertet werden und ist bei entsprechender Lagerung über Jahrzehnte hinweg haltbar. Von großer Wichtigkeit ist eine detaillierte Beschriftung des Objektträgers mit genauer Angabe der Gewässerstelle, des beprobten Substrats, des Datums sowie gegebenenfalls mit Codierungen, die den Bezug zu anderen Informationsquellen herstellen.

3.2.4 Mikroskopische Auswertung

Um repräsentative Verteilungen zu erhalten, werden im Streupräparat 500 Schalen auf Artniveau mit den entsprechenden Unterarten bzw. Varietäten bestimmt. Die Darstellung der Häufigkeiten erfolgt in prozentualen Anteilen. Als Standard-Bestimmungsliteratur dient das vierbändige Werk von KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986, 1988, 1991a, 1991b). Dieses kann durch folgende, von den Autoren seit 1993 publizierte Erweiterungen und Revisionen einzelner Gattungen ergänzt werden: KRAMMER (2000, 2002), LANGE-BERTALOT (1993, 2001), LANGE-BERTALOT & MOSER (1994), LANGE-BERTALOT & METZELTIN (1996).

3.3 Phytobenthos ohne Diatomeen

3.3.1 Materialien zur Durchführung der Probenahme

Kursiv: optional

- Topographische Karten 1:25 000 bzw. 1:50 000
- *GPS-Gerät*
- Feldprotokoll
- Exemplar der Handlungsanweisung
(http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/welcome.htm)
- Wathose, evtl. Gummihandschuhe
- Sichtkasten
- Kleinere und größere Glasgefäße mit Schraubdeckel
- Gefrierbeutel, verschiedene Größen
- Kühlbox mit Kühlakkus für den Transport der Proben
- Gewebeband und wasserfeste Filzschreiber
- Spatel/Skalpell
- Pinzette
- Saure Lugol'sche Lösung (WILLÉN 1962):
 - 100 g Kaliumjodid (IK)
 - 1 000 ml destilliertes Wasser
 - 50 g resublimiertes Jod (J₂)
 - 100 g Eisessig (96–100 % CH₃COOH)Die Lösung wird in kleineren Braunflaschen aufbewahrt. Empfohlen wird, die Flaschen möglichst gut zu füllen, da das Jod in halbleeren Flaschen oxidiert.
- An unzugänglichen Stellen tlw. hilfreich: Rechen, Zange oder ähnliche Greifinstrumente
- Vorteilhaft: Fotokamera

3.3.2 Anleitung zur Probenahme

Um die vorhandenen benthischen Algen möglichst vollständig erfassen zu können, erfolgt die Probenahme nach dem „multiple habitat sampling“-Prinzip. Dazu wird ein Fließgewässerabschnitt von etwa 20 m bei Bächen und etwa 50 m bei Flüssen der Länge nach abgegangen und, soweit mit Wathosen möglich, durchschritten. An Stellen, die nicht komplett durchwatet und begutachtet werden können, ist die Beprobung nur annäherungsweise repräsentativ. In diesen Fällen sind Werkzeuge wie ein Rechen oder eine Zange mit langem Griff hilfreich. Auf jeden Fall sollte für die Probenahme ein Zeitpunkt gewählt werden, zu dem ein möglichst niedriger Wasserstand zu erwarten ist. Mit einem Sichtkasten wird das Bachbett untersucht. Makroskopisch erkennbare Bewuchsformen werden notiert (z. B. „grün & fädig“, „weinrote, kleine Büschel“), die jeweilige mittlere Bewuchsdicke (Angabe in mm bzw. cm) und der jeweilige Deckungsgrad (Prozentangabe, bezogen

auf die gesamte Probestelle) werden geschätzt. Von jeder dieser so erfassten Bewuchsform wird eine kleine Menge entnommen und einzeln in geeignete Gefäße (kleine Glas- oder Plastikgefäße bzw. Gefrierbeutel) verpackt. Die entnommenen Proben sind eindeutig zu beschriften. Zusätzlich zu diesen Proben, oder wenn eine Stelle keinen makroskopisch erkennbaren Algenbewuchs enthält, werden nach dem „multiple habitat sampling“-Verfahren alle an der Probestelle vorkommenden Substrate beprobt. Dazu wird wie folgt verfahren:

- Bewegliches Hartsubstrat (Kies, Kiesel, Kopfsteine und Holzreste) wird entnommen und in kleine Plastikbeutel (Gefrierbeutel) verpackt.
- Von unbeweglichen großen Substraten (Geröllblöcke, Grundgestein, Baumklötze, Bäume, Wurzeln) werden kleinere Stücke abgebrochen oder etwas Belag abgeschabt. Diese Proben werden ebenfalls in Gefrierbeutel verpackt oder zusammen mit etwas Flusswasser in kleine Glasgefäße (15–20 ml) überführt.
- Von Weichsubstrat (Moose, Makroalgen, Gefäßpflanzen, Wurzelgeflecht) werden kleine Büschel entnommen und in einer Plastiktüte mit etwas Flusswasser gründlich ausgequetscht. Von der resultierenden Mischung wird eine möglichst gehaltvolle Probe in ein kleines Glasgefäß überführt.
- Von auffallenden fädigen Formen werden kleine Teile mit etwas Flusswasser in ein größeres Glasgefäß überführt. Es ist zweckmäßig, die entnommenen Algen vorsichtig, aber sorgfältig von angelagertem Detritus und Schlamm zu reinigen.

Die entnommenen Proben werden durchnummeriert, beginnend mit 2. Zu jeder muss der Deckungsgrad (in %, bezogen auf den gesamten beprobten Abschnitt) oder die Häufigkeit (siehe Tabelle 2) notiert werden. Die Häufigkeitsstufen „1“ und „2“ spielen bei der Beprobung im Gelände keine Rolle. Weitere Angaben können aufgenommen werden. Es empfiehlt sich, ein Feldprotokoll zu verwenden (Abbildung 9).

Tabelle 2 kombinierte Häufigkeitsschätzungen, makroskopisch und mikroskopisch

Häufigkeit	Beschreibung
5	massenhaft, mehr als 1/3 des Bachbettes bedeckend (Deckungsgrad > 33 %)
4	häufig, aber weniger als 1/3 des Bachbettes bedeckend (Deckungsgrad 5–33 %)
3	makroskopisch selten, gerade noch erkennbar (Vermerk im Feldprotokoll: „Einzelfund“ oder „5 % Deckungsgrad“) oder mikroskopisch massenhaft
2	mikroskopisch häufig
1	mikroskopisch selten

Feldprotokoll Phytobenthos Fließgewässer

(Makrophyten- & Phytobenthos-Bewertung gemäß EG-WRRL 2003; grau unterlegte Felder optional)

Gewässername 		Abschnittslänge m	mittlere Breite m
Probestelle 		mittlere Tiefe ☐ I 0-30 cm ☐ II 30-100 cm ☐ III >100 cm	Wasserstand ☐ trocken ☐ niedrig ☐ mittel ☐ hoch
Lage der Probestelle 		Probenahme über die gesamte Breite des Gewässers möglich? ja ☐ nein ☐	
Nächste Ortschaft 	Bearbeiter 	Trübung ☐ ungetrübt, klar ☐ mittel ☐ stark getrübt	Gewässergrund sichtbar? ☐ ja ☐ nein
Probestellen-Nr. 	Befund-Nr. 	Film-/Foto-Nr. 	
Rechtswert 	Hochwert 		
TK-Blatt 	Datum 		

Entnommene Phytobenthosproben

Nr.	Beschreibung der Probe	Substrat-Art	Deckungsgrad bzw. geschätzte Häufigkeit
1			
2			
3			
4			
5			
6			
7			
8			
9			
10			
11			
12			
13			
14			
15			
16			
17			
18			
19			
20			

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft Dezember 2004

Abbildung 9 Feldprotokoll für die Probenahme des Phytobenthos

3.3.3 Mikroskopische Analyse und Auswertung

Die Auswertung der Proben erfolgt mit einem Stereomikroskop (Vergrößerung 6,7- bis 40fach) sowie mit einem Mikroskop (Vergrößerung 40- bis 1 000fach). Für die Dokumentation der gefundenen Arten (s. u.) ist ein Fotoaufsatz am Mikroskop auf jeden Fall erforderlich, ein Fotoaufsatz auch am Binokular ist wünschenswert. Die Bestimmungsliteratur für das Phytobenthos exkl. Diatomeen und Charales ist relativ umfangreich und wird ständig weiterentwickelt. Zur Zeit sind für die Bestimmung der benthischen Algen neben den Bänden 1, 3, 4, 10, 14, 16 und 19 der „Süßwasserflora von Mitteleuropa“ folgende Werke zu Rate zu ziehen (Auswahl):

Gruppenübergreifende Literatur:

- ENTWISLE et al. (1997)
- JOHN et al. (2002)
- WEHR & SHEATH (2003)
- SIMONS et al. (1999)

Nostocophyceae:

- ANAGNOSTIDIS & KOMÁREK (1988 a,b)
- GEITLER (1932)
- KANN & KOMÁREK (1970)
- KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS (1989)
- KOMÁREK & KANN (1973)
- KOMÁREK & KOVÁČIK (1987)
- MOLLENHAUER et al. (1994)

Bangiophyceae/Florideophyceae/Fucophyceae:

- ELORANTA & KWANDRANS (1996a)
- KUMANO (2002)
- NECCHI et al. (1993 a,b)
- SHEATH & VIS (1995)
- STARMACH (1977)
- VIS et al. (1995)

Chrysophyceae/Synurophyceae:

- KRISTIANSEN & PREISIG (2001)

Tribophyceae:

- CHRISTENSEN (1970)

Chlorophyceae/Trebouxioephyceae/Ulvophyceae/Tetrasporales:

- FOTT (1972)
- KOMÁREK & FOTT (1983)
- PRINTZ (1964)
- STARMACH (1972)
- VAN DEN HOEK (1963)

Charales excl. Characeae:

- COESEL (1982, 1983, 1985, 1991, 1994, 1997)
- LENZENWEGER (1996, 1997, 1999, 2003)
- RŮŽIČKA (1977, 1981)

Die einzelnen an einer Untersuchungsstelle entnommenen Proben und Substrate werden im Weiteren als „Unterproben“ bezeichnet. Von jeder Unterprobe werden fünf bis zehn Deckgläschen durchsucht, die Arten werden notiert und ihre Häufigkeit geschätzt. Die Häufigkeitsschätzungen der einzelnen Arten der mikroskopischen Befunde werden mit den Angaben im Feldprotokoll kombiniert, so dass insgesamt eine fünfstufige Skala die Arthäufigkeiten pro Probestelle wiedergibt (siehe Tabelle 2).

Nach Abschluss der mikroskopischen Auswertung werden die Angaben aus den einzelnen Unterbefunden zu einem Gesamtbefund zusammengefasst, der nun mit der Unterbefundnummer 1 codiert wird. Im Gesamtbefund werden alle Arten aus den einzelnen Unterbefunden aufgeführt. Kommt ein Taxon in mehreren Unterbefunden vor, wird die höchste Häufigkeitsangabe übernommen, bzw. wird für ein Taxon mindestens dreimal dieselbe Häufigkeitsstufe angegeben, wird die Häufigkeit für den Gesamtbefund um eine Stufe höher gesetzt.

Die mikroskopische Analyse sollte durch Experten oder durch entsprechend geschulte Fachkräfte vorgenommen werden. Die Analyse ist so genau wie möglich durchzuführen, da für die Bewertung in den meisten Fällen eine Bestimmung auf Artniveau erforderlich ist. Nur in einigen Fällen (i. d. R. dann, wenn die Artbestimmung nur an fertilen Organismen vorgenommen werden kann, wie z. B. bei den Gattungen *Odeogonium*, *Vaucheria*), reicht auch eine Aussage auf Gattungsniveau für die Bewertung. Alle gefundenen Taxa müssen dokumentiert werden, dies lässt sich am einfachsten durch entsprechende Fotos bewerkstelligen. Diese Fotos sollten auf geeignete Weise digital in einer Datei oder konventionell in einer Kartei so abgelegt werden, dass sie für spätere Überprüfungen zur Verfügung stehen.

Nach der mikroskopischen Analyse liegen für jede Probenahme die Ergebnisse in Form von Artenlisten (inkl. Häufigkeitsangaben zu jeder Art) vor.

4 Entwicklung des Bewertungsverfahrens

4.1 Ermittlung der Referenzstellen

Zur Aufstellung des Untersuchungsprogrammes für das vorliegende Projekt wurden in einer bundesweiten Umfrage alle zuständigen Behörden um Vorschläge zu Probestellen befragt. Neben allgemeinen Angaben wurde auch eine angenommene vorläufige Zustandseinteilung in die ökologischen Qualitätsklassen der Wasserrahmenrichtlinie (nach Einschätzung der Ländervertreter) erbeten. Die nach dieser Einschätzung in die ökologische Zustandsklasse 1 eingeteilten Probestellen wurden (Genauerer hierzu vgl. SCHMEDITJE et al. 2001a) für das Projekt als „vorläufige Referenzstellen“.

Zur Verifizierung der Zustandsbeschreibung wurden die Referenzstellen sowie die vorab als Bereiche mit guter ökologischer Qualität eingestuften Gewässerstellen überprüft. Die Überprüfung erfolgte nach den Kriterien Biologie, Chemie, Struktur und auf Basis der vorläufig vergebenen Zustandseinteilung. Damit sollte erreicht werden, dass für die Eichung des Bewertungsverfahrens nur möglichst anthropogen unbeeinflusste und damit typspezifisch ausgeprägte Probestellen herangezogen werden.

Als wichtigste wasserchemische Belastungsparameter wurden hier Gesamtphosphor, Nitratstickstoff, Nitritstickstoff, Ammoniumstickstoff, Sauerstoff, pH-Wert, Leitfähigkeit, Chloridkonzentration, BSB₅ und Chlorophyll a betrachtet. Als Hilfsgrößen zur trophischen Einstufung wurde der Makrophytenindex für Seen (MELZER 1988) berechnet. Zusätzlich wurde die Trophie nach LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 1999) berechnet und die Auswahl der Referenzstellen mit den von SCHAUMBURG et al. (2003) angenommenen typbezogenen Trophiebereichen verglichen. Da für die meisten der übrigen Werte keine Richtwerte für Makrophyten existieren, wurden aus der Literatur zugängliche Grenzwerte als Maßstab angesetzt (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 1999). Diese dürfen zwar nicht als Absolutwerte verstanden werden und haben auch nicht in jeder Ökoregion gleiche Aussagekraft, geben aber zumindest Hinweise auf eventuelle Degradationen. Regionale Unterschiede (z. B. natürlicherweise höhere Trophie in Norddeutschland) wurden berücksichtigt, indem z. B. für Phosphorgehalte weniger strenge Maßstäbe angelegt wurden.

Zur strukturellen Überprüfung der Probestellen an Seen wurden ausgewählte Parameter der Kartierprotokolle (Kapitel 3.1.2) verwendet. Von den Referenzstellen ausgeschlossen wurden Stellen mit starker Ufernutzung wie Badebetrieb, Bootsanleger und Hafenanlagen, angrenzenden Gärten, landwirtschaftlicher Ufernutzung, oder Uferverbau, stauregulierten Strecken, starke künstliche Wasserstandsveränderungen sowie Abschnitte mit starken strukturellen Defiziten.

4.2 Biozönotische Typologie

Die von der Wasserrahmenrichtlinie vorgesehene typspezifische Bewertung anhand von Artenzusammensetzung und Abundanz erfordert die Abgrenzung möglichst homogener Referenzbiozönosen für die einzelnen Organismengruppen. Das erfordert die Entwicklung einer organismenbasierten Typologie. Diese sollen die geomorphologischen Typisierungen nach SCHMEDTJE et al. (2001b) und MATHES et al. (2002) keinesfalls ersetzen, sondern sind mit diesen kompatibel. Ähnliches gilt für die Fließgewässertypologie von SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER (2004).

Da die drei Teilorganismengruppen Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen in der Ausbildung der Biozönose auf unterschiedliche Standortfaktoren reagieren und diese Gruppen zumeist von unterschiedlichen Spezialisten untersucht werden, war es sinnvoll, die biozönotischen Typologie jeweils auf einer Teilgruppe basierend zu entwickeln.

4.2.1 Makrophyten

4.2.1.1 Fließgewässer

Entwicklung der Makrophyten-Typologie für Fließgewässer

Zur Entwicklung der Typologie wurden die Art- und Abundanzdaten der vorab angenommenen Referenzstellen (s. o.) mittels Cluster- und Korrespondenzanalysen auf die Bildung abgrenzbarer Gruppen untersucht (Clusteranalyse (SPSS) mit der Methode „Average Linkage between Groups, Distanzmaß Kosinus“). Daraus ließen sich mehrere Gewässergruppen erkennen, die sich anhand abiotischer Gegebenheiten voneinander unterscheiden lassen. Allerdings waren die im Cluster-Dendrogramm dargestellten Gruppen nicht vollkommen einheitlich. Solche Unschärfen in der Clusteranalyse entstehen dadurch, dass die hier verwendeten vorab angenommenen Referenzstellen teilweise nur als „best available“ zu verstehen sind und nicht mehr dem völlig naturnahen Zustand entsprechen. Zur Entwicklung des Bewertungssystems, insbesondere zur Abgrenzung der Referenzbiozönosen, wurden die Referenzstellen nochmals überprüft und strengere Maßstäbe angelegt (vgl. Kapitel 1.1).

Das Dendrogramm einer Clusteranalyse, die nur die nach der Überprüfung verwendeten endgültigen Referenzstellen beinhaltet, ist in Abbildung 10 wiedergegeben.

Diese Graphik beruht zwar auf weniger Probestellen als die ursprüngliche, zeigt aber die gleichen Tendenzen: Cluster a beinhaltet überwiegend silikatisch-rhithrale Stellen (gelb hinterlegt), Cluster b karbonatisch-rhithrale (grau hinterlegt). Gruppe c wird aus potamalen Fließgewässern gebildet (grün hinterlegt). Einige Stellen können auch nach Beschränkung auf die endgültigen Referenzstellen nicht direkt in Probestellengruppen eingeordnet werden (nicht farbig in Abbildung 10): Die Probestelle an der Böhmischeschwarzach (boe_schwarz_ugr) ist zwar potamal geprägt, aufgrund hoher Beschattung und silikatischer Wasserchemie aber in der Artenzusammensetzung rhithralen Stellen

ähnlich. Die beiden österreichischen Probestellen am Klafferbach (klaf_w29) und Fornacher Redl (redl_w35) werden aufgrund einer einzigen gemeinsamen Art (*Marchantia polymorpha*) zusammengefasst, die Stellen an der Tiroler Ache (tir_achen_staud) und am Lauterbach (lauterbach) sind von den übrigen Probestellen gänzlich verschieden.

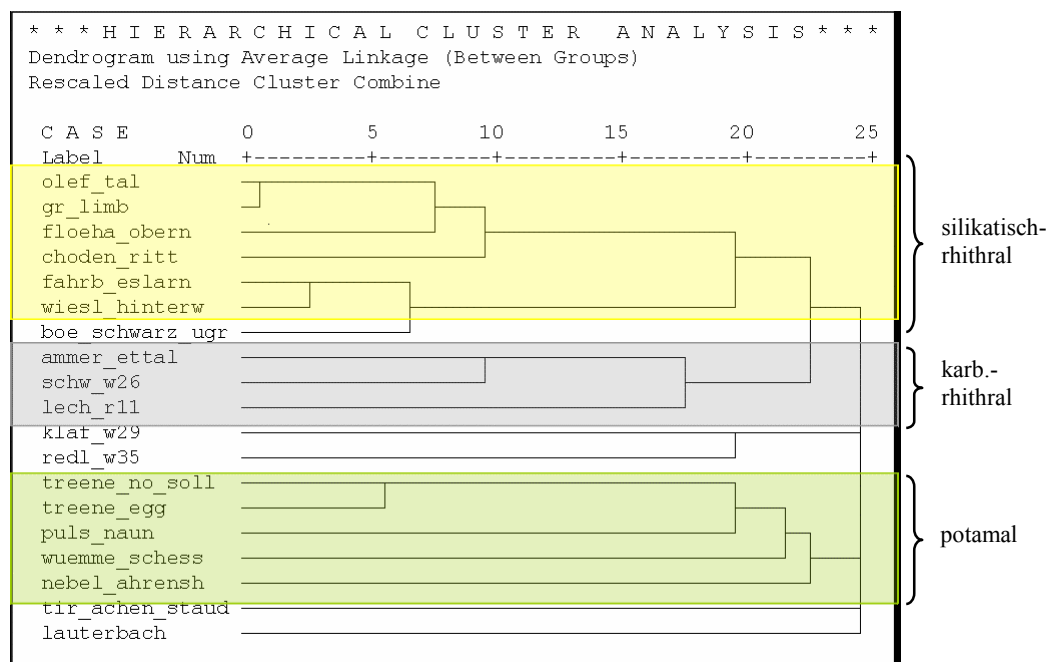


Abbildung 10 Dendrogramm der endgültigen Referenzstellen

Dies zeigt die Probleme, die bei der Anwendung statistischer Verfahren auf vegetationsökologische Daten auftreten können (vgl. hierzu auch WILDI 1986): In der Dendrogramm-Darstellung wird die Artenverteilung in einer Biozönose auf zwei Dimensionen reduziert. Die in ökologischen Systemen immanenten mehrdimensionalen Überlagerungen verschiedener Einflussgrößen lassen sich dadurch nicht realistisch abbilden. Korrespondenzanalysen liefern zwar bei Betrachtung von drei oder mehr Achsen Informationen über mehrere Einflussparameter, die auf die Biozönose wirken, erreichen aber aufgrund der hohen Variabilität natürlicher Systeme meist nur geringe erklärte Varianzen (WILDI 1986). Beiden Rechenverfahren fehlt außerdem die Fähigkeit, ähnliche ökologische Ansprüche von Arten zu berücksichtigen, so dass diese wichtigen Informationen verloren gehen.

Die für die Auswertung der vorliegenden Daten erstellten Korrespondenzanalysen erbrachten keinen Informationsgewinn gegenüber den Clusteranalysen. Aufgrund der deutlicheren Darstellung der Ergebnisse in den Dendrogrammen wurde daher die Clusteranalyse als Grundlage für weitere Arbeitsschritte ausgewählt.

Neben den statistischen Verfahren muss auch die Datenbasis kritisch hinterfragt werden. So konnten in der vorliegenden Untersuchung diejenigen Typen von Fließgewässern nicht erfasst werden, für die keine realen Referenzzustände mehr existieren, da ihre Einzugsgebiete in anthropogen stark genutzten Landschaftsräumen liegen (ELLENBERG 1996, KÜSTER 1999).

Aus diesen Gründen wurde der statistische Ansatz durch die folgenden theoretischen Überlegungen ergänzt.

Bereits aus der Clusteranalyse (Abbildung 10) lässt sich eine Abtrennung von **rhithralen** gegenüber **potamal** geprägten Fließgewässer-Stellen ersehen. Dieses Ergebnis deckt sich mit der von WEBER-OLDECOP (1977a) vorgestellten Fließgewässer-Typologie für Makrophyten, die von WIEGLEB (1981) aufgegriffen wurde. Die **Strömungsbedingungen** als wichtigster übergeordneter Faktor im Fließgewässer (AMBÜHL 1960) beeinflussen über direkte und indirekte Wirkungen (z. B. hydraulische Kräfte und Sedimentumlagerungen) das Vorkommen von Makrophyten. „Im sauerstoffreichen Rhithral siedeln kalt-stenotherme, rheophile Arten, während das Potamal überwiegend rheotolerante bis rheophobe, oder warm- bzw. eurytherme Arten beherbergt“ (POTT & REMY 2000, S. 129).

Rhithral geprägte Fließgewässer werden meist von Moosen und Algen dominiert, während in potamalen Gewässern die Gefäßmakrophyten ihr Optimum haben: „An der Grenze zwischen Rhithron und Potamon zeigt sich der stärkste Floren- und Faunenwechsel in einem Fließgewässer, der Bach und Fluß als zwei Großbiozönosen ausweist [...]“ (SCHÖNBORN 1992, S. 45). ROLL (1938) differenziert die Zonen der Mikrophyten und Makrophyten, WEBER-OLDECOP (1974) schlägt die Ausweisung einer Kryptogamenregion im Gegensatz zur Phanerogamenregion vor. Auch POTT & REMY (2000) unterscheiden auf der Basis des River Continuum Concept von VANNOTE et al. (1980) eine Zone der Kryptophyten von der Zone der Makrophyten.

Die Begriffe „Rhithron“ und „Potamon“ wurden von ILLIES (1961) vorgeschlagen, wobei zur Abgrenzung der beiden Regionen die im Fließgewässer wirksamen „Generalfaktoren“ Strömung, Temperatur, Sauerstoffgehalt und Wasserführung verwendet wurden. Für die vorliegenden Makrophytenuntersuchungen werden die Fließgewässer-Probestellen nach ihren Strömungsbedingungen und Tiefe (Wasserführung) den Fließgewässerregionen zugeordnet (vgl. Tabelle 6). Untersuchungsstellen mit turbulenten Strömungsbedingungen (Tabelle 3) bzw. mittleren Strömungsbedingungen (III) und geringer Wasserführung (Tiefenklasse = 1) werden als rhithral bezeichnet. Potamal geprägte Fließgewässer weisen geringere Strömungsgeschwindigkeiten (< III) auf bzw. sind bei schnellerem Abfluss tiefer (Tiefenklasse ≥ 2) (Tabelle 4).

Tabelle 3 Strömungsbedingungen nach BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1995)

Stufe	Beschreibung	Erläuterungen
I	nicht erkennbar fließend	fast stehend oder Kehrströmungen
II	träge fließend	Strömung sehr schwach, aber erkennbar fließend
III	langsam fließend	erkennbar fließend, Wasserspiegel fast glatt
IV	schnell fließend	Strömung mit mäßiger Turbulenz
V	reißend	turbulente Wasserbewegung
VI	stürzend	äußerst turbulent, laut rauschend

Tabelle 4 Tiefenklassen

Stufe	Tiefe in cm
1	≤ 30
2	30 bis 100
3	> 100

Ein zweiter sehr wichtiger Standortfaktor für Makrophyten in Fließgewässern ist der **Kalkgehalt** des Wassers (WEBER-OLDECOP 1977a, KOHLER 1981, ROBACH et al. 1996, ARTS et al. 1990). Kalzium-Karbonat beeinflusst über das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht sowohl die Konzentration verschiedener Kohlenstoffverbindungen als auch den pH-Wert des Gewässers (SCHWOERBEL 1999).

Hieraus ergeben sich für Hydrophyten einerseits Konsequenzen für die Kohlenstoffversorgung und damit ihre Photosyntheseleistung (POTT & REMY 2000). Andererseits verändert z. B. ein niedriger pH-Wert die Verfügbarkeit von Nährstoffen sowie auch von Schadstoffen im Gewässer (ROBACH et al. 1996, POTT & REMY 2000). In unbeeinflussten silikatischen Gewässern wird die Biozönose von Weichwasserarten (z. B. *Myriophyllum alterniflorum*, KOHLER 1981) gebildet.

Der Unterschied im Karbonatgehalt zeigt sich in rhithralen Fließgewässertypen stärker als in potamal geprägten (WIEGLEB 1981). Potamale Zustände treten meist in Mittel- und Unterläufen auf, wo die Abstufungen zwischen karbonatarmem Weichwasser und karbonatreichem Hartwasser (auch durch natürliche Stoffeinträge) nivelliert werden (POTT & REMY 2000).

Als theoretisches Klassifizierungsmerkmal wird zudem die **Größe** der Fließgewässer herangezogen. Ausgehend v. a. von der Breite der Gewässer wird zwischen Bach, (mittelgroßem/großem) Fluss und Strom unterschieden (POTT & REMY 2000, RINGLER et al. 1994, SCHÖNBORN 1992, POTT 1984 u. a.). Mitttelgroße Fließgewässer sind oft der Makrophytenregion zuzurechnen und bieten optimale Lebensbedingungen für (submerse) Wasserpflanzen, die hier den Hauptanteil der Primärproduzenten stellen. Sehr große Flüsse bzw. Ströme sind dagegen meist planktondominiert, submerse Makrophyten kommen nur noch in geringem Maß vor (Zone der Mikrophyten nach POTT & REMY 2000).

Fließgewässer mit erhöhtem **Grundwasserzufluss** haben im Vergleich zu nicht grundwasserbeeinflussten Gewässern eine geringe Temperaturamplitude, d. h. sie sind winterwarm und sommerkühl (POTT & REMY 2000). Sie besitzen meist relativ hohe CO₂-Gehalte (SCHWOERBEL 1994) und sind im natürlichen Zustand oligotroph. In landwirtschaftlich stark genutzten Gegenden kann über Grundwasserzutritte Nitrat (aus Düngemitteln oder durch Torfschwund) in die Fließgewässer eingetragen werden (CARBIENER & ORTSCHKEIT 1987). Von SCHNEIDER et al. (2001) wurde in einem grundwasserbeeinflussten Fließgewässer ein periodisch auftretender Eintrag von Phosphorverbindungen über sogenannte Makroporen beobachtet (s. a. NEYER 1999).

Grundwasserbäche zeigen auch im natürlichen Zustand längs ihres Verlaufes eine allmähliche Eutrophierung, die v. a. durch natürlichen allochthonen Stoffeintrag (z. B. Blattfall) hervorgerufen wird (CARBIENER & ORTSCHKEIT 1987). Durch anthropogene Einflüsse oder Zufuhr von eutrophem Fremdwasser können auch grundwasserbeeinflusste Fließgewässer stark eutrophiert werden (EGLIN et al. 1997). Charakteristische Arten in grundwasserbeeinflussten Fließgewässern sind z. B. *Berula erecta* oder Characeen (MELZER & HARLACHER 1985).

Basierend auf biozönotischer Grundlage und den dargestellten theoretischen Überlegungen wurde somit eine **Makrophyten-Typologie für Fließgewässer** entwickelt (Tabelle 5). Die Abkürzungen für die Benennung der Typen bestehen aus den Elementen Naturraum (Ökoregion), biozönotische Region (Rhithral/Potamal) sowie Wasserinhaltsstoffe bzw. Hydrologie (Silikat/Karbonat/Grundwasserzutritt). Die Größe der Fließgewässer wird durch ein tiefgestelltes Suffix symbolisiert.

Tabelle 5 Makrophyten-Typologie für Fließgewässer

Abkürzung	Typbezeichnung
TN _g	große Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes
TN	mittelgroße Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes
TR	rhithral geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes
MRS	silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen
MRK	karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen
MP(G)	potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen (MP), incl. Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst)
M _g	große Ströme der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen

Als Ergänzung zur Clusteranalyse wird ein potamal geprägter Mittelgebirgs-Typ (MP(G)) postuliert, für den aufgrund jahrhundertelanger anthropogener Nutzung der durchflossenen Landschaftsräume (KÜSTER 1999) keine unbeeinflussten Referenzgewässer mehr existieren. Diesem Typ können aber aufgrund abiotisch-struktureller Merkmale degradierte Stellen zugeordnet werden. Auf eine Abtrennung silikatisch geprägter von karbonatisch beeinflussten Fließgewässer wird bei den potamalen Gewässern verzichtet, da die Unterschiede im Kalkgehalt des Wassers auch im unbeeinflussten Zustand gering sind (POTT & REMY 2000, s. o.).

Grundwasserbeeinflusste potamale Mittelgebirgsgewässer unterscheiden sich zwar in ihren hydrologischen Bedingungen, nicht aber in ihren übrigen morphologischen Merkmalen von anderen potamalen Mittelgebirgsgewässern. Daher wird hier auf die Ausweisung eines eigenen Typs verzichtet, grundwasserbeeinflusste Gewässer werden als Untertyp (MPG) ausgewiesen. In einigen Gegenden der Bundesrepublik existieren noch anthropogen ungestörte grundwasserbeeinflusste Fließgewässer, z. B. im Oberrheingebiet (KOHLER et al. 1997) oder im Voralpenland (SCHNEIDER et al. 2000). Aufgrund ihrer morphologischen Gemeinsamkeiten mit potamalen Mittelgebirgsgewässern können sie als Modell für deren ursprünglich oligo- bis mesotrophen Referenzzustände herangezogen werden. Daher dienen sie als Anhaltspunkt für die Erarbeitung typspezifischer Biozönosen bei der Bewertung des potamalen Mittelgebirgstyps (MP) (vgl. Kapitel 1.1).

Die Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes werden in drei eigenständige Typen unterteilt. Hier sind nicht für alle Typen Referenzstellen vorhanden, bei den degradierten Stellen können aber drei Gruppen voneinander abgetrennt werden. Aufgrund der Datenlage kann nur der Typ TN (mittelgroße Niederungsgewässer) bewertet werden.

Kleine, rhithrale Fließgewässer und große Flüsse werden in eigene Typen gestellt, weil aus den oben genannten bzw. folgenden Gründen zu erwarten ist, dass hier eigene Referenz- und Degrada-

tionsbiozönosen ausgewiesen werden müssen. Eine weitere Auftrennung der Typen oder auch die Ausweisung eines silikat-organischen Typs ist aufgrund der bearbeiteten Daten nicht möglich.

Große Ströme der Mittelgebirge und Voralpen (z. B. Donau, Mosel) wurden ebenfalls in eine eigene Gruppe gestellt, da hier die Primärproduktion oft von Phytoplankton dominiert wird und Makrophyten meist nur eine untergeordnete Rolle spielen (POTT & REMY 2000). Aufgrund der geringen Datenlage in diesem Typ kann allerdings auch hier kein Bewertungsschema entwickelt werden.

Zudem muss davon ausgegangen werden, dass einige Typen von Fließgewässern sowohl in Nord- als auch Süddeutschland durch die im Projekt vorgegebene Beschränkung auf Fließgewässer mit Einzugsgebietsgrößen $> 10 \text{ km}^2$ bei der Auswahl der Untersuchungsstellen nicht erfasst wurden (vgl. SCHMEDITJE et al. 2001a). Das vorgeschlagene Bewertungssystem bietet aber aufgrund seines flexiblen Aufbaus die Möglichkeit einer Anpassung an weitere Fließgewässertypen, sollte sich nach Abschluss des Projektes herausstellen, dass nicht alle im Sinne der WRRL relevanten Fließgewässertypen durch die Auswahl der vorläufigen Referenzstellen abgedeckt worden sind. Die Erweiterung des Datensatzes, auch im Hinblick auf die Abgrenzung weiterer Typen und deren Bewertung, ist im Rahmen eines Praxistests geplant.

Die Einteilung der übrigen Probestellen in die Typologie erfolgt anhand der weitgehend degradationsunabhängigen Faktoren Ökoregion, Tiefe, Breite, Strömungsbedingungen und Gesamthärte bzw. Säurekapazität nach dem in Tabelle 6 dargestellten Schlüssel.

Für ein richtiges und sinnvolles Ergebnis der Bewertung anhand von Makrophyten, ist die korrekte Einordnung des zu bewertenden Gewässers in die biozönotische Typologie absolut notwendig. Sind die Kriterien „Tiefenklasse“, „Strömungsbedingungen“ und „mittlere Breite“ durch Rückstau, Ausbau oder einen ähnlichen Faktor beeinflusst, müssen diese Werte aus Fließstrecken oberhalb oder unterhalb dieser Einflüsse extrapoliert werden.

Die Zuordnung der Probestellen zum silikatischen Typ erfolgt auf Grundlage aktueller wasserchemischer Messungen von Gesamthärte (Summe Erdalkalien) bzw. Säurekapazität (KS 4,3), da eine Typeinteilung anhand geologischer Gegebenheiten im Einzugsgebiet meist schwierig ist. Selten liegen rein silikatische bzw. karbonatische Gesteine vor. Bei bekannter oder offensichtlicher anthropogener Überformung dieser Werte muss das Leitbild zur Typermittlung herangezogen werden.

Liegen an der zu untersuchenden Strecke Einleitungen aus Industrie oder Kläranlagen, ist zu überprüfen, ob diese Einleitungen die Werte für Gesamthärte und Säurekapazität beeinflussen können, in diesem Fall müssen diese Werte ebenfalls aus Fließstrecken oberhalb dieser Einflüsse extrapoliert werden.

Werden die Werte für Gesamthärte und Säurekapazität lediglich abgeschätzt, z. B. anhand der Geologie, muss das beim Endergebnis vermerkt werden. Das Ergebnis muss daraufhin kritisch auf Plausibilität hin überprüft werden. Eine falsche Typzuordnung kann zu gänzlich verkehrten Indexwerten führen.

Bei der Einteilung von Fließgewässerstellen in diese Typologie muss darauf geachtet werden, dass die Verhältnisse an der Probestelle zum Zeitpunkt der Makrophyten-Hauptvegetationsperiode betrachtet werden. Zu anderen Jahreszeiten können veränderte Abfluss- und Wasserstandsbedingungen die Ergebnisse verfälschen.

Tabelle 6 Bestimmungsschlüssel zur Typfindung für das Modul Makrophyten in Fließgewässern

Ökoregion-Alpen		
1a	Tiefenklasse = 1	→ Typ MRK
1b	Tiefenklasse ≥ 2	→ 2
2a	mittlere Breite ≥ 40m	→ 5
2b	mittlere Breite < 40m	→ 3
3a	Strömungsklasse > III	→ Typ MRK
3b	Strömungsklasse ≤ III	→ 4
4a	Grundwassereinfluss	→ Typ MPG
4b	kein Grundwassereinfluss	→ Typ MP
5a	Strömungsklasse > III	→ Typ MRK
5b	Strömungsklasse ≤ III	→ 6
6a	Tiefenklasse = 3	→ Typ Mg
6b	Tiefenklasse < 3	→ 4
Ökoregion Alpenvorland und Mittelgebirge		
1a	Tiefenklasse = 1	→ 2
1b	Tiefenklasse ≥ 2	→ 3
2a	Maximalwert Gesamthärte oder Medianwert Säurekapazität $4,3 < 1,4 \text{ mmol/l}$	→ Typ MRS
2b	Maximalwert Gesamthärte und Medianwert Säurekapazität $4,3 \geq 1,4 \text{ mmol/l}$	→ Typ MRK
3a	mittlere Breite ≥ 40m	→ 6
3b	mittlere Breite < 40m	→ 4
4a	Strömungsklasse > III	→ 2
4b	Strömungsklasse ≤ III	→ 5
5a	Grundwassereinfluss	→ Typ MPG
5b	kein Grundwassereinfluss	→ Typ MP
6a	Strömungsklasse > III	→ 2
6b	Strömungsklasse ≤ III	→ 7
7a	Tiefenklasse = 3	→ Typ Mg
7b	Tiefenklasse < 3	→ 5
Ökoregion Norddeutsches Tiefland		
1a	mittlere Breite > 40 m	→ Typ TNg
1b	mittlere Breite < 40 m	→ 2
2a	Strömungsklasse > III	→ Typ TR
2b	Strömungsklasse ≤ III	→ 3
3a	Strömungsklasse = III	→ 4
3b	Strömungsklasse < III	→ Typ TN
4a	Tiefenklasse = 1	→ Typ TR
4b	Tiefenklasse ≥ 2	→ Typ TN

Charakterisierung der Fließgewässer-Typen

Die vier ins Bewertungssystem aufgenommenen Typen TN, MRS, MRK und MP(G) werden im Folgenden vergleichend beschrieben. Dabei werden vor allem die abiotischen Standortfaktoren herausgegriffen, die zur Einordnung der Probestellen in die Typologie dienen. Darüber hinaus wird die charakteristische Makrophytenvegetation der einzelnen Typen im Überblick anhand von Wuchsformenspektren dargestellt. Zur Einteilung der Arten in die Wuchsformengruppen siehe Kapitel „Hinweise zum Ausfüllen des Kartierprotokolls“, Seite 20 sowie WIEGLEB (1991) und WEYER (1999).

(Mittelgroße) Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflands (TN)

Die mittelgroßen Niederungs-Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TN) sind etwa zwischen drei und 20 Metern breit, weisen eine Tiefe von mehr als 30 cm bis über einen Meter auf und sind wenig beschattet. Die Strömung ist gering, es werden die Klassen II (träge fließend) und III (langsam fließend) nach BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1995) erreicht. Durch dieses potamale Strömungsbild wird auch die Zusammensetzung des Substrats geprägt. Es besteht v. a. aus Feinsedimenten wie Schlamm und Sand. Die Habitatvoraussetzungen in Fließgewässern des Typs TN eignen sich gut für eine Besiedlung mit Makrophyten, was sich in einem vielfältigen Wuchsformenspektrum ausdrückt.

Silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen (MRS)

Einen starken Gegensatz zu Typ TN stellen die silikatisch-rhithral geprägten Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen (MRS) dar. Sie sind meist nur ca. drei Meter breit, selten bis über zehn Meter. Ihre Wasserführung ist gering, es werden nur Tiefen bis etwa 30 cm erreicht. Im natürlichen Zustand sind die Fließgewässer meist von Wald umgeben und daher (stark) beschattet. Die Strömungsgeschwindigkeit ist fast immer als IV (schnell fließend) oder höher einzustufen. Diesen Bedingungen entsprechen auch die Substratverhältnisse, die sehr stark von Grobkies, Steinen und Blöcken dominiert werden. Aufgrund dieser Standortfaktoren ist die Hauptwuchsformengruppe der aquatischen Makrophyten die der Haptophyten, die hier von Moosen gebildet wird, Gefäß-Hydrophyten sind selten.

Karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen (MRK)

Dem silikatischen Typ ähnlich stellt sich der karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässertyp der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen dar. Zwar enthält dieser Typ auch größere Gewässer mit einer Breite von teilweise mehr als 30 Metern und bis zu einem Meter Tiefe – doch hohe Strömungsgeschwindigkeiten von IV (schnell fließend) und mehr weisen diesen Typ ebenfalls dem Rhithral zu. Die Beschattung kann auch hier hohe Werte erreichen. Überwiegend große Korngrößen sind

charakteristisch für die rhithral geprägten Gewässer der Mittelgebirge, wobei im karbonatisch-rhithralen Mittelgebirgstyp der Anteil von Steinen und Blöcken etwas geringer ist als im Typ MRS. Den Großteil der Makrophytenvegetation stellen auch hier die Moose (Haptophyten). Durch die zum Teil größere Wasserführung treten, v. a. in eutrophierten Gewässern, auch Hydrophyten auf.

Potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen (MP) incl. Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst)

Potamale Mittelgebirgsgewässer ähneln in ihren Habitatbedingungen für Makrophyten den Niedrigungsgewässern Norddeutschlands. Die Gewässer des Typs MP(G) sind meist um zehn Meter breit und tiefer als 30 cm. Die Beschattung ist fast immer gering, die Strömung liegt bei Klasse III, langsam fließend. Die Gewässer besitzen daher hohe Anteile an Feinsedimenten wie Schlamm, Sand und Feinkies. Grobe Substrate wie Grobkies, Steine und Blöcke machen hier jedoch ebenfalls einen großen Anteil an der Sedimentzusammensetzung aus. Diese für Wasserpflanzen günstigen Standortbedingungen führen zur Ausbildung einer vielfältigen Makrophytenvegetation mit einem hohen Prozentsatz an Hydrophyten.

4.2.1.2 Seen

Aufgrund der beschriebenen Vorgehensweise, ausgewählte Gewässerabschnitte zu untersuchen, basiert auch die resultierende Typologie auf der Gruppierung von Gewässerstellen. Somit konnten neben regionalen Faktoren wie Ökoregion und Geologie, die den gesamten See betreffen, auch kleinräumige, innerhalb eines Gewässers variable Einflüsse berücksichtigt werden, sofern sie einen maßgeblichen Einfluss auf die Lebensgemeinschaft im Referenzzustand ausüben. Für Seen bedeutet dies, dass Abschnitte mit unterschiedlichen morphometrischen Eigenschaften z. B. durch die Lage in unterschiedlichen Seebecken, verschiedenen Typen zugeordnet werden können. Aus diesem Grund wird in der vorliegenden Arbeit zwischen Seen, Wasserkörpern und Stellen differenziert:

- Der Begriff **See** wird verwendet, wenn Aussagen über das gesamte Gewässer gemacht werden, z. B. über die Lage innerhalb einer Ökoregion oder zu seinem Chemismus.
- Ein **Wasserkörper** bezeichnet gemäß Artikel 2/10 der WRRL (EUROPÄISCHE UNION 2000) einen „einheitliche[n] und bedeutende[n] Abschnitt eines Oberflächengewässers“, und wird im Folgenden verwendet, um Eigenschaften unterschiedlicher Seebecken zu beschreiben.
- **Gewässerstellen** beziehen sich auf kleinräumige homogene Einheiten innerhalb der Wasserkörper, z. B. die untersuchten Transekte oder allgemein Bereiche, die sich in Ufermorphologie oder Substratart unterscheiden.

Entwicklung der Makrophyten-Typologie für Seen

Um Ähnlichkeitsanalysen einzelner Stellen durchführen zu können, mussten die Kartiierungsergebnisse der untersuchten Tiefenstufen zusammengefasst werden. Bei Erstellung des Bewertungssystems zeigte sich, dass diese Vereinfachung keinen nennenswerten Informationsverlust zur Folge hatte. Aus diesem Grund können zur Bewertung einer Stelle die Quantitäten der Taxa jeweils über alle Tiefenstufen aufsummiert werden. Allerdings ist möglich, dass bei einer Erweiterung des Datensatzes eine Änderung dieser Vorgehensweise nötig wird.

Zur Erstellung der Typologie wurden seltene Arten ausgeschlossen, also Arten die entweder nur an einer Stelle oder an zwei Stellen mit Häufigkeiten nicht über zwei („selten“) angetroffen worden waren. Diese seltenen Arten sind nicht geeignet, typbedingte Ähnlichkeiten zwischen Stellen aufzuzeigen und ihre Berücksichtigung erschwert die statistische Datenauswertung (GAUCH 1982 zit. in OBERDORFF et al. 2001).

Die Erarbeitung der Referenzbiozönosen und Degradationsverläufe hingegen erfolgte unter Einbeziehung aller Taxa.

Die Entwicklung der Seentypologie auf Basis der Makrophytenvorkommen wurde anhand statistischer Ähnlichkeitsanalysen „sehr guter“ Stellen bzw. Referenzstellen erstellt. Die weniger strenge Auswahl der vorab als „sehr gut“ eingestuften Stellen (siehe Kapitel 1.1) bietet eine aus statistischer Sicht günstigere, breitere Datengrundlage. Durch die Einbeziehung leicht degradierter Stellen verwischen jedoch teilweise Grenzen zwischen einzelnen Typen.

Mittels Korrespondenzanalysen (MVSP 3.12f, Kovach Computing Services) bzw. Clusteranalysen (SPSS 10.0 für Windows, SPSS Inc.) ließen sich Gruppen von Referenzprobestellen mit ähnlicher Artenzusammensetzung zusammenfassen. Wie beispielhaft an den ersten drei Achsen der Korrespondenzanalyse (Abbildung 11) zu sehen ist, können die Stellen der verschiedenen **Ökoregionen** deutlich abgegrenzt werden.

Eine Einheit bilden die Stellen **karbonatarmer Mittelgebirgsseen** (I), deren Arteninventar sich grundlegend von dem der karbonatischen Gewässer (II und III) unterscheidet (siehe unten). Zur Charakterisierung der geochemischen Unterschiede empfiehlt sich die Kalzium-Konzentration (MATHES et al. 2002).

Die Gruppe der **Alpen- und Voralpenseestellen** (II) zeigt gewisse Ähnlichkeit mit den ebenfalls **karbonatreichen** Stellen der **Norddeutschen Tiefebene** (III). Eine Zusammenfassung dieser Gruppen ist jedoch wegen des unterschiedlichen Degradationsverlaufs nicht sinnvoll (Kapitel 4.3.1.3). Abhängig von geographischer und klimatischer Lage variiert das soziologische und trophische Verhalten der submersen Makrophyten, so dass einzelne Arten unterschiedlich auf Degradationseinflüsse reagieren.

Eine Untergruppe bilden einige Stellen der untersuchten Alpenseen (IIa). Diese Stellen unterscheiden sich von den restlichen karbonatreichen Stellen Süddeutschlands (II) überwiegend durch geringere Artenzahlen und Abundanzen ab. Auffallend ist die besondere Steilheit und das grobe Substrat dieser **Bergseestellen**.

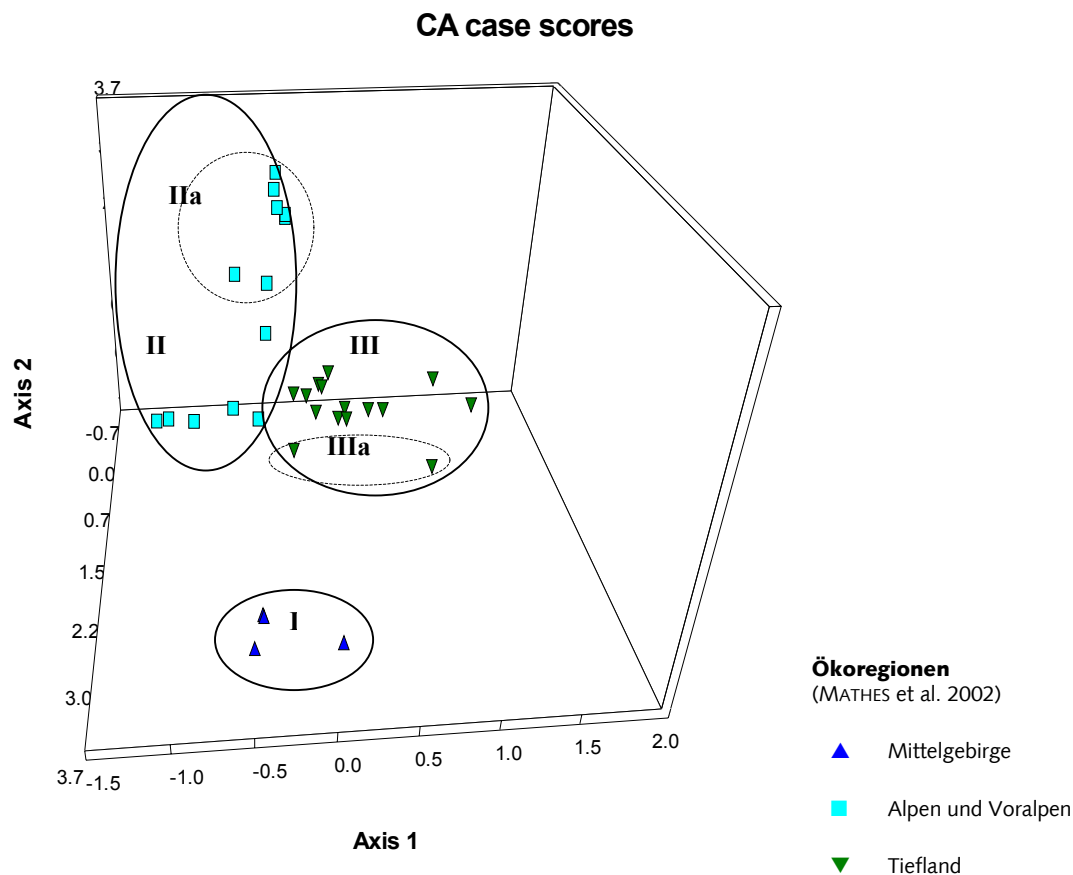


Abbildung 11 Korrespondenzanalyse (MVSP) basierend auf Artenzusammensetzung und Abundanzen der streng ausgewählten Referenzstellen. Abgebildet werden Achse 1, 2 und 3.

Zusätzlich wurden die Seen des Norddeutschen Tieflandes in geschichtete Seen (Gruppe III) und polymiktische Flachseen (Gruppe III a) unterteilt. Diese Differenzierung wird in der Grafik nicht deutlich, da lediglich zwei Referenzstellen polymiktischer Seen gefunden werden konnten, ist aber aus folgenden Gründen notwendig.

Anthropogener Nährstoffeintrag stellt eine wichtige Degradationsursache in Seen dar, zusätzlich ist die Berücksichtigung der natürlichen Trophieverhältnisse für die Definition der Degradationsstufen notwendig (vgl. SCHAUMBURG et al. 2003). Einer der wesentlichen Faktoren, die die natürliche Trophie eines Sees bestimmen ist sein **Schichtungsverhalten**. Polymiktische, flache Wasserkörper weisen natürlicherweise eine höhere Trophie als geschichtete Seen auf (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 1999, POTT & REMY 2000). Eine Abtrennung entsprechend der Seentypologie der LAWA nach MATHES et al. (2002) erscheint aus diesen Gründen sinnvoll.

Die Abtrennung **mäßig kalkreicher Seen** des Tieflandes wurde ebenfalls in Betracht gezogen. So fanden sich an zwei der Referenzstellen des Peetsch Sees (IIIa) auch einzelne für die Gruppe der silikatisch geprägten Mittelgebirgsseen (I) charakteristische Arten. Diese Sonderstellung zeigt sich auch an den Wasserchemiewerten dieses Sees. Die Kalzium-Konzentration liegt unter 40 mg/l (Jahreshöchstwert Ca^{2+}). Dieser Wert ist geringfügig niedriger als die der übrigen Seen aus der Ge-

samtgruppe (III), aber deutlich höher als die der Mittelgebirgsseen von unter 15 mg/l Ca²⁺. Eine Abtrennung mäßig kalkreicher Seen des Tieflandes wäre aus vegetationskundlicher Sicht also denkbar. Die Bildung eines eigenen Typs ist jedoch wegen der geringen Zahl der in Frage kommenden Stellen nicht sinnvoll. Von den untersuchten Seen wäre neben dem eben erwähnten nur noch ein weiterer See diesem Typ zuzuordnen. Eine große Anzahl an Seen dieser Gruppe, die die in Bezug auf die WRRL oft geforderte Mindestgrenze von 50 ha aufweisen ist auch nach Einschätzung der LAW-Vertreter nicht zu erwarten (MATHES et al. 2002). Aus diesen Gründen werden die mäßig kalkreichen Seen **nicht** als eigener Typ ausgewiesen. Da die Vegetation der untersuchten Stellen eine größere Übereinstimmung mit der in Tieflandseen als in Mittelgebirgsseen zeigt, werden die in Frage kommenden Stellen den entsprechenden Typen des Tieflandes zugeordnet. Die Grenze zur Unterscheidung zwischen kalkreichen und kalkarmen Gewässern wird wie bei MATHES et al. (2002) auf 15 mg/l Ca²⁺ gesetzt.

Eine weitere Unterteilung der Typologie für Seen entsprechend der Typologie nach MATHES et al. (2002) konnte anhand des vorhandenen Datensatzes ebenfalls nicht durchgeführt werden. Aufgrund fehlender Referenzstellen war beispielsweise für stark durchströmte Seen des Tieflandes keine Definition der Biozönose möglich. Die untersuchten Seen zeigten keinen oder höchstens sehr geringen Makrophytenbewuchs.

Die Typologie sowie Bewertungsverfahren sind als offene Systeme durchaus erweiterbar falls z. B. neue Erkenntnisse über Referenzzönosen vorliegen.

Insgesamt wurden vier Biologische Seetypen unterschieden (Tabelle 7). Die verwendeten Abkürzungen setzen sich analog zu denen der Fließgewässer aus Ökoregion, Geochemie und Morphologie bzw. Schichtungsverhalten zusammen. Großbuchstaben betreffen den See als Ganzes, Kleinbuchstaben beziehen sich auf Faktoren, die innerhalb eines Sees variieren können. Die Zuordnung der Stellen erfolgt gemäß Tabelle 19.

Tabelle 7 Makrophyten-Typologie für Seen

Abkürzung	Typbezeichnung
MTS	Stellen silikatisch geprägter Seen der Mittelgebirge und des Tieflandes
AK(s)	Stellen karbonatischer Seen der Alpen und des Alpenvorlandes (AK) incl. Untertyp extrem steile Stellen der karbonatischen Alpenseen (AKs)
TKg	Stellen stabil geschichteter karbonatischer Wasserkörper des Tieflandes
TKp	Stellen polymiktischer karbonatischer Wasserkörper des Tieflandes

Das erarbeitete Typisierungsschema wurde auf der Basis der untersuchten Referenzgewässer erstellt. Die Aufstellung eines deutschlandweiten Messstellennetzes sollte sicherstellen, dass alle bedeutenden Seetypen des Gebietes mit Referenzstellen abgedeckt werden. Trotz dieser Bemühungen erhebt das vorgestellte System keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Lässt sich für einen See keine Entsprechung in der Typologie finden, ist im Einzelfall abzuwägen, ob er zur Bewertung einem der Typen zugeordnet werden kann. Im Anschluss an die Beschreibung der Typen werden beispielhaft einige Gewässer angesprochen, für die eine Zuordnung nach diesem Schema nicht möglich ist.

Charakterisierung der Seetypen

Insgesamt werden vier biozönotische Seetypen unterschieden. Um die Zuordnung der degradierten Stellen zu ermöglichen, wurden die Typen anhand charakteristischer, nicht degradationsabhängiger abiotischer Merkmale geographisch, geochemisch, hydrologisch und morphologisch von einander abgegrenzt. Soweit möglich werden entsprechende Typen nach MATHES et al. (2002) angegeben.

Silikatisch geprägte Seen der Mittelgebirge und des Tieflandes (MTS)

Definition

Diese Gruppe beinhaltet karbonatarmer Seen der Mittelgebirge (Typ 9 nach MATHES et al. 2002) sowie des Flachlandes. Charakteristische Taxa sind Weichwasserarten wie das Wechselblütige Tausendblatt *Myriophyllum alterniflorum*, das See-Brachsenkraut *Isoetes lacustris* oder der Strandling *Littorella uniflora*.

Mit den untersuchten Referenzstellen konnten nur die Seen der Mittelgebirge erfasst werden. Aufgrund der großen Ähnlichkeit dieser Makrophytengesellschaften mit denen kalkarmer Seen des Flachlands (VÖGE 1995, DOLL 1978) erscheint eine Ausweitung des Typs entsprechend der Definition des FFH-Naturraumtyps 3110 „Oligotrophe Stillgewässer des Flach- und Hügellandes mit Vegetation der Littorelletalia“ (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2003) jedoch möglich.

Abgrenzungskriterien

Seen dieses Typs weisen folgende abiotische Merkmale auf:

- Seen der Mittelgebirge oder des Flachlandes
- $\text{Ca}^{2+} < 15 \text{ mg/l}$ (Jahreshöchstwert)

Karbonatreiche Seen der Alpen und des Alpenvorlandes (AK(s))

Definition

Der Typ AK beinhaltet Stellen karbonatreicher Seen der Alpen und Voralpen. Die charakteristische Vegetation sind Armleuchteralgenbestände (Ordnung Charales). Extrem steile, felsige Stellen der Alpenseen, die aufgrund extremer Bedingungen für Makrophyten getrennt zu behandeln sind, bilden den Untertyp AKs. Stellen des Typs AK können sich mit Stellen des Untertyps AKs innerhalb eines Sees abwechseln.

Abgrenzungskriterien

Unter Typ AK fallen alle Stellen mit folgenden Merkmalen:

- See der Alpen und des Alpenvorlandes
- $\text{Ca}^{2+} \geq 15 \text{ g/l}$

Stellen des Untertyps AKs weisen zusätzlich zwei weitere Merkmale auf:

- Gefälle steil (höchstens eine Tiefenstufe mittel)
- der Anteil von groben Hartsubstrat (Fels, Blöcke, Steine) beträgt mind. 50 %

Der Typ AK findet sich in den Typen 1–4 nach MATHES et al. (2002), die Typen 2–4 (MATHES et al. 2002) können auch Stellen des Typs AKs beinhalten, wobei diese Stellen in den meisten Fällen nur in den Alpenseen (Typ 4) vorkommen.

Stabil geschichtete karbonatreiche Wasserkörper des Tieflandes (TKg)

Definition

Der Typ beinhaltet Stellen karbonatreicher Wasserkörper des norddeutschen Flachlandes mit sommerlicher stabiler Schichtung (Typ 10 und Typ 13 nach MATHES et al. 2002). Die charakteristische Vegetation sind Armleuchteralgenbestände (Ordnung Charales). In Seen mit unterschiedlich tiefen Becken können unter Umständen Wasserkörper dieses Typs neben solchen vom Typ TKp vorkommen. Entscheidend ist in diesen Fällen das Schichtungsverhalten des jeweiligen Seebeckens.

Ebenfalls eingeschlossen sind die oben angesprochenen seltenen Fälle von Übergangsformen zu dem karbonatarmen Typ MTS, sofern der Kalziumwert (Ca^{2+} Jahreshöchstwert) zwar über 15 mg/l liegt, die Vegetation neben Armleuchteralgen aber auch das für kalkarme Seen charakteristische wechselblütige Tausendblatt (*Myriophyllum alterniflorum*) beinhaltet. Als Beispiele aus der vorliegenden Untersuchung sind der Peetschsee und der Wittwese zu nennen.

Abgrenzungskriterien

Dieser Typ beinhaltet alle Stellen mit folgenden Merkmalen:

- See des Tieflandes
- $\text{Ca}^{2+} \geq 15 \text{ mg/l}$
- sommerliche stabile Schichtung des Seebeckens

Polymiktische karbonatreiche Wasserkörper des Tieflandes (TKp)

Definition

Der Typ beinhaltet polymiktische karbonatreiche Wasserkörper des norddeutschen Tieflandes (Typen 11, 12 und 14 nach MATHES et al. 2002). Im Vergleich zum oben beschriebenen Typ TKg sind Armleuchteralgen-Bestände weniger stark ausgeprägt. Hinzu kommen nährstofftolerantere Gesellschaften aus Laichkrautarten oder Krebschere.

Abgrenzungskriterien

Stellen dieses Typs weisen folgende Merkmale auf:

- See des Tieflandes
- $\text{Ca}^{2+} \geq 15 \text{ mg/l}$
- keine stabile sommerliche Schichtung des Seebeckens

Sonderfälle

Im Folgenden sind alle untersuchten Gewässer angesprochen, die sich nicht in das vorgestellte Schema einordnen lassen. Dazu zählen Vertreter der kalkreichen Seen der Mittelgebirge (Typ 6 und 7, MATHES et al. 2002), die im Untersuchungsgebiet ausgesprochen selten sind. Referenzstellen fehlen gänzlich.

Laacher See

Eine Besonderheit unter den Seen der Eifel mit vulkanischem Ursprung stellt der Laacher See dar (Typ 7 nach MATHES et al. 2002). Dieser See hebt sich sowohl durch seine Größe als auch durch seinen hohen Elektrolytgehalt von den übrigen Seen der Region ab. Als Gründe hierfür sind Mineralstoffeinträge (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) durch Limnokrenen zu sehen (SCHARF & STABEL 1980). Bezüglich seines Elektrolytgehaltes zeigt der See somit Ähnlichkeiten zu den karbonatreichen Seen Süddeutschlands. Auch THIENEMANN verglich im Jahr 1926 (zit. in NÜCHEL 1980) den damals noch oligotrophen Laacher See mit Seen der Alpen. MELZER (1987) zog nach einer Untersuchung der Makrophytenvegetation Parallelen zu den Ergebnissen einer Untersuchung des Chiemsees (MELZER et al. 1986) und stellte fest, dass die Zuordnung der Zeigerwerte der Pflanzen zwischen den beiden Seen sehr gut übereinstimmt. Es wird daher vorgeschlagen, den Laacher See zur Bewertung den süddeutschen Seen (Typ AK) zuzuordnen. Eine Bewertung des Sees nach den Anforderungen der WRRL kann auf diese Weise erfolgen. Für konkrete Aussagen über die potentiell natürliche Vegetation dieses besonderen Sees wären jedoch Untersuchungen makrofossiler Reste aus Sedimentkernen wünschenswert.

Süßer See

Der Süße See in der Nähe von Halle (Saale) liegt an der Grenze zwischen Mittelgebirge und Flachland. Gemäß den Kriterien nach MATHES et al. (2002) ist der See den Zentralen Mittelgebirgen (Typ 6) zuzuordnen.

Aufgrund seines hohen Salzgehaltes (WANKA 1993) könnte der See auch die nicht näher erläuterten Bedingungen des LAWA-Sondertyps „elektrolytreiche Seen“ (MATHES et al. 2002) erfüllen. Seinem Namen „Süßer See“ im Vergleich zum ehemaligen nahe gelegenen „Salzigen See“ wird der See schon seit der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts nicht mehr gerecht. Der Salzgehalt des Wassers stammt aus den Salz- und Gipslagern des Zechsteins unterhalb des Sees. Die natürlichen Einträge (Einsickerungen aus unterseeischen Quellen) wurden dabei in den vergangenen Jahrhunderten von anthropogenen übertroffen (HEYNIG 2000). Die Einleitung salzhaltiger Grubenwässer aus den Mansfelder Bergwerken führte um 1965 zu einem Höhepunkt der Versalzung. Die damals gemessenen Chloridwerte von 2 300 bis 1 880 mg Cl^-/l sanken unter Schwankungen wieder ab, bis sie sich 1988 auf 200 bis 250 mg/l einpendelten. Entsprechend verhielten sich die Gesamthärte, Sulfatgehalt sowie die Leitfähigkeit.

Sowohl für den karbonatischen Mittelgebirgstyp (6) wie auch für elektrolytreiche Gewässer liegen keine Angaben zu möglichen Referenzbiozösen der Makrophytenvegetation vor. Die Einzigartigkeit

des Süßen Sees im Untersuchungsgebiet lässt keine Beurteilung mit dem im Folgenden beschriebenen System zu.

Allgemein lässt sich nur sagen, dass der Süße See in der Vergangenheit nicht nur durch Salzeinträge sondern auch durch Einleitungen aus Haushalts- und Industrieabwässern sowohl mit Nährstoffen (Phosphat, Ammonium, Nitrat, Nitrit) als auch mit anderen Schadstoffen (z. B. Phenole, Arsen, Kupfer) zeitweise stark belastet war (WANKA 1993, HEYNIG 2000). Obwohl sich die Situation seit den Achtziger Jahren des 20. Jahrhunderts gebessert hat, ist anzunehmen, dass das Fehlen von submersen Makrophyten an den beiden untersuchten Stellen des Sees hierin seine Ursache hat. Ein ökologisch guter Zustand kann aus diesen Gründen ausgeschlossen werden.

Federsee

Einen weiteren Vertreter der kalkreichen Seen der Mittelgebirge findet man im baden-württembergischen Federsee. Auch für diesen See fehlen vergleichbare Referenzgewässer. Seine geringe mittlere Tiefe von 0,8 Metern lässt darauf schließen, dass die natürliche Trophie des Sees höher ist, als die der meisten Seen des Süddeutschen Raums. Eine Zuordnung zum Typ der ebenfalls flachen, ungeschichteten Seen des Tieflandes ist wegen der stark abweichenden geographischen Lage nicht sinnvoll.

Der Federsee ist seit Jahrzehnten stark durch anthropogene Nährstoffeinträge belastet (GÜNZL 1983). Submerse Wasserpflanzen fehlten bis zur Fertigstellung einer Ringkanalisation im Jahre 1982 völlig. Erst im Folgejahr traten Vorkommen von *Potamogeton crispus* auf, die sich von Jahr zu Jahr ausbreiteten (GÜNZL 1993a). Die Tatsache, dass diese Art im Rahmen der vorliegenden Studie nicht gefunden wurde, könnte mit dem von GÜNZL (1993b) beschriebenen kurzen Lebenszyklus der Art im Federsee zusammenhängen. Bereits Ende Juni ziehen sich die Pflanzen in Ruheknochen zurück.

Die allmähliche Wiederbesiedlung mit Makrophyten nach Verbesserung der Wasserqualität zeigt, dass der Regenerationsprozess der Vegetation bereits eingesetzt hat. Ein guter ökologischer Zustand ist jedoch mit dem alleinigen Auftreten von *Potamogeton crispus*, einer äußerst nährstofftoleranten Art (SCHMEDTJE et al. 1998), nicht erreicht.

Treptowsee

Einen weiteren Sonderfall stellt der Mecklenburgische Treptowsee dar. Entsprechend seiner Lage, seiner Morphologie und den heutigen chemischen Verhältnissen wäre er dem Typ TKp zuzuordnen. Im Widerspruch dazu stehen die Ergebnisse früherer Untersuchungen (DAHNKE 1954, 1955 zit. in DOLL 1978), die bis ca. 1960 in diesem See größere Vorkommen von Arten der Strandlings-Gesellschaften (Ordnung: Littorelletalia) fanden, die für weniger kalkreiche Gewässer charakteristisch sind. Leider fehlen Angaben zur Wasserchemie des Sees aus dieser Zeit.

Eine mögliche Erklärung liefert die jahrzehntelange intensive militärische Nutzung des Sees vor dem Fall der Mauer. Über eine eigens angelegte Betonrampe wurden Panzer zum Reinigen in den See gefahren (mündl. Mitt. Herr Dr. Mathes, Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern).

Eine Erhöhung des Kalziumgehaltes ist nicht auszuschließen, zumal der See bei einer maximalen Tiefe von 5 m kein großes Volumen aufweist.

Bewertet man den See nach den Kriterien von TKp, so erscheint der ökologische Zustand der untersuchten Stellen als „sehr gut“ und „gut“. Diese Einschätzung wird der tatsächlichen Situation des Gewässers in keiner Weise gerecht. Verglichen mit früheren Erhebungen (DOLL 1978) hat sich die Vegetation stark verändert. Einen guten ökologischen Zustand erreicht der Treptowsee somit nicht. Die inzwischen eingeleiteten Schutzmaßnahmen (z. B. Ausweisung als Naturschutzgebiet) sollten aber langfristig zur Verbesserung der Gesamtsituation führen.

4.2.2 Diatomeen

Zur Abgrenzung von spezifischen Gesellschaften wurden die Artenzusammensetzung und Abundanzen in Gewässern mit sehr guter Qualität anhand von Korrespondenzanalysen auf Gruppenbildung hin untersucht. Zur Erweiterung des Datensatzes wurden teilweise die Gewässer mit guter ökologischer Qualität in die Analysen mit eingeschlossen.

4.2.2.1 Fließgewässer

Entwicklung einer biozönotischen Diatomeen-Typologie für Fließgewässer

Dabei erwies sich die Geologie des Einzugsgebietes als bestimmend für die Zusammensetzung der Gesellschaften. Wie aus Abbildung 12 ersichtlich wird, kann deutlich zwischen silikatisch geprägten und karbonatisch geprägten Gewässern unterschieden werden. Innerhalb der karbonatischen Gewässerstellen trennen sich die Gewässer der Alpen und Voralpen von denen der Mittelgebirge und des Norddeutschen Tieflandes (siehe Abbildung 12 und Abbildung 15). Als am deutlichsten abgegrenzt und homogensten stellen sich die Gesellschaften der Alpengewässer dar. Sie lassen sich deutlich von den Alpenvorlandgesellschaften unterscheiden, bei denen wiederum die karbonatischen Gewässer von den silikatisch geprägten getrennt werden können (siehe Abbildung 13).

Vergleicht man die Gesellschaften der Mittelgebirge, so wird gleichfalls die bestimmende Rolle des Kalkgehaltes deutlich (siehe Abbildung 14). Werden die karbonatischen und silikatischen Mittelgebirgsgewässer allerdings weiter entsprechend der Typologie von SCHMEDITJE et al. (2001b, erweitert) nach der Geologie und Einzugsgebietsgröße aufgeschlüsselt, ergeben sich keine scharf abgegrenzten Typen.

Sieht man von den Gesellschaften der Alpengewässer ab, gilt dies auch für den karbonatischen Gewässertyp. Wie aus Abbildung 15 ersichtlich wird, sind zwar deutliche Schwerpunkte zu erkennen. Es bestehen jedoch fließende Übergänge vom Alpenvorlandtyp über den Mittelgebirgstyp hin zum karbonatischen Typ des Norddeutschen Tieflandes.

Auf der Basis der Korrespondenzanalysen lassen sich zusammenfassend folgende Typen unterscheiden:

- Karbonatische Gewässer der Alpen
- Karbonatische Gewässer des Alpenvorlandes
- Silikatische Gewässer des Alpenvorlandes
- Karbonatische Gewässer der Mittelgebirge
- Silikatische Gewässer der Mittelgebirge
- Karbonatische Gewässer des Norddeutschen Tieflandes

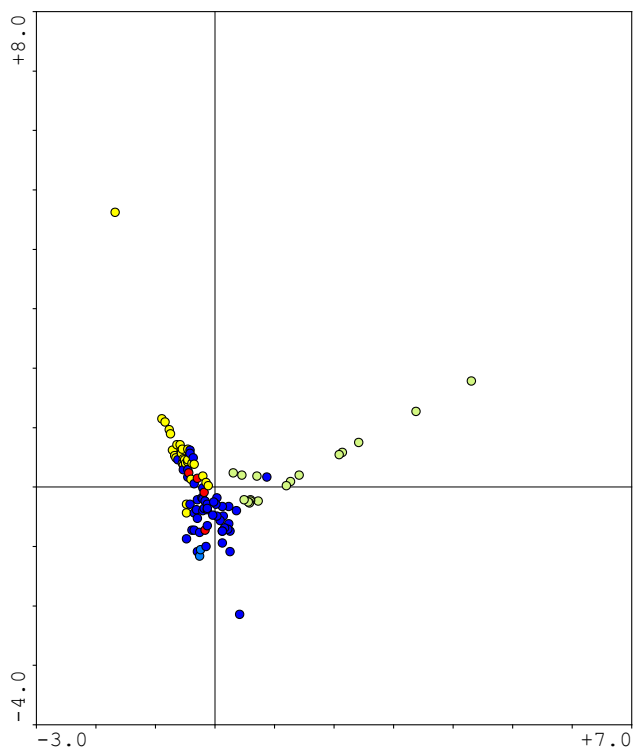


Abbildung 12 Korrespondenzanalyse (CA) aller als in sehr gutem ökologischen Zustand befindlich voreingestuft Fließgewässerstellen

gelb = karbonatische Gewässer des Norddeutschen Tieflandes und der Mittelgebirge,
grün = karbonatische Gewässer der Alpen und des Alpenvorlandes,
rot = organische Gewässer des Norddeutschen Tieflandes,
blau = silikatische Gewässer der Mittelgebirge

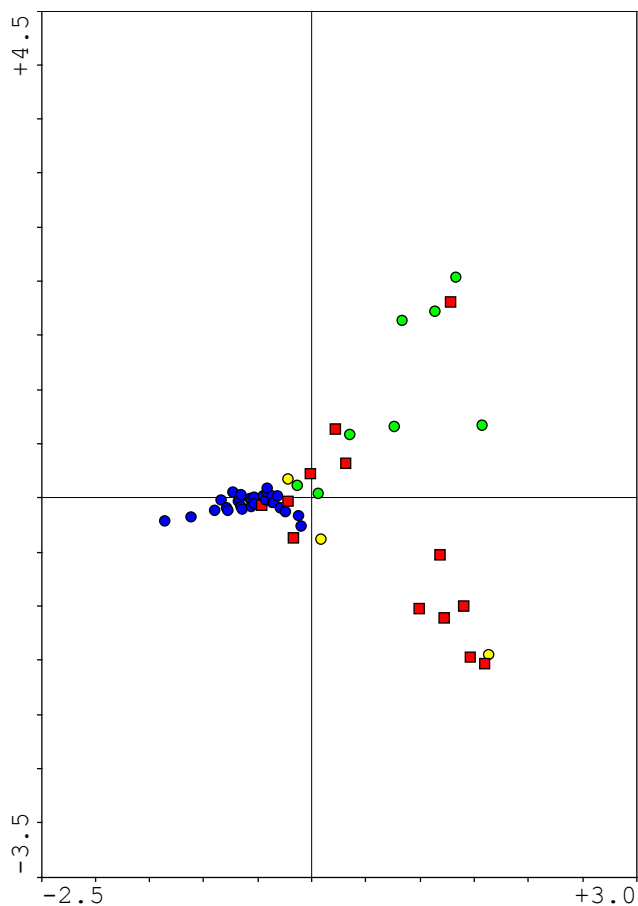


Abbildung 13 Korrespondenzanalyse (CA) der als in sehr gutem und gutem Zustand befindlich voreingestuft Fließgewässerstellen der Alpen und des Alpenvorlandes

blau = karbonatische Gewässer der Alpen/Typ 1 nach SCHMEDITJE et al. (2001b, erweitert),
rot = silikatische Gewässer des Alpenvorlandes/Typ 2 nach SCHMEDITJE et al. (2001b, erweitert),
grün = karbonatische Gewässer des Jungmöränengebietes des Alpenvorlandes/Typ 3 nach SCHMEDITJE et al. (2001b, erweitert),
gelb = karbonatische Fließgewässer der Auen des Alpenvorlandes/Typ 4 nach Schmedtje et al. (2001b), erweitert

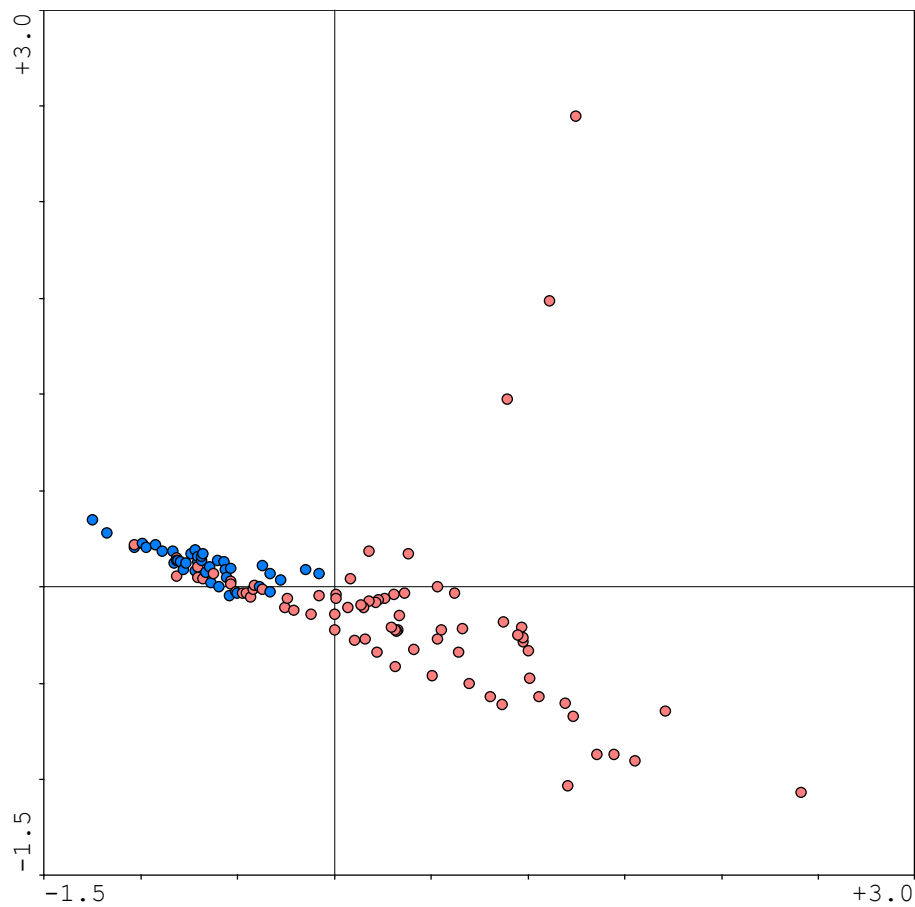


Abbildung 14 Korrespondenzanalyse (CA) der als in sehr gutem und gutem Zustand befindlich voreingestuften Fließgewässerstellen der Mittelgebirge (1)

blau = karbonatische Fließgewässer, rot = silikatische Fließgewässer

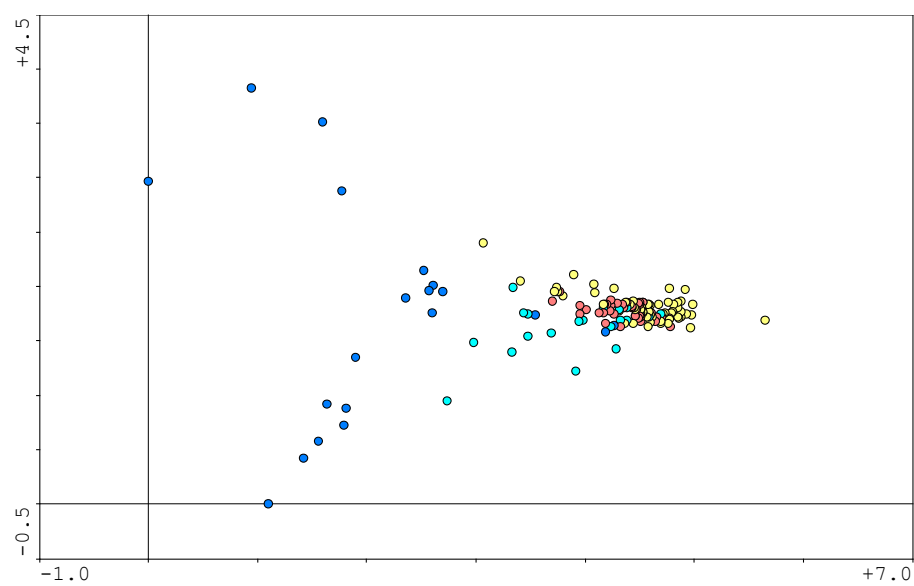


Abbildung 15 Korrespondenzanalyse (DCA) der als in sehr gutem und gutem Zustand befindlich voreingestuften karbonatischen Fließgewässerstellen

blau = Gewässer der Alpen, hellblau = Gewässer des Alpenvorlandes, rot = Gewässer der Mittelgebirge, gelb = Gewässer des Norddeutschen Tieflandes

Die genannten Typen können weiter aufgeschlüsselt werden anhand von Unterschieden des Arteninventars und der Arthäufigkeiten, die in vegetationsökologischen Tabellen zum Ausdruck kommen, in den Korrespondenzanalysen jedoch nicht oder nur undeutlich abgebildet werden. Als wesentliches Kriterium wird hierbei außerdem die Trophie im Referenzzustand herangezogen. Insgesamt werden zehn eigenständige Typen unterschieden (siehe Tabelle 8). Die Zuordnung einzelner Gewässer erfolgt nach Tabelle 9.

Tabelle 8 Indizierte geringste Trophie in den biozönotischen Diatomeentypen der Fließgewässer basierend auf den jeweils zehn geringsten Indexwerten

kursiv = keine Gewässerstellen im voreingestuftem sehr guten ökologischen Zustand im Datensatz vorhanden

Diatomeen- typ	Geomorphologischer Typ	Trophie-Index nach ROTT et al. (1999)		
		Min.	Med.	Max.
Alpen				
1a	Fließgewässer der Kalkalpen mit EZG < 1000 km ²	0,34	1,02	1,09
1b	Fließgewässer der Kalkalpen mit EZG > 1000 km ²	1,21	1,30	1,76
Alpenvorland				
2a	Karbonatische Fließgewässer mit EZG < 1000 km ²	1,68	1,89	2,27
2b	Fließgewässer mit EZG > 1000 km ²	2,02	2,25	2,39
3	Silikatische Fließgewässer mit EZG < 1000 km ²	1,33	1,93	2,46
Mittelgebirge				
4	Fließgewässer des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG < 100 km ²	0,47	0,96	1,09
5	FG des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG > 100 km ² und < 1000 km ²	1,48	2,58	2,74
6	Fließgewässer der Vulkangebiete mit EZG < 100 km ²	1,55	2,18	2,71
7a	Fließgewässer der Löss- und Keuperregionen mit EZG < 1000 km ²	2,54	2,72	2,90
7b	Fließgewässer der Kalkgebiete mit EZG < 1000 km ²	2,19	2,57	2,69
8	Fließgewässer mit EZG > 1000 km ²	2,45	2,69	2,75
Norddeutsches Tiefland				
9	Karbonatische Fließgewässer mit EZG < 1000 km ²	1,50	2,26	2,48
10	Fließgewässer mit EZG > 1000 km ²	2,60	2,81	2,89

Tabelle 9 Bestimmungsschlüssel zur Typfindung für das Modul Diatomeen in Fließgewässern.

Ökoregion- Alpen		
1a	Einzugsgebietsgröße < 1000 km ²	→ Typ D_1a
1b	Einzugsgebietsgröße > 1000 km ²	→ Typ D_1b
Ökoregion-Alpenvorland		
1a	Einzugsgebietsgröße < 1000 km ²	→ 2
1b	Einzugsgebietsgröße > 1000 km ²	→ Typ D_2b
2a	Geologie: Tertiäres Hügelland, Flussterrassen, Altmoränen	→ Typ D_3
2b	Geologie: Jungmoränen, Auen	→ Typ D_2a
Ökoregion - Mittelgebirge		
1a	Geologie: Buntsandstein oder Grundgebirge	→ 2
1b	andere Geologie	→ 3
2a	Einzugsgebietsgröße < 100 km ²	→ Typ D_4
2b	Einzugsgebietsgröße > 100 km ² und < 1000 km ²	→ Typ D_5
3a	Geologie: Vulkangebiete, Einzugsgebietsgröße < 100 km ²	→ Typ D_6
3b	karbonatische Geologie	→ 4
4a	Einzugsgebietsgröße < 1000 km ²	→ 5
4b	Einzugsgebietsgröße > 1000 km ²	→ Typ D_8
5a	Geologie: Löss- und Keuperregionen	→ Typ D_7a
5b	Geologie: andere Kalkgebiete	→ Typ D_7b
Ökoregion - Norddeutsches Tiefland		
1a	Geologie: organisch geprägte FG der Sander sowie silikatisch geprägte, altglaziale FG der Sander, EZG < 100 km ²	→ noch nicht bewertbar
1b	karbonatische Geologie	→ 2
2a	Einzugsgebietsgröße < 1000 km ²	→ Typ D_9
2b	Einzugsgebietsgröße > 1000 km ²	→ Typ D_10

Beschreibung der typspezifischen Fließgewässergesellschaften im sehr guten ökologischen Zustand

Fließgewässer der Kalkalpen (Diatomeentyp 1a und 1b)

Die Gesellschaften sind charakterisiert durch stetig individuenreiche Vorkommen von *Achnanthes biasolettiana* und *Achnanthes minutissima*. Bezüglich der Zusammensetzung der Referenzarten sind im Vergleich von Bächen und kleinen Flüssen einerseits und großen Flüssen andererseits keine Abweichungen zu verzeichnen. Allerdings ist in letzteren die Zahl der Referenzarten an den einzelnen Stellen deutlich reduziert – nicht aber deren prozentualer Anteil an den Gesellschaften. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Gesellschaften der großen Flüsse in extremer Weise von *A. minutissima* und *A. biasolettiana* dominiert werden. Unterschiede ergeben sich zudem in der indizierten Trophie. So ist im Längsverlauf – mit Vergrößerung des Einzugsgebietes – eine Zunahme der Trophie zu beobachten: Sind in Bächen noch stellenweise ultra-oligotrophe Zustände zu verzeichnen, bewegen sich die Trophiegrade im Falle der kleinen Flüsse ausschließlich im oligotrophen Bereich. Die im Vergleich höchste Trophie im sehr guten Zustand wurde in den Gewässern mit Einzugsgebieten über 1 000 km² registriert (siehe Tabelle 8). Auf der Grundlage der Einzugsgebietsgröße werden daher zwei Typen unterschieden: Bäche und kleine Flüsse (Diatomeentyp 1a) sowie große Flüsse (Diatomeentyp 1b). Inwieweit diese zu aggregieren sind, bleibt anhand eines zukünftig erweiterten Datensatzes zu prüfen.

Karbonatische Fließgewässer des Alpenvorlandes mit EZG unter 1 000 km² (Diatomeentyp 2a) und Fließgewässer des Alpenvorlandes mit EZG über 1 000 km² (Diatomeentyp 2b)

Die karbonatischen Gewässer des Alpenvorlandes sind durch individuenreiche Vorkommen von *Achnanthes minutissima* geprägt, die die Gesellschaften jedoch weniger deutlich dominiert als in Gewässern der Kalkalpen. Nur in wenigen Fällen erreicht sie Anteile über 50 %. Stellenweise tritt *Achnanthes biasolettiana* codominant hinzu. Wesentliche Abweichungen von den Gesellschaften der Kalkalpen ergeben sich in der Zusammensetzung der Begleitarten. So wird bei einer geringeren Zahl oligotropher Taxa ein verstärktes Aufkommen ubiquistischer Arten vermerkt. Zu nennen sind beispielsweise *Amphora pediculus*, *Gomphonema olivaceum* und *Navicula cryptotenella*. Im Längsverlauf der Alpenvorlandgewässer ist ein Anstieg der indizierten Trophie zu verzeichnen (siehe Tabelle 8). So liegt der Median der zehn geringsten Indexwerte in den Gewässern mit Einzugsgebieten unter 1 000 km² deutlich unter dem der Gewässer mit einem Einzugsgebiet über 1 000 km². Auf der Grundlage des indizierten trophischen Zustands als Ausdruck abweichender Gesellschaftsstrukturen werden daher zwei Typen unterschieden: Bäche und kleine Flüsse (Diatomeentyp 2a) sowie große Flüsse (Diatomeentyp 2b). Problematisch wirkt sich dabei aus, dass sich nur eine geringe Zahl von Stellen großer Flüsse im sehr guten Zustand befindet – es bleibt daher zukünftig zu überprüfen, inwieweit sich diese Differenzierung aufrecht erhalten lässt.

Silikatische Fließgewässer des Alpenvorlandes mit EZG unter 1 000 km² (Diatomeentyp 3)

Wenngleich als silikatische Gewässer anzusprechen, zeichnen sich die Gesellschaften der Fließgewässer des tertiären Hügellandes, der Flussterrassen und der Altmoränen durch eine große Ähnlichkeit mit den karbonatischen Gewässern des Alpenvorlandes aus. Nur vereinzelt sind silikatische Arten in geringer Individuendichte zu finden. Dominante Art ist *Achnanthes minutissima*, die mit Gesellschaftanteilen bis zu 70 % die Gemeinschaften in extremer Weise dominiert. Nur stellenweise treten Arten wie *Achnanthes biasolettiana*, *Cymbella microcephala* und *Navicula cryptotenella* codominant hinzu. Unterschiede zu den karbonatischen Gesellschaften ergeben sich bei ähnlichem Arteninventar durch abweichende Häufigkeitsmuster der Begleitarten. Bezüglich der indizierten Trophie weichen die silikatischen nur geringfügig von den karbonatischen Bächen und kleinen Flüssen ab (siehe Tabelle 8).

Fließgewässer des Buntsandsteins und des Grundgebirges mit EZG unter 100 km² (Diatomeentyp 4)

Der sehr gute ökologische Zustand wird charakterisiert durch die Dominanz oligotropher und oligo-mesotropher, circumneutralen bis schwach acidophiler Arten, unter denen *Achnanthes minutissima*, *Diatoma mesodon*, *Fragilaria capucina* var. *gracilis*, *Fragilaria capucina* var. *rumpens* und *Gomphonema parvulum* als Aspektbildnern besondere Bedeutung zukommt. Das im Projektdatensatz nachgewiesene Inventar an Referenzarten ist umfangreich und umfasst mit insgesamt 112 Taxa nahezu die doppelte Zahl von den im gesamten karbonatischen Alpenraum nachgewiesenen Formen. Eine weitere Unterteilung dieses Typs in Subtypen bzw. die Abspaltung eigenständiger Typen ist bei erweitertem Datensatz zu erwarten. Insbesondere der Übergang von natürlich schwach sauren zu circumneutralen Verhältnissen wird von einem strukturellen Wandel der Gesellschaften begleitet. Auch eine Abgrenzung dystropher Gesellschaften ist zu erwarten. Eine gesicherte Differenzierung derartiger Subtypen kann anhand der vorliegenden Daten allerdings nicht vollzogen werden, die im Falle der Buntsandsteingewässer auf 26 Proben, im Falle der Gewässer des Grundgebirges auf 59 Proben basieren. Die indizierte Trophie im sehr guten ökologischen Zustand liegt im Bereich der Ultra-Oligotrophie bis Oligotrophie (siehe Tabelle 8).

Fließgewässer des Buntsandsteins und des Grundgebirges mit EZG über 100 km² und unter 1 000 km² (Diatomeentyp 5)

Im Vergleich mit den Bächen des Buntsandsteins und Grundgebirges weisen die kleinen Flüsse ein weitgehend übereinstimmendes Arteninventar auf. Unterschiede ergeben sich indes in der Häufigkeitsverteilung: So sind oligotrophe und oligo-mesotrophe Arten weiterhin vorhanden, treten jedoch infolge der Zunahme von ubiquistischen, überwiegend trophie-toleranten Arten zurück. Als Referenzarten mit Vorkommen über 10 % wurden nahezu ausschließlich trophie-tolerante Arten registriert. Die Trophie-Indizes im sehr guten ökologischen Zustand liegen deutlich über denjenigen der Bäche (siehe Tabelle 8).

Fließgewässer der Vulkangebiete mit EZG unter 100 km² (Diatomeentyp 6)

Die Gesellschaften der Bäche der Vulkangebiete weisen eine hohe Ähnlichkeit mit denen der Buntsandstein- und Grundgebirgsgewässer auf (Diatomeentyp 4). Unterschiede ergeben sich jedoch durch das weitgehende Fehlen von acidophilen Arten und eine insgesamt deutlich geringere Zahl oligotropher und oligo-mesotropher Referenzarten. Die Häufigkeiten sind angenähert, ausgeprägte Dominanzen, die im Diatomeentyp 4 zu beobachten waren, wurden nur selten registriert. Neben ubiquistischen, bezüglich der Trophie weitgehend toleranten Arten wie *Achnanthes minutissima*, *Cocconeis placentula* und *Cymbella silesiaca* sind als stete Charakterarten die trophie-sensiblen *Achnanthes biasolettiana* var. *subatomus*, *Diatoma mesodon* und *Gomphonema olivaceum* var. *minutissimum* zu nennen. Die im Vergleich zum Diatomeentyp 4 geringere Häufigkeit oligotropher und oligo-mesotropher Arten hat im sehr guten ökologischen Zustand eine deutlich höhere indizierte Trophie zur Folge, die der im Diatomeentyp 5 verzeichneten nahezu entspricht (siehe Tabelle 8). Eine Aggregation mit Diatomeentyp 5 erscheint jedoch infolge der unterschiedlichen Häufigkeitsstrukturen auf der Grundlage des gegenwärtigen Datensatzes nicht angebracht.

Karbonatische Fließgewässer der Mittelgebirge mit EZG unter 1 000 km² (Diatomeentyp 7)

Nur drei der insgesamt 35 im Datensatz enthaltenen karbonatischen Bäche und kleinen Flüsse wurde in der Voreinstufung ein sehr guter ökologischer Zustand zugewiesen. Die Beschreibung der für den sehr guten ökologischen Zustand charakteristischen Gesellschaften stützt sich daher primär auf die bekannte Autökologie der im guten ökologischen Zustand häufigen Arten und ist im Rahmen eines erweiterten Datensatzes zu verifizieren. Anhand der vorliegenden Daten ist eine vorläufige Differenzierung der Gewässer der Löss- und Keupergebiete einerseits (Diatomeentyp 7a) und der nicht verkarsteten Gewässer der Kalkgebiete andererseits (Diatomeentyp 7b) gerechtfertigt. Diese beruht auf den abweichenden Häufigkeiten von Begleitarten und auf dem vereinzelten Vorkommen verschiedener oligotropher bis oligo-mesotropher Arten. Die indizierte Trophie weicht im Vergleich der Subtypen nur geringfügig ab und liegt in den Kalkgewässern unter der in den Löss-Keupergewässern verzeichneten (siehe Tabelle 8).

Fließgewässer der Mittelgebirge mit EZG über 1 000 km² (Diatomeentyp 8)

Die großen Flüsse und Ströme der Mittelgebirge ähneln in ihrer Diatomeenbesiedlung in hohem Maße den karbonatischen Bächen und kleinen Flüssen. Erschwerend bei der Definition der Gesellschaften des sehr guten ökologischen Zustands wirkt sich auch hier der Mangel an Referenzgewässern aus. Wie im Diatomeentyp 7 basiert die Beschreibung der für den sehr guten ökologischen Zustand charakteristischen Gesellschaften primär auf der bekannten Autökologie der im guten ökologischen Zustand häufigen Arten und ist im Rahmen eines erweiterten Datensatzes zu verifizieren. Charakteristisch für den guten ökologischen Zustand sind Vorkommen von *Achnanthes minutissima* und *Amphora pediculus* – zweier ubiquistischer, trophie-toleranter Arten, die die Gesellschaften mit hohen Anteilen prägen. Die Gesellschaften sind weniger divers als im Typ 7. Oligo-

und oligo-mesotraphente Diatomeen waren nur vereinzelt nachzuweisen und zählen überwiegend zu den kalkliebenden Arten. Aber auch Charakterformen silikatischer Gewässer wurden in Einzel-funden registriert.

Karbonatische Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit EZG unter 1 000 km² (Diatomeentyp 9)

Die karbonatischen Gewässer des Norddeutschen Tieflandes ähneln in der Ausprägung der Diatomeengesellschaften stark den karbonatischen Gewässern der Mittelgebirge, grenzen sich aber deutlich von den Alpen- und Alpenvorlandgewässern ab. Die Gesellschaften werden dominiert von ubiquistischen, bezüglich der Trophie weitgehend toleranten Arten, wobei *Achnanthes minutissima*, verschiedenen kleinschaligen Vertretern der Gattung *Fragilaria* (*F. construens*-Sippen, *F. brevistriata*, *F. pinnata*) und *Amphora pediculus* als stetesten Formen die größte Bedeutung zu kommt. Sieht man vom Issumer Fleuth ab, in dem oligo-mesotrophe Zustände angezeigt werden, bewegt sich die indizierte geringste Trophie im Bereich der Meso-Eutrophie bis schwachen Eutrophie (Tabelle 8); oligotrophe und oligo-mesotraphente Arten fehlen nahezu gänzlich.

Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes mit EZG über 1 000 km² (Diatomeentyp 10)

Vergleichbar den Diatomeentypen 7 und 8 wirkt sich auch im Falle der großen Flüsse und Ströme des Norddeutschen Tieflandes der Mangel an Referenzgewässern erschwerend bei der Definition der Gesellschaften des sehr guten ökologischen Zustands aus. Die Beschreibung der für den sehr guten ökologischen Zustand charakteristischen Gesellschaften basiert daher auch hier primär auf der bekannten Autökologie der im guten ökologischen Zustand häufigen Arten und ist im Rahmen eines erweiterten Datensatzes zu verifizieren. Charakteristisch für den guten ökologischen Zustand sind individuenreiche Vorkommen trophie-toleranter und eutraphenter Diatomeen, unter denen als stete Arten insbesondere *Amphora pediculus*, *Cocconeis placentula*, *Navicula cryptotenella*, *Navicula tripunctata*, *Nitzschia dissipata* und *Rhoicosphenia abbreviata* zu nennen sind. Die im Diatomeentyp 9 oftmals dominante *Achnanthes minutissima* tritt quantitativ stark zurück. Die indizierte Trophie bewegt sich in einem engen Bereich und nimmt nach dem Verfahren von ROTT et al. (1999) Werte zwischen 2,60 und 3,25 an (Eutrophie bis Polytrophie). Mit Indizes zwischen 2,85 und 3,11 noch geringer ist die Spanne der indizierten Trophie nach dem System von CORING et al. (1999). Während die abweichenden Gesellschaftsstrukturen durch die Trophie-Indizes nur unzureichend abgebildet werden, erweist sich der Saprobienindex, der sich im Bereich der schwachen β -Mesosaprobie bis zur β - α -Mesosaprobie bewegt, als ein geeigneteres Maß.

4.2.2.2 Seen

Entwicklung einer biozönotischen Diatomeen-Typologie für Seen

In den Seen stellen die Alkalinität und der trophische Zustand die bestimmenden Größen für Artenzusammensetzung und Arthäufigkeiten der Diatomeen dar. In der Korrespondenzanalyse sind die karbonatischen Seen der Alpen und Voralpen und des Norddeutschen Tieflandes sowie die silikatischen Seen der Mittelgebirge entlang einer Achse aufeinander folgend angeordnet (Abbildung 16). Innerhalb der karbonatischen Seen lassen sich die norddeutschen Seen, die im sehr guten Zustand einen höheren trophischen Status aufweisen als die Alpen- und Alpenvorlandseen, deutlich von diesen abgrenzen. Im Vergleich der Ökoregionen ergibt sich die größte Vielfalt im Falle der circumneutralen Mittelgebirgsseen, wobei sich die im Schwarzwald gelegenen Seen von den Maaren der Eifel trennen. Eine gänzlich isolierte Stellung nimmt der Mummelsee ein (Abbildung 17).

Werden die biozönotischen Seentypen entsprechend der Seentypologie von MATHES et al. (2002) nach ihrer Einzugsgebietsgröße und ihrem Schichtungsverhalten weiter aufgeschlüsselt, so ergeben sich im Falle der Alpen- und Alpenvorlandseen keine scharf abgegrenzten Typen. In den karbonatischen Seen Norddeutschlands lassen sich allenfalls Tendenzen erkennen. Dabei ist jedoch zu bedenken, dass nicht für alle geomorphologischen Typen vorab als in sehr gutem Zustand befindlich eingestufte Seen im Datensatz enthalten sind. Dieses Defizit macht sich insbesondere im Falle der geschichteten Seen mit großem Einzugsgebiet (Typ 10 nach MATHES et al. 2002) bemerkbar. In einem bundesweitem Praxistest ist die Erweiterung des Datensatzes geplant, der Schwerpunkt ist hierbei auf die Seen des Norddeutschen Tieflandes gelegt. Eine Auftrennung weiterer Typen ist dann evtl. möglich.

Auf der Basis der Korrespondenzanalysen lassen sich somit folgende Typen unterscheiden:

- Karbonatische Seen der Alpen
- Silikatische Seen der Mittelgebirge
- Karbonatische Seen des Norddeutschen Tieflandes

Die Seen des Norddeutschen Tieflandes können anhand von Unterschieden des Arteninventars und der Arthäufigkeiten, die in den Korrespondenzanalysen nicht oder nur undeutlich zum Ausdruck kommen, weiter aufgeschlüsselt werden. Als wesentliches Kriterium wird hierbei die indizierte Trophie im sehr guten und guten ökologischen Zustand herangezogen, die als bestimmende Größe für die Ausprägung von Seen-Gesellschaften gilt (HOFMANN 1994, SCHÖNFELDER 1997). Als eigene Typen benannt werden die geschichteten Seen (Typ 10 und 13 nach MATHES et al. 2002) einerseits und die ungeschichteten Seen mit großem Einzugsgebiet (Typ 11 nach MATHES et al. 2002) andererseits. Die geomorphologischen Typen 12 und 14 können aufgrund der zu geringen Stellenzahl im Datensatz nicht hinreichend genau charakterisiert bzw. zugeordnet und bewertet werden. Gleiches trifft auf die Mittelgebirgs-Typen 6 und 7 zu.

Die einzelnen Gewässer werden nach Tabelle 19 den Typen zugeordnet.

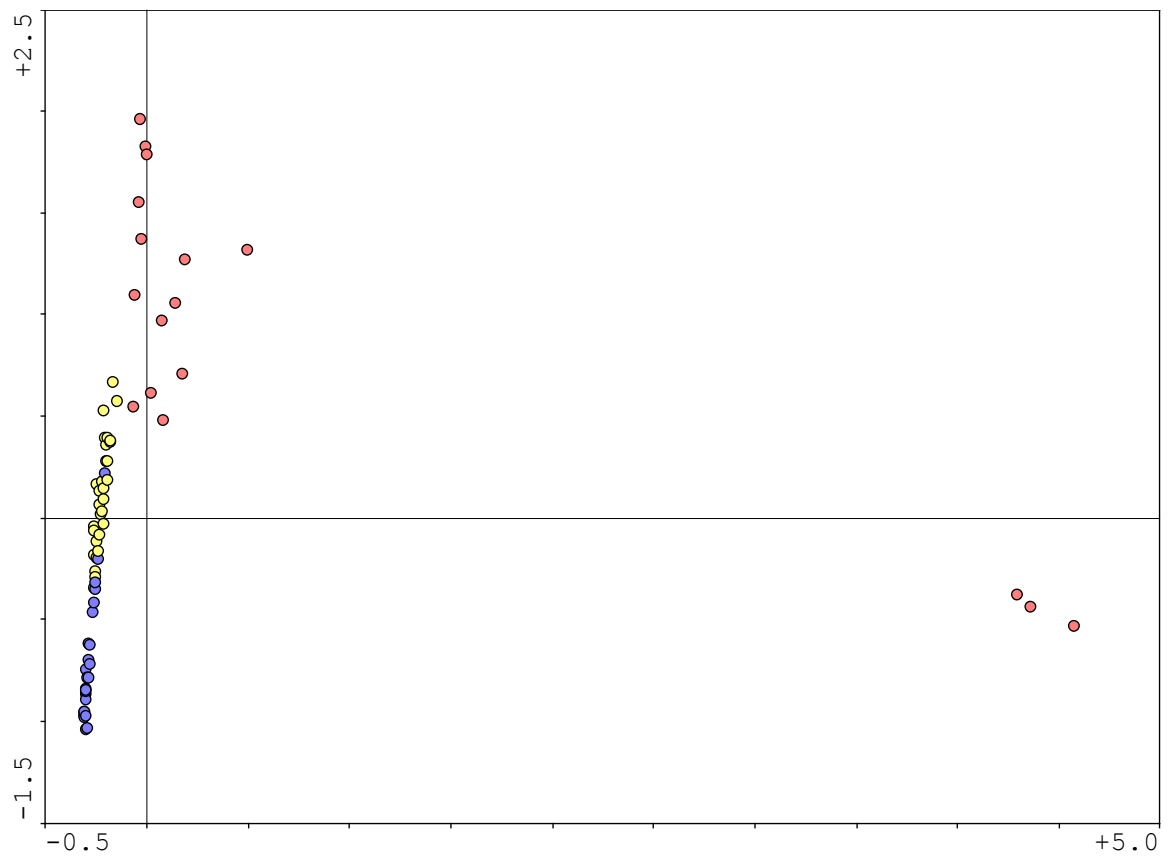


Abbildung 16 Korrespondenzanalyse (CA) aller als in sehr gutem ökologischen Zustand befindlich voreingestuften Litoralstellen

blau = Seen der Alpen und des Alpenvorlandes, gelb = Seen des Norddeutschen Tieflandes, rot = Seen der Mittelgebirge

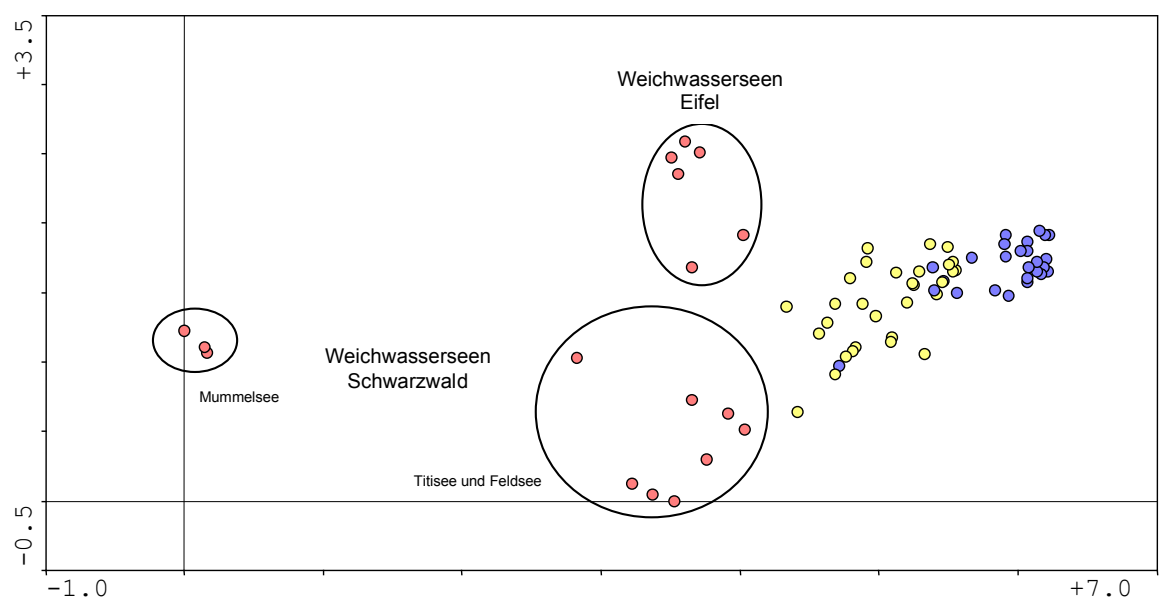


Abbildung 17 Korrespondenzanalyse (DCA) aller als in sehr gutem ökologischen Zustand befindlich voreingestuften Litoralstellen

blau = Seen der Alpen und des Alpenvorlandes, gelb = Seen des Norddeutschen Tieflandes, rot = Seen der Mittelgebirge

Beschreibung der typspezifischen Seengesellschaften im sehr guten ökologischen Zustand

Alpen- und Alpenvorlandseen (Diatomeentyp 1)

Die diversen Gesellschaften der Alpen- und Alpenvorlandseen sind geprägt durch individuenreiche Vorkommen von Arten, die überwiegend als oligotraphent gelten (HOFMANN 1994, LANGE-BERTALOT 1996), Gesellschaftsanteile über 50 % nur vereinzelt zu beobachten. Die quantitativ bedeutendste Art ist *Cymbella microcephala*, der subdominant *Achnanthes minutissima* var. *minutissima*, *Achnanthes minutissima* var. *scotica*, *Brachysira neoexilis*, *Cymbella cesatii* und *Cymbella delicatula* hinzugesellt sein können. Das Arteninventar besteht nahezu ausschließlich aus oligotraphenten, oligo-mesotraphenten und trophie-toleranten Formen. Indikatoren hoher Trophiegrade fehlen gänzlich oder sind nur als Einzelfunde vertreten (relative Häufigkeit unter 1 %).

Der trophische Referenzzustand der geschichteten Seen der Alpen und des Alpenvorlandes bewegt sich im Bereich der Oligotrophie. Tabelle 10 zeigt die geringste indizierte Trophie der geomorphologischen Seentypen nach MATHES et al. (2002) im Vergleich. Die Alpenseen und Voralpenseen mit großem Einzugsgebiet (Typ 2 und 4) sind bezüglich der indizierten Trophie vergleichbar. Im Falle der Voralpensee mit kleinem Einzugsgebiet (Typ 3) sind im Datensatz keine im sehr guten Zustand befindlichen Stellen enthalten. Einstmals oligotrophe Verhältnisse lassen sich jedoch im Falle des Starnberger Sees anhand historischer Proben belegen (HOFMANN in Vorb.).

Inwieweit die Oligotrophie als Grundzustand auch für die ungeschichteten Seen (Typ 1) gelten darf, in deren Fall gleichfalls keine Referenzstellen vorhanden sind, bleibt zu überprüfen. Oligo-mesotrophe Verhältnisse im (voreingestuft) guten ökologischen Zustand deuten jedoch darauf hin, dass auch diese im Referenzzustand als oligotroph zu charakterisieren sind (siehe auch SCHAUMBURG et al. 2001).

Tabelle 10 Geringste indizierte Trophie in den biozönotischen Diatomeentypen für Seen basierend auf den jeweils zehn geringsten Indexwerten

kursiv = keine Gewässerstellen im voreingestuft sehr guten ökologischen Zustand im Datensatz vorhanden; D-Typ = Diatomeentyp; GM-Typ = Geomorphologischer Typ nach MATHES et al. (2002); Trophie-Index: blau = oligotroph und oligo-mesotroph, grün = mesotroph und meso-eutroph, rot = eutroph

D-Typ	GM-Typ	Ökoregion	Trophie-Index		
			Min.	Med.	Max
1	1	Voralpensee	2,00	2,27	2,76
	2	Voralpensee	1,56	1,73	1,90
	3	Voralpensee	2,10	2,92	3,28
	4	Alpensee	1,58	1,65	1,82
2	9	Weichwasserseen der Mittelgebirge	1,50	1,70	1,96
3	10	Geschichtete Seen des Tieflandes	3,87	4,04	4,25
	13	Geschichtete Seen des Tieflandes	1,92	2,25	2,48
4	11	Ungeschichtete Seen des Tieflandes	1,60	2,69	3,37

Kalkarme Seen der Mittelgebirge (Diatomeentyp 2)

Die Weichwasserseen der Mittelgebirge müssen auf der Grundlage des Projekt-Datensatzes in einem biozönotischen Typ vereinigt werden. Dies wird der Diversität der Seen, deren Spektrum von natürlich schwach sauren bis zu circumneutralen Seen reicht und auch dystrophe Gewässer einschließt, in keiner Weise gerecht. Der Datensatz enthält nur eine geringe Zahl an entsprechenden Seen im sehr guten und guten ökologischen Zustand, was in der extrem hohen Sensibilität der Seen nicht nur gegenüber Eutrophierung, sondern auch gegenüber anthropogener Versauerung begründet ist. Hinzu kommt, dass die meisten Weichwasserseen die geforderte Mindestgröße von 50 ha nicht erreichen.

Bereits anhand der vorliegenden Daten wird deutlich, dass sich die circumneutralen Maare der Eifel von den schwach sauren Seen des Schwarzwaldes differenzieren (Abbildung 17). Eine gesicherte Benennung von eigenständigen Typen und die erforderliche Charakterisierung der spezifischen Gesellschaften ist jedoch erst bei erweitertem Datensatz zu leisten. Gleiches trifft auf den dystrophen Typ zu: So ist anhand historischer Proben aus dem ausgehenden 19. Jahrhundert und den 1930er Jahren eine distinkte dystrophente Diatomeenflora nachzuweisen (HOFMANN unveröff. in Vorb.). Im Vergleich zu den oligotrophen Karbonatseen ist damit bei den Weichwasserseen eine deutlich höhere Zahl von eigenständigen Referenzgesellschaften zu erwarten. Die hier gefundenen Arten sind daher verschiedenen ökologischen Gruppen zugehörig. Es finden sich sowohl circumneutrale Arten oligotropher Seen, zum Beispiel verschiedene Vertreter der Gattung *Achnanthes*, wie auch zahlreiche *Eunotia*-Arten, die die Gesellschaften dystropher Seen im sehr guten ökologischen Zustand prägen.

Als trophischer Grundzustand ist im biozönotischen Typ 2 die Oligotrophie zu benennen (Tabelle 10). So haben der Feldsee, der Mummelsee und der Titisee ihren oligotrophen Status bewahren können. Der Schluchsee kann – wie historische Proben deutlich machen – als Beispiel für einen einstmals produktionsarmen See des dystrophen Typs gelten.

Geschichtete Seen des Norddeutschen Tieflandes (Diatomeentyp 3)

Die Gesellschaften der geschichteten Seen Norddeutschlands sind durch hohe Anteile von *Achnanthes minutissima* und *Cymbella microcephala* geprägt. Stellenweise treten sowohl trophie-tolerante als auch oligo-mesotrophente Arten individuenreich hinzu, wobei insbesondere *Amphora pediculus*, *Brachysira neoexilis*, *Cocconeis placentula*, *Navicula cryptotenella*, *Navicula subalpina*, *Nitzschia lacuum* sowie verschiedene Vertreter der Gattung *Epithemia* zu nennen sind. Das Arteninventar ähnelt dem der karbonatischen Alpen- und Voralpenseen. Unterschiede ergeben sich einerseits durch das Fehlen zahlreicher, in den süddeutschen Seen nachgewiesenen oligotrophenter Arten und andererseits durch das – allerdings individuenarme – Vorkommen von meso-eutraphenten Formen, die in den Seen der Alpen und des Alpenvorlandes erst bei zunehmender Degradation zu finden sind. Dies kommt in der indizierten Trophie zum Ausdruck: Im sehr guten ökologischen Zustand bewegt sich diese im stark oligotrophen bis oligotroph-mesotrophen Bereich und liegt damit merklich höher als in den Seen der Alpen und des Alpenvorlandes (Tabelle 10).

Bemerkenswert sind die stellenweise individuenreichen Vorkommen von Arten der Gattung *Epithemia* und *Rhopalodia*, die in den Alpen- und Alpenvorlandseen gegenwärtig nur sehr selten und stets in geringer Zahl zu finden sind, in historischen Proben aber einen charakteristischen Bestandteil der Gesellschaften darstellen. Diese Arten gelten als in besonderem Maße angepasst an geringe Stickstoffgehalte und scheinen im Zuge der einsetzenden Bodendüngung zu Beginn des vergangenen Jahrhunderts in ihrem Vorkommen stark rückläufig zu sein (SCHÖNFELDER 1997).

Ungeschichtete Seen des Norddeutschen Tieflandes mit relativ großem Einzugsgebiet (VQ > 1,5) und einer Verweildauer von über 30 Tagen (Diatomeentyp 4)

Bezüglich des Arteninventars sind nur geringe Unterschiede zu den geschichteten Seen des Norddeutschen Tieflandes festzustellen. Auch die Dominanzstrukturen sind vergleichbar: So sind die Gesellschaften durch die Dominanz von *Achnanthes minutissima* und *Cymbella microcephala* geprägt. Abweichungen ergeben sich indes in den Häufigkeiten der Begleitarten. Oligotraphente und oligomesotraphente Arten sind weiterhin präsent, die Zahl der nachgewiesenen Arten ist jedoch geringer als in den geschichteten Seen. Gleichzeitig ist eine Zunahme von trophie-toleranten und meso-eutraphenten Arten zu verzeichnen. Eutraphente Formen wurden dagegen nur in Einzelfunden registriert. Die im Vergleich höheren Anteile der Arten mit Präferenz höherer trophischer Zustände kommt in der indizierten Trophie deutlich zum Ausdruck (Tabelle 10). So bewegt sich im biozönotischen Seentyp 4 der trophische Grundzustand im Bereich der Oligo-Mesotrophie bis schwachen Mesotrophie. Es ist anzunehmen, dass auch die ungeschichteten Seen mit kleinem Einzugsgebiet (Seentyp 14 nach MATHES et al. 2002) diesem biozönotischen Typ zuzuordnen sind. Da diese im Datensatz jedoch nur durch zwei degradierte Seen vertreten sind, kann eine ausreichende Charakterisierung nicht vorgenommen werden.

4.2.3 Phytobenthos

4.2.3.1 Abgrenzung relevanter Fließgewässertypen

Zusammenstellen eines Datensatzes zur Typabgrenzung

Um für das Phytobenthos relevante Fließgewässertypen voneinander abgrenzen zu können, wurden die vorab als sehr gut eingestuften Probestellen unter Beachtung aller biologischer Daten im Vergleich mit Literaturangaben zur Autökologie der Arten kritisch durchgesehen. Für das Phytobenthos ohne Diatomeen wurden so 69 Befunde von 44 Probestellen ermittelt, die für die Erstellung einer biozönotischen Typologie geeignet schienen. 13 dieser Befunde waren von Dr. Pfister erhoben worden. Weitere 42 Befunde der angenommenen Zustandsklasse 1 konnten aus der österreichischen Datenbank übernommen werden, diese Befunde stammten hauptsächlich aus dem Alpen- und Voralpenraum. Somit lagen für eine Analyse zur Typabgrenzung insgesamt 111 Befunde der angenommenen Zustandsklasse 1 vor.

Bei der Auswertung der Daten stellten die unterschiedlichen Datenquellen ein Problem dar. Stets trennten sich die Befunde aufgrund der unterschiedlichen Bearbeiter. Es wurden mehrere Anstrengungen unternommen, diese bearbeiterbedingte Varianz in den Artdaten zu vermindern. Kritische oder unklare Arten wurden anhand des Fotomaterials besprochen, etliche Proben aus dem Mittelgebirge wurden gemeinsam nachmikroskopiert. Mit dem vorliegenden Datensatz ist es nicht möglich, die Varianz in den Artdaten, die auf den natürlichen Unterschieden zwischen den Probestellen beruht, von der durch die unterschiedlichen Bearbeiter verursachten Varianz abzugrenzen. Daher wurden für die statistischen Auswertungen, außer für die Typabgrenzung „Alpen“, nur die fremderhobenen Daten ausgeschlossen. Für die Zukunft wäre ein genauerer Abgleich zwischen den Arbeiterteams wünschenswert.

Die dargestellten Auswertungen beziehen sich alle auf den Gesamtbefund (Unterbefundnummer 1) der Probenahme. Die in fünf Schätzstufen angegebenen Häufigkeiten (siehe Tabelle 2), wurden für die weitere statistische Auswertung quadriert. Eine Transformation der Schätzwerte war aus mathematischer Sicht für die statistischen Auswertungen wünschenswert, um den unterschiedlich großen Abstände zwischen den Klassen gerecht zu werden. Die quadratische Transformation wurde gewählt, weil dadurch eine gute Annäherung an die wahren Deckungsgrade erreicht wurde.

Ökoregion „Alpen“

Eine Korrespondenzanalyse (CA) der 111 ausgewählten Befunde zeigt entlang der ersten Achse eine deutliche Abgrenzung all der Probestellen, die in den Alpen liegen (Typ 1 nach SCHMEDITJE et al. 2001b, vgl. Tabelle 17, Abbildung 18, Tabelle 11). Dabei werden mit der ersten Achse 10,7 % der Varianz in den Artdaten erfasst (Tabelle 11). Charakteristische Arten, die die Alpenstellen im angenommenen sehr guten Zustand von den anderen Probestellen unterscheiden, sind die Nostocophyceae *Homoeothrix varians*, *Tolypothrix distorta*, *Dichothrix gypsophila*, *Chamaesiphon conserviculus*, *Ch. polonicus*, *Ch. geitleri*, *Siphononema polonicus*, *Schizothrix fasciculata*, *Clastidium*

rivularis, *Stichosiphon pseudopolymorphus*, *Phormidium autumnale* sowie die Chrysophyceae *Hydrurus foetidus*.

Die meisten Befunde aus dem Alpengebiet stammen allerdings aus der österreichischen Datenbank. Im Rahmen des Projektes waren lediglich zwei Probestellen aus den Alpen beprobt worden. Aufgrund der geringen Datenlage muss an dieser Stelle auf eine genauere Charakterisierung der Probestellen in den Alpen verzichtet werden.

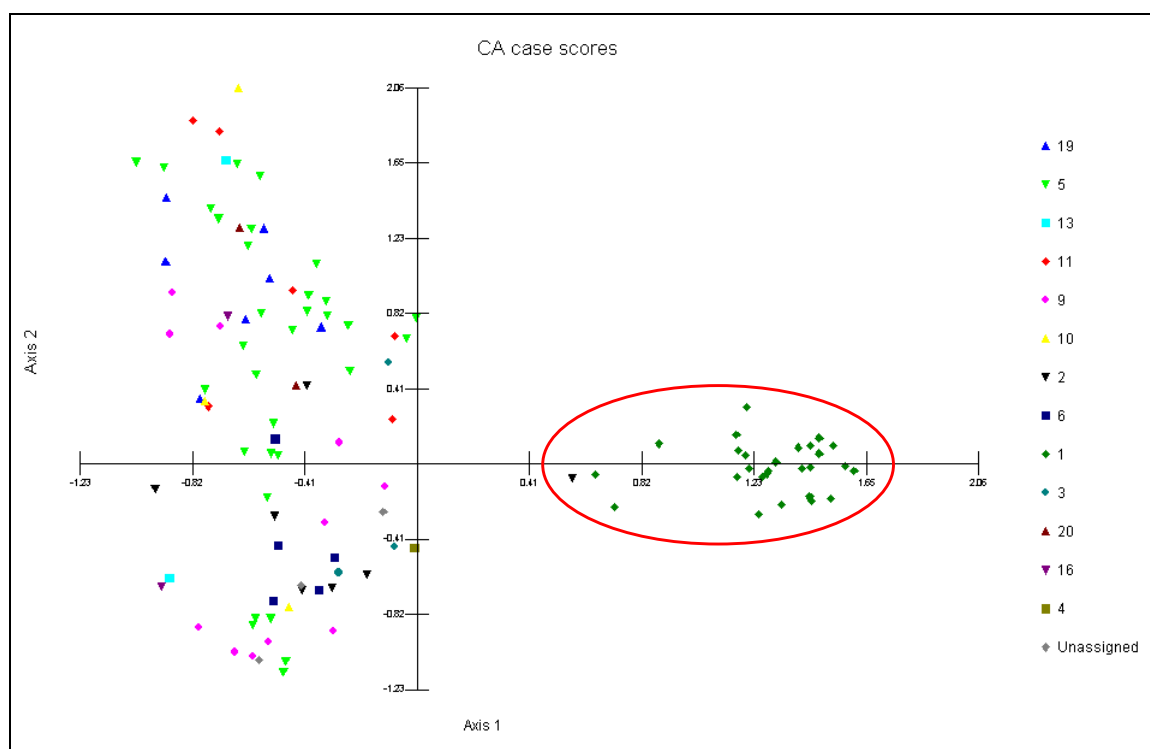


Abbildung 18 Korrespondenzanalyse der 111 Befunde der angenommenen Zustandsklasse 1 für das Phytobenthos ohne Diatomeen.

Die Symbole mit den Ziffern 1 bis 20 beziehen sich auf die Fließgewässertypologie in Tabelle 17. Rot umgrenzt sind die Befunde, die aus den Alpen stammen (inkl. einer Voralpenstelle).

Tabelle 11 Korrespondenzanalyse der 111 Befunde der angenommenen Zustandsklasse 1 für das Phytobenthos ohne Diatomeen.

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Eigenvalues	0,620	0,441	0,375	0,295
Percentage	10,71	7,62	6,48	5,10
Cum. Percentage	10,71	18,33	24,81	29,91

Alpenvorland

CAs und CCAs der Befunde der angenommenen ökologischen Zustandsklasse 1 ergaben zuerst eine deutliche Abgrenzung von zwei Probestellen im Alpenvorland (Abbildung 19, Tabelle 12).

Der größte Anteil in der Varianz der Artdaten wird durch den Chloridgehalt und die Härte (jeweils Mittelwerte pro Jahreszeit) erklärt. Eng korreliert mit diesen beiden Faktoren (und deswegen auf der Abbildung nicht mit dargestellt) ist die Säurekapazität. Als nächster Faktor mit hohem Erklärungswert wurde die Zugehörigkeit der Probestelle zum Alpenvorland ermittelt. Die Befunde die dem Alpenvorland zugerechnet werden liegen entfernt von den anderen entlang der zweiten Achse. Charakteristische Arten für diese Befunde sind die Rotalge *Bangia atropurpurea*, die Grünalgen *Microspora floccosa* und *Ulothrix tenuissima* sowie die Tribophyceae *Vaucheria canicularis*.

Aufgrund des relativ geringen Probenumfangs in dieser Region sowie der offensichtlich relativ großen natürlichen Heterogenität kann diese Fließgewässer-Gruppe anhand der hier zur Verfügung stehenden Daten nicht umfassend erklärt und beschrieben werden. Weitere Untersuchungen wären wünschenswert.

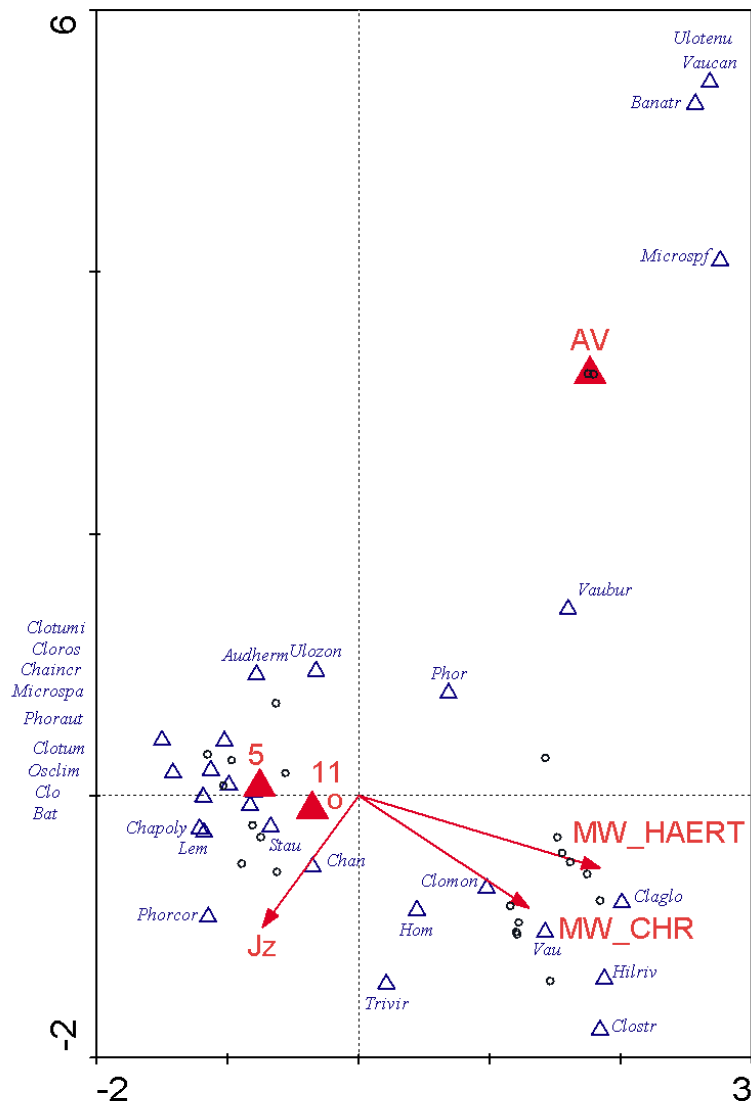


Abbildung 19 Kanonische Korrespondenzanalyse nach manueller forward selection der relevanten Umweltparameter.

Kleine Dreiecke symbolisieren die Arten, die Kreise die Befunde. Umweltfaktoren, die signifikant zur Erklärung der Verteilung der Arten beitragen, sind als Pfeile bzw. im Fall von Kategorialvariablen als große Dreiecke dargestellt. AV = Alpenvorland, 5 und 11 = Typen 5 und 11 aus der Fließgewässertypologie (vgl. Tabelle 17), o = organisch geprägte Probestellen, Jz = Jahreszeit., für die Abkürzungen der Arten siehe Artenliste Tabelle 48.

Tabelle 12 Kanonische Korrespondenzanalyse nach manueller forward selection der relevanten Umweltparameter.

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4	Total inertia
Eigenvalues	0,479	0,386	0,281	0,220	7,483
Species-environment correlations	0,957	0,944	0,852	0,814	
Cumulative percentage variance					
of species data	6,4	11,6	15,3	18,2	
of species-environment relation	35,1	63,3	83,9	100,0	
Sum of all eigenvalues					7,483
Sum of all canonical eigenvalues					1,365

Abgrenzung weiterer Fließgewässertypen

Bei der weiteren Typabgrenzung wurden für den vorliegenden Datensatz die Härte und die Säurekapazität als die wichtigsten Umweltparameter ermittelt, die die größten Anteile der Varianz in den Artdaten erklären (jeweils mehr als 10 % der insgesamt erklärbaren Varianz).

Bereits bei der im Kapitel „Alpenvorland“, Seite 73, dargestellten CCA (vgl. Abbildung 19) war die Bedeutung der Härte, des Chloridgehaltes und der Säurekapazität für die Verteilung der Algen deutlich geworden. Zusätzlich ließen sich silikatisch geprägten Probestellen im Mittelgebirge, und organisch geprägte Probestellen im Norddeutschen Tiefland abgrenzen. Daher wurden im Rahmen des vorliegenden Projektes drei weitere Gruppen von Fließgewässertypen aufgestellt:

- silikatische Stellen im Mittelgebirge: Mittelwerte der Säurekapazität und Härte $< 1,6 \text{ mmol/l}$
- organische Stellen im Norddeutschen Tiefland: Mittelwerte der Säurekapazität und Härte $< 1,6 \text{ mmol/l}$
- karbonatische Stellen im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland: Mittelwerte der Säurekapazität und Härte $> 1,6 \text{ mmol/l}$

Die Probestellen wurden anhand der gemessenen Werte der Härte und Säurekapazität in diese Gruppen einsortiert. Für Probestellen, zu denen keine Chemiewerte vorlagen, wurde die Einstufung in die Fließgewässertypologie (vgl. Tabelle 17) als Grundlage für die Zuordnung in diese drei Gruppen verwendet. Die folgende CCA beruht auf der Zuordnung der Probestellen zu diesen drei Gruppen. Die erreichten Erklärungswerte in dieser Analyse sind zwar niedrig, dafür sind aber die Korrelationen zwischen den Arten und den ausgewählten Umweltfaktoren sehr hoch. Diese Art der Darstellung wurde gewählt, da sich hier die Verteilung der Arten am besten erkennen lässt und somit eine Zuschreibung charakteristischer Arten für jede Gruppe möglich wird (Abbildung 20). Die relativ geringen Erklärungswerte, die mit dieser CCA erreicht wurden (Tabelle 13), weisen darauf hin, dass die natürliche Streuung relativ groß ist.

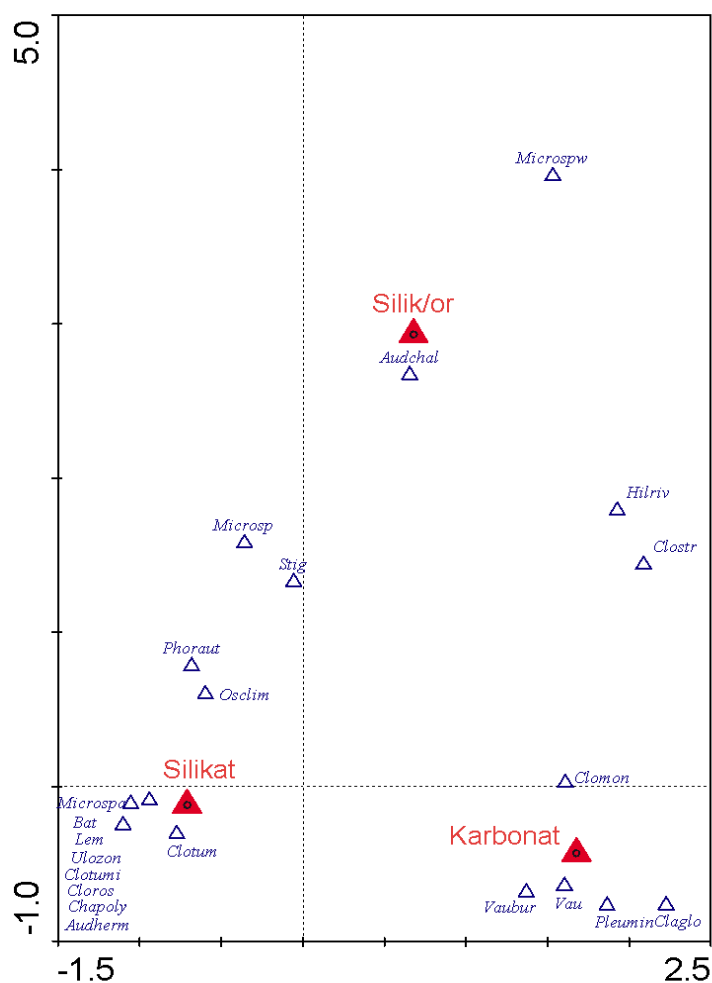


Abbildung 20 Kanonische Korrespondenzanalyse der Befunde, wobei die Probestellen aufgrund der vorhandenen Daten zur Wasserchemie in drei Gruppen eingeteilt wurden (nähere Ausführungen im Text).

Die kleinen Dreiecke symbolisieren die Arten, für die Abkürzungen siehe Artenliste (Tabelle 48)

Tabelle 13 Kanonische Korrespondenzanalyse der Befunde, wobei die Probestellen aufgrund der vorhandenen Daten zur Wasserchemie in drei Gruppen eingeteilt wurden (nähere Ausführungen im Text).

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4	Total inertia
Eigenvalues	0,414	0,230	0,492	0,454	7,141
Species-environment correlations	0,916	0,853	0,000	0,000	
Cumulative percentage variance					
of species data	5,8	9,0	15,9	22,3	
of species-environment relation	64,3	100,0	0,0	0,0	
Sum of all eigenvalues					7,141
Sum of all canonical eigenvalues					0,644

Silikatisch geprägte Probestellen im Mittelgebirge

Als charakteristische Arten für die Gruppe der silikatisch geprägten Probestellen im Mittelgebirge sind folgende Arten zu nennen: Die Nostocophyceae *Chamaesiphon polymorphus*, die Florideophyceae *Audouinella hermannii*, *Batrachospermum* spec. und *Lemanea* spec., die Chlorophyceae *Microspora amoena* sowie die Ulvophyceae *Ulothrix zonata* und die Charophyceae *Closterium rostratum*, *Closterium tumidulum* und *Closterium tumidum*.

Die Fließgewässer in dieser Gruppe liegen im Buntsandstein oder im Grundgebirge (Gneis, Granit, Schiefer). Sie zeichnen sich im sehr guten und guten Zustand durch geringe Werte der Härte und der Säurekapazität aus (Mittelwerte jeweils < 1 mmol/l). In degradierten Bereichen können die Werte für Säurekapazität und Härte etwas höher liegen, wobei Werte von mehr als 1,6 mmol/l nur in Ausnahmefällen erreicht werden. Hier ist im Einzelfall zu prüfen, ob es sich um ein stark degradiertes silikatisches Gewässer oder bereits um einen Mischtyp mit karbonatischem Einfluss handelt. Im Zweifelsfall sind die geologischen Gegebenheiten und die Einstufung des Gewässers in die Fließgewässertypologie von ausschlaggebender Bedeutung.

Aufgrund dieser Eigenschaften wurden aus den vorhandenen Daten 58 Befunde von 33 Probestellen in diese Gruppe einsortiert.

Organisch geprägte Probestellen im Norddeutschen Tiefland

Nach Abbildung 20 fallen die organischen Probestellen im Norddeutschen Tiefland durch das Vorkommen von *Audouinella chalybea* (Florideophyceae) sowie von *Microspora wittrockii* (Chlorophyceae) auf.

Es handelt sich hierbei um organisch geprägte Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen im Norddeutschen Tiefland, die sich durch geringe Werte in der Härte und der Säurekapazität auszeichnen (Mittelwerte jeweils $< 1,6$ mmol/l).

Aufgrund dieser Charakteristika wurden aus dem vorliegenden Datensatz 19 Befunde von zehn Probestellen in diese Gruppe eingestuft.

Karbonatisch geprägte Probestellen an Fließgewässern im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland

Nach Abbildung 20 werden die karbonatischen Probestellen charakterisiert durch das Vorkommen der Nostocophyceae *Pleurocapsa minor*, der Tribophyceae *Vaucheria bursata* und *Vaucheria* spec., der Ulvophyceae *Cladophora glomerata* sowie der Charophyceae *Closterium moniliferum*.

In dieser Gruppe sind alle Fließgewässerstellen enthalten, die höhere Werte der Säurekapazität und der Härte aufweisen (Mittelwerte jeweils $> 1,6$ mmol/l). Aus dem vorliegenden Datensatz wurden daher 72 Probestellen mit 114 Befunden in diese Gruppe eingeordnet. Trotz dieser großen Datenmenge konnte mit den vorliegenden Daten für das restliche Phytobenthos keine weitere Aufteilung innerhalb der Gruppe der karbonatisch geprägten Fließgewässer erreicht werden. Naheliegender wäre

eine Aufteilung der Befunde nach Ökoregionen gewesen, jedoch erwies sich dieser Faktor bei CCAs als nicht signifikant. Signifikante Faktoren dagegen waren solche, die sich auf die Größe des Fließgewässers, die Breite des Fließgewässers an der Probestelle und die Strömung bezogen. Beispielsweise die Kategorie „großer Fluss“ oder – negativ dazu – „Probenahme über gesamte Breite möglich“) Eine sinnvolle Unterteilung der Probestellen aus der karbonatischen Gruppe hätte am ehesten bezogen auf das an der Probestelle vorherrschende Substrat stattfinden können, wonach steinige, kiesige Standorte von sandigen, schlammigen, Makrophyten-bewachsenen Standorten hätten abgegrenzt werden können. Diese Eigenheiten der Probestellen spiegelten sich z. B. wider in den entnommenen Unterbefunden („hauptsächlich Hartsubstrate beprobt“ vs. „hauptsächlich Weichsubstrate entnommen“ bzw. „Quetschproben“). Da mit dieser Aufteilung aber nur geringe Erklärungswerte erreicht werden konnten, wurde in der vorliegenden Untersuchung darauf verzichtet. Jedoch ist zu vermuten, dass bei einem größeren Umfang an Probenahmen das an der Probestelle vorherrschende Substrat und die Strömung als wichtige Faktoren ermittelt werden können, die einen signifikanten Einfluss auf die Biozönose haben.

Vergleich der Fließgewässertypen (mit Ausnahme der Alpen)

Die folgenden Vergleiche beziehen sich auf die oben dargestellten vier Gruppen von Fließgewässertypen:

- PB 1: Probestellen im Alpenvorland („Alpenvorland“)
- PB 2: silikatisch geprägte Probestellen im Mittelgebirge („MG_Silikat“)
- PB 3: karbonatisch geprägte Probestellen im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland („Karbonat“)
- PB 4: organisch geprägte Probestellen im Norddeutschen Tiefland („NT_Org“)

Die Gruppe der Probestellen in den Alpen wurde aufgrund der geringen Datenlage bei den folgenden Vergleichen nicht beachtet.

Die Einordnung der Gewässer in die Typologie erfolgt nach Tabelle 14.

Tabelle 14 Bestimmungsschlüssel zur Typfindung für das Modul Phytobenthos ohne Diatomeen in Fließgewässern.

Ökoregion - Mittelgebirge		
1a	Mittelwert Gesamthärte oder Mittelwert Säurekapazität $4,3 < 1,6 \text{ mmol/l}$	→ Typ PB_2
1b	Mittelwert Gesamthärte und Mittelwert Säurekapazität $4,3 \geq 1,6 \text{ mmol/l}$	→ Typ PB_3
Ökoregion - Norddeutsches Tiefland		
1a	Mittelwert Gesamthärte oder Mittelwert Säurekapazität $4,3 < 1,6 \text{ mmol/l}$	→ Typ PB_4
1b	Mittelwert Gesamthärte und Mittelwert Säurekapazität $4,3 \geq 1,6 \text{ mmol/l}$	→ Typ PB_3

In den Gruppen „MG_Silikat“ und „NT_Org“ finden sich eher kleinere Fließgewässer, während in den Gruppen „Alpenvorland“ und „Karbonat“ auch größere Flüsse vorkommen. Dies zeigt sich an den Spannweiten der Werte für die Breite und die Tiefe der Fließgewässer. Trotz dieser Ten-

denzen konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den vier Gruppen in bezug auf die Parameter Tiefe, Breite, MQ, Größe des EZG und Quellentfernung festgestellt werden. Dies liegt vor allem an der großen Streuung innerhalb jeder Gruppe sowie an teilweise fehlenden Angaben.

In Hinblick auf die im Feldprotokoll aufgenommenen Standortfaktoren wie „Trübung des Gewässers“, „Gewässergrund sichtbar“, „Tiefenstruktur einheitlich“ oder „vielfältig“, „Probenahme über gesamte Breite möglich“ konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Fließgewässergruppen festgestellt werden.

Bei der Betrachtung der im Feldprotokoll aufgenommenen Werte für die Strömung an der Probe- stelle und die vorherrschenden Substrate wurden Unterschiede sichtbar.

Auffällige und stets signifikante Unterschiede bestanden zwischen den Fließgewässergruppen hinsichtlich der chemisch-physikalischen Werte der Gewässer. Die größten Unterschiede fanden sich bezüglich der Säurekapazität und der Härte. Diese Parameter waren bereits in den CCAs als wichtigste Parameter ermittelt worden und dienten der darauffolgenden Einstufung der Probestellen in die jeweiligen Fließgewässergruppen. Gleich gerichtete Unterschiede ließen sich aber auch beim pH-Wert und bei der Leitfähigkeit feststellen. Interessant sind auch die Angaben zu den Nährstoffgehalten: In der Gruppe der Gruppe der karbonatisch geprägten Probestellen, wurden signifikant höhere Werte für Gesamt- und Nitrat-Stickstoff sowie für Gesamt- und Ortho-Phosphat gemessen.

Tabelle 15 fasst die wichtigsten Charakteristika der Fließgewässergruppen zusammen. Es fällt auf, dass die Fließgewässergruppen „MG_Silikat“ und „NT_Org“ relativ homogene Gruppen darstellen, während in den anderen beiden Gruppen eine große Vielfalt von Standortbedingungen herrscht.

Tabelle 15 Eigenschaften der Fließgewässer aus den unterschiedlichen Fließgewässergruppen

Phytobenthos-Typ	Alpenvorland	MG_Silikat	Karbonat	NT_Org
Eigenschaft				
Größe	größere und kleinere FG	kleinere FG	größere und kleinere FG	kleinere FG
Tiefe	gering bis groß (0,2–10 m)	gering (bis mittel) (0,1–5 m)	gering bis sehr groß (0,1–20 m)	gering (0,3–1 m)
Breite	gering bis sehr groß (0,5–100 m)	gering bis mittel (0,4–50 m)	gering bis sehr groß (0,5–130 m)	gering (1–10 m)
EZG	großes EZG	mittleres (bis großes) EZG	großes EZG	kleines EZG
Quellentfernung	quellnah bis quellfern	recht quellnah	quellnah bis quellfern	sehr quellnah
Strömungsbedingungen	v. a. schnell (langsam-stürzend)	v. a. schnell (träge-stürzend)	v. a. träge bis langsam	v. a. träge bis langsam
Substrat	hauptsächlich kiesige/steinige Anteile	relativ gleiche Anteile, viele submerse Moose	größere Anteile an Sand und an Makrophyten, auch Moose	größere Anteile sandiger Substrate, wenige Moose und Makrophyten
chem./phys. Werte	Säurekapazität, Härte, pH und Leitfähigkeit hoch	Säurekapazität, Härte, pH und Leitfähigkeit gering	Säurekapazität, Härte, pH und Leitfähigkeit hoch	Säurekapazität, Härte, pH und Leitfähigkeit gering
Nährstoffgehalte	gering	mittel	hoch	mittel

Zusammenfassung

Mit den vorliegenden Daten zum Phytobenthos (ohne Diatomeen) lassen sich fünf Gruppen von Fließgewässertypen voneinander unterscheiden und abgrenzen. Diese sind in Tabelle 16 aufgeführt.

Die Typen sind durch die Ökoregionen sowie durch geologische Eigenschaften charakterisiert. Sie unterscheiden sich hinsichtlich der Artenzusammensetzungen deutlich voneinander. Auf diese Eigenheiten muss bei der Entwicklung eines typbezogenen Bewertungsverfahrens geachtet werden.

Tabelle 16 Relevante Gruppen von Fließgewässertypen und ihre Entsprechung zu Fließgewässertypen aus Tabelle 17.

FG = Fließgewässer

Nr.	Beschreibung	Entspricht
1a	Probestellen an FG in den Alpen	Typ 1
1b	Probestellen an FG im Alpenvorland	Typen 2–4
2	Probestellen an FG im Mittelgebirge silikatisch geprägt niedrige Säurekapazität und Härte, Mittelwerte < 1,6 mmol/l	Typen 5 und 9a
3	Probestellen an FG im Mittelgebirge und Norddeutschen Tiefland karbonatisch geprägt höhere Säurekapazität und Härte, Mittelwerte > 1,6 mmol/l	Typen 6, 7, 9c, 9d, 10, 13–20
4	Probestellen an FG im Norddeutschen Tiefland organisch geprägt niedrige Säurekapazität und Härte, Mittelwerte < 1,6 mmol/l	Typ 11

4.2.4 Abgleich der ermittelten biozönotischen Typen und der geomorphologischen Typologie

Wie oben bereits erwähnt, ist die biozönotischen Typisierung kein Ersatz für die geomorphologischen Typisierungen auf der Grundlage von SCHMEDITJE et al. (2001b, Tabelle 17) bzw. deren Weiterentwicklung (Stand 15.12.2003) und MATHES et al. (2002, Abbildung 21), die Systeme sind vielmehr kompatibel. Eine Gegenüberstellung der Fließgewässertypologien findet sich in Tabelle 18, die Seentypologien werden in Tabelle 19 dargestellt.

Aus diesen Gegenüberstellungen wird deutlich, dass die biozönotischen Typen der Komponente Makrophyten & Phytobenthos in erster Linie Zusammenfassung der geomorphologischen Typen bzw. der Typen der LAWA-Typologie (Stand 15.12.2003) darstellen. Nur an wenigen Stellen sind Probleme zu erwarten. Jedoch ist auch erkennbar, dass z. B. die Ausweisung des Typs 5c (SCHMEDITJE et al. 2001) bzw. 5.2 (LAWA 15.12.2003) für die Biokomponente notwendig ist. Dieser Typ erscheint nicht in der Karte der Gewässertypen Deutschlands Stand Februar 2004, er wird lediglich als Subtyp in dem Typensteckbrief zu Typ 5 geführt.

Tabelle 17 Grundlage für die Erarbeitung der wichtigsten biozönotisch relevanten Fließgewässertypen im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie

(SCHMEDTJE et al. 2001b, incl. Erweiterungen aus dem Projekt Makrophyten & Phytobenthos, März 2002, dunkel unterlegt).
O = organisch, S = silikatisch, K = karbonatisch (nach WRRL)

Fließgewässerlandschaft*	potentieller Fließgewässertyp						
	geomorphologischer Grundtyp**			potentieller biozönotischer Typ			
				„Längszonierung“***			
			Bach	Kl. Fluss	Gr. Fluss	Strom	
Ökoregion 4: Alpen, Höhe > 800 m							
Kalkalpen	(1) Kiesgeprägte, geschiebereiche FG der Kalkalpen	K	Typ 1 a b	1c			
Ökoregion 9 (und 8): Mittelgebirge und Alpenvorland, Höhe ca. 200–800 m							
Alpenvorland							
Tertiäres Hügelland, Flussterrassen und Altmoränen	(2) Stein- und kiesgeprägte FG des tertiären Hügellandes, der Flussterrassen und Altmoränen	S	Typ 2a	2b	2c		
Jungmoränen	(3) Kiesgeprägte FG der Jungmoränen	K	Typ 3a	3b	3c	3d	
Auen (über 300 m Breite)	(4) Kies- und sandgeprägte FG mit breiten Auen (z. B. Iller, Lech, Isar)	K	4c	Typ 4 a b			
Mittelgebirge							
Buntsandstein	(5) Sand- und steingeprägte FG des Buntsandsteins	S	Typ 5 a	9f			
Grundgebirge (Gneis, Granit, Schiefer)	(6) Stein- und blockgeprägte FG des Grundgebirges	S	b	Typ 9 a	9g		
Vulkangebiete	(7) Stein- und kiesgeprägte FG der Vulkangebiete	S	c		b		
Lössbeeinflusste Regionen, Keuper	(8) Ton-, sand- oder kiesgeprägte FG der Löss- und Keupergebiete	K	Typ 6		c		
Kalkgebiete (Muschelkalk, Jura, Malm, Lias, Dogger, Kreide, Devon)	(9) Kies- und steingeprägte FG der nicht verkarsteten Kalkgebiete	K	Typ 7		d	9h	9i
	(10) Kies- und steingeprägte FG der Karstgebiete	K	Typ 8	e			
Auen (über 300 m Breite)	(11) Kiesgeprägte FG mit breiten Auen (u. a. Hoch- und Oberrhein, bayer. Donau, Untermain)	K	10c	10d	Typ 10 a b		
Ökoregion 14: Norddeutsches Tiefland, Höhe < 200 m							
Sander und sandige Bereiche der Moränen und Flussterrassen	(12) Organisch geprägte FG der Sander und sandigen Aufschüttungen	O	Typ 11	Typ 12			
	(13) Sandgeprägte, altglaziale FG der Sander und sandigen Aufschüttungen	S	Typ 13				
	(14) Sandgeprägte, jung- und altglaziale FG der Sander und sandigen Aufschüttungen	K	Typ 14	Typ 15 a b			
Kiesige Bereiche der Moränen, Flussterrassen, Verwitterungsgebiete	(15) Kiesgeprägte FG der Moränen, Flussterrassen und Verwitterungsgebiete	K	Typ 16	Typ 17			
Lössregion (Börden)	(16) Löss-lehmgeprägte FG der Börden	K	Typ 18				
Auen (über 300 m)	(17) Kies-, sand- und z. T. organisch geprägte Niederungs-FG	K	Typ 19a	19b			
	(18) Sand- und kiesgeprägte FG mit breiten Auen (u. a. Unterläufe der Elbe, Weser, Oder, Rhein)	K			Typ 20 a b		

* Fließgewässerlandschaften nach BRIEM, z. T. zusammengefasst

** unter Berücksichtigung von System B, WRRL

*** Bach = EZG ca. 10–100 km², Kl. Fluss = EZG > ca. 100–1000 km², Gr. Fluss = EZG > ca. 1000–10 000 km², Strom = EZG > ca. 10 000 km²

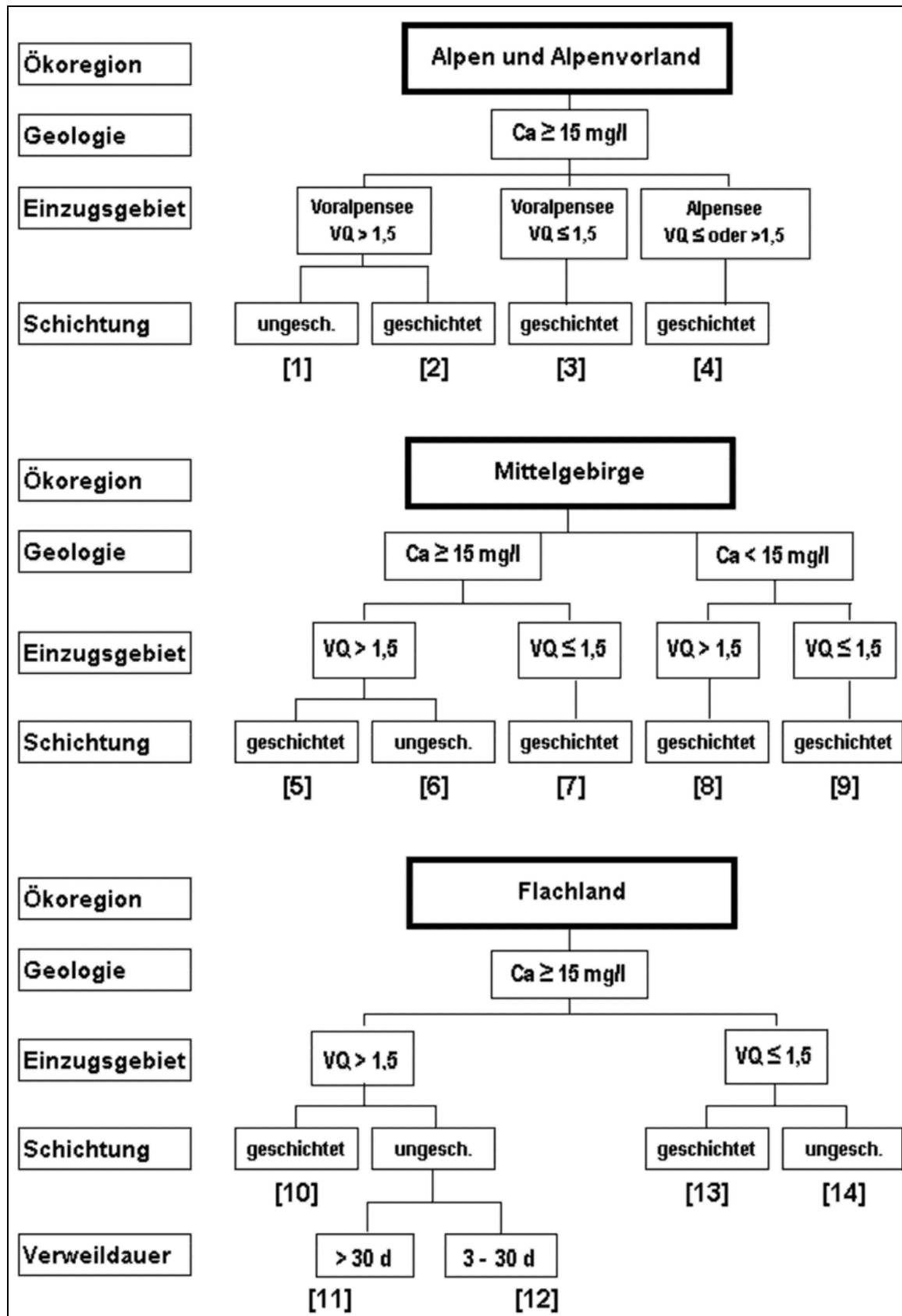


Abbildung 21 Das Typisierungssystem für die Seen und Talsperren Deutschlands mit Wasserflächen ab 50 ha (MATHES et al. 2002)

Tabelle 18 Gegenüberstellung der biozönotischen Fließgewässertypologie auf Grundlagen der Ergebnisse des Projektes Makrophyten & Phyto-
benthos und den Fließgewässertypologien von SCHMEDITJE et al. (2001b) Stand März 2000 (incl. Erweiterungen) sowie von SOMMERHÄUSER et al.
Stand 15.12.2003 mit Änderungen aus dem vorliegenden Projekt.

Typ und Untertyp nach SCHMEDITJE (2001b), siehe Tabelle 17

Makrophyten-Phytobenthos-Typen				Typenatlas-Typen						
Makrophyten		Phytobenthos		Diatomeen		Typ SCHMEDITJE	Untertyp SCHMEDITJE	Typ LAWA		
Alpen										
MP(G) potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MP), incl. Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst)		PB_1 Alpen		D_1a	Fließgewässer der Kalkalpen mit EZG < 1000 km ²	1	a	1		
						1	b			
				D_1b	Fließgewässer der Kalkalpen mit EZG > 1000 km ²	1	c	1.1		
Voralpen										
MRK karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen		PB_1 Alpenvorland		D_3	Silikatische Fließgewässer mit EZG < 1000 km ²	2	a	2.1		
						2	b	2.2		
						3	a	3.1		
				D_2a	Karbonatische FG mit EZG < 1000 km ²	3	b	3.2		
						4	a			
						3	c	4		
				D_2b	Fließgewässer mit EZG > 1000 km ²	3	d			
						4	b			
				Mittelgebirge						
MP(G) potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MP), incl. Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst)		PB_2 silikatische Stellen im Mittelgebirge		D_4	Fließgewässer des Buntsandsteins und des Grundgebirges mit EZG < 100 km ²	5	a	5.1		
MRS silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen					5	b	5			
Mg große Ströme der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen					5	c	5.2			
	PB_3 karbonatische Stellen Mittelgebirge und nord-deutsches Tiefland			D_5	FG des Buntsandsteins und des Grundgebirges mit EZG > 100 km ² und < 1000 km ²	9	a	9		
					9	f				
MP(G) potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen (MP), incl. Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst)				D_7a	Fließgewässer der Löss- und Keuperregionen mit EZG < 1000 km ²	6		6		
					9	c	9.1			
MRK karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen				D_7b	Fließgewässer der Kalkgebiete mit EZG < 1000 km ²	7		7		
					9	d	9.1			
					9	h	9.2			
Mg große Ströme der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen				D_8	Karbonatische Fließgewässer mit EZG > 1000 km ²	10	a	10		
		10	b							
Norddeutsches Tiefland										
TN mittelgroße Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes		PB_3 karbonatische Stellen Mittelgebirge und nord-deutsches Tiefland		D_9	Karbonatische Fließgewässer mit EZG < 1000 km ²	14		14		
							15	a	15	
							16		16	
							17	a	17	
							18		18	
							19	a	19	
							19	b		
	PB_4 Silikatisch/organische Stellen im Nordd. Tiefland			D_10	Karbonatische Fließgewässer mit EZG > 1000 km ²	20	a	20		
							20		b	
								11		11
TNg große Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes								13	b	?
								13	d	?
										?

Tabelle 19 Gegenüberstellung der biozönotischen Seentypologie auf Grundlagen der Ergebnisse des Projektes Makrophyten & Phytobenthos und der Seentypologie von MATHES et al.(2002)

Makrophyten	Diatomeen	Typen nach MATHES et al.
AK(s) Stellen karbonatischer Seen der Alpen und des Alpenvorlandes (AK) incl. Untertyp extrem steile Stellen der karbonatischen Alpengseen (AKs)	1 Stellen in kalkreichen Alpen- und Voralpenseen	1 A/V: VQ>1,5 / ungesch. 2 A/V: VQ>1,5 / gesch. 3 A/V: VQ≤1,5 / gesch. 4 A/V: VQ> oder ≤1,5 / gesch.
mangelnde Daten	mangelnde Daten	5 M: CA≥15 / VQ>1,5 / gesch. 6 M: CA≥15 / VQ>1,5 / ungesch. 7 M: CA≥15 / VQ≤1,5 / gesch. 8 M: CA<15 / VQ>1,5 / gesch.
MTS Stellen silikatisch geprägter Seen der Mittelgebirge und des Tieflandes	2 Stellen in circumneutralen bis schwach sauren Mittelgebirgsseen 2 Stellen in dystrophen Mittelgebirgsseen	9 M: CA<15 / VQ≤1,5 / gesch.
TKg Stellen stabil geschichteter karbonatischer Wasserkörper des Tieflandes	3 Stellen in geschichteten Seen des Norddeutschen Tieflandes	10 T: VQ>1,5 / gesch. 13 T: VQ≤1,5 / gesch.
TKp Stellen polymiktischer karbonatischer Wasserkörper des Tieflandes	4 Stellen in ungeschichteten Seen des Norddeutschen Tieflandes mangelnde Daten	11 T: VQ>1,5 / ungesch. / >30d 12 T: VQ>1,5 / ungesch. / 3-30d 14 T: VQ≤1,5 / ungesch.

Durch die Erweiterung der Datenbasis aus dem laufenden bundesweiten Verfahrenstest sind noch weitere Differenzierungen von Typen zu erwarten. Die endgültige biozönotische Gewässertypologie für die Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos wird sich erst nach dem Praxistest 2004/2005 ergeben. Auf Grund dieser Ergebnisse müssen dann die Gewässertypologien im Einklang mit den anderen Biokomponenten fortgeschrieben werden.

4.3 Bewertung

Die Wasserrahmenrichtlinie fordert eine Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten nach den Kriterien Artenzusammensetzung und Abundanz. Die zweite Voraussetzung ist die Typspezifität der zu erarbeitenden Bewertungsverfahren. Die Degradation wird im Anhang V der WRRL als „Abweichung vom Referenzzustand“ definiert (EUROPÄISCHE UNION 2000). Darüber hinaus soll im Hinblick auf die spätere Anwendbarkeit in der wasserwirtschaftlichen Praxis eine universelle Einsetzbarkeit sowie gute Praktikabilität gewährleistet sein, ohne die wissenschaftliche Genauigkeit zu vernachlässigen. Auf der Basis dieser Vorüberlegungen wurde das im Folgenden dargestellte Bewertungssystem entwickelt.

Eine aktuelle Version der Handlungsanweisung in Kurzform steht im Internet zum download bereit (http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/welcome.htm).

4.3.1 Makrophyten

Das Modul Makrophyten ist ein Bestandteil der Bewertung mit der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie. Eine Bewertung kann zwar auch ausschließlich mit dem Modul Makrophyten vorgenommen werden, dies entspricht aber **nicht** den Vorgaben der WRRL und kann somit auch nicht als „Bewertung nach WRRL“ bezeichnet werden.

Soll die Degradation eines Gewässers allein durch eine Untersuchung der Makrophytenvegetation beurteilt werden, kann der RI berechnet werden. Die Zuweisung der ökologischen Zustandsklasse muss dann allerdings anhand der Tabellen im Kapitel 4.3.1.2 und der dort beschriebenen Bedingungen für die Anwendung von Zusatzkriterien erfolgen.

Makrophyten können grundsätzlich auf zwei verschiedene Weisen auf Degradationen reagieren: Einerseits mit einer Veränderung der Artenzusammensetzung, d. h. neue Arten treten (eventuell zusätzlich) auf, während andere Arten verschwinden. Andererseits können Makrophyten aber auch mit einer Erhöhung bzw. Verminderung ihrer Gesamtbiomasse reagieren (KOHLER 1975). Sie stellen damit im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie geeignete Bioindikatoren für den ökologischen Zustand von Gewässern dar.

4.3.1.1 Getrennte Betrachtung verschiedener Makrophyten-Lebensformen

Makrophyten sind je nach ihrem spezifischen Standort im Gewässer unterschiedlichen Habitatbedingungen ausgesetzt. Faktoren wie Wassertiefe, Lichtklima, Substratzusammensetzung sowie die Nährstoffgehalte in Freiwasser und Sediment (PEARSALL 1920, SPENCE 1967, BARKO & SMART 1981, CHAMBERS & KALFF 1985, SCHNEIDER 2000) bestimmen die Lebensbedingungen

von Wasserpflanzen in entscheidender Weise. Diese Umwelteinflüsse können im Gewässer oft in sehr kleinräumigem Maßstab wechseln und damit eine mosaikartige Struktur der Makrophyten-biozönose bedingen (POTT & REMY 2000).

Der auffälligste Unterschied in der Lebensweise lässt sich zwischen submersen, d. h. fast vollständig untergetaucht lebenden so genannten Hydrophyten (= „Limnophyten“ nach GAMS 1925) und emersen, d. h. mit dem Großteil des Sprosses über die Wasseroberfläche ragenden Wasserpflanzen (Helophyten) feststellen. Einige Makrophyten (z. B. *Veronica anagallis-aquatica* oder *Berula erecta*) besitzen auch die Fähigkeit, ihre Lebensweise den an ihrem Wuchsort vorherrschenden Bedingungen anzupassen und können sowohl hydro- als auch helophytisch auftreten („Amphyphyten“ nach GAMS 1925, KOHLER et al. 1997, POTT & REMY 2000).

Hydro- und Helophyten unterscheiden sich z. B. in der Art ihrer Nährstoffaufnahme, die bei vollständig submersen Arten zu unterschiedlichen Anteilen sowohl aus dem Freiwasser als auch aus dem Sediment (CARIGNAN & KALFF 1980, CARIGNAN 1982, SCHNEIDER 2000), bei Helophyten jedoch fast ausschließlich aus dem Sediment erfolgen kann. Auch Faktoren wie hydraulischer Stress oder unterschiedliches Lichtklima im Gewässer beeinflussen submerse Wasserpflanzen vollkommen anders als emers wachsende.

Aufgrund der o. a. extrem verschiedenen Habitatvoraussetzungen wirken auch (anthropogen bedingte) schädliche Veränderungen im Gewässer unterschiedlich auf Hydrophyten und Helophyten. Degradationen, die in erster Linie mit Wasserinhaltsstoffen zusammenhängen (z. B. Versauerung oder Eutrophierung) werden von submersen Pflanzen viel unmittelbarer wahrgenommen als von Helophyten, die nur sekundär, etwa über die Nährstoffzusammensetzung im Sediment von diesen Veränderungen betroffen sind. Auch biologische Faktoren, wie z. B. Fischbesatz mit Herbivoren, bewirken in erster Linie Veränderungen der submersen Vegetation (DILEWSKI & SCHARF 1988).

Demgegenüber ziehen strukturelle Beeinflussungen, wie etwa der Verbau natürlicher Uferstrukturen oder Badebereiche, veränderte Umweltbedingungen nach sich, die in erster Linie die Helophyten betreffen, da diese meist in den Randbereichen des Gewässers vorkommen.

Auf der Basis dieser Überlegungen erweist es sich als sinnvoll, die submersen Makrophyten bei der Erstellung eines Bewertungssystems getrennt von den helophytischen Wasserpflanzen zu betrachten.

Als „Hydrophyten“ werden in der für die Bearbeitung von Fließgewässern alle submers wachsenden Makrophyten bzw. Schwimmblattpflanzen sowie Pleustophyten (Wasserschweber) verstanden. Diese Definition beinhaltet auch submers wachsende Amphiphyten.

Bei der Bearbeitung der Seen wurden die Schwimmblattpflanzen (Nymphaeiden nach WIEGLEB 1991) gemeinsam mit den Helophyten betrachtet. Die im Untersuchungsgebiet häufigsten Arten *Nuphar lutea* und *Nymphaea alba* sind gegenüber den Nährstoffverhältnissen im Freiwasser weitgehend indifferent, und zeigen starke Abhängigkeit von strukturellen Faktoren wie geschützter Lage oder Substrat (SCHMEDTJE et al. 1998). Wasserschweber (Pleustophyten nach WIEGLEB 1991), hingegen decken ihren Nährstoffbedarf ausschließlich aus dem Freiwasser. Aufgrund ihrer daraus

resultierenden guten Eignung zur Trophieindikation wurden sie gemeinsam mit den submersen Arten behandelt.

Zusätzlich zur Untersuchung der emersen Vegetation in Seen wurde versucht, den Einfluss verschiedener mechanischer Belastungsarten (z. B. Trittschäden an Badestellen) auf die Vegetation im Flachwasserbereich zu quantifizieren. Hierfür wurde die Vegetation der ersten Tiefenstufe (bis 1 m), die diesen Belastungen in besonderer Weise ausgesetzt ist, betrachtet.

Teilaspekt Helophyten und Flachwasserarten

Die Untersuchung der Degradation wurde in zwei Schritten vorgenommen. Zum einen wurde versucht, Unterschiede zwischen der Helophyten- und Flachwasservegetation an Referenzstellen (s. o.) gegenüber der an degradierten Stellen herauszuarbeiten.

Im zweiten Schritt wurde besonderes Augenmerk auf die Einflüsse struktureller Veränderungen auf Helophyten und Flachwasserarten gelegt. In diese Auswertungen gingen ausgewählte Parameter der Kartierprotokolle wie Ufer-/Sohlverbau, Trittschäden, Ufernutzung sowie die Strukturgüte ein. D. h., strukturell unbeeinflusste Probestellen wurden in ihrer emersen Vegetation mit veränderten Probestellen verglichen.

Aus multivariaten Statistiken (CCA) konnten keine Zusammenhänge zwischen Artenzusammensetzung der Helophyten und Degradation abgeleitet werden.

Verschiedene Korrelationen von Artenzusammensetzung und Abundanz mit Strukturfaktoren und vorab angenommenen Zuständen erbrachten ebenfalls keine verwertbaren Ergebnisse. Versuche, die strukturellen Belastungen der Stellen (z. B. Verbauungen) mit den Kenngrößen der Gesellschaftsstruktur wie Taxazahl, Gesamtquantität oder Evenness zu korrelieren, scheiterten an der großen natürlichen Variabilität der Flachwasservegetation. Auch vegetationsökologische Tabellenarbeit führte zu keinem verwertbaren Ergebnis. Der Zusammenhang zwischen struktureller Degradation und Rückgang helophytischer Makrophyten kann somit nicht für die Bewertung herangezogen werden.

Bestimmte anthropogene Eingriffe wie z. B. massiver Uferverbau führen zwar zu einem offensichtlichen Rückgang von Artenzahlen und Gesamtabundanz helophytischer Makrophyten. Umgekehrt kann jedoch nicht vom Fehlen einer ausgeprägten Helophytenvegetation auf eine strukturelle Degradation geschlossen werden, da geringe Abundanzen emerser Arten auch unter unbeeinflussten Bedingungen vorkommen können.

Augenscheinlich werden die Einflüsse morphologischer Veränderungen durch andere, teilweise natürliche Parameter (z. B. Strömungsbedingungen, Trophie, Ufervegetation, kleinräumige Substratzusammensetzung, vgl. SCHMEDTJE et al. 1998) überlagert. Auch gegenläufige Effekte verschiedener Standortfaktoren können auftreten, etwa eine Erhöhung der Helophytenbiomasse von Röhrichtarten wie *Phalaris arundinacea* durch steigende Trophie (BRÄNDLE et al. 1996) bei gleichzeitiger negativer Beeinflussung durch Sohlverbau.

Ein ökologisches Bewertungsverfahren mit Hilfe der Helophyten kann somit nicht erstellt werden. Daher beschränken sich das im Folgenden vorgestellten Bewertungsverfahren auf die hydrophytische Vegetation. Dies entspricht auch der Vorgehensweise von bereits existierenden Bewertungssystemen für Makrophyten, die sich ebenfalls auf submerse Taxa beziehen (KOHLER et al. 1994, SCHNEIDER 2000).

Teilaspekt Hydrophyten

Beschreibung des Degradationsverlaufes innerhalb eines Typs

Gängige statistischen Verfahren beurteilen die Ähnlichkeit zwischen Stellen streng anhand der verschiedenen vorkommenden Arten, die ökologische Qualität der einzelnen Taxa kann jedoch nicht berücksichtigt werden. Damit werden sie der Komplexität der realen Verhältnisse nicht gerecht, sobald verschiedene Arten ähnliche Ansprüche in Bezug auf einen ökologischen Faktor (z. B. Nährstoffe) haben.

Anhand von Vegetationstabellen dagegen konnten typspezifische ökologische Artengruppen erarbeitet werden. Grundlage für die Beschreibung des typspezifischen Degradationsverlaufes bei Makrophyten ist daher eine Tabelle, in der die Anordnung der Arten nach rechts, die der Probestellen nach unten erfolgt.

Um die typspezifische Vegetation an den Referenzstellen zu erhalten, werden die Referenzstellen innerhalb der Tabelle oben angeordnet und bilden den Bezugspunkt, an dem die übrigen Stellen gemessen werden. Arten, die überwiegend an Referenzstellen vorkommen, werden links angeordnet. Die übrigen Probestellen werden nach unten mit zunehmender Abweichung ihrer Artenzusammensetzung und Abundanz von der „Referenzbiozönose“ angeordnet, wodurch sich die Probestellen nach zunehmender Degradation gruppieren.

Dabei werden auch die Arten von links nach rechts entsprechend ihres gemeinsamen Vorkommens mit Taxa der Referenzbiozönose angeordnet. Arten, die erst bei sehr starkem Rückgang oder Ausfall der Referenztaxa zur Dominanz gelangen, stehen damit in der Tabelle rechts.

Einteilung der Arten in ökologische Artengruppen

Der Verlauf der Degradation innerhalb der Typen ist nicht anhand einzelner Arten nachvollziehbar. Eine „Referenzbiozönose“ im pflanzensoziologischen Sinne, die an allen Referenzstellen auch real existiert, ist als solche nicht anhand definierter Arten festlegbar, da die Variabilität auch innerhalb eines Gewässertyps relativ hoch ist. Dies resultiert daraus, dass jedes Gewässer eigentlich als Individuum (SCHMITZ 1955, RUESS 1954 zit. aus WIEGLEB 1988) aufgefasst werden muss, und jede Form von Typisierung eine mehr oder weniger grobe Zusammenfassung darstellt (THIENEMANN 1921, BOEHMER 2002).

Die Faktoren, die die endgültige Zusammensetzung der Biozönose an einem Standort bestimmen, sind extrem variabel und gewässerspezifisch (SCHÖNBORN 1992). Vor allem kleinräumige Wechsel

in Substratzusammensetzung (CARPENTER & TITUS 1984) und Strömungsbedingungen führen zum Vorhandensein verschiedener Arten. So können z. B. einige Moosarten nicht nur von der Wasserchemie, sondern auch von der geochemischen Zusammensetzung ihres direkten Substrates, etwa eines Steines im Gewässerbett abhängig sein (NEBEL & PHILIPPI 2000, 2001) oder Arten, die strömungsgeschützte Bereiche im Gewässer bevorzugen, auch in kleineren Stillwasserbereichen vorkommen (POTT & REMY 2000). Verbreitungsbiologische Effekte spielen ebenfalls eine Rolle (SCHÖNBORN 1992), bei Fließgewässermakrophyten z. B. das Vorhandensein von größeren Stillwasserbereichen, die für einen Diasporennachschub limnophiler Arten sorgen (z. B. Seeausflüsse, POTT & REMY 2000).

Einige Makrophytenarten können sich in ihren ökologischen Ansprüchen gegenseitig bei der Besiedelung bestimmter Nischen „ersetzen“. Solche Arten besitzen einen ähnlichen Informationswert für die Bioindikation und können auch für die Bewertung untereinander ausgetauscht werden (z. B. *Sparganium emersum* und *Potamogeton pectinatus*, WIEGLEB 1981). Auf dieser Annahme basieren auch frühere Bewertungsschemata, die Arten einen bestimmten Indikationswert zuweisen (MELZER 1988, WIEGLEB 1981, HOLMES et al. 1999).

Aufgrund dieser Überlegungen werden die im jeweiligen Typ vorkommenden Arten entsprechend ihrer ökologischen Ansprüche in **Artengruppen** eingeteilt, deren Mitglieder sich in ihrem Informationswert ähneln und sich gegenseitig ersetzen oder ergänzen können.

Ein solches System bietet außerdem den Vorteil einer guten Erweiterbarkeit des Bewertungsverfahrens hinsichtlich neuer Arten und/oder Typen. Eine Erweiterung der Artengruppen sollte jedoch in jedem Fall **zentral** (idealerweise von den Projektentwicklern) erfolgen, um Widersprüchlichkeiten zu vermeiden.

Vorgehensweise bei der Einteilung der typspezifischen Artengruppen

Aus der Anordnung der Arten in den Vegetationstabellen (vgl. Kapitel 4.3.1.2 und Kapitel 4.3.1.3) lassen sich drei Artengruppen ableiten. Die Taxa dieser Gruppen kommen entweder überwiegend im Referenzzustand, über mehrere/alle Zustandsstufen verteilt oder überwiegend an degradierten Probestellen vor. Anschließend wurden diese Artengruppen (A, B, C) anhand geeigneter – also dem Typ entsprechender – Literaturbelege (z. B. SCHMEDTJE et al. 1998, weitere Literaturbelege werden in den Kapiteln zur typspezifischen Bewertung aufgeführt) und eigenem Expertenwissen überprüft und gegebenenfalls korrigiert. Da die auf diese Weise erarbeiteten Artengruppen nicht den Anspruch der absoluten Vollständigkeit erheben können, wurden zusätzlich Arten aus der Literatur ergänzt.

Artengruppe A enthält die Arten, die an Referenzstellen des jeweiligen Typs dominieren und nur selten und höchstens mit geringen Abundanzen an degradierten Stellen vorkommen.

Artengruppe B umfasst typspezifische Taxa mit weiter ökologischer Amplitude. Diese neutralen Arten kommen gemeinsam mit unterschiedlich hohen Anteilen der anderen Gruppen vor.

In **Artengruppe C** werden Störzeiger zusammengefasst, die höchstens in sehr geringen Mengen an den Referenzstellen auftreten und einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt an degradierten Standorten des jeweiligen Typs zeigen.

Schematisiert gesehen ergibt sich für die Artengruppen mit zunehmender Degradation eine Verteilung ihrer prozentualen Gesamtabundanz wie in Abbildung 22 dargestellt. Überschneidungen zwischen den Artengruppen sind typabhängig und variabel, z. B. können sich die Artengruppen auch überlappen.

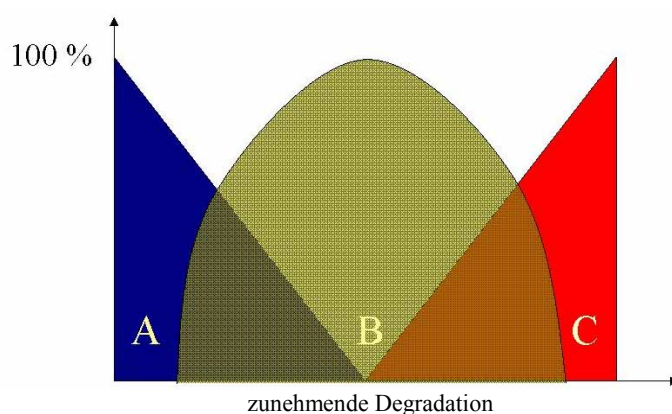


Abbildung 22 Schematisierte Verteilung der Artengruppen auf die Probestellen innerhalb eines Typs

Berechnung des „Referenzindex“

Für alle Berechnungen ist eine Umwandlung der bei der Freilandhebung geschätzten Pflanzenmengen (P) in Quantitäten (Q) notwendig. Die fünfstufige Kohler-Skala (siehe Kapitel 3.1, Tabelle 1) ist nicht linear, d. h. die Skalierung der Werte ist nicht metrisch sondern ordinal. Die Werte können jedoch bei Bedarf über die Gleichung 1 in ein metrisches Niveau überführt werden (KOHLER & JANAUER 1995), was nach MELZER (1988) eine gute Abschätzung der Makrophyten-Biomasse bietet.

Gleichung 1 Gleichung zur Umrechnung der ordinalen 5-stufigen Pflanzenmengen-Skala nach KOHLER (1978) in metrische Quantitätswerte

$$Q = P^3$$

Q = Quantität
P = Pflanzenmenge nach KOHLER (1978)

Zur Quantifizierung der **Degradation als Abweichung von der Referenzbiozönose** wird ein „**Referenzindex (RI)**“ berechnet. Die prozentualen Anteile der Artengruppen A, B und C an der Gesamtquantität aller Taxa gehen in folgende Formel ein (Gleichung 2):

Gleichung 2 Gleichung zur Berechnung des Referenzindex, Quantifizierung der Degradation in einer Makrophytenbiozönose.

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

RI = Referenzindex
 Q_{Ai} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe A
 Q_{Ci} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe C
 Q_{gi} = Quantität des i-ten Taxons aller Gruppen
 n_A = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe A
 n_C = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe C
 n_g = Gesamtzahl der Taxa aller Gruppen

Dieser Index vergleicht Artenzusammensetzung und Abundanzen einer Stelle mit dem Arteninventar der Referenzstellen. Er eignet sich damit zur Quantifizierung der Degradation als Abweichung vom Referenzzustand, wie in Anhang V der WRRL (EUROPÄISCHE UNION 2000) gefordert. Das Bewertungssystem ergibt sich somit aus der realen Spannweite der im jeweiligen Typ auftretenden ökologischen Zustände. Der Referenzindex ermöglicht also eine ökologische Gesamtbewertung im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie.

Anmerkungen/Voraussetzungen zur Berechnung der Indices

Die typespezifischen Voraussetzungen (z. B. Mindestquantität) sind zu beachten. Sie sind in den Kapiteln 4.3.1.2 und 4.3.1.3 näher erläutert (s. u.).

Sollten bei neuen Kartierungen Arten auftreten, die in der angegebenen Artenliste *nicht* genannt werden, sollen diese Arten für die Indexbewertung nicht berücksichtigt werden. Da bei einem größeren Anteil nicht eingestufte Arten eine Verfälschung des Indexwertes zu erwarten ist, soll bei einem Anteil von $\geq 25\%$ nicht indikativer (d. h. nicht eingestufte) Arten an der Gesamtquantität der Index als nicht gesichert betrachtet werden.

Bei nicht gesicherten Indexwerten, muss die Bewertung der Komponente „Makrophyten & Phytobenthos“ auf den Organismengruppen Diatomeen bzw. übriges Phytobenthos basieren. Die Ergebnisse für Makrophyten müssen aber unterstützend zur Interpretation der Gesamt-Bewertung des Bausteines herangezogen werden.

Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen nach WRRL

Die Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen orientiert sich zum einen an der natürlichen Varianz der Biozönose an den Referenzstellen. Dadurch ergeben sich typespezifisch unterschiedliche Zuordnungen. Zum anderen wurde auf der Grundlage von Expertenwissen versucht, die in der WRRL (EUROPÄISCHE UNION 2000, Anhang V) geforderte Klassifikation der Biozönosen anhand ihrer Abweichung von der Referenzbiozönose zu quantifizieren:

In Anhang V (WRRL) werden für die Zustandsstufe 1 (sehr guter Zustand) nur „sehr geringfügige“ Abweichungen vom Referenzzustand zugelassen, für die Zustandsstufen 2 und 3 (guter/mäßiger Zustand) werden „geringe“ bzw. „mäßige“ Abweichungen toleriert. Die Zustandsstufe 4 (unbefriedigend) wird bei erheblicher Abweichung der Biozönose vom Referenzzustand vergeben, Zustandsstufe 5 (schlecht) bei Fehlen von großen Teilen der Biozönose. Zustandsstufe 1 wird demnach

durch die Spannweite der Indexwerte an den Referenzstellen definiert. Diese Indexspanne ergibt sich v. a. durch unterschiedliche Anteile der Artengruppen A und B an der Referenzbiozönose (vgl. Abbildung 22). Der gute Zustand (2) zeigt geringe Abweichungen von der Referenzgesellschaft, typspezifische Arten der Artengruppen A und B überwiegen gegenüber Störzeigern. Der mäßige Zustand (3) wird durch einen deutlichen Rückgang der Qualitätszeiger definiert, im mangelhaften Zustand (4) überwiegen Störzeiger. Auch bei ausschließlichem Vorkommen von Arten der Gruppe C wird die Zustandsstufe 4 vergeben. Eine Indikation des schlechten Zustandes (5) muss bei Verödung der makrophytischen Vegetation erfolgen (vgl. Kapitel 4.3.1.2 und 4.3.1.3).

4.3.1.2 Typspezifische Besonderheiten im Bewertungsverfahren (Fließgewässer)

Im Folgenden wird die Anwendung des vorgestellten Bewertungsverfahrens auf die verschiedenen Typen von Fließgewässern erläutert. Bei einigen Makrophytentypen sind dabei Modifikationen der oben beschriebenen Vorgehensweise nötig. Die Reihenfolge der beschriebenen Typen ergibt sich aus der zunehmenden Komplexität des Verfahrens.

Aus der im Projekt vorgegebenen Datengrundlage konnten nur Bewertungsansätze für die Typen MRK, MRS, MP (incl. MPG) und TN entwickelt werden, die im Folgenden erläutert werden. Für die Typen TR, TN_g sowie M_g war die Aufstellung von Bewertungsmaßstäben aufgrund der geringen Zahl der untersuchten Probestellen in diesen Typen nicht möglich.

Karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen (MRK)

Bewertung

Die Bewertung innerhalb des karbonatisch-rhithralen Mittelgebirgstyps erfolgt nach der im Kapitel 4.3.1 beschriebenen Vorgehensweise. Der Referenzindex wird nach Gleichung 2 errechnet

Typspezifische Artengruppen

Die typspezifischen Artengruppen für Typ MRK sind in Tabelle 26 zusammengefasst. Die Artengruppen wurden aus folgenden Werken ergänzt: BACKHAUS (1967), WEBER-OLDECOP (1974), KRAUSE (1979), KÖCK (1985), WEYER et al. (1990), SMITH (1992, 1996), LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1992), TREMP & KOHLER (1993), MÜHLENHOFF & BÜDEL (1995), SCHMEDITJE et al. (1998), TREMP (1999), PATON (1999) sowie NEBEL & PHILIPPI (2000, 2001).

Voraussetzungen für die Bewertung

Die Gesamtquantität an der Probestelle muss mindestens 16 betragen, d. h. es müssen bei geringen Quantitäten sehr viele Arten, sonst mindestens zwei eingestufte Arten mit Pflanzenmenge 2 bzw. eine Art mit Pflanzenmenge 3 vorhanden sein. Diese geringe geforderte Gesamtpflanzenmenge ergibt sich aus der Tatsache, dass Typ MRK v. a. von Moosen charakterisiert wird, die *a priori* mit geringen Pflanzenmengen auftreten. Unterhalb einer Gesamtquantität von 16 muss der Index als nicht gesichert gelten. Er muss dann als Tendenz bzw. zur Interpretation bei der Bewertung mit anderen Organismengruppen herangezogen werden.

Indexgrenzen

Die Einteilung der Indexklassen (Tabelle 20) erfolgte für den Typ MRK nach dem in Abbildung 23 dargestellten Schema. Es zeigt die der Bewertung zugrunde liegende Vegetationstabelle. Dunklere Hintergrundfarben verdeutlichen eine Zunahme in der Abundanz der betreffenden Artengruppe. Probestellen mit Gesamtquantitäten < 16 sind im Schema nicht dargestellt.

Die Abgrenzung der ökologischen Zustandsstufen 2 und 3 (Handlungsbedarf nach WRRL), wurde dabei anhand der Arten der Referenzbiozönose vorgenommen. In der Zustandsstufe 2 wird der überwiegende Anteil der Biozönose noch von Arten gebildet, die auch an Referenzstellen vorkommen. Zustandsstufe 3 wird demgegenüber durch zusätzliches Auftreten von Taxa der Artengruppe C charakterisiert, während die Elemente der Referenzbiozönose weiter zurücktreten. Zustandsstufe 4 wird bei starker Dominanz von Störzeigern indiziert. Die Zustandsstufe 5 (Makrophytenverödung, s. u.) wird für den Typ MRK nicht vergeben, da aufgrund der standörtlichen Voraussetzungen in diesem Typ eine geringe Gesamtquantität von Makrophyten typspezifisch sein kann. Vom Fehlen von Makrophyten kann also nicht auf eine Degradation geschlossen werden.

Tabelle 20 Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ MRK)

Indexwert Typ MRK	Ökologische Zustandsklasse	Einschränkung/Bedingung
100 bis 20	1	falls $5\% < C \leq 20\%$ → Zustand 2; falls $C > 20\%$ → Zustand 3
< 20 bis -15	2	falls $C > 20\%$ → Zustand 3
< -15 bis -50	3	
< -50 bis -100	4	

Silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen (MRS)

Bewertung

Die Bewertung der submersen Makrophyten wird analog der im Kapitel 4.3.1 beschriebenen Methode durchgeführt. Die besonderen morphologischen Eigenschaften von Typ MRS (grobes Substrat, meist geringe Breite und Tiefe des Gewässers sowie starke Beschattung) haben zur Folge, dass die Bryophyta in diesen rhithral-silikatisch geprägten Fließgewässern eine besonders wichtige Rolle spielen. Demgegenüber treten die übrigen submersen Hydrophyten in ihrer Bedeutung zurück, da v. a. zu starke Beschattung für sie eine Limitierung darstellt. Um eine Bewertung auch für beschattete Standorte zu ermöglichen, werden die Moose für diesen Typ in einer eigenen Vegetationstabelle untersucht und bewertet. Die übrigen Hydrophyten werden gesondert betrachtet und dienen der Ergänzung (s. u.).

Eine weitere typspezifische Besonderheit im Typ MRS ist die in silikatisch geprägten Fließgewässern als zusätzliche Degradationsart auftretende Versauerung. Die geringe Pufferkapazität kalkarmer Fließgewässer gegenüber Säureinträgen aus der Umwelt führt dabei zu einer Absenkung des pH-Wertes, die für viele Makrophyten zum limitierenden Faktor werden kann (ARTS et al. 1990). Einige Spezialisten unter den Bryophyta können jedoch auch in versauerten Fließgewässern vorkommen (z. B. *Scapania undulata*, *Marsupella emarginata*, *Sphagnum* spec.) und dienen seit längerem als Indikatoren der Versauerung (TREMP & KOHLER 1993, 1995). Diese versauerungstoleranten Arten können zwar auch bei nicht versauerten Verhältnissen vorkommen, bleiben aber bei zunehmender Versauerung als alleinige Mitglieder der Biozönose zurück, während sensible Arten durch zunehmenden Säureeinfluss verdrängt werden (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1992). Sie können also, wenn sie alleine, d. h. nicht zusammen mit versauerungsempfindlichen Arten vorkommen, als Bioindikatoren für die Versauerung herangezogen werden.

Für den Typ der rhithralen silikatisch geprägten Fließgewässer wird daher ein zusätzliches **Modul „Versauerung“** eingeführt. Versauerungszeigende Arten (nach TREMP & KOHLER 1993, NEBEL & PHILIPPI 2000, 2001, SCHMEDTJE et al. 1998, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1992) werden hierfür in eine gesonderte **Artengruppe „V“** (vgl. Tabelle 26) eingeordnet.

Anhand der **Moosvegetation** erfolgt zunächst die Bewertung der **Versauerung** der Probestelle. Wird die gesamte vorhandene Moosvegetation alleine durch Arten der Artengruppe V gebildet (100%V), wird Versauerung indiziert. Liegt eine Versauerung vor, wird die Probestelle auf Zustandsstufe 3 abgewertet. Wird keine Versauerung angezeigt, gilt für die Bewertung der Probestelle die Einstufung nach dem (modifizierten) Referenzindex (s. u.).

In nicht versauerungsgefährdeten Gewässern zeigt das Auftreten von Arten der Gruppe V unbelastete Verhältnisse an (HOLMES et al. 1999, HARDING 1981, SCHMEDTJE et al. 1998). Die versauerungstoleranten Arten aus Gruppe V können also, wenn keine Versauerung vorliegt, zusam-

men mit Gruppe A betrachtet werden. Für die Berechnung des Referenzindex (Gleichung 3) wird dann die Quantitätssumme der Artengruppe V zum Wert der Artengruppe A addiert:

Gleichung 3 Berechnung des Referenzindex im Makrophytentyp MRS

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} + \sum_{i=1}^{n_V} Q_{Vi} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

RI = Referenzindex
 Q_{Ai} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe A
 Q_{Ci} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe C
 Q_{Vi} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe V
 Q_{gi} = Quantität des i-ten Taxons aller Gruppen
 n_A = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe A
 n_C = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe C
 n_V = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe V
 n_g = Gesamtzahl der Taxa aller Gruppen

Der errechnete Indexwert kann je nach Ergebnis den Zustandsstufen 1 bis 3 entsprechen. Die Zustandsstufen 4 und 5 werden bei der Indexberechnung anhand der **Moose** nicht getrennt indiziert (Tabelle 21). Kann bei vollständigem Fehlen von Bryophyta keine Erklärung durch natürliche Umstände erfolgen, wird für die Makrophyten die Zustandsstufe 4/5 vergeben, da in diesem Fall von einer sehr starken Degradation durch z. B. Eutrophierung, organische Belastung, künstlich erhöhte Trübung oder Versauerung ausgegangen werden muss (Verödung, NEBEL & PHILIPPI 2000). Der Index soll aber in diesem Fall als nicht gesichert angesehen werden.

Nach der Indexberechnung für das Modul Versauerung und die Bewertung der Moosbiozönose an der Probestelle erfolgt zusätzlich eine Bewertung der übrigen **Hydrophyten** an der Probestelle (Abbildung 24). Diese werden gemäß der allgemeinen Vorgehensweise bewertet. Die Zustandsstufen 4 und 5 werden bei den submersen Phanerogamen ebenfalls zusammengefasst (Tabelle 22).

	A	Artengruppe B										Artengruppe C					Bew.
PrStNr prst_abk	Ranunculus peltatus Callitriche hamulata	Lysimachia nummularia (submers) Polygonum hydropiper (submers) Apium sp. (submers) Gallium palustre (submers) Nasturtium officinale (submers) Nasturtium sp. (submers) Agrostis sp. (submers) Agrostis stolonifera (submers) Dactylis glomerata (submers) Glyceria fluitans (submers) Juncus articulatus (submers) Phalaris arundinacea (submers) Poa pratensis (submers) Ranunculus fluitans R. fluitans x trichophyllus R. trichophyllus R. aquatilis R. penicillatus Callitriche sp.	Lemna minor Sparganium emersum (submers) Potamogeton crispus P. natans Elodea canadensis P. pectinatus P. trichoides	Referenzindex													
236 fahr_b_eslam	4													100			
996 wiesl_hinterw	4													100			
2161 lueder_kleinf	5					1		1						98			
142 elsava_lgr	3							2						77			
2690 wiesl_sonn	3 5		3			1								77			
756 mord_bahra				1		1				3				22			
2149 fulda_bronnz	2		2				1	2		3	3			10			
1093 aub_auberg										4				0			
2374 fr_mulde_berth											4			0			
178 schw_regen_baer												4		0			
805 chamb_eschl	3					2								0			
243 teufel_finst				3								3		0			
14 w_rod_bischof							3	2						0			
143 elsava_aalen												3		0			
2427 varley_grane					3									0			
681 loerm_warst								2	2	2				0			
806 jaeg_b_jaeg		1	2				2							0			
2442 alb_marx							2			2				0			
97 wondreb_schlopp										2		5	2	-6			
120 trebgast_ka					2					3			3	-44			
2376 zw_mulde_schlunz	3						2	3				2	4 2 3 2	-45			
200 by_schwarz_lenk												2		-50			

Abbildung 24 Schema für die Einteilung der Indexwerte (Pflanzenmengen submerse Phanerogamen, Typ MRS)

Tabelle 21 Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ MRS, Moose)

Indexwert Typ MRS (Moose)	Ökologische Zustandsklasse	Einschränkung/Bedingung
100 bis 35	1	
< 35 bis -80	2	falls C > 50 % → Zustand 3
< -80 bis -100	3	
-	4/5	keine Moose (Index nicht gesichert)

Tabelle 22 Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ MRS, Phanerogamen)

Indexwert Typ MRK (Phanerogamen)	Ökologische Zustandsklasse	Einschränkung/Bedingung
100 bis 25	1	
< 25 bis 0	2	
< 0 bis -40	3	
< -40 bis -100	4/5	

Verschneidung der Module

Die Zusammenfassung der einzelnen Ergebnisse, die sich aus der Bewertung der Module **Versauerung**, **Moose** und **übrige Hydrophyten** ergeben, erfolgt für die einzelnen Probestellen nach dem „**worst-case**“-Prinzip: Der jeweils schlechteste Wert bestimmt die endgültige Einstufung der Probestelle. Sollte die Bewertung alleine durch eine Makrophytenuntersuchung und nicht, wie von der WRRL gefordert anhand des Gesamtmoduls Makrophyten & Phytobenthos vorgenommen werden, wird diese Verschneidung gleich vorgenommen. Bei der Bewertung nach WRRL werden die Werte erst nach der Verschneidung der Makrophytenbewertung mit derjenigen der Diatomeen und des Phytobenthos ohne Diatomeen verglichen.

Durch diese Vorgehensweise werden verschiedene Möglichkeiten der Degradation abgedeckt: Bei ansonsten unbelasteten Verhältnissen aber gleichzeitiger Versauerung wird die Degradation über das Modul Versauerung indiziert. Tritt Eutrophierung auf, wird dies durch abnehmende Anteile der Artengruppen A und V verdeutlicht, d. h. der Referenzindex wird kleiner bzw. negativer. Die Degradation durch Versauerung tritt bei steigenden Nährstoffgehalten immer weiter in den Hintergrund, da eine hohe Trophie die Folgen der Versauerung „maskiert“ (vgl. SCHWOERBEL 1999). Durch den Referenzindex werden bei stärkerer Degradation also Trophie und Versauerung in Kombination bewertet.

Typspezifische Artengruppen

Die typspezifischen Artengruppen für Typ MRS werden in Tabelle 26 dargestellt. Die Ergänzung der Artengruppen erfolgte dabei aus folgender Literatur: BACKHAUS (1967), WEBER-OLDECOP

(1974), KÖCK (1985), WEYER et al. (1990), LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1992), SMITH (1992 und 1996), TREMP & KOHLER (1993), MÜHLENHOFF & BÜDEL (1995), SCHMEDTJE et al. (1998), PATON (1999), TREMP (1999), NEBEL & PHILIPPI (2000 und 2001).

Voraussetzungen für die Bewertung

Die Gesamtquantität an der Probestelle muss für die Bewertung mit Moosen bzw. mit Phanerogamen jeweils mindestens 16 betragen, d. h. es müssen bei geringen Quantitäten sehr viele Arten, sonst mindestens zwei indikative Arten mit Pflanzenmenge 2 bzw. eine Art mit Pflanzenmenge 3 vorhanden sein. Unterhalb dieser Werte muss der Index als nicht gesichert gelten. Er muss dann als Interpretationshilfe bei der Bewertung mit anderen Teilorganismengruppen verwendet werden. Die geringe Artenzahl und Abundanz von submersen Phanerogamen ist für die morphologischen Gegebenheiten des Typs MRS spezifisch (s. o.), aufgrund fehlender Gefäßpflanzen kann daher nicht auf eine Makrophytenverödung geschlossen werden.

Bei Fehlen von Gefäß-Hydrophyten bzw. wenn der Referenzindex für das Modul „Phanerogamen“ nicht gesichert ist, können die Moose als alleinige Indikatorgruppe herangezogen werden. Werden jedoch bei der Bewertung des Moduls „Moose“ die Voraussetzungen für eine gesicherte Bewertung nicht erfüllt, muss der Gesamtindex für die Probestelle ebenfalls als nicht gesichert betrachtet werden.

Indexgrenzen

Die Einteilung der Indexklassen erfolgte für den Typ MRS entsprechend der nachfolgend dargestellten Schemata (Abbildung 24 und Abbildung 25). Intensivere Hintergrundfarben in den Vegetationstabellen verdeutlichen eine Zunahme in der Abundanz der betreffenden Artengruppe. Probestellen ohne Makrophyten sind im Schema nicht dargestellt.

Potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen (MP) inclusive Untertyp MPG (grundwasserbeeinflusst)

Bewertung

Die Beschreibung des Degradationsverlaufes in Typ MP(G) erfolgt nach der im allgemeinen Teil (Kapitel „Teilaspekt Hydrophyten“) beschriebenen Vorgehensweise, der Referenzindex wird aus den Anteilen der Artengruppen A, B und C anhand der Gleichung 2 berechnet.

Typspezifische Artengruppen

Die typspezifischen Artengruppen für Typ MP(G) sind in Tabelle 26 zusammengefasst.

Da für diesen Typ aufgrund langanhaltender anthropogener Nutzung der durchflossenen Naturräume (ELLENBERG 1996, KÜSTER 1999) nahezu keine natürlichen Referenzstellen mehr existieren, wird die Referenzbiozönose (Artengruppe A) rekonstruiert. Hierfür werden einerseits noch vorhandene, grundwasserbeeinflusste Stellen an unbelasteten Fließgewässern herangezogen, andererseits werden die Arten der Referenzbiozönose von unbelasteten potamalen Mittelgebirgs-Fließgewässern aus der Literatur ergänzt (vgl. KRAUSE 1979, KOHLER 1981, WEBER-OLDECOP 1981, MONSCHAUDUDENHAUSEN 1982, MELZER & HARLACHER 1985, CARBIENER & ORTSCHKEIT 1987, KOHLER et al. 1994, ROBACH et al. 1996, KOHLER et al. 1997, SCHMEDTJE et al. 1998, SCHNEIDER 2000).

Abbildung 26 zeigt die Vegetationstabelle, auf deren Basis die Grenzen der Indexwerte ermittelt wurden. Die meisten der untersuchten Fließgewässer können nicht mehr innerhalb des Qualitätsziels „guter ökologischer Zustand“ eingeordnet werden, da sie aufgrund ihres Umlandes (s. o.) bereits anthropogen bedingten Degradationen unterliegen.

Es muss davon ausgegangen werden, dass auch natürlicherweise vorkommende Referenzstellen potamaler Mittelgebirgsgewässer leicht erhöhte Konzentration an Pflanzennährstoffen aufweisen würden (River-Continuum-Concept nach VANNOTE et al. 1980, zit. aus SCHÖNBORN 1992), und nicht direkt mit vollkommen unbelasteten, extrem grundwasserbeeinflussten Fließgewässern vergleichbar sind (vgl. CARBIENER & ORTSCHKEIT 1987, ROBACH et al. 1996). Da sich die im Typ MP(G) zusammengefassten Probestellen aber hinsichtlich ihrer morphologischen Habitatfaktoren nicht unterscheiden (vgl. Kapitel 4.2.1.1), wird der Typ nicht aufgegliedert, sondern es werden zwei Untertypen gebildet.

Die „Eichung“ eines Referenzzustandes für potamale Mittelgebirgsgewässer an grundwasserbeeinflussten Fließgewässern birgt dennoch die Gefahr einer grundsätzlich zu schlechten Bewertung der nicht grundwassergeprägten Fließgewässer. Gleichzeitig werden bei zu weit gefasster Bewertung degradierte Grundwasserbäche zu gut eingestuft. Um zu verhindern, dass damit die Grenzen für den Handlungsbedarf in unrealistischen Bereichen festgelegt werden, wurden die Indexgrenzen für den Referenzindex für die beiden Untertypen „grundwasserbeeinflusst“ (MPG) bzw. „nicht grundwasserbeeinflusst“ (MP) nach verschiedenen Maßstäben festgelegt (4.4.1).

Im Unterschied zu den rhithralen Mittelgebirgstypen MRS und MRK wird bei den potamalen Mittelgebirgsgewässern nicht nach silikatischer und karbonatischer Ausprägung unterschieden.

Die Referenzbiozönosen dieser geochemischen Untertypen unterscheiden sich zwar in ihrer Artenzusammensetzung, bei zunehmender Degradation durch Eutrophierung werden aber die Unterschiede durch das vermehrte Auftreten eutraphenter Arten verwischt (KÖHLER 1981, ROBACH et al. 1996). Darüber hinaus sind die Unterschiede im Karbonatgehalt der potamalen Unterläufe des Typs MP(G) als nicht so gravierend einzustufen wie bei den Oberläufen des Typs MRS und MRK, da die Fließgewässer des Typs MP(G) aufgrund ihrer meist längeren Laufstrecke auch mehr Karbonat aus Zuflüssen oder beim Durchfließen karbonatischer Landschaften aufnehmen können (Verschleppungseffekt). Auch die Versauerung spielt, anders als beim natürlich oligotrophen Typ MRS, aufgrund der unter natürlichen Bedingungen höheren Trophie der potamalen Mittelgebirgsgewässer eine untergeordnete Rolle (vgl. Typ MRS).

Auf die größere Homogenität innerhalb potamaler Fließgewässer weist auch WIEGLEB (1981, S. 428) hin: „Floristisch gesehen sind die rhithralen Vegetationstypen heterogener als die potamalen. Das hat seine Entsprechung darin, dass die rhithralen Gewässer eine sehr viel heterogenere Gruppe sind als die potamalen und sich in Bezug auf Kalkgehalt, Trophie, Substrateigenschaften und weitere Merkmale stärker voneinander unterscheiden.“

Daher wird im Typ MP(G) die Bewertung silikatischer und karbonatischer Fließgewässer mittels des gleichen Schemas vorgenommen. In der Artengruppe A werden also sowohl Taxa karbonatischer (z. B. Characeen) als auch silikatischer Referenzbiozönosen (z. B. *Myriophyllum alterniflorum*) zusammengefasst.

Voraussetzungen für die Bewertung

Die Gesamtquantität (GesQ) der submersen Makrophyten an der Probestelle muss für die Bewertung mindestens 27 betragen. Bei Gesamtquantitäten < 27 muss die Bewertung als nicht gesichert gelten. Sie muss dann zur Unterstützung (Interpretation) der anderen Teilmodule (Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen) als Tendenz herangezogen werden.

Die typspezifischen morphologischen Bedingungen potamaler Mittelgebirgsgewässer bieten normalerweise ideale Lebensvoraussetzungen für submerse Makrophyten („Makrophytenregion“ nach ROLL 1938, „Phanerogamenregion“ nach WEBER-OLDECOP 1974, POTT & REMY 2000). Bei geringem (GesQ < 27) oder fehlendem Makrophytenbewuchs, der nicht durch natürliche Ursachen, wie z. B. starke Beschattung erklärt werden kann, muss daher geprüft werden, ob eine sogenannte Makrophytenverödung durch übermäßige organische oder trophische Belastung vorliegt (KÖHLER 1975, WEYER 2001). Dies kann z. B. durch die Heranziehung der Ergebnisse aus der Bewertung mit Phytobenthos erfolgen. Liegt eine Makrophytenverödung vor, wird die ökologische Qualitätsklasse 5 vergeben, der Index sollte aber dann ebenfalls als nicht gesichert betrachtet werden.

Indexgrenzen

Die Festlegung der Indexgrenzen erfolgte nach dem in Abbildung 26 dargestellten Schema (Tabelle 23 und Tabelle 24). Probestellen mit Gesamtquantitäten < 27 werden im Schema nicht wiedergegeben. Die Grenze zwischen den Zustandsstufen 2 und 3 wurde bei einem Anteil von 50 % Taxa der Artengruppe C („Störzeiger“) an der Gesamtquantität aller Submersen gezogen.

Im Unterschied zu Typ MP wird bei dem Untertyp MPG die Grenze des Handlungsbedarfes bereits erreicht, wenn genauso viele Störzeiger aus Artengruppe C wie Arten der Gruppe A an einer Probe-stelle auftreten. Dieser strengere Maßstab wird aufgrund der natürlicherweise niedrigeren Hintergrundbelastung von grundwasserbeeinflussten Fließgewässern angelegt (s. o.). Die Bewertung nach den Grenzwerten für Typ MPG sollte bei bekanntem bzw. merklichem Grundwasserzufluss (z. B. wenn die Stelle auffällig sommerkalt und winterwarm ist) erfolgen.

Tabelle 23 Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ MP)

Indexwert Typ MP	Ökologische Zustandsklasse	Einschränkung/Bedingung
100 bis 50	1	
< 50 bis -50	2	falls C ≥ 50 → Zustand 3
< -50 bis -80	3	
< -80 bis -100	4	
-	5	Makrophytenverödung → Zustand 5 (ungesichert)

Tabelle 24 Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ MPG)

Indexwert Typ MPG	Ökologische Zustandsklasse	Einschränkung/Bedingung
100 bis 80	1	
< 80 bis 0	2	falls C ≥ 50 → Zustand 3
< 0 bis -50	3	
< -50 bis -100	4	
-	5	Makrophytenverödung → Zustand 5 (ungesichert)

(Mittelgroße) Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflands (TN)

Bewertung

Die Bewertung der mittelgroßen Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes erfolgt nach dem oben beschriebenen Schema für den Referenzindex (Gleichung 2). Zur eindeutigen Einordnung der untersuchten Probestellen in die ökologischen Qualitätsklassen müssen beim Typ TN im Gegensatz zu den übrigen Makrophytentypen aber Parameter mit einbezogen werden, die die Dominanzstruktur der Biozönose berücksichtigen.

Diese Erweiterung des Bewertungsschemas wird durch die Tatsache nötig, dass die Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes aufgrund ihrer natürlichen Einzugsgebiete bereits höhere Nährstoffwerte aufweisen als die Fließgewässer der Mittelgebirge und des Alpenvorlandes. Unterschiede in der Makrophytenausstattung, die vor allem auf unterschiedlichen Nährstoffniveaus beruhen, werden dadurch nivelliert. Arten, die in Süddeutschland eindeutig der Gruppe C (eutraphente Störzeiger) zugeordnet werden können, treten in norddeutschen Niedrigungsgewässern als typspezifische Elemente der Referenzbiozönosen auf. So sind z. B. *Sparganium emersum* oder *Potamogeton pectinatus* in artenreichen Makrophytenbeständen norddeutscher Fließgewässer nicht unbedingt als Degradationszeiger anzusehen (HERR 1984), ausgenommen sie treten in Dominanzbeständen auf (WIEGLEB 1981, WILS et al. 1994).

Bei der Zuordnung der Taxa zu den Artengruppen A, B und C müssen ebenfalls andere Maßstäbe angelegt werden: Artengruppe A beinhaltet typspezifische Arten, die anhand der Makrophyten an den Referenzstellen sowie anhand von Literaturbelegen für Makrophytenbiozönosen im naturnahen Zustand eingeordnet wurden. Die Taxa der Artengruppe B sind indifferente Arten mit weiter ökologischer Amplitude und damit geringem Indikationswert bzw. Arten, die nicht zu Artengruppe A gehören, aber auch nicht als extreme Störzeiger anzusehen sind. Artengruppe C rekrutiert sich aus Störzeigern im engeren Sinne bzw. aus Arten, die extreme Belastungen tolerieren und in deren Folge Dominanzbestände ausbilden können.

Die beiden neophytischen Arten *Elodea canadensis* und *Elodea nuttallii* werden hierbei z. B. in Artengruppe B eingeordnet, da sie zwar als konkurrenzkräftige Neophyten die Biozönose negativ beeinflussen können (WEBER-OLDECOP 1977b), aber sowohl an Referenzstellen auftreten können wie auch eine stärkere Sensibilität gegenüber Eutrophierung zeigen als Arten der Gruppe C. Auch TREMP (2001) fand, dass aus dem Auftreten der beiden *Elodea*-Arten nicht immer auf geringere Biodiversität der Makrophytengemeinschaft geschlossen werden kann.

Damit tritt die Bedeutung der **Diversität** innerhalb der Makrophytengemeinschaften im Typ TN viel stärker in den Vordergrund als bei den übrigen Typen (WIEGLEB 1981, WEYER 2001).

Die Diversität kann über die Taxazahl sowie über verschiedene Indices ausgedrückt werden (WASHINGTON 1984, KOHMANN & SCHMEDTJE 1986, THIEBAUT et al. 2002). Im Folgenden wird der Diversitäts-Index H_s nach SHANNON & WEAVER (1949) gemäß folgender Formel (Gleichung 4) verwendet:

Gleichung 4 Berechnung des Diversitäts-Index nach SHANNON & WEAVER (1949)

$$H_s = - \sum_{i=1}^s N_i \cdot \ln N_i$$

H_s = Diversitätsindex
 N_i = Quantität der Art i/Gesamtquantität aller Arten
 s = Gesamt-Taxazahl der Biozönose

Dieser Index ist in der Limnologie sehr gebräuchlich (KOHMANN & SCHMEDTJE 1986, SEELE 2000). Es gehen die Proportionen der einzelnen Arten (d. h. die %-Anteile des Taxons an der Gesamt-abundanz, berechnet über die Quantität, s. o.) ein. Unterschiede im Probevolumen werden durch

den Index nivelliert (KOHMANN & SCHMEDITJE 1986), was die Vergleichbarkeit der Indexwerte verschiedener Gemeinschaften gewährleistet.

Zum direkten Vergleich von Gemeinschaften wird oft die aus der Diversität gebildete **Evenness** benutzt, die angibt, mit welcher Gleichmäßigkeit die Individuen unter den einzelnen Arten verteilt sind (ODUM 1983) und somit die Dominanzstrukturen in einer Gesellschaft widerspiegelt (LOZÁN 1992). Ihre Berechnung (Gleichung 5) erfolgt aus dem Verhältnis zwischen bestehender Verteilung und maximaler Gleichverteilung:

Gleichung 5 Berechnung der Evenness

$$E = \frac{H_s}{\ln s}$$

E = Evenness
 H_s = Diversitätsindex nach SHANNON-WEAVER
 s = Gesamtartenzahl

Eine maximale Evenness von 1 liegt vor, wenn sich die Abundanzen der gefundenen Arten nicht unterscheiden, d. h. alle vorkommenden Taxa völlig gleich verteilt sind.

Der Wert der Evenness schwankt in den Referenzstellen der hier verwendeten Datensätze zwischen 1 und 0,80. Daher wird eine Degradation bei Evenness-Werten < 0,75 angenommen.

Zur genaueren Beschreibung der Degradation innerhalb der Makrophytenzönosen werden weitere Größen herangezogen, die die Dominanzstrukturen in der Gemeinschaft widerspiegeln. Da weder Diversitätsindex noch Evenness darauf eingehen, *welche* Arten an der Bildung von Dominanzverhältnissen in der Zönose beteiligt sind, werden zusätzlich die %-Anteile von *Potamogeton pectinatus*, *Sparganium emersum* sowie der Artengruppe C betrachtet. Damit wird ausgedrückt, ob Dominanzbestände dieser Arten gebildet werden (s. o.). Auch die Taxazahl als einfachstes Maß der Diversität wird einbezogen.

Zusätzlich zum Referenzindex werden demnach folgende Kriterien berücksichtigt:

- Evenness < 0,75
- % *Potamogeton pectinatus* ≥ 30
- % *Sparganium emersum* ≥ 30
- % C ≥ 30
- Taxazahl < 4

Wird allein nach einer Makrophytenuntersuchung bewertet, gilt folgende Regel:

Treffen zwei oder mehr dieser Zusatzkriterien zu, wird die ökologische Qualitätsstufe, die sich aus dem Referenzindex ergibt, um eine Stufe erhöht (d. h. zum Schlechteren korrigiert), jedoch schlechtestenfalls auf die ökologische Qualitätsklasse 4. Als Zustandsstufe 5 wird die Makrophytenverödung bezeichnet (s. u.).

Bei einer Bewertung nach WRRL, bei der die Gesamtkomponente berücksichtigt wird, müssen drei Zusatzkriterien den Grenzwert übersteigen, damit eine Abwertung stattfindet (siehe S. 186).

Typspezifische Artengruppen

Die Artengruppen A, B und C sind in Tabelle 26 dargestellt. Zur Ergänzung der Artengruppen wurde folgende Literatur verwendet: WILS et al. (1994), WEYER et al. (1990), WEYER (2001), TIMM et al. (1999), WIEGLEB (1979, 1981), BECKER et al. (1992), HERR (1984), WEBER-OLDECOP (1981, 1977a), KÖCK (1981), WEGENER (1982), ARENDT (1981, 1982), SOMMERHÄUSER et al. (2001).

Voraussetzungen für die Bewertung

Die Gesamtquantität (GesQ) der submersen Makrophyten muss für die Bewertung mindestens 27 betragen. Bei geringerem Makrophytenvorkommen gilt der ermittelte Indexwert als nicht gesichert (s. o.). Er muss dann als unterstützendes Element in die Gesamtbewertung einfließen.

Die norddeutschen Niedrigungsgewässer sind unter natürlichen Bedingungen sehr gut für die Besiedlung mit Makrophyten geeignet (POTT & REMY 2000, WEYER 2001). Daher muss bei einer Gesamtquantität von < 27 oder bei vollständigem Fehlen von Makrophyten geprüft werden, ob natürliche Ursachen, wie z. B. starke Beschattung vorliegen, oder ob eine sogenannte Makrophytenverödung durch übermäßige organische oder trophische Belastung entstanden ist (KÖHLER 1975, WEYER 2001). Dies kann z. B. durch die Heranziehung der Ergebnisse aus den Organismengruppen Diatomeen und übriges Phytobenthos erfolgen. Liegt eine Makrophytenverödung vor, wird für den Baustein Makrophyten die ökologische Qualitätsklasse 5 vergeben, der Index sollte aber dann als ungesichert betrachtet werden.

Indexgrenzen

Die Festlegung der Degradationsstufen erfolgte wie in Abbildung 27 dargestellt (Probestellen mit Gesamtquantitäten < 27 sind im Schema nicht dargestellt). Die Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen erfolgte anhand einer kombinierten Beurteilung der oben beschriebenen Parameter auf der Grundlage von Literaturbelegen sowie Expertenwissen (siehe Tabelle 25).

Tabelle 25 Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ TN)

Indexwert Typ TN	Ökologische Zustandsklasse	Einschränkung/Bedingung
100 bis > 0	1	beachte Zusatzkriterien!
0 bis -50	2	beachte Zusatzkriterien!
< -50 bis -70	3	beachte Zusatzkriterien!
< -70 bis -100	4	beachte Zusatzkriterien!
-	5	Makrophytenverödung → Zustand 5 (ungesichert)

Tabelle 26 Zuordnung der Makrophyten-Taxa zu den Artengruppen (Fließgewässer)

Gattungen mit „sp.“ werden immer *exclusive andere (eingeordnete) Arten betrachtet*. Moose mit vorwiegend amphiphytischer Lebensweise sind mit „A“ gekennzeichnet.

Taxon	MRK	MRS	MP(G)	TN
Agrostis gigantea	B	B		
Agrostis spec.		B	B	
Agrostis stolonifera	B	B		B
Amblystegium fluviatile	A	B	A	
Amblystegium kochii		B		
Amblystegium tenax	A	B	A	A
Amblystegium varium ^A		B		
Aneura pinguis ^A		B		
Angelica sylvestris	B	B		
Apium spec.		B		
Azolla spec.	B		C	
Berula erecta	B	B	B	A
Brachythecium plumosum ^A	A	A	A	
Brachythecium rivulare	A	B	B	
Brachythecium rutabulum	A	C		
Bryum argenteum ^A	A	B		
Bryum bicolor agg. ^A	A	A		
Bryum knowltonii ^A				A
Bryum pseudotriquetrum ^A		A	A	
Bryum spec.	A			
Bryum turbinatum ^A	A	B		
Butomus umbellatus	C	C	C	B
Calliergon giganteum ^A	A	B	A	
Calliergonella cuspidata ^A	B	B		
Callitriche hamulata	A	A	A	A
Callitriche obtusangula	A	A	B	C
Callitriche spec.	B	B	B	B
Callitriche stagnalis	A		A	A
Caltha palustris	B		B	
Cardamine amara	B	B		
Ceratophyllum demersum	C	C	C	B
Chara aspera			A	
Chara contraria			A	
Chara delicatula			A	
Chara globularis			A	
Chara hispida			A	
Chara intermedia			A	
Chara spec.	A			A
Chara tomentosa			A	
Chara vulgaris			A	

Taxon	MRK	MRS	MP(G)	TN
Chiloscyphus polyanthos	A	A	A	A
Cinclidotus aquaticus	A	B	B	
Cinclidotus danubicus	A	B		
Cinclidotus fontinaloides	A	B		
Cinclidotus riparius	B	B	B	
Conocephalum conicum ^A	A	B	B	
Cratoneuron commutatum	A		A	
Cratoneuron filicinum	A	A	A	
Cratoneuron spec.				A
Dactylis glomerata	B	B		
Dermatocarpon weberi				A
Deschampsia cespitosa	B	B	B	
Dichodontium pellucidum ^A	A	A		
Didymodon rigidulus ^A	A	B		
Drepanocladus aduncus	A	B	B	
Drepanocladus exannulatus		A		
Drepanocladus fluitans	A	V		
Eleocharis acicularis			A	A
Elodea canadensis	C	C	C	B
Elodea nuttallii	C	C	C	B
Equisetum fluviatile			B	
Equisetum palustre			B	
Equisetum spec.	B			
Eucladium verticillatum	A	B		
Fissidens arnoldii ^A	A	A		
Fissidens crassipes ^A	B	B	B	
Fissidens fontanus	B	B		
Fissidens grandifrons	A	A		
Fissidens rufulus	A	A		
Fissidens taxifolius ^A		B		
Fontinalis antipyretica	B	C	B	B
Fontinalis squamosa	A	B	B	A
Galium palustre	B	B	B	
Galium spec.			B	
Glyceria fluitans	B	B	B	B
Glyceria maxima	B	B	B	B
Glyceria spec.	B	B	B	B
Groenlandia densa	B	B	A	A
Hippuris vulgaris	B	B	A	A
Holcus lanatus	B	B		
Hookeria lucens		A		
Hottonia palustris	C		C	A
Hydrocharis morsus-ranae	C		C	B

Taxon	MRK	MRS	MP(G)	TN
Hydrocotyle vulgaris				B
Hygrohypnum duriusculum	A	B		
Hygrohypnum eugyrium	A	A		
Hygrohypnum luridumA	A	B	A	A
Hygrohypnum ochraceum	A	V	A	A
Hymenostylium recurvirostre ^A	A		A	
Hyocomium armoricum ^A	A	V	A	A
Impatiens glandulifera				B
Isolepis fluitans				A
Juncus articulatus	B	B	A	
Juncus bulbosus			A	A
Juncus subnodulosus	A		A	
Jungermannia atrovirens ^A	A	A	A	
Jungermannia exsertifolia	A	V		A
Jungermannia sphaerocarpa	A	V		A
Lagarosiphon major	C		C	
Lemna gibba	C		C	B
Lemna minor	C	C	C	B
Lemna spec.			C	
Lemna trisulca	C		B	B
Leptodictyum riparium	B	C	B	B
Leskea polycarpa ^A	B	B		
Lysimachia nummularia		B	B	
Marchantia polymorpha	B	C		B
Marsupella aquatica	A	V	A	A
Marsupella emarginata	A	V	A	A
Mentha aquatica agg.	B	B	A	B
Menyanthes trifoliata				A
Myosotis palustris agg.	B		B	B
Myriophyllum alterniflorum	A	A	A	A
Myriophyllum spicatum	C	C	C	B
Myriophyllum verticillatum	B		B	B
Najas marina	B		B	
Najas minor	C		C	
Nardia compressa	A	A		A
Nasturtium officinale agg.	B	B	B	A
Nitella flexilis	B	B	A	
Nitella mucronata	A		A	
Nitella opaca	A		A	
Nitella spec.	A			A
Nitella tenuissima	A		A	
Nuphar lutea	C	C	C	C
Nymphaea alba	C		B	B

Taxon	MRK	MRS	MP(G)	TN
Nymphoides peltata			B	
Oenanthe aquatica	B		B	
Oenanthe fluviatilis			B	
Pellia endiviifolia	A	A	B	
Pellia epiphylla		V		
Phalaris arundinacea	B	B	B	B
Philonotis calcarea			A	
Plagiomnium undulatum		B		
Poa pratensis		B		
Poa spec.	B	B		
Polygonum amphibium	B		B	B
Polygonum hydropiper	B	B		B
Polygonum spec.			B	
Potamogeton acutifolius				
Potamogeton alpinus	A	A	A	A
Potamogeton berchtoldii	C	C	B	C
Potamogeton coloratus	A	A	A	A
Potamogeton compressus				
Potamogeton crispus	C	C	C	B
Potamogeton filiformis	B	B	B	
Potamogeton gramineus				A
Potamogeton helveticus	C		C	
Potamogeton lucens	C	C	C	A
Potamogeton lucens x natans	C		B	
Potamogeton mucronatus	B		B	C
Potamogeton natans	C	C	B	A
Potamogeton nodosus	C	C	C	A
Potamogeton nodosus x natans	C		B	
Potamogeton obtusifolius	B	B	B	B
Potamogeton panormitanus	C	C	B	C
Potamogeton pectinatus	C	C	C	C
Potamogeton perfoliatus	C	C	B	A
Potamogeton perfoliatus x lucens	C		B	
Potamogeton polygonifolius		A	A	A
Potamogeton praelongus				A
Potamogeton trichoides	C	C	C	C
Potamogeton x nitens	B		A	
Potamogeton x zizi				A
Racomitrium aciculare	A	A		A
Ranunculus aquatilis	C	B	B	
Ranunculus circinatus	B	B	B	B
Ranunculus circinatus x trichophyllus	B		B	
Ranunculus flammula		B		

Taxon	MRK	MRS	MP(G)	TN
Ranunculus fluitans	B	B	B	B
Ranunculus fluitans x trichophyllus	B	B	B	B
Ranunculus hederaceus				A
Ranunculus peltatus	A	A	A	A
Ranunculus penicillatus	B	B	B	B
Ranunculus repens			B	B
Ranunculus trichophyllus	B	B	B	A
Rhizomnium punctatum ^A		B		
Rhynchostegium alopecurioides		A		A
Rhynchostegium murale ^A	A			
Rhynchostegium riparioides	B	C	B	B
Rhytidiadelphus squarrosus ^A	A	B		
Riccardia chamaedryfolia ^A	A	A		
Riccia fluitans	B	C	B	B
Riccia rhenana	B	C	B	
Ricciocarpos natans	A	B		
Sagittaria latifolia	C		C	
Sagittaria sagittifolia	C		C	A
Scapania undulata	A	V	A	A
Schistidium rivulare	A	A		A
Schoenoplectus lacustris	B	B	B	B
Scorpidium scorpioides ^A	A	B	A	
Solanum dulcamara				B
Sparganium emersum	C	C	C	C
Sparganium erectum	C		C	
Sparganium minimum				A
Sphagnum spec.		V	A	A
Spirodela polyrhiza	C	C	C	B
Stratiotes aloides				A
Thamnobryum alopecurum ^A	A	B		
Trapa natans	C			C
Utricularia australis				
Utricularia spec.	A		A	
Utricularia vulgaris				A
Veronica anagallis-aquatica	B	B	B	A
Zannichellia palustris	C	C	C	B
(sonstige Kleinlaichkräuter)				
(übrige Bryophyta)			B	B

4.3.1.3 Typspezifische Besonderheiten im Bewertungsverfahren (Seen)

Allgemeines zu Seen

Die Aufbereitung der Biologiedaten und das Zusammenfassen der Tiefenstufen der Stellen erfolgte wie unter „Entwicklung der Makrophyten-Typologie für Seen“, Seite 49 beschrieben. Nach Erstellen der Vegetationstabellen konnten die zuvor einzeln berücksichtigten Vorkommen der Arten aus verschiedenen Tiefenstufen durch Aufsummieren der Quantitäten zusammengeführt werden.

Im Folgenden sind die Bewertungen der einzelnen Typen beschrieben. Die Reihenfolge vom Einfachen zum Komplexen wurde, wie auch im Kapitel zuden Fließgewässern, einer geographischen Abfolge vorgezogen, um dem Leser das Verständnis des Bewertungssystems zu erleichtern.

Stellen Karbonatreicher Seen der Alpen und des Alpenvorlandes (Typ AK) incl. Untertyp extrem steile Stellen der karbonatischen Alpenseen (AKs)

Bewertung

Die Bewertung innerhalb dieses Typs erfolgt nach der im Kapitel 4.3.1 beschriebenen Vorgehensweise. Der „Referenzindex“ wird nach der dort angegebenen Formel (Gleichung 2) errechnet.

Im Untersuchungsprogramm war der Untertyp AKs lediglich durch zwölf Stellen an insgesamt vier Seen vertreten. Gemäß der Vorabeeschätzung wies keine dieser Stellen einen schlechteren Zustand als „befriedigend“ auf. Die Seen, in denen diese Stellen liegen, sind ausnahmslos oligotroph gemäß LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 1999). Aus diesem Grund konnte für Stellen dieses Untertyps kein eigenes Bewertungsschema nach der oben beschriebenen Methode entwickelt werden. Diese Stellen ähneln jedoch in ihrer Artenzusammensetzung stark den übrigen süddeutschen Seen. Lediglich die Pflanzenmengen der gefundenen Taxa waren geringer (vgl. auch MELZER et al. 1981). Deshalb wird empfohlen, die Stellen dieses Typs vorerst entsprechend denen der übrigen Stellen von Typ AK zu bewerten.

Typspezifische Artengruppen

Die typspezifischen Artengruppen für Typ „Restliche Alpen- und Voralpenseestellen“ sind in Tabelle 31 zusammengefasst. Die Artengruppen wurden aus KRAUSE (1997), LANG (1968), MELZER (1988), MELZER & SCHNEIDER (2001), ROWECK & SCHÜTZ (1988) und SCHMEDITJE et al. (1998) ergänzt. Vergleichend wurden auch Daten aus weiteren Untersuchungen herangezogen, die von der Limnologischen Station der TU München zur Verfügung gestellt wurden.

In Ausnahmefällen wurden einige Arten, trotz eines Fundes an einer Referenzstelle, der Gruppe C zugeordnet, da ihr Verbreitungsschwerpunkt im Bereich belasteter Gewässerstellen liegt (SCHMEDITJE et al. 1998). Beispiel hierfür ist die sehr häufig auftretende Art *Potamogeton pectinatus*.

Voraussetzungen für die Bewertung

Die Forderung der Mindestpflanzenmenge an einer Probestelle zur gesicherten Bewertung entspricht für diesen Typ derjenigen aus SEELE (2000). Diese Modifikation der zur Anwendung des Makrophytenindex (MELZER 1988) bewährten Bedingungen wurde zur Bewertung relativ kleiner und somit meist artenarmer Untersuchungseinheiten entwickelt. Die Summe der maximalen Quantitätswerte (Gleichung 1) der eingestuften Taxa eines Transekts muss demnach die Grenze von ≥ 55 erreichen.

Sind diese Bedingungen nicht erfüllt, so gilt der errechnete Indexwert als nicht gesichert. In diesem Fall muss die Bewertung der Stelle auf Grundlage der Diatomeen oder anderer Organismengruppen erfolgen.

Als Grund für geringe Pflanzenmengen kommen natürliche Ursachen in Frage wie ungünstiges Substrat, Wellenschlag, Huminstoffe oder starke Beschattung. Können diese Gründe ausgeschlossen werden, so muss auch die Möglichkeit einer Makrophytenverödung durch Eutrophierung (LACHAVANNE et al. 1991, MELZER & HÜNERFELD 1990) in Betracht gezogen werden. Eine weitere Ursache kann auch im Fischbesatz mit Herbivoren (ROWECK & SCHÜTZ 1988, DILEWSKI & SCHARF 1988) zu sehen sein. Gibt es Hinweise auf diese Arten der Degradation, so sind die untersuchten Stellen, dem (ungesicherten) schlechten ökologischen Zustand zuzuordnen.

An Stellen des Untertyps AKs kann das Fehlen von Makrophyten nicht zu Aussagen über die Degradierung herangezogen werden. Die extreme Morphologie lässt hier natürlicherweise keinen dichten Bewuchs zu. Eine Bewertung von Zustandsstufe fünf ist für diesen Untertyp also nicht möglich.

Indexgrenzen

Die Einteilung der Indexklassen (Tabelle 27) für den Typ AK erfolgte nach dem nachfolgend dargestellten Schema (Abbildung 28). Es zeigt die der Bewertung zugrunde liegende Vegetationstabelle. Referenzstellen sind blau hervorgehoben. Die Intensität der Hintergrundfarben entspricht den Pflanzenmengen der betreffenden Artengruppe. Stellen ohne submerse Vegetation sind nicht dargestellt.

Tabelle 27 Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ AK(s))

Indexwert	Ökologische Zustandsklasse	Einschränkung/Bedingung
100 bis 75	1	falls C > 10 % → Zustand 2
< 75 bis > 0	2	
0 bis -45	3	
< -45 bis -100	4	
	5	Makrophytenverödung → Zustand 5 (ungesichert)

Abbildung 28 Schema für die Einteilung der Indexwerte (Submerse, Typ AK(s)). Schraffierte Stellen lassen gesicherte Indexberechnung zu und müssen auf mögliche Makrophytenverödung (= Zustand 5) geprüft werden.

Stellen Silikatisch geprägter Seen der Mittelgebirge und des Tieflandes (Typ MTS)

Bewertung

Die Bewertung innerhalb dieses Typs erfolgt nach der im Kapitel 4.3.1 beschriebenen Vorgehensweise. Der „Referenzindex“ wird nach der dort angegebenen Gleichung 1 errechnet.

Der Einfluss von **Versauerung** auf Seen dieses Typs (MELZER & ROTHMEYER 1983, MELZER et al. 1985a) kann nicht bewertet werden. Die dafür in Frage kommenden Seen waren aufgrund ihrer geringen Größe vom Untersuchungsprogramm ausgeschlossen (SCHMEDITJE et al. 2001a).

Typspezifische Artengruppen

Die typspezifischen Artengruppen für Typ MTS sind in Tabelle 31 zusammengefasst. Die Artengruppen wurden aus DOLL (1992), KRAUSE (1997), HORN & PÄTZOLD (1999), MELZER et al. (1985a), OBERDORFER (1994), ROWECK (1986), SCHMEDITJE et al. (1998) und VÖGE (1992) ergänzt.

Voraussetzungen für die Bewertung

Die Mindestquantität zur gesicherten Indexberechnung an einer Probestelle beträgt 55. Ist der Index nicht gesichert, muss die Bewertung der Stelle auf Grundlage der Diatomeen erfolgen. Die Makrophytenbewertung wird zur Unterstützung dieses Ergebnisses herangezogen.

Bei Fehlen natürlicher Ursachen und Hinweise auf Makrophytenverödung aufgrund starker Degradationen (Eutrophierung, Fischbesatz), sind die untersuchten Stellen, dem (ungesicherten) „schlechten“ ökologischen Zustand zuzuordnen.

Indexgrenzen

Die Einteilung der Indexklassen (Tabelle 28) für den Typ erfolgte nach dem nachfolgend dargestellten Schema (Abbildung 29). Es zeigt die der Bewertung zugrunde liegende Vegetationstabelle. Referenzstellen sind blau hervorgehoben. Die Intensität der Hintergrundfarben entspricht den Pflanzenmengen der betreffenden Artengruppe. Stellen ohne submerse Vegetation sind nicht dargestellt.

Tabelle 28 Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ MTS)

Indexwert	Ökologische Zustandsklasse	Einschränkung/Bedingung
100	1	
< 100 bis 40	2	
< 40 bis -40	3	
< -40 bis -100	4	
	5	Makrophytenverödung → Zustand 5 (ungesichert)

	Artengruppe A					Artengruppe B				Artengruppe C				Bewertung			
Stelle	Isoetes echinospora	Isoetes lacustris	Elatine hexandra	Nitella opaca	Littorella uniflora	Myriophyllum alternifid	Nitella flexilis	Potamogeton berchtoldi	Fontinalis antipyretica	Chara aspera	Elodea canadensis	Ranunculus peltatus	Elodea nuttallii	Potamogeton crispus	Myriophyllum spicatum	Referenzindex	Gesamtquantität
Feldsee 1	8	224		8	216											100	456
Feldsee 2				35	92											100	127
Feldsee 3				54	198											100	252
Titisee 2		125			64											100	189
Weinfelder Maar 1			62	16	24		8							1		91	111
Weinfelder Maar 2			133	285	8		8				27					87	461
Titisee 3					64				27							70	91
Pulvermaar 1				27	224		54	62						8		65	375
Pulvermaar 3				8	70		72	44								40	194
Pulvermaar 2					119		91	99								39	309
Schalkenmehrener Maar 1								250			54	341		93		-66	738
Schalkenmehrener Maar 3								1	125		35	243		160		-78	564
Schalkenmehrener Maar 2									8		54	341	8	92		-98	503
Gemuendener Maar 2												35				-100	35
Immerather Maar 1															28	-100	28
Immerather Maar 2															8	-100	8

Abbildung 29 Schema für die Einteilung der Indexwerte (Submerse, Typ MTS). Schraffierte Stellen lassen keine gesicherte Indexberechnung zu und müssen auf mögliche Makrophytenverödung (= Zustand 5) geprüft werden.

Typ stabil geschichtete karbonatreiche Wasserkörper des Tieflandes (TKg)

Bewertung

Die Bewertung innerhalb dieses Typs erfolgt nach der im Kapitel 4.3.1 beschriebenen Vorgehensweise. Der „Referenzindex“ wird mittels der dort angegebenen Gleichung 1 errechnet.

Zusätzlich ist für diesen Typ eine weitere Differenzierung notwendig. Einige der Arten, die an Referenzstellen dieses Typs verbreitet sind, weisen eine weite ökologische Amplitude auf, und entwickeln in stark belasteten Seen Massen- und Reinbestände. In der Literatur wird als typisches Beispiel oft *Potamogeton pectinatus* genannt (KRAUSCH 1996). Aber auch *Ceratophyllum demersum* zeigt in Norddeutschland ein entsprechendes Verhalten. Zwar besiedelt die Art in Norddeutschland nährstoffärmere Seen als in Süddeutschland, von dieser Art dominierte Gesellschaften treten aber typischerweise in stark nährstoffreichen Seen auf (DOLL 1991). Für beide Arten ist eine Zuordnung in die Gruppe der Störzeiger aufgrund der nicht unerheblichen Vorkommen an den Referenzstellen nicht zu vertreten. Ihr euryökes Verhalten erfordert die Einstufung in die mittlere Artengruppe. Um die Aussagekraft der Dominanzbestände dieser Art dennoch zu nutzen, sind diese zusätzlich zur Berechnung des Indexes zu berücksichtigen.

Aus diesem Grund werden Stellen des Typs TKg mit Domionanzvorkommen (mindestens 80 % der Gesamtquantität der Stelle) von

- *Potamogeton pectinatus*
- *Ceratophyllum demersum*

dem ökologisch unbefriedigendem Zustand (4) zugeordnet.

Typspezifische Artengruppen

Die typspezifischen Artengruppen für den Typ „Stellen geschichteter Flachlandseen“ sind in Tabelle 31 zusammengefasst. Die Artengruppen wurden aus KRAUSCH (1964), SUCCOW & REINHOLD (1978), DOLL (1983, 1989, 1991), KRAUSE (1997), PIETSCH (1987), DOLL (1991), OBERDORFER (1994), und SCHMEDTJE et al. (1998) ergänzt.

Voraussetzungen für die Bewertung

Die Mindestquantität der eingestuften Taxa zur gesicherten Indexberechnung einer Probestelle beträgt 55. Ist der Index nicht gesichert, muss die Bewertung der Stelle auf Grundlage der Diatomeen erfolgen. Die Makrophytenbewertung wird zur Unterstützung dieses Ergebnisses herangezogen.

Bei Fehlen natürlicher Ursachen und Hinweise auf Makrophytenverödung aufgrund starker Degradationen (Eutrophierung, Fischbesatz), sind die untersuchten Stellen, dem (ungesicherten) schlechten ökologischen Zustand zuzuordnen.

Indexgrenzen

Die Einteilung der Indexklassen (Tabelle 29) für Typ TKg erfolgte nach dem dargestellten Schema (Abbildung 30). Es zeigt die der Bewertung zugrunde liegende Vegetationstabelle. Die Intensität der Hintergrundfarben entspricht den Pflanzenmengen der betreffenden Artengruppe. Stellen ohne submerse Vegetation sind nicht dargestellt.

Tabelle 29 Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ TKg)

Indexwert	Ökologische Zustandsklasse	Einschränkung/Bedingung
100 bis 40	1	falls C > 5 % → Zustand 2
< 40 bis > 0	2	
0 bis -10	3	falls Dominanzbestände einzelner Taxa aus B (mind. 80 %) → Zustand 4
< -10 bis -100	4	
	5	Makrophytenverödung → Zustand 5 (ungesichert)

Polymiktische karbonatreiche Wasserkörper des Tieflandes (TKp)

Bewertung

Seen dieses Typs sind in besonders starkem Ausmaß seit langem von anthropogenen Veränderungen betroffen (KRAUSCH 1987, KÖRNER 2002a). Aufgrund der wenigen zur Verfügung stehenden Referenzstellen wurden ergänzend historische Daten (PFAFFENBERG & DIENEMANN 1964, KÖRNER 2001) zur Rekonstruktion der Referenzbiozönose herangezogen. Zwar fehlen quantitative Angaben weitgehend, doch zeigen diese Daten ein breites Spektrum vorkommender Arten auf.

Zusätzlich konnten auch erste Ergebnisse eines Projektes zu Leitbild-Biozönosen in ungeschichteten Seen des Landes Brandenburg berücksichtigt werden. Ziel dieses Forschungsvorhabens ist die Rekonstruktion der Entwicklung der Unterwasserflora während der vergangenen 2 000 Jahre (KÖRNER 2003).

Die Bewertung der polymiktischen Seen des Norddeutschen Tieflandes weicht von der der übrigen Typen ab. Eine Auftrennung in drei Artengruppen und somit die Berechnung des Referenzindex ist in diesem Fall nicht möglich. Diese Seen sind im natürlichen Zustand meso- bis leicht eutroph, weshalb sich hier bereits an den Referenzstellen größere Mengen von Arten mit mäßigen bis hohen Nährstoffansprüchen finden, die in Süddeutschland den Störzeigern zugeordnet werden. Für Typ TKp konnte deshalb nicht zwischen indifferenten Arten und Störzeigern unterschieden werden. Die hohe natürliche Variabilität des Typs lässt lediglich die Abgrenzung von typspezifischen empfindlichen Arten (Gruppe A), deren Anteil mit zunehmender Belastung zurückgeht, und indifferenten Arten (Gruppe B) zu. Die Beurteilung der Stellen basiert auf dem prozentualen Anteil der empfindlichen Arten.

Ein zusätzliches Bewertungskriterium stellt wie auch im Typ TKg die Dominanz einzelner Taxa aus Gruppe B dar. Eine Stelle wird nach der Makrophytenbewertung in die ökologische Zustandsklasse 3 eingestuft, wenn der Anteil einer der folgenden Taxa an der Gesamtquantität der Stelle mindestens 80 % beträgt:

- *Potamogeton pectinatus*
- *Ceratophyllum demersum*
- *Ceratophyllum submersum*
- *Elodea canadensis/nuttallii*

Die Bewertung fehlender Vegetation wird durch das alternative Vorkommen von makrophyten- und planktondominierten Zuständen (SCHEFFER 1998) zusätzlich erschwert (siehe Anmerkung). In solchen Fällen wird die Bewertung durch das Phytoplankton eine wesentliche Rolle spielen.

Typspezifische Artengruppen

Die typspezifischen Artengruppen für den Typ TKp sind in Tabelle 31 zusammengefasst. Die Artengruppen wurden aus JESCHKE (1963), PFAFFENBERG & DIENEMANN (1964), SUCCOW & REINHOLD (1978), DOLL (1978, 1989), PIETSCH (1987), KRAUSE (1997), SCHMEDTJE et al. (1998) und KÖRNER (2001) ergänzt.

Voraussetzungen für die Bewertung

Bei der Festlegung der erforderlichen Mindestquantität zur gesicherten Bewertung einer Probestelle wurde berücksichtigt, dass aufgrund der oftmals geringen Tiefe der Seen dieses Typs der untersuchte Bereich in vielen Fällen nicht in vier Tiefenstufen unterteilt werden kann. Die maximal erreichbaren Pflanzenquantitäten, die unter Aufsummierung der Werte aller Tiefenstufen gebildet werden, fallen demnach geringer aus, als bei den übrigen Typen. Um auch eine Bewertung extrem flacher Seen wie z. B. Dümmer oder Steinhuder Meer zu ermöglichen, wurde die Grenze der benötigten Mindestquantität für diesen Typ auf 35 gesetzt. Werden diese Mindestanforderungen nicht erfüllt, kann keine gesicherte Bewertung der Stelle erfolgen. Natürliche Mechanismen, die eine Besiedlung mit submersen Makrophyten verhindern können, sind neben Beschattung und ungünstigem Substrat auch starke Aufwirbelungen durch Wind, die insbesondere in den großflächigen Seen dieses Typs Bereiche natürlicherweise frei von Bewuchs halten (PFAFFENBERG & DIENEMANN 1964, POLTZ & SCHUSTER 2001).

Können natürliche Ursachen für das Fehlen der Makrophyten ausgeschlossen werden, so muss die Möglichkeit der Makrophytenverödung durch Eutrophierung in Betracht gezogen werden. Wie bei den übrigen Typen können in diesem Fall die Makrophyten Hinweise auf eine Störung des Ökosystems geben. Gesicherte Aussagen sind aber nur unter Einbeziehung der restlichen Organismengruppen möglich.

Anmerkung

Für diesen Typ muss auch die Frage nach dem natürlichen Vorkommen planktondominierter Seen ohne submerse Vegetation gestellt werden. Nach SCHEFFER (1998) ist zwar der makrophytendominierte Zustand mit hoher Sichttiefe für die Mehrheit der Flachseen als natürlich anzunehmen, doch gibt es mittlerweile Hinweise darauf, dass schon seit mehr als 1 000 Jahren, also lange vor dem Einsetzen der Industrialisierung, Wechsel zwischen makrophyten- und phytoplanktondominierten Zuständen stattgefunden haben (KÖRNER 2003). Auf der anderen Seite ist der Einfluss anthropogener Belastungen wie Eutrophierung auf den Rückgang der submersen Makrophyten von Flachseen europaweit ein bekanntes Problem (vgl. Zitate in KÖRNER 2002a, SCHEFFER 1998), das an dieser Stelle nicht ignoriert werden darf. Erschwerend für die Bewertung kommt hinzu, dass auch durch Reduzierung der Nährstoffkonzentrationen auf ein Niveau, das eine Wiederbesiedlung mit Makrophyten zulassen sollte, der planktondominierte Zustand durch verschiedene Faktoren (Sediment-Resuspension, Trübung, Nahrungsnetz) stabilisiert wird (KÖRNER 2002b, SCHEFFER 1998). Alternativ sind bei bestimmten Nährstoffverhältnissen also entweder Plankton- oder Makrophytendominanz möglich.

Indexgrenzen

Die Einteilung der Indexklassen (Tabelle 30) für den Typ erfolgte nach dem dargestellten Schema (Abbildung 31). Es zeigt die der Bewertung zugrunde liegende Vegetationstabelle. Die Intensität der Hintergrundfarben entspricht den Pflanzenmengen der betreffenden Artengruppe. Stellen ohne submerse Vegetation sind nicht dargestellt.

Tabelle 30 Zuordnung der Indexwerte zu den ökologischen Zustandsklassen (Typ TKp)

% A	Ökologische Zustandsklasse	Einschränkung/Bedingung
100 bis 60	1	
< 60 bis 0	2	falls Dominanzbestände einzelner Taxa aus B (mind. 80 %) → Zustand 3
0	3	Dominanzbestände einzelner Taxa aus B (mind. 80 %)
	4/5	Makrophytenverödung → Zustand 4/5 (ungesichert)

	Artengruppe A											Artengruppe B											Bewertung																		
Stelle	Chara intermedia	Nitella opaca	Chara delicatula	Tolypella glomerata	Chara hispida	Chara tomentosa	Chara contraria	Chara globularis	Nitellopsis obtusa	Chara aspera	Myriophyllum verticillatum	Potamogeton berchtoldii	Stratiotes aloides	Potamogeton gramineus	Potamogeton filiformis	Utricularia vulgaris	Myriophyllum spicatum	Bryophyta	Fontinalis antipyretica	Ceratophyllum demersum	Potamogeton perfoliatus	Potamogeton pectinatus	Ranunculus Sub. Batrachium excl. Circinatus	Ranunculus circinatus	Lemna minor	Potamogeton friesii	Najas marina	Potamogeton pusillus	Ceratophyllum submersum	Potamogeton crispus x perfoliatus	Elodea canadensis	Elodea nuttallii	Zannichellia palustris	Potamogeton crispus	%A	%B	% Potamogeton pectinatus	% Ceratophyllum demersum	% Ceratophyllum submersum	% Elodea canadensis/nuttallii	Gesamtquantität
Lenzener See 2	125										65					27				8														96	4	0	4	0	0	225	
Lenzener See 1		16	35	80			8				92			8	8	92				28		1												92	8	0	8	0	0	368	
Grimnitzsee 1							136	16	72	64												28		1										90	10	9	0	0	0	319	
Außenmueritz 2							27	99	35	35												16	28							1				82	18	12	0	0	0	240	
Außenmueritz 1							163	130	1	62												92												80	20	20	0	0	0	457	
Malkwitzer See 3						35	55	1	27	8		8							2	1	27													78	22	0	16	0	0	172	
Grimnitzsee 2							128	1	55	152	1											99		1											77	23	23	0	0	0	439
Malkwitzer See 2				10	216		54		28											27	54	43													71	29	10	13	0	0	432
Malkwitzer See 1	8		8	8	55	136			54	64									1	91						91								65	35	0	18	0	0	516	
Neuendorfer See 1																		2			1	8	8			8		216			1			0	100	3	0	0	0	244	
Grosser Wariner See 3																			36	136			36											0	100	0	65	0	0	208	
Grosser Wariner See 1																		27			1	54	91											0	100	52	1	0	0	174	
Neuendorfer See 2																		9				27	27											1	99	17	0	0	0	155	
Arenholzer See 1													1										35	16				91						0	100	0	0	0	58	121	
Grosser Peetscher See 1							8														35	27				1				28				8	92	27	35	28	0	99	
Guelper See 1																							1											0	100	70	0	0	0	92	
Trebowsee 2																		35			9	64		9										0	100	0	11	0	0	80	
Dobersdorfer See 1						8	1											8			8								16				8		16	84	0	0	0	14	57
Schwielochsee 1																		8		8	8	8												0	100	25	25	0	0	32	
Steinhuder Meer 2																					1	8	1											0	100	5	5	0	50	20	
Schwielochsee 2																		8			1													0	100	0	11	0	0	9	
Blenkensee / Nieplitz 1																																			0	100	0	0	0	0	8
Beetzsee 2																					8													0	100	0	0	0	0	8	
Steinhuder Meer 3																					1	1								1				0	100	33	0	0	0	3	
Blenkensee / Nieplitz 2																																			0	100	0	0	0	0	1
Arenholzer See 2							16																16	35				8				155	136		4	96	0	0	0	80	366
Grosser Peetscher See 2																				250										9				0	100	0	97	3	0	259	
Grosser Wariner See 2																			1	35														0	100	0	97	0	0	36	
Grosser Peetscher See 3																				91										9				0	100	0	90	9	0	101	
Dobersdorfer See 3																																			0	100	89	0	0	0	149
Kossenblatter See 1																				1		133								35				0	100	0	3	97	0	36	
Beetzsee 1																																									

Abbildung 31 Schema für die Einteilung der Indexwerte (Submerse, Typ TKp). Schraffierte Stellen lassen keine gesicherte Indexberechnung zu und müssen auf mögliche Makrophytenverödung (= Zustand 4/5) geprüft werden.

Tabelle 31 Zuordnung der Makrophyten-Taxa zu den Artengruppen (Seen)

(Gattungen mit „sp.“ werden immer exclusive in anderen Gruppen eingeordneten Arten betrachtet)

Taxon	AKs	MTS	TKg	TKp
Bryophyta	B	B	B	B
Callitriche palustris		A		
Callitriche spec.	B	B	B	
Ceratophyllum demersum	C	C	B	B
Ceratophyllum submersum			C	B
Chara aspera	A	B	A	A
Chara contraria	B	B	B	A
Chara delicatula	A	A	A	A
Chara denudata	B			
Chara filiformis			A	
Chara globularis	B	B	B	A
Chara hispida	A		A	A
Chara intermedia	A		A	A
Chara polyacantha	A		A	
Chara rudis	A		A	A
Chara strigosa	A			
Chara tormentosa	A		A	A
Chara vulgaris	B		B	A
Elatine hexandra		A		
Elatine hydropiper		A		
Eleocharis acicularis	B	A	B	
Elodea canadensis	C	C	C	B
Elodea nuttallii	C	C	C	B
Groenlandia densa	C			
Hippuris vulgaris	C		B	
Isoetes echinospora		A		
Isoetes lacustris		A		
Juncus bulbosus f. fluitans		B		
Lagarosiphon major	C			
Lemna minor	C	C	C	B
Lemna trisulca	C	C	C	B
Littorella uniflora	A	A	A	
Lobelia dortmanna		A		
Myriophyllum alterniflorum		A	A	A
Myriophyllum spicatum	B	C	B	B
Myriophyllum verticillatum	B	C	B	A
Najas flexilis	B			
Najas marina	B		B	B
Nitella flexilis	B	B	A	A
Nitella gracilis		A		
Nitella mucronata	B	C	B	

Taxon	AKs	MTS	TKg	TKp
Nitella opaca	A	A	A	A
Nitella syncarpa	A	A	A	
Nitella translucens		A		
Nitelopsis obtusa	B		A	A
Potamogeton acutifolius			C	A
Potamogeton alpinus	A		A	
Potamogeton berchtoldii	B	B	B	A
Potamogeton coloratus	A			
Potamogeton compressus	C		C	A
Potamogeton crispus	C	C	C	B
Potamogeton crispus x perfoliatus	B	C	C	B
Potamogeton filiformis	A	B	A	A
Potamogeton friesii	C	C	C	B
Potamogeton gramineus	A	A	A	A
Potamogeton lucens	C	B	B	A
Potamogeton nodosus .	C		C	B
Potamogeton obtusifolius	C		B	B
Potamogeton pectinatus	C	C	B	B
Potamogeton perfoliatus	B		B	B
Potamogeton polygonifolius		A		
Potamogeton praelongus	B	B	A	A
Potamogeton pusillus	C	C	B	B
Potamogeton rutilus			A	A
Potamogeton trichoides			A	
Potamogeton x decipiens	B			
Potamogeton x nitens	B		A	A
Potamogeton x zizii	A		A	A
Ranunculus peltatus		B		
Ranunculus reptans	B			
Ranunculus spec. subgenus batrachium	C	C	C	B
Sagittaria sagittifolia	C	C	C	B
Spirodela polyrhiza	C	C	C	B
Stratiotes aloides f. submersa	B		A	A
Tolypella glomerata	B		A	A
Utricularia australis	A	B	B	A
Utricularia intermedia	A	A	A	A
Utricularia minor	A	A	A	A
Utricularia ochroleuca	A	A		
Utricularia vulgaris		B	A	A
Utricularia stygia.	A			
Zannichellia palustris	C	C	C	B

4.3.2 Diatomeen

Das Modul Diatomeen ist ein Bestandteil der Bewertung mit der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie. Eine Bewertung kann zwar auch ausschließlich mit dem Modul Diatomeen vorgenommen werden, dies entspricht aber **nicht** den Vorgaben der WRRL und kann somit auch nicht als „Bewertung nach WRRL“ bezeichnet werden.

Soll die Degradation eines Gewässers anhand der Diatomeenvegetation beurteilt werden, kann der Index berechnet werden. Die Interpretation der Ergebnisse kann anhand der Tabellen „Bewertung mit dem Modul Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen und zugleich ungesichertem Modul Makrophyten“ für Fließgewässer und anhand der Tabellen „Bewertung mit dem Modul Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten“ für Seen vorgenommen werden.

4.3.2.1 Fließgewässer

Modul „Artenzusammensetzung und Abundanz“

Zur Entwicklung des Bewertungsverfahrens im Teilmodul Diatomeen wurden verschiedene Metrics auf ihre Eignung hin überprüft. Sie werden den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie, die Degradation eines Gewässers anhand von Artenzusammensetzung und Abundanz zu quantifizieren, in unterschiedlichem Maße gerecht. Erwartungsgemäß als nicht geeignet erwiesen sich die Kriterien Artenzahl und Diversität der Gesellschaften.

Die Umsetzung der Anforderungen „Artenzusammensetzung und Abundanz“ erfolgte daher zum einen durch Ermittlung der Summenhäufigkeiten von Referenzarten. Dabei wird lediglich zwischen Referenzarten silikatisch geprägter und jener karbonatisch geprägter Gewässer unterschieden (siehe Tabelle 32). In den beiden Artensätzen, nachfolgend als „Karbonatische Referenzartenliste“ und „Silikatische Referenzartenliste“ bezeichnet, sind zum einen Arten enthalten, die im Rahmen der Erhebungen nachgewiesen wurden. Zum anderen wurden die Artenlisten anhand eigener Kenntnisse und anhand von Literaturdaten um eine Vielzahl von Arten ergänzt. Dies war erforderlich, da im Projekt-Datensatz für einige der biozönotischen Gewässertypen keine oder eine nur geringe Zahl von Gewässerstellen mit sehr gutem ökologischen Zustand enthalten sind. Es gewährleistet eine breite Basis bei der zukünftigen Anwendung des Bewertungssystems. Insbesondere sind somit auch jene Arten berücksichtigt, die in den heutigen Lebensgemeinschaften nur noch sehr selten und zudem nur mit geringen Individuenzahlen zu finden sind. Die überwiegende Zahl der Arten weist eine eindeutige geochemische Präferenz auf und lässt sich entweder dem silikatischen oder dem karbonatischen Arteninventar zuordnen. Eine geringe Zahl von Arten verhält sich indifferent gegenüber dem Kalkgehalt und ist in beiden geochemischen Gewässertypen zu finden.

Bei den aufgeführten Arten handelt es sich überwiegend um oligotraphente und oligo-mesotraphente Diatomeen, es sind aber auch bezüglich der trophischen Situation euryöke Arten enthalten. Die Referenzartenlisten geben nicht für alle biozönotischen Typen das tatsächlich zu

erwartende Arteninventar im sehr guten Zustand wieder. Beispielsweise sind in den großen karbonatischen Gewässern des Norddeutschen Tieflandes nicht alle oligotraphenten Arten zu erwarten, die die Gesellschaften der Kalkalpen charakterisieren. Die Referenzartenlisten stellen in offener Form „Artenpools“ dar. Die typspezifischen Referenzarteninventare können erweitert werden, sobald in Zukunft eine höhere Zahl von Gewässern in sehr gutem ökologischen Zustand untersucht sein werden.

In Ergänzung zu den Silikat- und Karbonat-Referenzartenlisten wurde zur Bewertung auch die Entwicklung von typspezifischen Referenzartensätzen erforderlich. Diese enthalten nahezu ausschließlich ubiquistische, weitgehend trophie-tolerante Arten, im Falle der großen Flüsse und Ströme des Norddeutschen Tieflandes sogar eutraphente Arten. Die betreffenden Arten sind weder auf den jeweiligen Typ beschränkt, noch dürfen sie als Referenzarten im engeren Sinne gelten. Es handelt sich vielmehr um Ubiquisten, die allerdings bereits im sehr guten und guten ökologischen Zustand derart individuenreich auftreten, dass eine Bewertung im Rahmen des Moduls „Artenzusammensetzung und Abundanz“ nur mit ihrer Berücksichtigung möglich wird.

Die Bewertung erfolgt anhand der prozentualen Summenhäufigkeiten der an der zu bewertenden Gewässerstelle präsenten allgemeinen karbonatischen bzw. silikatischen Referenzarten und der in Tabelle 33 aufgeführten typspezifischen Referenzarten, wobei letztere zum Teil aufgrund ihrer ubiquitären Verbreitung und hohen Toleranzen gegenüber verschiedenen Formen von Degradation gewichtet in die Berechnung eingehen. Von den allgemeinen Referenzarten werden, je nach geochemischen Bedingungen des Diatomeentyps, die silikatischen oder die karbonatischen zur Bewertung herangezogen. Bei Gewässern mit gemischtem Einzugsgebiet werden beide Tabellen verwendet.

Tabelle 32 Allgemeine Referenzarten für silikatisch geprägte Fließgewässer und karbonatisch geprägte Fließgewässer

* im Projekt-Datensatz nicht enthalten, Einstufung anhand von Expertenwissen und Literaturdaten

Referenzarten silikatisch geprägter Gewässer	Referenzarten karbonatisch geprägter Gewässer
Achnanthes altaica*	Achnanthes biasolettiana
Achnanthes biasolettiana	Achnanthes biasolettiana var. subatomus
Achnanthes biasolettiana var. subatomus	Achnanthes delicatula ssp. hauckiana*
Achnanthes carissima*	Achnanthes exilis
Achnanthes chlidanos*	Achnanthes flexella
Achnanthes daonensis	Achnanthes flexella var. alpestris*
Achnanthes dauj*	Achnanthes laevis
Achnanthes didyma*	Achnanthes minutissima
Achnanthes distincta*	Achnanthes minutissima var. gracillima
Achnanthes flexella*	Achnanthes minutissima var. scotica
Achnanthes flexella var. alpestris*	Achnanthes petersenii*
Achnanthes grischuna*	Achnanthes rosenstockii
Achnanthes helvetica	Achnanthes trinodis
Achnanthes impexiformis*	Amphora aequalis
Achnanthes kranzii	Amphora inariensis
Achnanthes kuelbsii*	Amphora thumensis
Achnanthes lacus-vulcani*	Amphora veneta var. capitata*
Achnanthes laevis	Brachysira calcicola*
Achnanthes lapidosa*	Brachysira hofmanniae*
Achnanthes laterostrata*	Brachysira liliana*
Achnanthes levanderi	Brachysira neoexilis
Achnanthes marginulata	Brachysira styriaca*
Achnanthes microscopica*	Brachysira vitrea
Achnanthes minutissima	Brachysira zellensis*
Achnanthes nodosa*	Caloneis alpestris*
Achnanthes oblongella	Caloneis bottnica*
Achnanthes peragalli	Caloneis latiuscula*
Achnanthes petersenii	Caloneis obtusa*
Achnanthes pseudoswazi*	Caloneis schumanniana*
Achnanthes pusilla*	Caloneis tenuis*
Achnanthes rechtensis	Caloneis undulata
Achnanthes rossii*	Cymbella affinis
Achnanthes silvahercynia*	Cymbella alpina
Achnanthes subatomoides	Cymbella amphicephala*
Achnanthes subexigua*	Cymbella amphicephala var. hercynicum*
Achnanthes suchlandtii	Cymbella ancyli*
Achnanthes ventralis	Cymbella austriaca (incl. var. erdoebenyiana)*
Amphora fogediana*	Cymbella cesatii
Amphora inariensis	Cymbella cymbiformis*
Asterionella ralfsii*	Cymbella delicatula
Brachysira brebissonii	Cymbella descripta*
Brachysira foliis*	Cymbella falaisensis
Brachysira garrensis*	Cymbella helvetica
Brachysira neoexilis	Cymbella hustedtii
Brachysira procera*	Cymbella hybrida*
Brachysira serians*	Cymbella laevis
Brachysira styriaca*	Cymbella lapponica*
Brachysira wygaschii*	Cymbella leptoceros
Brachysira zellensis*	Cymbella mesiana
Caloneis aerophila	Cymbella microcephala
Caloneis lauta*	Cymbella minuta
Caloneis undulata*	Cymbella proxima*
Cymbella amphioxys*	Cymbella schimanskii*
Cymbella anbgustata*	Cymbella similis
Cymbella brehmii	Cymbella simonsenii*
Cymbella cesatii*	Cymbella subaequalis
Cymbella descripta*	Cymbella tumidula
Cymbella elginensis*	Cymbella tumidula var. lancettula
Cymbella falaisensis	Denticula kuetzingii
Cymbella gaeumannii	Denticula tenuis
Cymbella gracilis	Diatoma ehrenbergii
Cymbella hebridica*	Diatoma hyemalis
Cymbella lapponica*	Diatoma mesodon
Cymbella mesiana*	Didymosphenia geminata
Cymbella microcephala*	Diploneis elliptica
Cymbella minuta	Diploneis modica*
Cymbella naviculiformis	Diploneis oblongella

Referenzarten silikatisch geprägter Gewässer	Referenzarten karbonatisch geprägter Gewässer
<i>Cymbella norvegica</i> * <i>Cymbella perpusilla</i> <i>Cymbella rupicola</i> * <i>Cymbella stauroneiformis</i> * <i>Cymbella subaequalis</i> * <i>Diatoma anceps</i> <i>Diatoma hyemalis</i> * <i>Diatoma mesodon</i> <i>Diatomella balfouriana</i> * <i>Diploneis oblongella</i> <i>Diploneis parma</i> * <i>Diploneis petersenii</i> * <i>Eunotia arcus</i> <i>Eunotia bilunaris</i> <i>Eunotia botuliformis</i> <i>Eunotia diodon</i> <i>Eunotia exigua</i> <i>Eunotia faba</i> * <i>Eunotia fallax</i> * <i>Eunotia flexuosa</i> * <i>Eunotia glacialis</i> <i>Eunotia hexaglyphis</i> * <i>Eunotia implicata</i> <i>Eunotia incisa</i> <i>Eunotia meisteri</i> <i>Eunotia microcephala</i> <i>Eunotia minor</i> <i>Eunotia muscicola</i> var. <i>tridentula</i> <i>Eunotia naegeli</i> * <i>Eunotia nymanniana</i> <i>Eunotia paludosa</i> <i>Eunotia paludosa</i> var. <i>trinacria</i> <i>Eunotia pectinalis</i> * <i>Eunotia praerupta</i> <i>Eunotia praerupta</i> var. <i>bigibba</i> * <i>Eunotia rhomboidea</i> <i>Eunotia septentrionalis</i> <i>Eunotia serra</i> * <i>Eunotia serra</i> var. <i>diadema</i> * <i>Eunotia serra</i> var. <i>tetraodon</i> * <i>Eunotia silvahercynia</i> <i>Eunotia soleirolii</i> <i>Eunotia</i> spp. ¹ <i>Eunotia sudetica</i> <i>Eunotia tenella</i> <i>Fragilaria acidoclinata</i> <i>Fragilaria arcus</i> <i>Fragilaria constricta</i> * <i>Fragilaria exigua</i> <i>Fragilaria nanana</i> * <i>Fragilaria tenera</i> <i>Fragilaria virescens</i> <i>Frustulia rhomboides</i> <i>Frustulia rhomboides</i> var. <i>crassinervia</i> * <i>Frustulia rhomboides</i> var. <i>saxonica</i> <i>Frustulia rhomboides</i> var. <i>viridula</i> * <i>Gomphonema amoenum</i> * <i>Gomphonema auritum</i> * <i>Gomphonema bohemicum</i> <i>Gomphonema hebridense</i> <i>Gomphonema lagerheimii</i> * <i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>minutissimum</i> <i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceoides</i> <i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>exilissimum</i> <i>Gomphonema productum</i> <i>Gomphonema pseudotenellum</i> * <i>Gomphonema rhombicum</i> <i>Gomphonema subtile</i> * <i>Meridion circulare</i> var. <i>constrictum</i> <i>Navicula absoluta</i> *	<i>Diploneis ovalis</i> * <i>Diploneis petersenii</i> <i>Epithemia goeppertiana</i> * <i>Epithemia smithii</i> * <i>Eunotia arcubus</i> <i>Eunotia minor</i> <i>Fragilaria arcus</i> <i>Fragilaria capucina</i> var. <i>amphicephala</i> <i>Fragilaria capucina</i> var. <i>austriaca</i> <i>Fragilaria delicatissima</i> <i>Fragilaria incognita</i> * <i>Fragilaria nanana</i> * <i>Fragilaria tenera</i> <i>Gomphonema angustum</i> <i>Gomphonema auritum</i> * <i>Gomphonema bavaricum</i> <i>Gomphonema clevei</i> <i>Gomphonema dichotomum</i> <i>Gomphonema helveticum</i> * <i>Gomphonema lateripunctatum</i> <i>Gomphonema occultum</i> <i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>calcareum</i> <i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>minutissimum</i> <i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceoides</i> <i>Gomphonema procerum</i> <i>Gomphonema productum</i> <i>Gomphonema stauroneiforme</i> <i>Gomphonema subtile</i> * <i>Gomphonema tenue</i> * <i>Gomphonema ventricosum</i> <i>Gomphonema vibrio</i> <i>Mastogloia grevillei</i> * <i>Mastogloia smithii</i> var. <i>lacustris</i> * <i>Meridion circulare</i> var. <i>constrictum</i> <i>Navicula absoluta</i> * <i>Navicula aquaedurae</i> * <i>Navicula bryophila</i> * <i>Navicula cataractarheni</i> * <i>Navicula cocconeiformis</i> * <i>Navicula concentrica</i> * <i>Navicula dealpina</i> <i>Navicula densilineolata</i> * <i>Navicula diluviana</i> * <i>Navicula gottlandica</i> * <i>Navicula ignota</i> var. <i>acceptata</i> <i>Navicula jaagii</i> * <i>Navicula jaernefeltii</i> * <i>Navicula laevisima</i> <i>Navicula laticeps</i> * <i>Navicula leistikowii</i> * <i>Navicula lenzii</i> <i>Navicula mediocostata</i> * <i>Navicula oligotraphenta</i> <i>Navicula praeterita</i> * <i>Navicula pseudoscutiformis</i> * <i>Navicula pseudotuscula</i> * <i>Navicula schadei</i> * <i>Navicula stankovicii</i> * <i>Navicula stroemii</i> <i>Navicula subalpina</i> * <i>Navicula tuscula</i> * <i>Navicula vulpina</i> * <i>Navicula wildii</i> <i>Neidium affine</i> * <i>Neidium ampliatus</i> * <i>Nitzschia alpinobacillum</i> <i>Nitzschia bacilliformis</i> * <i>Nitzschia diversa</i> <i>Nitzschia fibulafissa</i> * <i>Nitzschia gessneri</i> *

Referenzarten silikatisch geprägter Gewässer	Referenzarten karbonatisch geprägter Gewässer
<i>Navicula adversa</i> * <i>Navicula angusta</i> <i>Navicula brockmannii</i> * <i>Navicula cocconeiformis</i> <i>Navicula concentrica</i> * <i>Navicula declivis</i> * <i>Navicula detenta</i> * <i>Navicula digitulus</i> * <i>Navicula disjuncta</i> * <i>Navicula evanida</i> <i>Navicula exilis</i> <i>Navicula festiva</i> * <i>Navicula gallica</i> var. <i>perpusilla</i> <i>Navicula heimansioides</i> * <i>Navicula hoefleri</i> * <i>Navicula ignota</i> var. <i>acceptata</i> <i>Navicula ignota</i> var. <i>palustris</i> <i>Navicula jaagii</i> * <i>Navicula krasskei</i> * <i>Navicula laevissima</i> * <i>Navicula lapidosa</i> * <i>Navicula leptostriata</i> * <i>Navicula levanderii</i> * <i>Navicula lundii</i> <i>Navicula maceria</i> * <i>Navicula mediocris</i> <i>Navicula minuscula</i> <i>Navicula notha</i> * <i>Navicula porifera</i> var. <i>opportuna</i> * <i>Navicula pseudobryophila</i> * <i>Navicula pseudoscutiformis</i> * <i>Navicula pseudosilicula</i> * <i>Navicula pusio</i> * <i>Navicula rotunda</i> * <i>Navicula schmassmannii</i> <i>Navicula soehrensii</i> <i>Navicula soehrensii</i> var. <i>hassiacae</i> * <i>Navicula soehrensii</i> var. <i>musciicola</i> * <i>Navicula submolesta</i> * <i>Navicula subtilissima</i> * <i>Navicula suchlandtii</i> <i>Navicula tridentula</i> * <i>Navicula variostrata</i> * <i>Navicula ventraloconfusa</i> * <i>Neidium affine</i> <i>Neidium alpinum</i> <i>Neidium ampliatus</i> <i>Neidium bisulcatum</i> <i>Neidium carterii</i> * <i>Neidium densestriatum</i> * <i>Neidium hercynicum</i> <i>Neidium iridis</i> * <i>Neidium ladogensis</i> * <i>Neidium productum</i> * <i>Neidium septentrionale</i> * <i>Nitzschia acidoclinata</i> <i>Nitzschia alpina</i> <i>Nitzschia alpinobacillum</i> * <i>Nitzschia bryophila</i> * <i>Nitzschia garrensis</i> * <i>Nitzschia hantzschiana</i> <i>Nitzschia hamburgiensis</i> <i>Nitzschia paleaeformis</i> * <i>Nitzschia perminuta</i> <i>Peronia fibula</i> * <i>Pinnularia gibba</i> <i>Pinnularia interrupta</i> <i>Pinnularia microstauron</i> <i>Pinnularia obscura</i> <i>Pinnularia schoenfelderii</i>	<i>Nitzschia gisela</i> * <i>Nitzschia lacuum</i> <i>Nitzschia radicola</i> * <i>Nitzschia regula</i> * <i>Rhopalodia gibba</i> var. <i>parallela</i> * <i>Stauroneis anceps</i> * <i>Tabellaria flocculosa</i>

Referenzarten silikatisch geprägter Gewässer	Referenzarten karbonatisch geprägter Gewässer
Pinnularia polyonca Pinnularia silvatica Pinnularia spp. ¹ Pinnularia subcapitata Pinnularia subcapitata var. hilseana Pinnularia viridis Rhopalodia rupestris* Stauroneis anceps Stauroneis kriegerii Stauroneis nobilis* Stauroneis thermicola Stenopterobia curvula* Stenopterobia delicatissima* Suriella barrowcliffia* Suriella linearis Suriella linearis var. helvetica Suriella roba Suriella robusta* Tabellaria binalis* Tabellaria flocculosa Tabellaria ventricosa	

1 die Zuordnung als Referenzart muss artspezifisch anhand autökologischer Literaturdaten überprüft werden

Tabelle 33 Typspezifische Referenzarten in Fließgewässern

• Gewichtung = 1, ▲ Gewichtung = 0,75

	Diatomeentyp											
	1ab	2a	2b	3	4	5	6	7a	7b	8	9	10
Achnanthes bioretii					•	•					•	
Achnanthes clevei											•	•
Achnanthes conspicua									•		•	•
Achnanthes lanceolata ssp. lanceolata						•	•	•	•			
Achnanthes lauenburgiana											•	
Achnanthes ploenensis												•
Amphora pediculus		▲	▲	▲				•	•	•	▲	•
Cocconeis neothumensis										•	•	•
Cocconeis pediculus												•
Cocconeis placentula		▲	▲	▲	▲	•	•	•	•	•	▲	•
Cymbella caespitosa												•
Cymbella cistula											•	•
Cymbella helvetica var. compacta												•
Cymbella silesiaca		•	•			•	•				•	
Cymbella sinuata		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Diatoma vulgare												•
Eunotia formica											•	•
Fragilaria brevistriata											•	•
Fragilaria capucina distans-Sippen											•	•
Fragilaria capucina radians-Sippen											•	
Fragilaria capucina var. gracilis		•	•		•	•	•	•		•	•	•
Fragilaria capucina var. mesolepta							•					•
Fragilaria capucina var. rumpens			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Fragilaria construens											•	•
Fragilaria construens f. binodis											•	•
Fragilaria construens f. venter					•	•	•		•		•	•

	Diatomeentyp											
	1ab	2a	2b	3	4	5	6	7a	7b	8	9	10
Fragilaria leptostauron											•	•
Fragilaria leptostauron var. dubia									•		•	•
Fragilaria pinnata									•		▲	•
Gomphonema grovei var. lingulatum												•
Gomphonema minutum												•
Gomphonema olivaceum		•	•					•	•	•	•	•
Gomphonema parvulum (excl. f. saprophilum)						•						
Gomphonema pumilum	•	•	•	•			•	•	•	•	•	•
Gomphonema tergestinum	•	•	•					•		•	•	•
Navicula capitatoradiata												•
Navicula cryptotenella		▲	▲	▲							▲	•
Navicula decussis												•
Navicula joubaudii												•
Navicula reichardtiana												•
Navicula rhynchocephala												•
Navicula schoenfeldii										•	•	•
Navicula subhamulata												•
Navicula tripunctata												•
Navicula utermoehlii			•	•					•	•	•	
Nitzschia dissipata												•
Nitzschia fonticola		•	•									•
Nitzschia palea var. debilis						•	•	•				
Nitzschia pura		•	•									
Nitzschia recta												•
Rhoicosphenia abbreviata												•

Tabelle 34 Diatomeenmodul „Artenzusammensetzung und Abundanz“

Summenprozent der Referenzarten	ökologischer Zustand
76–100	sehr guter Zustand
51–75	guter Zustand
26–50	mäßiger Zustand
1–25	unbefriedigender Zustand
0	schlechter Zustand

Module „Trophie-Index“ und „Saprobienindex“

Die entscheidende Bedeutung der Trophie für das Vorkommen und die Häufigkeiten von Diatomeenarten ist vielfach belegt und hat zu der Entwicklung verschiedener Bewertungsverfahren für Fließgewässer und Seen geführt (z. B. CORING et al. 1999, HOFMANN 1994, ROTT et al. 1999). Auch in der vorliegenden Untersuchung konnte die Rolle der Trophie als gesellschaftsbestimmende Größe bestätigt werden: Abbildung 32 und Abbildung 33 zeigen eine Korrespondenzanalyse der Gesamtdaten der Sommer- und Herbstprobenahmen, wobei die einzelnen Stellen jeweils mit der indizierten Trophie nach den Verfahren von ROTT et al. (1999) farblich belegt sind. Es wird deutlich, dass sich die Gesellschaften oligotropher Habitats stark voneinander unterscheiden. So sind in silikatisch geprägten Gewässern gänzlich andere Gesellschaften anzutreffen als in karbonatisch geprägten. Mit steigender Trophie, sei sie natürlichen Ursprungs oder aber eine Folge von Nährstoffbelastungen und damit eine Degradationserscheinung, tritt die Geologie als gesellschaftsbestimmende Größe zurück. Die Vielfalt der Gesellschaften nimmt ab, und bei hohen Trophiegraden ist eine weitgehende Uniformität anzutreffen.

Zur Indikation der trophischen Situation wurden die Verfahren von CORING et al. (1999) und ROTT et al. (1999) herangezogen und auf ihre Eignung als Metric hin überprüft. Unterschiede ergeben sich neben der erforderlichen Bestimmungsintensität insbesondere durch eine differierende Auflösung im Bereich geringer bzw. hoher Trophie. So lassen sich geringe Trophiegrade anhand des ROTT-Verfahrens sehr viel differenzierter abbilden als durch die Indikation nach CORING. Da zur Bewertung der Gewässer mit sehr gutem und gutem ökologischen Zustand zumeist eine hohe Auflösung im Bereich geringer Trophie zu fordern ist, wird zur Bewertung das Verfahren von ROTT herangezogen, das zudem in der überwiegenden Zahl der biozönotischen Typen mit der Häufigkeit der Referenzarten in höherem Maße korreliert. Tabelle 35 gibt die typspezifische Zuordnung der Indexbereiche zu den ökologischen Zustandsklassen wieder. Diese basiert auf den im Datensatz vorhandenen besten Zuständen einerseits (siehe Tabelle 8) und einer Definition der Klassenbreiten in Anlehnung an die Spannweiten des Trophie-Index nach ROTT et al. (1999) andererseits. In den biozönotischen Typen, für die keine Gewässerabschnitte mit sehr gutem Zustand im Datensatz vorhanden waren, wurde eine Aufweitung des nachgewiesenen typspezifischen trophischen Spektrums hin zu geringeren trophischen Zuständen vorgenommen.

In den schon im Grundzustand eine hohe Trophie aufweisenden Flüssen und Strömen des Norddeutschen Tieflandes (vergleiche HERING & SOMMERHÄUSER 2003) sind die existierenden Verfahren der Trophie-Indikation nicht mehr ausreichend leistungsfähig. Die nach ROTT und CORING indizierte Trophie bewegt sich in einer vergleichsweise engen Spanne, die vom eutrophen bis zum polytrophen Zustand reicht und innerhalb derer eine hinreichend differenzierende Bewertung nicht vorgenommen werden kann. Als geeignetes Kriterium erweist sich dagegen der Saprobienindex von ROTT et al. (1997), der im Vergleich zum Trophie-Index in den Bereichen starker Nährstoffbelastung – die durch den zunehmenden Einfluss saprobieller Prozesse bis hin zu saprotrophen Zuständen charakterisiert sind – über ein deutlich weiteres Spektrum verfügt. Zur Bewertung der Gewässer des Diatomeentyps 10 wird daher der Saprobienindex herangezogen (siehe Tabelle 35).

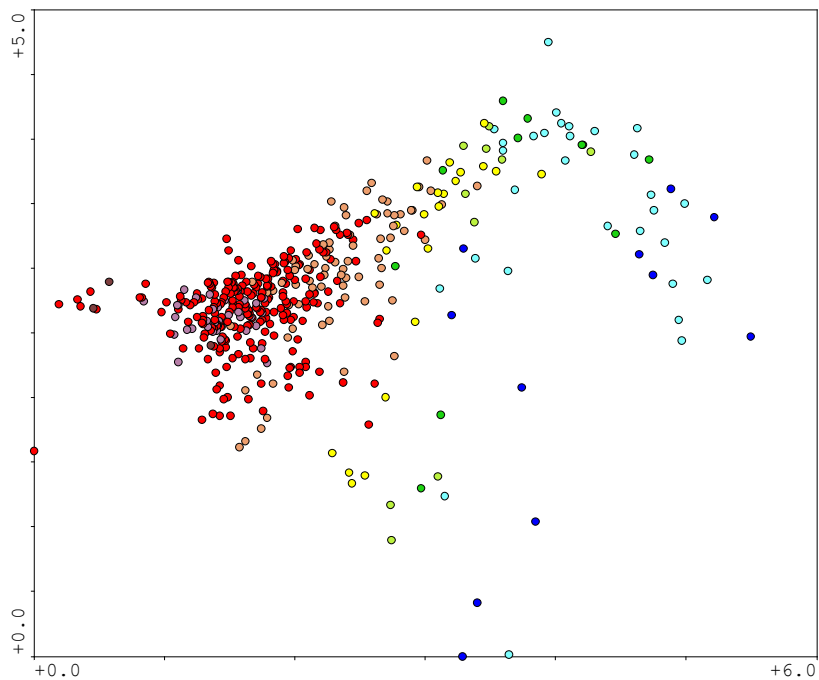


Abbildung 32 Korrespondenzanalyse (DCA) aller untersuchten Fließgewässer-Stellen mit farblicher Belegung der indizierten Trophie nach ROTT et al. (1999)
dunkelblau = ultra-oligotroph, hellblau = oligotroph, dunkelgrün = oligo-mesotroph, hellgrün = mesotroph, gelb = meso-eutroph, rosa = eutroph, rot = eu-polytroph, violett = polytroph, braun = poly-hypertroph

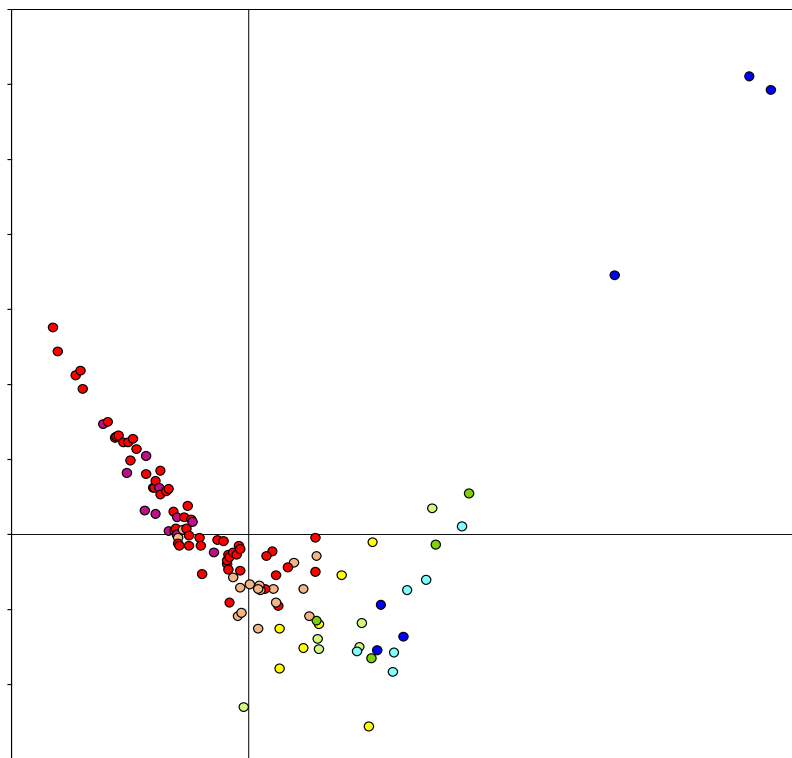


Abbildung 33 Korrespondenzanalyse (CA) der silikatischen Fließgewässerstellen der Mittelgebirge mit farblicher Belegung der indizierten Trophie nach ROTT et al. (1999)
dunkelblau = ultra-oligotroph, hellblau = oligotroph, dunkelgrün = oligo-mesotroph, hellgrün = mesotroph, gelb = meso-eutroph, rosa = eutroph, rot = eu-polytroph, violett = polytroph, braun = poly-hypertroph

Tabelle 35 Diatomeenmodul „Trophie-Index und Saprobienindex“

1 = sehr guter ökologischer Zustand, 2 = guter ökologischer Zustand, 3 = mäßiger ökologischer Zustand, 4 = unbefriedigender ökologischer Zustand, 5 = schlechter ökologischer Zustand; FG = Fließgewässer

Biozönotischer Typ	Geomorphologischer Typ	ökologischer Zustand				
		1	2	3	4	5
		Trophie-Index nach ROTT et al. (1999)				
Alpen						
1a	Fließgewässer der Kalkalpen mit EZG < 1000 km ²	< 1–1,3	1,4–1,8	1,9–2,6	2,7–3,4	> 3,4
1b	Fließgewässer der Kalkalpen mit EZG > 1000 km ²	< 1–1,5	1,6–2,2	2,3–2,6	2,7–3,4	> 3,4
Alpenvorland						
2a	Karbonatische Fließgewässer mit EZG < 1000 km ²	< 2,25	2,3–2,6	2,7–3,1	3,2–3,4	> 3,4
2b	Fließgewässer mit EZG > 1000 km ²	< 2,25	2,3–2,6	2,7–3,1	3,2–3,4	> 3,4
3	Silikatische Fließgewässer mit EZG < 1000 km ²	< 1,85	1,9–2,6	2,7–3,1	3,2–3,4	> 3,4
Mittelgebirge						
4	Fließgewässer des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG < 100 km ²	< 1–1,3	1,4–2,2	2,3–2,6	2,7–3,4	> 3,4
5	FG des Buntsandsteins und Grundgebirges mit EZG > 100 km ² und < 1000 km ²	< 2,25	2,3–2,6	2,7–3,1	3,2–3,4	> 3,4
6	Fließgewässer der Vulkangebiete mit EZG < 100 km ²	< 2,25	2,3–2,6	2,7–3,1	3,2–3,4	> 3,4
7a	Fließgewässer der Löss- und Keuperregionen mit EZG < 1000 km ²	< 2,35	2,4–2,8	2,9–3,3	> 3,3	
7b	Fließgewässer der Kalkgebiete mit EZG < 1000 km ²	< 2,35	2,4–2,8	2,9–3,3	> 3,3	
8	Fließgewässer mit EZG > 1000 km ²	< 2,35	2,4–2,8	2,9–3,3	> 3,3	
Norddeutsches Tiefland						
9	Karbonatische Fließgewässer mit EZG < 1000 km ²	< 2,25	2,3–2,6	2,7–3,1	3,2–3,4	> 3,4
		Saprobienindex nach ROTT et al. (1997)				
10	Fließgewässer mit EZG > 1000 km ²	< 1,8	1,8–2,1	2,2–2,5	2,6–3,0	> 3,0

Modul „Versauerung“

Der schädliche Einfluss hoher Säuregehalte und ihrer Folgewirkungen – insbesondere der erhöhten Gehalte an Aluminium und Schwermetallen – auf die Biozönosen ist vielfach belegt (siehe in BÖHMER & RAHMANN 1992). So liegen in stark versauerten Gewässern ähnlich einschneidende Umstrukturierungen vor wie in hoch saproben Gewässern, was in einer drastischen Artenverarmung und damit einhergehend in einer schwerwiegenden Störung des empfindlichen Nahrungsnetzes zum Ausdruck kommt. Betroffen sind vor allem quellnahe Bereiche mit Einzugsgebieten unter zehn Quadratkilometern und damit Gewässerabschnitte, deren Bewertung nicht Gegenstand der EG-Wasserrahmenrichtlinie ist. Jedoch können auch die Biozönosen kleiner Bäche (Einzugsgebiet 10–100 km²) starke Degradationen infolge von Versauerungserscheinungen aufweisen. Mit weiter steigender Größe des Einzugsgebietes und zunehmendem Pufferungsvermögen nimmt die Sensibilität der Gewässer gegenüber Versauerung ab.

Die Berücksichtigung von Versauerungserscheinungen stellt in den Bächen des silikatischen Mittelgebirges, insbesondere in den Gewässerlandschaften des Buntsandsteins und Grundgebirges eine unverzichtbare Komponente dar und erfolgt anhand des Vorkommens der quantitativ wichtigsten Indikatoren anthropogener Versauerung (siehe unten). Die Benennung der Versauerungszeiger erfolgte dabei anhand von Daten aus dem langjährigen Versauerungsmonitoring deutscher Fließgewässer (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1999, SCHMEDTJE et al. 1998, SCHNELBÖGL 1996), anhand weiterer Untersuchungen versauerter Gewässer (ALLES 1999, CORING 1999, HOFMANN 1989) sowie anhand eigener Kenntnisse. Die betreffenden Arten sind typische Bestandteile ungestörter Zönosen und finden sich daher auch in der Referenzartenliste silikatisch geprägter Gewässer. Im sehr guten ökologischen Zustand sind sie allerdings nur mit geringen Individuenzahlen anzutreffen. Erst bei fortschreitender Versauerung vermögen sie ihre Gesellschaftsanteile zu steigern und prägen die Gesellschaften permanent stark saurer Gewässer durch extrem hohe Anteile.

In Abhängigkeit von der Häufigkeit der Versauerungszeiger wird eine Abstufung des anhand der Module „Artenzusammensetzung und Abundanz“ und „Trophie-Index und Saprobienindex“ ermittelten Indexes (siehe Seite 138: „Ermittlung des diatomeen-indizierten ökologischen Zustandes (DIÖZFließgewässer)“) gemäß Tabelle 36 vorgenommen. Diese einfache Form der Einbindung von Degradation infolge von Versauerung ist zur Bewertung gemäß den Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie geeignet, stellt aber keinen Ersatz bestehender, ausschließlich der Versauerungsindikation dienender Verfahren dar. In seiner Anwendung ist das Modul auf die silikatischen Gewässer des Mittelgebirges beschränkt, die Übertragbarkeit auf silikatische Gewässer des Norddeutschen Tieflandes bleibt anhand eines zukünftig erweiterten Datensatzes zu überprüfen. In der Anwendung auf den Projekt-Datensatz müssen fünf Gewässerstellen des Diatomeentyps 4 in ihrer Bewertung in unterschiedlichem Ausmaß abgestuft werden.

Versauerungszeiger:

Achnanthes helvetica

Eunotia exigua

Eunotia incisa

Eunotia rhomboidea

Eunotia tenella

Navicula mediocris

Navicula soehrensii

Pinnularia silvatica

Pinnularia subcapitata

Pinnularia subcapitata var. *hilseana*

Tabelle 36 Diatomeenmodul „Versauerung“

Summenhäufigkeit der Versauerungszeiger	Abstufung um
10–25 %	eine ökologische Zustandsklasse
26–50 %	zwei ökologische Zustandsklassen
51–75 %	drei ökologische Zustandsklassen
76–100 %	vier ökologische Zustandsklassen

Modul „Versalzung“

Der Salzgehalt stellt als Summe der im Wasser gelösten Ionen ein wesentliches Kriterium der Gewässerbeschaffenheit dar und bestimmt das Vorkommen von Gewässerorganismen entscheidend mit. Die Einleitung salzhaltiger Abwässer führt zu einer Veränderung des Lebensraumes, die durch Verarmung und Verfremdung der ursprünglich heimischen Biozönosen hin zu Brackwassergemeinschaften gekennzeichnet ist. Bei extrem hohen Salzgehalten stellt die Versalzung die gesellschaftsbestimmende Größe dar – saprobiell oder trophisch bedingte Degradationen werden überlagert und sind als solche anhand der Gesellschaftsstruktur nicht mehr zu erkennen (ZIEMANN 1970). Zum Nachweis unterschiedlicher Grade der Salzbelastung in limnischen Gewässern hat sich der Halobienindex bewährt, der auf der Einteilung der Arten nach ihrem Vorkommen in verschiedenen Salinitätsbereichen basiert (HOFMANN 1997, ZIEMANN 1971, 1999). Die Umsetzung in ein Bewertungsmodul folgt der Definition dieser Bereiche nach ZIEMANN (1999) und ist Tabelle 37 zu entnehmen.

Das Modul hat ausschließlich ergänzende Funktion zur Bewertung degradierter Gewässer mit mäßigem bis sehr schlechtem ökologischen Zustand und stellt im Vergleich ein wenig differenzierendes Kriterium dar (s. Tabelle 37), da die Typspezifität nicht berücksichtigt wird.

Tabelle 37 Diatomeenmodul „Versalzung“

Halobienindex	Abstufung um
≥ 15 und < 30	eine ökologische Zustandsklasse
≥ 30	zwei ökologische Zustandsklassen

Ermittlung des diatomeen-indizierten ökologischen Zustandes (DIÖZ_{Fließgewässer})

Die beiden Diatomeenmodule „Artenzusammensetzung und Abundanz“ sowie „Trophie-Index und Saprobienindex“ gehen bei der der Zuordnung einer Probestelle in eine ökologische Zustandsklasse nach EG-Wasserrahmenrichtlinie mittels Diatomeen gleichwertig in die Bewertung ein. Dazu müssen die Ergebnisse der beiden Berechnungen in eine einheitliche und damit vergleichbare Skala umgerechnet werden. Dies erfolgt anhand der folgenden Formeln (Gleichung 6, Gleichung 7 und Gleichung 8).

Gleichung 6 Umrechnung des Moduls „Abundanzsumme Referenzarten“ auf eine Skala von 0 bis 1

$$M_{ASR} = \frac{\sum_{i=1}^n tRA_i}{100}$$

M_{ASR} = Modul Abundanzsumme Referenzarten
 tRA = Abundanz der allgemeinen oder typspezifischen Referenzart i
 n = Gesamtzahl der in einer Probe vorhandenen typspezifischen und allgemeinen Referenzarten

Gleichung 7 Umrechnung des Moduls „Trophie-Index“ auf eine Skala von 0 bis 1

$$M_{TI} = 1 - (TI * 0,25)$$

M_{TI} = Modul Trophie-Index
 TI = berechneter Trophiewert

Gleichung 8 Umrechnung des Moduls „Saprobienindex“ auf eine Skala von 0 bis 1

$$M_{SI} = 1 - ((SI - 1) * 0,33)$$

M_{SI} = Modul Saprobienindex
 SI = berechneter Saprobiewert

Das Bewertungsverfahren stützt sich hauptsächlich auf zwei einander ergänzende Komponenten. Beide indizieren auf der Basis der Artenzusammensetzung und Abundanz, beruhen aber auf unterschiedlichen Prinzipien und setzen so andere Schwerpunkte in der Bewertung. Daher kann bei der Verschneidung der beiden Module nicht auf das Prinzip des „worst-case“, wie in der Wasserrahmenrichtlinie für die Biokomponenten untereinander gefordert, zurückgegriffen werden. Die umgerechneten Werte werden deshalb arithmetisch gemittelt (siehe auch ECOSTAT 2003).

4.3.2.2 Seen

Analog zur Bearbeitung der Fließgewässer wurden auch im Falle der Seen verschiedene Metrics auf ihre Eignung als Komponenten eines Bewertungsverfahrens hin überprüft, das die Degradation eines Gewässers anhand von Artenzusammensetzung und Abundanz quantifiziert. Erwartungsgemäß als nicht geeignet erwiesen sich auch bei den Seen die Kriterien Artenzahl und Diversität der Gesellschaften. So können sowohl bei sehr gutem ökologischen Zustand wie auch in unterschiedlich degradierten fließenden und stehenden Gewässern artenarme und artenreiche Gesellschaften angetroffen werden. Erst unter hoch saproben Bedingungen, die eine hohe Stufe der Degradation charakterisieren, nimmt die Artenzahl deutlich ab (z. B. FESEL 1984).

Die Umsetzung der Anforderung „Artenzusammensetzung und Abundanz“ durch einfache Ermittlung der Summenhäufigkeiten von Referenzarten hat sich in Fließgewässern als praktikabel erwiesen (siehe Kapitel „Modul „Artenzusammensetzung und Abundanz““, Seite 126). In Seen hingegen ist dieser Bewertungsansatz nicht geeignet. Die Ursache ist in den häufig anzutreffenden starken Dominanzen von Arten zu sehen, die sich innerhalb der Spanne des sehr guten bis mäßigen ökologischen Zustands uneingeschränkt vital zeigen. Zu nennen sind insbesondere die trophie-toleranten Sippenkomplexe von *Achnanthes minutissima* und *Cymbella microcephala*. Die Bewertung erfolgt stattdessen durch Kombination zweier Metrics, die den von der WRRL geforderten Kriterien „Artenzusammensetzung und Abundanz“ auf unterschiedliche Weise gerecht werden.

Modul „Trophie-Index“

Die entscheidende Bedeutung der Trophie für das Vorkommen und die Häufigkeiten von Diatomeen in Seenlitoralen hat sich anhand des Projekt-Datensatzes bestätigt. Abbildung 34 zeigt eine Korrespondenzanalyse aller untersuchten Seen, wobei die einzelnen Stellen jeweils mit der indizierten Trophie nach HOFMANN (1999) farblich belegt sind. Während die oligotrophen und mesotrophen Weichwasserseen isoliert stehen, wird bei den karbonatischen Seen der Wandel von Artenzusammensetzung und Abundanz durch den Trophie-Index hinreichend genau abgebildet. Wie die Korrespondenzanalyse der Seen der Alpen und Voralpen sowie des Norddeutschen Tieflandes deutlich macht, nehmen dabei die Unterschiede der Gesellschaftsstrukturen (Artenzusammensetzung und Abundanz) in den karbonatischen Seen mit steigender Trophie tendenziell zu (siehe Abbildung 35 und Abbildung 36). So sind die Ausformungen eutraphenter Gesellschaften diverser als die der oligotraphenten Gesellschaften, die sich in höherem Maße ähneln.

Die Bewertung erfolgt anhand des Trophie-Indexes von HOFMANN (1999), der sich durch eine hohe Auflösung oligotropher bis schwach eutropher Verhältnisse auszeichnet – also jenes Bereichs, der in den meisten Seentypen, den sehr guten, den guten und den mäßigen ökologischen Zustand einschließt. Eine Differenzierung des schlechten und sehr schlechten ökologischen Zustandes, der überwiegend mit hoch eutrophen bis polytrophen Bedingungen einhergeht, ist anhand des Trophie-Indexes nicht umzusetzen. Tabelle 38 gibt die typspezifische Zuordnung der Indexbereiche zu den ökologischen Zustandsklassen wieder. Diese basiert auf den im Datensatz vorhandenen besten Zu-

ständen einerseits (siehe Tabelle 10) und einer empirischen Definition der Klassenbreiten andererseits. Unsicherheiten ergeben sich lediglich im Falle der ungeschichteten Voralpenseen und der geschichteten Seen des Norddeutschen Tieflandes mit großem Einzugsgebiet, für die im Datensatz keine im sehr guten ökologischen Zustand befindlichen Stellen enthalten sind (vergleiche Kapitel „Alpen- und Alpenvorlandseen (Diatomeentyp 1)“, Seite 68).

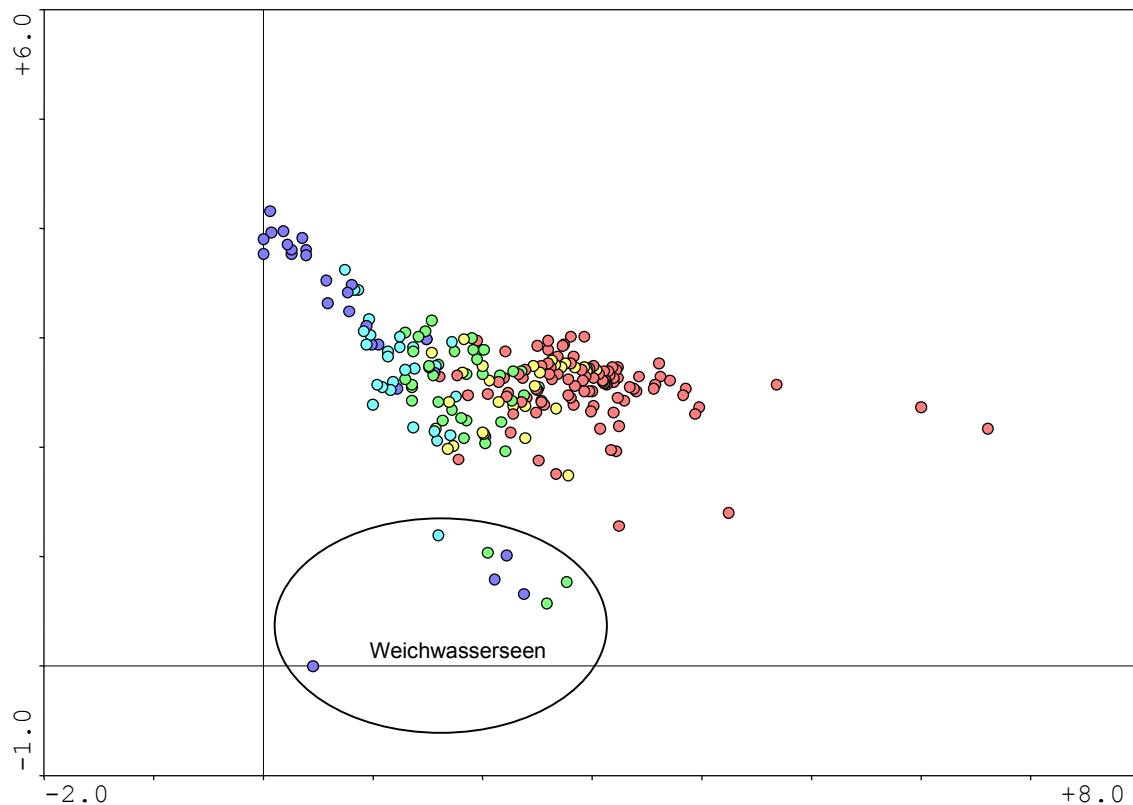


Abbildung 34 Korrespondenzanalyse (DCA) aller untersuchten Litoralstellen mit farblicher Belegung der indizierten Trophie

Trophie-Index nach HOFMANN (1999): blau = oligotroph, hellblau = oligo-mesotroph, grün = mesotroph, gelb = meso-eutroph, rot = eutroph

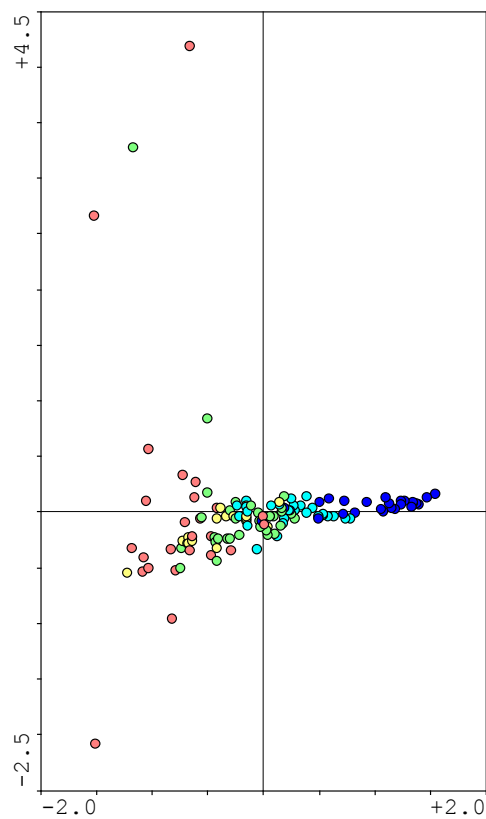


Abbildung 35 Korrespondenzanalyse (CA) der Litoralstellen in Seen der Alpen- und Voralpen mit farblicher Belegung der indizierten Trophie

Trophie-Index nach HOFMANN (1999): blau = oligotroph, hellblau = oligo-mesotroph, grün = mesotroph, gelb = meso-eutroph, rot = eutroph

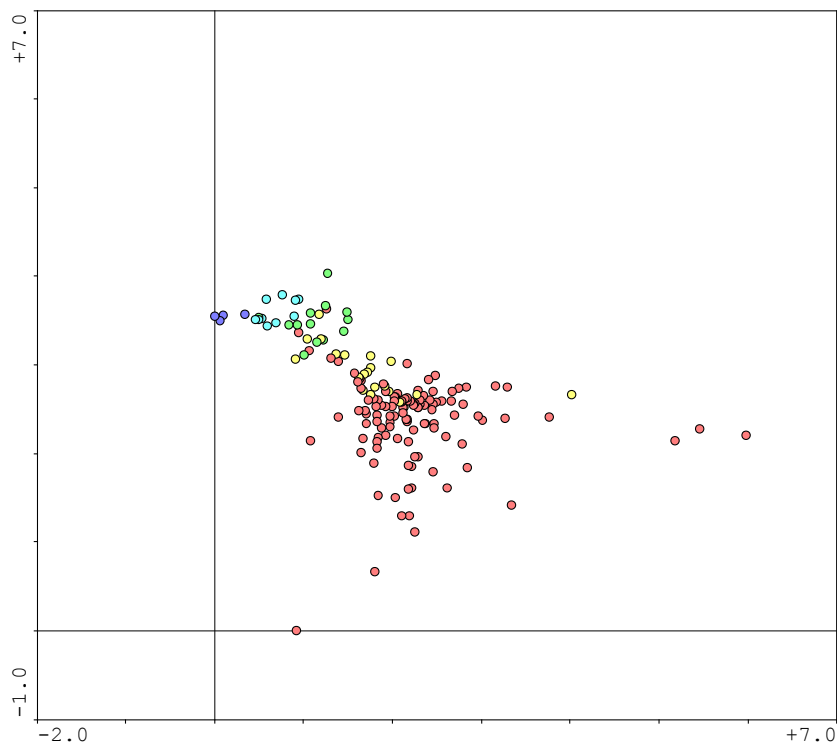


Abbildung 36 Korrespondenzanalyse (DCA) der Litoralstellen in Seen des Norddeutschen Tieflandes mit farblicher Belegung der indizierten Trophie

Trophie-Index nach HOFMANN (1999): blau = oligotroph, hellblau = oligo-mesotroph, grün = mesotroph, gelb = meso-eutroph, rot = eutroph

Tabelle 38 Zuordnung des Trophie-Indexes zu den ökologischen Zustandsklassen

Diatomeentyp	1	2	3	4
Geomorphologischer Typ	1–4	9	10 und 13	11
Sehr guter ökologischer Zustand	1,00–1,99	1,00–1,99	1,00–2,49	1,00–2,99
Guter ökologischer Zustand	2,00–2,99	2,00–2,99	2,50–3,99	3,00–3,99
Mäßiger ökologischer Zustand	3,00–3,99	3,00–3,99	4,00–4,49	4,00–4,49
Unbefriedigender und schlechter ökologischer Zustand	4,00–5,00	4,00–5,00	4,50–5,00	4,50–5,00

Modul „Referenzartenquotient“

Zur Beschreibung und Rekonstruktion von Referenzzönosen kann die Auswertung historischer Proben beitragen (siehe Kapitel „Entwicklung einer biozönotischen Diatomeen-Typologie für Seen“, Seite 66). In einer Recherche des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft wurden in verschiedenen Sammlungen vorhandene Proben bayerischer Seen gesichtet und ausgewertet. Diese Proben weisen darauf hin, dass in heute noch oligotrophen Seen, die sich in einem sehr guten ökologischen Zustand befinden, die Zahl oligotropher Arten deutlich abgenommen hat. Die Summenhäufigkeiten der Referenzarten bleibt jedoch in etwa konstant. – Eine Tatsache, die bei der Trophieindikation nicht zum Ausdruck kommt. So sind in den historischen Proben, die überwiegend aus dem ersten Drittel des 20. Jahrhunderts stammen, zahlreiche oligotrophente, in der Roten Liste (LANGE-BERTALOT 1996) als gefährdet ausgewiesene Arten mit geringen bis mäßig hohen Häufigkeiten vertreten, die heute nicht mehr oder nur noch in Einzelfunden nachzuweisen sind. Dies macht den Unterschied zwischen dem sehr guten ökologischen Zustand, der eine Bandbreite darstellt, einerseits und dem Referenzzustand im Sinne der potentiell besten ökologischen Qualität andererseits deutlich. Der Trophie-Index zielt auf die Quantifizierung der stofflichen Belastung und ihrer Folgen. Anhand ihres typspezifischen Vorkommens bei unterschiedlichen ökologischen Zuständen wurden daher vier ökologische Artengruppen definiert:

In den **Artengruppen A und B** sind jene Arten zusammengefasst, die in ihrem Vorkommen weitgehend auf den sehr guten ökologischen Zustand beschränkt sind. Die beiden Artengruppen umfassen damit die Referenzarten im engeren Sinne, wobei die Artengruppe A die Referenzarten der Weichwasserseen enthält, wohingegen die Arten der Gruppe B den sehr guten ökologischen Zustand in karbonatischen Seen wiedergeben (siehe Tabelle 40 und Tabelle 41). In beiden Artengruppen sind zum einen Arten enthalten, die im Rahmen der Erhebungen nachgewiesen wurden und die anhand ihres Vorkommens im Projekt-Datensatz und/oder ihrer bekannten Autökologie zweifelsfrei zugeordnet werden konnten. Zum anderen wurden im Falle der süddeutschen Seen und der Eifelmaare die Listen um weitere Arten mit hinreichend bekannter Autökologie ergänzt, die in den untersuchten Seen im Rahmen vergangener Untersuchungen registriert wurden. Dabei handelt es sich sowohl um behördliche Erhebungen des vergangenen Jahrzehnts als auch um wissenschaftliche Studien, die bis in die 1950er Jahre zurückdatieren (z. B. HOFMANN 1994, HUSTEDT 1953, 1954, LANGE-BERTALOT & METZELTIN 1996). Zusätzlich wurden die in historischen Proben von Projekt-Seen nachgewiesenen Arten ergänzt. In einem letzten Schritt wurden

Arten aufgenommen, die anhand autökologischer Literatur und eigenen Kenntnissen den Gruppen zugeordnet werden können und deren Vorkommen in den entsprechenden biozönotischen Typen zu erwarten ist. Diese Vorgehensweise gewährleistet eine breite Basis bei der zukünftigen Anwendung des Bewertungssystems. Insbesondere sind auf diese Weise auch jene Arten berücksichtigt, die in den heutigen Lebensgemeinschaften nur noch sehr selten und zudem nur mit geringen Individuenzahlen zu finden sind. Die Artengruppen A und B stellen in offener Form „Artenpools“ zur zukünftigen Erweiterung der typspezifischen Referenzarten-Inventare im Zuge der Erhöhung der Zahl von Referenzgewässern zur Verfügung. Die überwiegende Zahl der Arten weist eine eindeutige geochemische Präferenz auf und lässt sich entweder dem silikatischen (Artengruppe A) oder dem karbonatischen Referenzarten-Inventar (Artengruppe B) zuordnen. Eine geringe Zahl Arten verhält sich tolerant gegenüber dem Kalkgehalt und ist in beiden Gruppen zu finden. In Tabelle 42 sind jene Arten aufgeführt, die aufgrund mangelnder Literaturdaten zur geochemischen Präferenz bislang nicht eindeutig zuzuordnen sind. Bis zur genaueren Kenntnis der Verbreitung werden sie als Bestandteil beider ökologischen Gruppen geführt.

Während es sich bei den Arten der Kategorie A und B nahezu ausschließlich um oligotraphente und oligo-mesotraphente Diatomeen handelt, enthält die **Artengruppe C** Arten mit Präferenz höherer Trophiegrade, die im biozönotischen Typ 4 bei mesotrophem bis stark mesotrophem Grundzustand in hoher Zahl vertreten sein können (siehe Tabelle 43). Im Vergleich zu den Arten der Gruppe A und B weisen diese eine deutlich höhere Toleranz gegenüber Degradationserscheinungen auf und sind auch im guten, teilweise im mäßigen ökologischen Zustand individuenreich anzutreffen.

In der **Artengruppe D** sind Arten vereinigt, die einen eutrophen, teilweise sogar saprotrophen Charakter aufweisen und in allen biozönotischen Seentypen als Indikatoren von Degradation gelten dürfen (siehe Tabelle 44).

Die Ermittlung des Referenzartenquotienten (RAQ) erfolgt durch eine typspezifische Verrechnung der ökologischen Gruppen, wobei nur die Artenzahlen, nicht aber die Häufigkeiten der präsenten Arten berücksichtigt werden (siehe Gleichung 9, Gleichung 10 und Gleichung 11). Die Definition der Klassenbreite des sehr guten ökologischen Zustands basiert auf der Varianz der Referenzgesellschaften im Projekt-Datensatz. Die Zuordnung der Werte zum guten bis sehr schlechten ökologischen Zustand erfolgte in Anlehnung an die Vorgaben der WRRL-Definition, die das Ausmaß der Degradation in Form der Abweichung vom Referenzzustand verbal definiert (siehe Tabelle 39). Analog zum Modul „Trophie-Index“ ist eine Differenzierung des schlechten bis sehr schlechten ökologischen Zustands auf der Basis der vorliegenden Daten nicht zu leisten.

Gleichung 9 Berechnung des Referenzartenquotienten (RAQ) für den biozönotischen Typ 1 und 3

$$RAQ_{Typ1und3} = \frac{Artenzahl\ B - (Artenzahl\ C + Artenzahl\ D)}{Artenzahl\ B + Artenzahl\ C + Artenzahl\ D}$$

Gleichung 10 Berechnung des Referenzartenquotienten (RAQ) für den biozönotischen Typ 2

$$RAQ_{Typ\,2} = \frac{Artenzahl\,A - (Artenzahl\,C + Artenzahl\,D)}{Artenzahl\,A + Artenzahl\,C + Artenzahl\,D}$$

Gleichung 11 Berechnung des Referenzartenquotienten (RAQ) für den biozönotischen Typ 4

$$RAQ_{Typ\,4} = \frac{(Artenzahl\,B + Artenzahl\,C) - Artenzahl\,D}{Artenzahl\,B + Artenzahl\,C + Artenzahl\,D}$$

Tabelle 39 Klassenbreiten des Referenzartenquotienten (RAQ) in den biozönotischen Seentypen

Biozönotischer Typ	1	2	3	4
sehr guter ökologischer Zustand	1,00 bis 0,80	1,00 bis 0,80	1,00 bis 0,50	1,00 bis 0,50
guter ökologischer Zustand	0,79 bis 0,20	0,79 bis 0,20	0,49 bis -0,50	0,49 bis 0
mäßiger ökologischer Zustand	0,19 bis -0,30	0,19 bis -0,30	-0,51 bis -0,99	-0,01 bis -0,50
unbefriedigender und schlechter ökologischer Zustand	-0,29 bis -1,00	-0,29 bis -1,00	-1,00	-0,51 bis -1,00

Tabelle 40 Artengruppe A

Achnanthes altaica	Cymbella stauroneiformis	Navicula ignota var. palustris
Achnanthes carissima	Cymbella subaequalis	Navicula jaagii
Achnanthes chlidanos	Diatoma hyemalis	Navicula krasskei
Achnanthes daonensis	Diatoma mesodon	Navicula laevis
Achnanthes dau	Diatomella balfouriana	Navicula lapidosa
Achnanthes didyma	Diploneis petersenii	Navicula leptostriata
Achnanthes distincta	Eunotia diodon	Navicula levanderii
Achnanthes flexella	Eunotia faba	Navicula maceria
Achnanthes flexella var. alpestris	Eunotia fallax	Navicula mediocris
Achnanthes helvetica	Eunotia flexuosa	Navicula minuscula
Achnanthes impexiformis	Eunotia glacialis	Navicula notha
Achnanthes kranzii	Eunotia hexaglyphis	Navicula porifera var. opportuna
Achnanthes kuelbsii	Eunotia implicata	Navicula pseudobryophila
Achnanthes lacus-vulcani	Eunotia incisa	Navicula pseudoscutiformis
Achnanthes laevis	Eunotia naegeli	Navicula pseudosilicula
Achnanthes lapidosa	Eunotia nymanniana	Navicula pusio
Achnanthes laterostrata	Eunotia paludosa	Navicula rotunda
Achnanthes levanderi	Eunotia pectinalis	Navicula schmassmannii
Achnanthes marginulata	Eunotia praerupta	Navicula soehrensii
Achnanthes microscopica	Eunotia praerupta var. bigibba	Navicula soehrensii var. hassiaca
Achnanthes nodosa	Eunotia rhomboidea	Navicula soehrensii var. muscicola
Achnanthes oblongella	Eunotia serra	Navicula submolesta
Achnanthes peragalli	Eunotia serra var. diadema	Navicula subtilissima
Achnanthes pseudoswazi	Eunotia serra var. tetraodon	Navicula suchlandtii
Achnanthes pusilla	Eunotia spp. ¹	Navicula tridentula
Achnanthes rehtensis	Eunotia tenella	Navicula variostrata
Achnanthes rossii	Fragilaria acidobiontica	Navicula ventraloconfusa
Achnanthes silvahercynia	Fragilaria constricta	Neidium affine
Achnanthes subatomoides	Fragilaria exigua	Neidium alpinum
Achnanthes subexigua	Fragilaria nanana	Neidium ampliolum
Achnanthes suchlandtii	Fragilaria tenera	Neidium bisulcatum
Achnanthes ventralis	Fragilaria virescens	Neidium carterii
Amphora fogediana	Frustulia rhomboides	Neidium densestriatum
Amphora inariensis	Frustulia rhomboides var. crassinervia	Neidium iridis
Asterionella ralfsii	Frustulia rhomboides var. saxonica	Neidium ladogensis
Brachysira brebissonii	Frustulia rhomboides var. viridula	Neidium productum
Brachysira follis	Gomphonema amoenum	Neidium septentrionale
Brachysira garrensis	Gomphonema auritum	Nitzschia alpina
Brachysira neoexilis	Gomphonema bohemicum	Nitzschia alpinobacillum
Brachysira procera	Gomphonema hebridense	Nitzschia bryophila
Brachysira serians	Gomphonema lagerheimii	Nitzschia garrensis
Brachysira styriaca	Gomphonema olivaceum var. minutissimum	Nitzschia hamburgiensis
Brachysira wygaschii	Gomphonema olivaceum var. olivaceoides	Nitzschia paleaformis
Brachysira zellensis	Gomphonema productum	Peronia fibula
Caloneis aerophila	Gomphonema pseudotenellum	Pinnularia microstauron
Caloneis lauta	Gomphonema subtile	Pinnularia polyonca
Caloneis undulata	Navicula absoluta	Pinnularia silvatica
Cymbella amphioxys	Navicula adversa	Pinnularia spp. ²
Cymbella angustata	Navicula angusta	Pinnularia subcapitata
Cymbella elginensis	Navicula brockmannii	Pinnularia subcapitata var. hilseana
Cymbella cesatii	Navicula cocconeiformis	Rhopalodia rupestris
Cymbella descripta	Navicula concentrica	Stauroneis anceps
Cymbella falaisensis	Navicula declivis	Stauroneis nobilis
Cymbella gaeummannii	Navicula detenta	Stauroneis undata
Cymbella gracilis	Navicula digitulus	Stenopterobia curvula
Cymbella hebridica	Navicula disjuncta	Stenopterobia delicatissima
Cymbella lapponica	Navicula exilis	Stenopterobia densestriata
Cymbella mesiana	Navicula festiva	Surirella barrowcliffii
Cymbella microcephala	Navicula gallica var. perpusilla	Surirella linearis
Cymbella minuta	Navicula heimansioides	Surirella roba
Cymbella norvegica	Navicula hoeferi	Surirella robusta
Cymbella perpusilla		Tabellaria binalis
Cymbella rupicola		Tabellaria ventricosa

¹ außer *Eunotia arcubus*, *E. bilunaris*, *E. formica*, *E. minor*

² die Zuordnung als Referenzart muss artspezifisch anhand autökologischer Literaturdaten überprüft werden

Tabelle 41 Artengruppe B

Achnanthes delicatula ssp. hauckiana	Fragilaria capucina var. austriaca
Achnanthes flexella	Fragilaria delicatissima
Achnanthes flexella var. alpestris	Fragilaria incognita
Achnanthes minutissima var. gracillima	Fragilaria nanana
Achnanthes minutissima var. scotica	Fragilaria tenera
Achnanthes petersenii	Gomphonema angustum
Achnanthes rosenstockii	Gomphonema auritum
Achnanthes trinodis	Gomphonema bavaricum
Amphora inariensis	Gomphonema dichotomum
Amphora thumensis	Gomphonema helveticum
Amphora veneta var. capitata	Gomphonema lateripunctatum
Brachysira calcicola	Gomphonema occultum
Brachysira hofmanniae	Gomphonema olivaceum var. olivaceoides ¹
Brachysira liliana	Gomphonema procerum
Brachysira neoexilis	Gomphonema stauroneiforme
Brachysira styriaca	Gomphonema subtile
Brachysira vitrea	Gomphonema tenue
Brachysira zellensis	Gomphonema vibrio
Caloneis alpestris	Mastogloia grevillei
Caloneis bottnica	Mastogloia smithii var. lacustris
Caloneis latiuscula	Navicula absoluta
Caloneis obtusa	Navicula aquaedurae
Caloneis schumanniana	Navicula cataractarheni
Caloneis tenuis	Navicula cocconeiformis
Cymbella affinis ¹ nach HOFMANN (1994)	Navicula concentrica
Cymbella alpina	Navicula dealpina
Cymbella amphicephala	Navicula densilineolata
Cymbella ancyli	Navicula diluviana
Cymbella austriaca (incl. var. erdoebenyana)	Navicula gottlandica
Cymbella cesatii	Navicula jaagii
Cymbella cymbiformis	Navicula jaernefeltii
Cymbella delicatula	Navicula laevis
Cymbella descripta	Navicula laticeps
Cymbella falaisensis	Navicula leistikowii
Cymbella helvetica	Navicula lenzii
Cymbella hustedtii	Navicula mediocostata
Cymbella hybrida	Navicula oligotraphenta
Cymbella laevis	Navicula praeterita
Cymbella lapponica	Navicula pseudoscutiformis
Cymbella microcephala	Navicula pseudotuscula
Cymbella minuta	Navicula schadei
Cymbella proxima	Navicula stankovicii
Cymbella schimanskii	Navicula stroemii
Cymbella simonsenii	Navicula subalpina
Cymbella similis	Navicula tuscula
Cymbella subaequalis	Navicula vulpina
Cymbella tumidula	Navicula wildii
Cymbella tumidula var. lancettula	Neidium affine
Denticula kuetzingii	Neidium ampliatus
Denticula tenuis	Nitzschia alpinobacillum
Diatoma mesodon	Nitzschia bacilliformis
Diploneis elliptica	Nitzschia diversa
Diploneis modica	Nitzschia fibulafissa
Diploneis oblongella	Nitzschia gessneri
Diploneis ovalis	Nitzschia gisela
Epithemia goeppertiana	Nitzschia radicularia
Epithemia smithii	Nitzschia regula
Eunotia arcubus	Rhopalodia gibba var. parallela
Fragilaria capucina var. amphicephala	

¹ die genaue systematische Stellung zu *G. olivaceum* var. *minutissimum* bleibt zu klären

Tabelle 42 Artengruppe AB

Achnanthes calcar	Cymbella obscura
Achnanthes joursacense	Cymbella paucistriata
Achnanthes kryophila	Cymbella reinhardtii
Achnanthes laterostrata	Diploneis alpina
Achnanthes lutheri	Entomoneis ornata
Achnanthes minutissima var. scotica	Gomphonema acutiusculum
Achnanthes petersenii	Gomphonema dichotomum
Caloneis latiuscula	Gomphonema ventricosum
Caloneis obtusa	Surirella bifrons
Cymbella amphicephala	Surirella spiralis
Cymbella brehmii	Surirella tenera
Cymbella incerta	Surirella turgida
Cymbella naviculacea	

Tabelle 43 Artengruppe C

Achnanthes catenata	Navicula constans
Achnanthes clevei	Navicula decussis
Achnanthes exigua	Navicula elginensis
Achnanthes holsatica	Navicula joubaudii
Achnanthes minuscula	Navicula menisculus var. grunowii
Achnanthes minutissima var. affinis	Navicula oppugnata
Achnanthes ziegleri	Navicula placentula
Amphora ovalis	Navicula pseudanglica
Caloneis bacillum	Navicula reichardtiana
Cocconeis neothumensis	Navicula reichardtiana var. crassa
Cymbella affinis 2 nach HOFMANN (1994)	Navicula reinhardtii
Cymbella helvetica var. compacta	Navicula trophicatrix
Fargilaria capucina var. mesolepta	Navicula tuscula f. minor
Fragilaria perminuta-Sippen	Navicula subrotundata
Fragilaria parasitica	Navicula utermoehtlii
Gomphonema olivaceum	Neidium binodis
Gomphonema pumilum	Nitzschia angustatula
Gomphonema tergestinum	Nitzschia sinuata var. delognei
Meridion circulare	Nitzschia valdestriata
Navicula bacillum	Stauroneis kriergerii
Navicula clementis	Stauroneis smithii

Tabelle 44 Artengruppe D

Achnanthes bahusiensis	Navicula gregaria
Achnanthes delicatula	Navicula halophila
Achnanthes delicatula ssp. engelbrechtii	Navicula hustedtii
Achnanthes hungarica	Navicula integra
Achnanthes lauenburgiana	Navicula lanceolata
Achnanthes ploenensis	Navicula libonensis
Anomoeoneis sphaerophora	Navicula minuscula var. muralis
Caloneis amphisbaena	Navicula minusculoides
Cocconeis pediculus	Navicula molestiformis
Cymatopleura solea	Navicula monoculata
Cymbella prostrata	Navicula protracta
Cymbella reichardtii	Navicula pygmaea
Cymbella tumida	Navicula recens
Diatoma moniliformis (ellipt./ovale Sippen)	Navicula rhynchotella
Diatoma problematica	Navicula saprophila
Diatoma vulgaris	Navicula schoenfeldii
Fragilaria capucina var. capucina	Navicula schroeterii
Fragilaria capucina var. vaucheriae	Navicula scutelloides
Fragilaria famelica	Navicula seminulum
Fragilaria fasciculata	Navicula slesvicensis
Fragilaria pulchella	Navicula splendicula
Frustulia vulgaris	Navicula sublucidula
Gomphonema augur	Navicula subminuscula
Gomphonema minutum	Navicula tripunctata
Gomphonema olivaceum var. olivaceolacuum	Navicula trivialis
Gomphonema pseudoaugur	Navicula veneta
Gyrosigma acuminatum	Navicula viridula-Sippen
Gyrosigma nodiferum	Nitzschia acicularis
Navicula accomoda	Nitzschia acula
Navicula arvensis var. maior	Nitzschia amphibia
Navicula atomus	Nitzschia calida
Navicula atomus var. perinitis	Nitzschia capitellata
Navicula canoris	Nitzschia clausii
Navicula capitata	Nitzschia communis
Navicula capitatoradiata	Nitzschia constricta
Navicula cari	Nitzschia debilis
Navicula cincta	Nitzschia dissipata
Navicula citrus	Nitzschia dravaiensis
Navicula cryptocephala	Nitzschia filiformis
Navicula cryptofallax	Nitzschia fonticola
Navicula cuspidata	Nitzschia fossilis
Navicula erifuga	Nitzschia frustulum
Navicula gastrum	Nitzschia heufleriana
Navicula goeppertiana	Nitzschia hungarica
Nitzschia inconspicua	Nitzschia subacicularis
Nitzschia intermedia	Nitzschia supralitorea
Nitzschia levidensis	Nitzschia tryblionella
Nitzschia levidensis var. salinarum	Nitzschia umbonata
Nitzschia liebetruthii	Nitzschia vermicularis
Nitzschia linearis-Sippen	Nitzschia wuellerstorffii
Nitzschia microcephala	Pinnularia gibba
Nitzschia palea	Rhoicosphenia abbreviata
Nitzschia paleacea	Rhopalodia gibba
Nitzschia pusilla	Simonsenia delognei
Nitzschia sigmoidea	Surirella brebissonii
Nitzschia sociabilis	Surirella minuta
Nitzschia solita	

Ermittlung des diatomeen-indizierten ökologischen Zustandes (DIÖZ_{Seen})

Die beiden Bewertungsmodule „Trophie-Index“ (TI) und „Referenzartenquotient“ (RAQ) gehen für die Zuordnung einer Probestelle in eine ökologische Zustandsklasse gleich gewichtet in die Bewertung ein. Dazu müssen die Ergebnisse der beiden Berechnungen in eine einheitliche und damit vergleichbare Skala umgerechnet werden. Dies erfolgt anhand der nachfolgenden Formeln (Gleichung 12 und Gleichung 13).

Gleichung 12 Umrechnung des Moduls Trophie-Index nach HOFMANN 1994 M_{TI} auf eine Skala von 0 bis 1.

$$M_{TI} = 1 - ((TI - 1) * 0,25)$$

M_{TI} = Modul Trophie-Index
TI = berechneter Trophie-Index

Gleichung 13 Umrechnung des Moduls Referenzartenquotient M_{RAQ} auf eine Skala von 0 bis 1.

$$M_{RAQ} = (RAQ + 1) * 0,5$$

M_{RAQ} = Modul Referenzartenquotient
RAQ = berechneter Referenzartenquotient

Das Bewertungsverfahren stützt sich auf zwei einander ergänzende Komponenten. Beide indizieren auf Grund der Artenzusammensetzungen und bringen ähnliche Ergebnisse hervor. Die Anwendungen beruhen aber auf unterschiedlichen Prinzipien und setzen so andere Schwerpunkte in der Bewertung. Daher kann bei der Verschneidung der beiden Module nicht auf das Prinzip des „worst-case“, wie in der Wasserrahmenrichtlinie für die Biokomponenten untereinander gefordert, zurückgegriffen werden. Die umgerechneten Werte werden deshalb arithmetisch gemittelt.

Da im vorliegenden Datensatz Degradationen durch Versauerung und anthropogene Versalzung nicht enthalten sind, d. h. versauerte Gewässer aus Kapazitätsgründen bereits bei der Planung des Vorhabens ausgeschlossen wurden, konnte für diese Formen der Degradation kein Verfahren bzw. Modul analog zur Fließgewässerbewertung entwickelt werden. Nicht bewertbar sind derzeit die ungeschichteten Seen des Norddeutschen Tieflandes mit einer Wasserverweilzeit unter 30 Tagen, die im Datensatz nur durch zwei Gewässer vertreten sind. Letzteres gilt auch für die karbonatischen Seen der Mittelgebirge, die aufgrund der hohen Ähnlichkeiten der Gesellschaften vorläufig dem biozönotischen Diatomeentyp 1 zugeordnet werden.

4.3.3 Phytobenthos

Das Modul Phytobenthos ohne Diatomeen ist ein Bestandteil der Bewertung mit der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie. Eine Bewertung kann zwar auch ausschließlich mit dem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen vorgenommen werden, dies entspricht aber nicht den Vorgaben der WRRL und kann somit auch nicht als „Bewertung nach WRRL“ bezeichnet werden.

Soll die Degradation eines Gewässers anhand der Phytobenthosvegetation ohne Diatomeen beurteilt werden, kann der Bewertungsindex berechnet werden. Die Interpretation der Ergebnisse kann anhand der Tabellen „Bewertung mit dem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen und zugleich ungesichertem Modul Makrophyten“ vorgenommen werden. Allerdings muss dann die relativ hohe Ungenauigkeit des Systems „Phytobenthos ohne Diatomeen“ berücksichtigt werden.

4.3.3.1 Entwicklung eines typbezogenen Bewertungsverfahrens

Vorgehensweise

Für die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens nach den Vorgaben der WRRL, müssen die charakteristischen Ausprägungen der Algengemeinschaften in den verschiedenen Fließgewässertypen berücksichtigt werden. Da außer im sikikatischen Mittelgebirge Korrelationen der Artenverteilung mit den gemessenen Chemiewerten und auch vegetationsökologische Tabellenarbeit z. T. zu nur unbefriedigenden Ergebnissen führten, wurden Arten zu ökologischen Gruppen zusammengefasst.

Die Grundlage dafür stellten die im Projekt erarbeiteten Angaben zur Verbreitung und Autökologie der Arten dar. Zusätzliche Erkenntnisse über das Vorkommen der Arten wurden aus weiteren CAs gewonnen, die in den folgenden Kapiteln im einzelnen dargestellt werden. Es wurden vier Kategorien aufgestellt: A, B, C und D. Die Kategorien fassen jeweils solche Taxa zusammen, die für eine Indikation des ökologischen Zustandes eine vergleichbare Aussagekraft haben.

Artengruppe A:	sensible Arten, charakteristisch für bestimmte Fließgewässertypen
Artengruppe B:	weniger sensible Arten, Vorkommen nicht so eng begrenzt wie unter A
Artengruppe C:	typunspezifische Störungszeiger (Eutrophierung bzw. einen mäßigen bis unbefriedigenden Zustand anzeigend)
Artengruppe D:	typunspezifische Störungszeiger (sehr starke Eutrophierung, unbefriedigenden bis schlechten Zustand anzeigend)

In diese Kategorien wurden bisher nur die Arten eingestuft, die im Rahmen des Projektes nachgewiesen werden konnten. Auch die Einstufung beruht hauptsächlich auf den hier erhobenen Daten, wobei sowohl die Verteilung der Arten über das Spektrum der gemessenen Chemiewerte als auch die Anordnung der Arten in den Abbildungen der Korrespondenzanalysen für die Einstufung der Taxa genutzt wurden. Angaben aus der Literatur wurden ergänzend herangezogen. Es ist jedoch sehr wahrscheinlich, dass in nachfolgenden Untersuchungen weitere Taxa gefunden werden, für die zu prüfen sein wird, in welche Bewertungskategorie sie einsortiert werden sollen. Zu den Arten, die bei weiteren Untersuchungen hoffentlich zu finden sein werden und von denen angenommen werden kann, dass sie für eine Indikation nutzbare Aussagen ermöglichen, gehören z. B. weitere Arten der Gattung *Batrachospermum* (z. B. *B. virgatum*) sowie weitere Taxa, die in SCHMEDTJE et al. (1998) aufgeführt sind. Die Sicherheit der Bewertung würde sich erhöhen, wenn in Zukunft weitere Arten in die Kategorien eingestuft und für die Bewertung herangezogen werden können.

Insgesamt konnten bis jetzt 84 Taxa aus neun Klassen des Phytobenthos (exkl. Diatomeen) in die Bewertungskategorien eingestuft werden (Tabelle 45, für eine ausführliche Auflistung aller Arten siehe Tabelle 48). Auf eine Einstufung von Gattungen wurde weitestgehend verzichtet. Die Gattungen sind nur in seltenen Fällen für eine Bewertung sinnvoll zu nutzen. 13 Gattungen wurden in das Bewertungsverfahren aufgenommen. Dies betrifft vor allem die Fälle, bei denen eine Artbestimmung nur über Merkmale erreicht werden kann, die lediglich in bestimmten Lebensphasen auftreten (Reproduktionsorgane bei *Vaucheria* spec. und *Oedogonium* spec.) oder die nur unter bestimmten Umständen erkannt werden können (Anordnung der basalen Zellen bei *Stigeoclonium* spec.).

Unter den Nostocophyceae finden sich relativ viele gut eingestufte Arten. Dies widerspricht vielleicht der allgemeinen Erwartung. Auch HILL et al. (2000) postulierten bei der Entwicklung des multimetrischen Index PIBI („periphyton index of biotic integrity“), dass die Abundanz der Cyanobakterien mit der Beeinträchtigung der Probestellen ansteigen müsste. Jedoch fanden sie keine Korrelation dieses Metric zu den in ihrer Studie erfassten Parametern der Wasserqualität. Stattdessen ergab sich eine negative Korrelation zum Anteil der Landwirtschaft in Fließgewässernähe, es wurden also mehr Nostocophyceae an weniger beeinflussten Stellen gefunden. Auch ROTT et al. (1999) konnten einen Schwerpunkt der chroococcalen Blaualgentaxa im oligo- bis mesotrophen Bereich feststellen, sehen aber den Verbreitungsschwerpunkt der Oscillatoriales im eu- bis polytrophen Bereich. Im Widerspruch dazu steht die hier vorgenommene gute Beurteilung der Arten *Oscillatoria limosa* und *Phormidium autumnale*. Die Einstufung dieser Taxa fußt auf den im Rahmen des Projektes erhobenen Daten und den sich daraus ergebenden Auswertungen:

Die in die Kategorien C und D eingestuften Arten sind in ihrem Vorkommen nicht begrenzt auf stark belastete Stellen. Sie weisen in der Regel ein relativ weites Spektrum ihres Vorkommens auf und sind in geringen Mengen oft auch an „guten“ Standorten zu finden. Daher sind diese Arten nicht prinzipiell, sondern erst ab einer höheren Abundanz als Störzeiger zu betrachten. Diesem Umstand wird bei der Berechnung des Index Rechnung getragen: Da hier die Abundanzen der Arten miteinander verrechnet werden, haben geringe Mengen von *Cladophora glomerata* oder *Stigeoclonium* spec. keinen großen Einfluss auf den berechneten Index, so lange an den Standorten

auch gut eingestufte Arten zu finden sind. Erst bei einem massenhaftem Vorkommen bewirken sie eine deutliche Verringerung des Indexwertes und daraus folgend eine schlechte Beurteilung der Probestelle.

Von den 84 eingestuften Taxa kamen 29 in allen drei Fließgewässergruppen vor. Die meisten Taxa jedoch weisen eine gewisse Charakteristik bezüglich ihres Vorkommens auf. Zwölf Taxa wurden ausschließlich an Probestellen der Fließgewässergruppe „MG_Silikat“ gefunden. Acht Taxa wurden ausschließlich an Probestellen der Fließgewässergruppe „Karbonat“ nachgewiesen. 30 Taxa konnten sowohl im „MG_Silikat“ als auch im „Karbonat“ gefunden werden, fehlen aber an den Probestellen der Gruppe „NT_Org“. Dies mag einerseits bedingt sein durch die geringere Anzahl von untersuchten Probestellen, andererseits stellt die Fließgewässergruppe „NT_Org“ eindeutig einen besonderen Typ dar. Als charakteristische Art, die nur im „NT_Org“ auftrat, ist im Augenblick lediglich *Batrachospermum helminthosum* zu nennen. Weitere Untersuchungen in dieser Fließgewässergruppe sind sicher lohnenswert.

Theoretisch kann eine Art in den verschiedenen Fließgewässergruppen unterschiedlich eingestuft werden. Dabei wurde allerdings darauf geachtet, dass die Taxa prinzipiell als Indikatoren für einen guten Zustand (Kategorien A und B) bzw. für einen schlechten Zustand (Kategorien C und D) aufzufassen sind. Dementsprechend ist eine unterschiedliche Einstufung in die Kategorien A und B bzw. C und D, abhängig vom Fließgewässertyp, durchaus möglich, während ein Wechsel zwischen den Kategorien A/B und C/D nur in Ausnahmefällen erfolgen sollte. Dafür gibt es in der vorliegenden Form des Bewertungsverfahrens zwei Beispiele: Die Charophyceae *Closterium rostratum* ist als charakteristischer Säurezeiger in den beiden Fließgewässergruppen „MG_Silikat“ und „NT_Org“ in die Kategorie A gefasst, jedoch für die Fließgewässergruppe „Karbonat“ in die Bewertungskategorie C eingestuft worden. Dagegen wurde die kalkfällende Nostocophyceae *Phormidium incrustatum* als typische Art für die Stellen in der Fließgewässergruppe „Karbonat“ dort in die Kategorie B aufgenommen, während ihr Vorkommen in der Fließgewässergruppe „MG_Silikat“ untypisch wäre (Bewertungskategorie C).

Tabelle 45 Verteilung der eingestuften Taxa über die Klassen

System	Anzahl Taxa	A oder B	C oder D
Nostocophyceae	28	23	6
Bangiophyceae	1	1	-
Florideophyceae	11	11	-
Fucophyceae	1	1	-
Chrysophyceae	1	1	-
Tribophyceae	5	3	2
Chlorophyceae	10	8	2
Ulvophyceae	8	1	7
Charophyceae	19	11	9
Gesamt	84	60	26

Ausgehend von dieser Einstufung der Arten in die vier genannten Kategorien kann nun eine Bewertung vorgenommen werden. Dazu wurde eine Formel entwickelt, bei der das Vorkommen und die Abundanzen der unter A und B eingestuften Arten positiv, das Vorkommen und die Abundanzen von unter C und D eingestuften Arten dagegen negativ gewertet werden. Dabei werden die Abundanzen der unter B und C eingestuften Arten nur zu 50 % gezählt, um der schwächeren Aussagekraft dieser weiter verbreiteten Arten gerecht zu werden. Dieser sogenannte Bewertungsindex lässt sich über folgende Formel (Gleichung 14) darstellen.

Gleichung 14 Berechnung des Bewertungsindex (BI)

$$BI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^{n_B} Q_{Bi} - \frac{1}{2} \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci} - \sum_{i=1}^{n_D} Q_{Di}}{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} + \sum_{i=1}^{n_B} Q_{Bi} + \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci} + \sum_{i=1}^{n_D} Q_{Di}} * 100$$

BI = Bewertungsindex
 Q_A = quadrierte Häufigkeit eines Taxons aus Bewertungskategorie A
 Q_B = quadrierte Häufigkeit eines Taxons aus Bewertungskategorie B
 Q_C = quadrierte Häufigkeit eines Taxons aus Bewertungskategorie C
 Q_D = quadrierte Häufigkeit eines Taxons aus Bewertungskategorie D
 i = 1 bis n_A , n_B , n_C , n_D , Laufindex über die Taxa aus der jeweiligen Bewertungskategorie

Eine gesicherte Berechnung des Bewertungsindex kann nur erfolgen, wenn bei der Probenahme mindestens fünf eingestufte Taxa gefunden wurden bzw. wenn (bei weniger als fünf Taxa) die Summe der quadrierten Deckungsgrade insgesamt mindestens 16 beträgt.

Der so errechnete Bewertungsindex kann theoretisch Werte zwischen +100 (an der Probestelle sind nur Arten aus der Bewertungskategorie A vorhanden) und –100 (an der Probestelle sind nur Arten aus der Bewertungskategorie D vorhanden) annehmen.

Probestellen in den Alpen

Im Rahmen des Projektes waren nur zwei Probestellen aus dem Alpengebiet untersucht worden. Daher entfällt die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens mangels geeigneter Daten.

Probestellen im Alpenvorland

Es wurden im Rahmen des Projektes 23 Probestellen aus dem Alpenvorland untersucht. Jedoch war hier, wie im Kapitel „Heterogenität im Datensatz“, Seite 73, dargestellt, die Varianz in den Artdaten zu einem großen Teil durch andere Einflüsse bedingt. Aufgrund der heterogenen Datelage wurde darauf verzichtet, ein Bewertungsverfahren zu entwickeln. Gegebenenfalls könnte durch gezielte Nachuntersuchungen der vorhandene Datensatz erweitert werden, so dass eine Auswertung möglich werden könnte.

Silikatische Probestellen im Mittelgebirge

Eine Korrespondenzanalyse über die Befunde der Probestellen der Gruppe „Silikatische Probestellen im Mittelgebirge“ (Gruppe 3 in Tabelle 16, im folgenden abgekürzt als „MG_Silikat“) (Abbildung 37, Tabelle 46) zeigt eine deutliche Auftrennung bereits nach den vorab angenommenen Zustandsklassen. Weit außerhalb liegen die Befunde, die an der Probestelle Nr. 2369 (Schilfwasser) genommen wurden. Diese Probestelle war vorab in den Zustand 5 eingestuft worden. Hohe BSB₅-Werte (11,50 +/- 7,78 mg/l, N = 26) sowie NH₄-N-Werte (7,99 +/- 5,05 mg/l, N = 26) spiegeln die starke Abwasserbelastung an dieser Stelle wieder, wobei die Bedingungen offensichtlich erheblich schwankten. Der Bewuchs bestand im Winter nahezu ausschließlich aus *Stigeoclonium spec.*, im Sommer war *Stigeoclonium spec.* dominant, desweiteren traten in geringeren Mengen auch *Microspora amoena*, *Oedogonium spec.* und *Vaucheria spec.* auf.

Auch wenn die beiden Befunde von der Probestelle „Schilfwasser“ weggelassen werden, ergibt eine Korrespondenzanalyse ein vergleichbares Bild (Abbildung 38, Tabelle 47): Entlang der ersten Achse ist eine deutliche Trennung zwischen den Probestellen, von denen ein sehr guter ökologischer Zustand angenommen wurde, und den Probestellen mit einem wahrscheinlich schlechteren ökologischen Zustand zu erkennen. Die Chemie-Parameter, die signifikant zur Erklärung der Verteilung der Arten beitrugen, bestätigen die Vorabestufung größtenteils: Die Werte für NO₃-N und SRP steigen ebenso wie die Leitfähigkeit in Richtung der schlechter eingestuften Probestellen hin an. Bezüglich der zweiten Achse zeigen die Befunde von Probestellen mit angenommener sehr guter ökologischer Güte eine größere Variabilität als die schlechteren Befunde. Als relevanter Chemieparameter konnte hier der Sauerstoffgehalt ermittelt werden – dies könnte im Zusammenhang mit den Strömungsbedingungen stehen, aber auch mit der Wassertemperatur, die u. a. durch die (vorhandene oder fehlende) Beschattung beeinflusst wird.

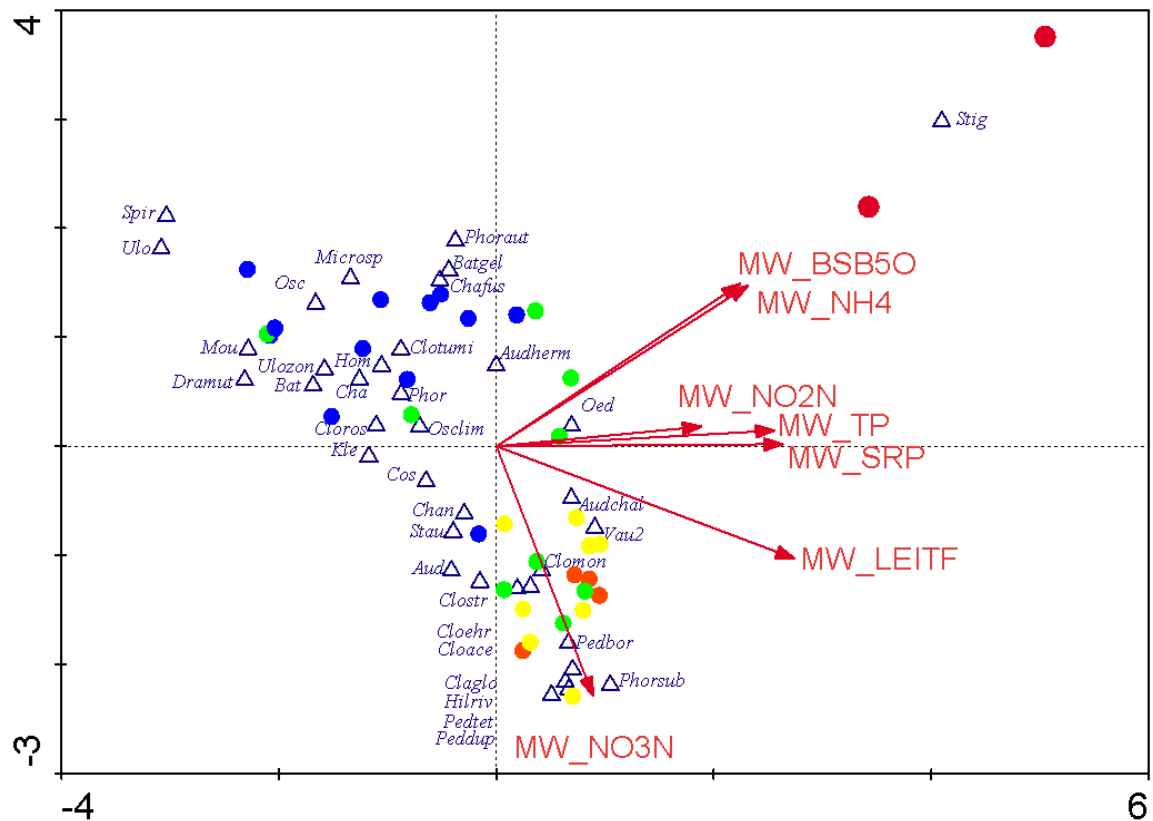


Abbildung 37 Korrespondenzanalyse der Befunde in der Gruppe „MG_Silikat“.

Die chemischen Parameter wurden in einem indirekten Verfahren eingefügt, nachdem die Konstruktion der Achsen ausschließlich anhand der Verteilung der Arten vorgenommen worden war. Die verschiedenen Farben geben die Vorabestufung in die ökologischen Zustandsklassen 1 (blau), 2 (grün), 3 (gelb), 4 (rot, kleine Kreise) und 5 (rot, große Kreise) wieder.

Tabelle 46 Korrespondenzanalyse der Befunde in der Gruppe „MG_Silikat“.

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4	Total inertia
Eigenvalues	0,474	0,452	0,399	0,339	5,606
Species-environment correlations	0,755	0,862	0,278	0,469	
Cumulative percentage variance					
of species data	8,5	16,5	23,6	29,7	
of species-environment relation	19,1	42,8	45,0	50,3	
Sum of all eigenvalues					5,606

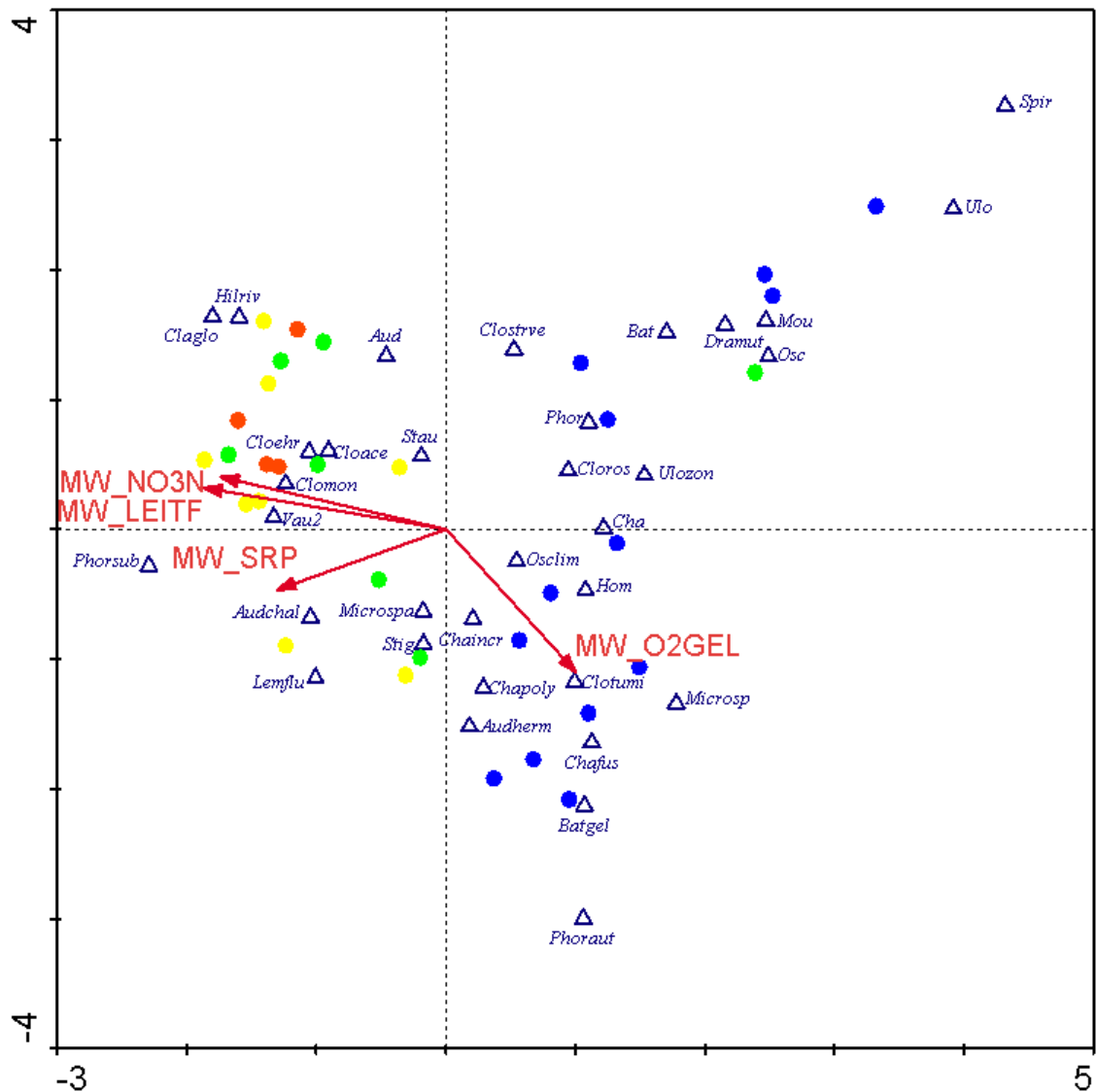


Abbildung 38 Korrespondenzanalyse der Befunde in der Gruppe „MG_Silikat“.

Die verschiedenen Farben geben die vorab-Einstufung in die ökologischen Zustandsklassen 1 (blau), 2 (grün), 3 (gelb) und 4 (rot) wieder. Die chemischen Parameter wurden in einem indirekten Verfahren eingefügt, nachdem die Konstruktion der Achsen ausschließlich anhand der Verteilung der Arten vorgenommen worden war.

Tabelle 47 Korrespondenzanalyse der Befunde in der Gruppe „MG_Silikat“.

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4	Total inertia
Eigenvalues	0,458	0,412	0,345	0,324	5,229
Species-environment correlations	0,673	0,437	0,464	0,486	
Cumulative percentage variance					
of species data	8,8	16,6	23,2	29,4	
of species-environment relation	25,9	35,7	45,1	54,6	
Sum of all eigenvalues					5,229
Sum of all canonical eigenvalues					0,801

Die aus diesen beiden Korrespondenzanalysen ermittelten Ergebnisse dienten als Ausgangspunkt für die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens. Ausgehend von der Anordnung der Arten in den abgebildeten CAs sowie unter Berücksichtigung der im Projekt erarbeiteten Angaben zur Autökologie der Arten und der Literaturangaben wurden 74 Taxa in die vier Bewertungskategorien eingestuft (siehe Tabelle 48).

Tabelle 48 Zuordnung der relevanten Taxa zu den Bewertungskategorien für die Fließgewässergruppe 3 („MG_Silikat“).

Bew.Kat. = Bewertungskategorie, *Art_Abk* = die in den CAs verwendete Abkürzung des Artnamens

Bew.Kat.	Name	Art_Abk	System
A	Aphanocapsa fonticola	Aphfon	Nostocophyceae
	Chamaesiphon fuscus	Chafus	Nostocophyceae
	Chamaesiphon polonicus	Chapol	Nostocophyceae
	Chamaesiphon starmachii	Chasta	Nostocophyceae
	Hydrococcus cesatii	Hydces	Nostocophyceae
	Hydrococcus rivularis	Hydriv	Nostocophyceae
	Phormidium corium	Phorcor	Nostocophyceae
	Draparnaldia mutabilis	Dramut	Chlorophyceae
	Tetraspora gelatinosa	Tetragel	Chlorophyceae
	Closterium incurvum	Cloinc	Charophyceae
	Closterium intermedium	Cloint	Charophyceae
	Closterium rostratum	Cloros	Charophyceae
	Closterium striolatum	Clostrio	Charophyceae
	Closterium tumidum	Clotumi	Charophyceae
B	Aphanothece stagnina	Aphsta	Nostocophyceae
	Chamaesiphon	Cha	Nostocophyceae
	Chamaesiphon conferviculus	Chaconf	Nostocophyceae
	Chamaesiphon incrustans	Chaincr	Nostocophyceae
	Chamaesiphon polymorphus	Chapoly	Nostocophyceae
	Chamaesiphon subglobosus	Chasub	Nostocophyceae
	Chroococcopsis gigantea	Chroogig	Nostocophyceae
	Homoeothrix	Hom	Nostocophyceae
	Homoeothrix janthina	Homjant	Nostocophyceae
	Homoeothrix varians	Homvar	Nostocophyceae
	Oscillatoria limosa	Osclim	Nostocophyceae
	Phormidium autumnale	Phoraut	Nostocophyceae
	Bangia atropurpurea	Banatr	Bangiophyceae
	Audouinella	Aud	Floriophyceae
	Audouinella chalybaea	Audchal	Floriophyceae
	Audouinella hermannii	Audherm	Floriophyceae
	Audouinella pygmaea	Audpygm	Floriophyceae
	Batrachospermum	Bat	Floriophyceae
	Batrachospermum gelatinosum	Batgel	Floriophyceae
	Chantransia-Stadien	Chan	Floriophyceae

Bew.Kat.	Name	Art_Abk	System
	Hildenbrandia rivularis	Hilriv	Florideophyceae
	Lemanea	Lem	Florideophyceae
	Lemanea fluviatilis	Lemflu	Florideophyceae
	Tribonema	Tri	Tribophyceae
	Tribonema viride	Trivir	Tribophyceae
	Tribonema vulgare	Trivul	Tribophyceae
	Phaeodermatium rivulare	Phaeoriv	Chrysophyceae
	Gongrosira debaryana	Gondeb	Chlorophyceae
	Gongrosira fluminensis	Gonflu	Chlorophyceae
	Microspora amoena	Microspa	Chlorophyceae
	Microspora floccosa	Microspf	Chlorophyceae
	Ulothrix zonata	Ulozon	Ulvophyceae
	Closterium leibleinii var. boergensenii	Cloleivb	Charophyceae
	Closterium littorale var. crassum	Clolitvc	Charophyceae
	Closterium praelongum var. brevius	Cloprevb	Charophyceae
	Closterium tumidulum	Clotum	Charophyceae
	Klebsormidium rivulare	Kleriv	Charophyceae
C	Oscillatoria	Osc	Nostocophyceae
	Phormidium incrustatum	Phorinc	Nostocophyceae
	Phormidium retzii	Phorret	Nostocophyceae
	Phormidium subfuscum	Phorsub	Nostocophyceae
	Pleurocapsa minor	Pleumin	Nostocophyceae
	Vaucheria	Vau	Tribophyceae
	Vaucheria bursata	Vaubur	Tribophyceae
	Oedogonium	Oed	Chlorophyceae
	Cladophora glomerata	Claglo	Ulvophyceae
	Rhizoclonium hieroglyphicum	Rhihie	Ulvophyceae
	Ulothrix	Ulo	Ulvophyceae
	Ulothrix tenerrima	Ulotene	Ulvophyceae
	Ulothrix tenuissima	Ulotenu	Ulvophyceae
	Closterium acerosum	Cloace	Charophyceae
	Closterium ehrenbergii	Cloehr	Charophyceae
	Closterium ehrenbergii var. malinverianum	Cloehrv	Charophyceae
	Closterium moniliferum	Clomon	Charophyceae
	Closterium moniliferum var. concavum	Clomonvc	Charophyceae
	Closterium strigosum	Clostr	Charophyceae
	Closterium strigosum var. elegans	Clostve	Charophyceae
	Closterium sublaterale	Closub	Charophyceae
D	Leptolyngbya foveolarum	Lepfov	Nostocophyceae
	Stigeoclonium	Stig	Chlorophyceae

Nach der in Kapitel 4.3.3.1 dargestellten Gleichung 14 wurde für alle Befunde der Bewertungsindex berechnet. Um den Befund ausgehend von dem errechneten Bewertungsindex in eine der fünf ökologischen Zustandsklassen einzustufen, wurden Klassengrenzen festgelegt.

Bei dem hier vorgestellten Bewertungsverfahren werden Befunde bewertet und den entsprechenden ökologischen Zustandsklassen zugeordnet. Wenn eine Probestelle mehrfach beprobt wird, kann es vorkommen, dass die einzelnen Befunde jeweils unterschiedlich eingestuft werden, so dass zu verschiedenen Probenahmezeitpunkten unterschiedliche Aussagen getroffen werden. Hier zeigt sich die Dynamik der Ökosysteme, denn nicht nur die biotischen Komponenten sind saisonalen Veränderungen unterworfen, sondern auch die chemischen und physikalischen Eigenheiten des Wasserkörpers verändern sich mit den Jahreszeiten – einerseits natürlicherweise, andererseits können diese Veränderungen aber auch durch saisonal auftretende Belastungssituationen bedingt sein. Es muss hier im Einzelfall nachgeprüft werden, welche Ursachen ein solch unterschiedliches Abschneiden einer Probestelle bei wiederholter Beprobung hat. Zum jetzigen Zeitpunkt ist es noch nicht möglich, abschließend zu beurteilen, wie solche Unterschiede gewertet werden und eventuell miteinander verrechnet werden können, so dass eine ökologische Bewertung über einen längeren Zeitraum hinweg integrierend möglich ist.

Organische Probestellen im Norddeutschen Tiefland

Für die Entwicklung des Bewertungsverfahrens im Typ „NT_Org“ stand nur eine relativ kleine Datenmenge für die Auswertung zur Verfügung. Diese war außerdem dadurch erschwert, dass die Korrespondenzanalysen nicht unmittelbar eine deutliche Auftrennung der Befunde in die vorab angenommenen Zustandsklassen wiedergaben. Jedoch lässt sich bei der Darstellung der 2. und 3. Achse eine Anordnung sehen, bei der die Probestellen, die aufgrund aller vorliegenden Informationen vorab als mäßig bis schlecht eingestuft worden waren, in der Mitte des Koordinatensystems liegen, während die Befunde von Probestellen, die von den zuständigen Fachleuten sowie unter Berücksichtigung der vorliegenden Informationen als wahrscheinlich sehr gut bzw. gut eingestuft worden waren, weiter außerhalb, aber in mehreren Richtungen verteilt liegen (Abbildung 39, Tabelle 49). Die Befunde der angenommenen sehr guten und guten Qualität unterscheiden sich also stark voneinander und zeigen auch jahreszeitlich bedingt große Schwankungen, während die vorab als mäßig bis schlecht eingestuften Befunde insgesamt näher beieinander liegen und ein ähnlicheres Artenspektrum aufweisen.

Ausgehend von dieser Korrespondenzanalyse und unter Beachtung der autökologischen Angaben zu den gefundenen Arten wurden die relevanten Arten in die vier Bewertungskategorien A, B, C und D eingeordnet (Tabelle 48). Auf dieselbe Weise wie im Kapitel „Silikatisch geprägte Probestellen im Mittelgebirge“, Seite 77, dargestellt, kann auch hier ein Bewertungsindex pro Befund errechnet werden, aus dem die ökologische Zustandsklasse abgeleitet werden kann.

Insgesamt fallen bei der Bewertung der Befunde in dieser Fließgewässergruppe ausgeprägte saisonale Unterschiede auf, die auch bereits in der Abbildung der Korrespondenzanalyse sichtbar waren. Weitere Forschungen zum Zusammenhang des Bewertungsindex mit einzelnen Chemieparametern sind unabdingbar. Ebenso wichtig sind wissenschaftliche Untersuchungen über den zeitlichen Zusammenhang von Belastungssituationen und den darauffolgenden Reaktionen der Organismen.

Karbonatisch geprägte Probestellen im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland

In der Gruppe der karbonatisch geprägten Probestellen an Fließgewässern des Mittelgebirges und des Norddeutschen Tieflands (Gruppe 4 aus Tabelle 16, im folgenden abgekürzt als „Karbonat“) konnten trotz der großen Anzahl an Befunden mithilfe von Korrespondenzanalysen keine klare Auftrennung der Befunde entlang der Vorabestufungen in die ökologischen Zustandsklassen erreicht werden. Kanonische Korrespondenzanalysen ergaben keine signifikanten Korrelationen mit den vorhandenen Chemiewerten. Basierend auf den im Projekt erarbeiteten Angaben zur Autoökologie der Arten wurden 69 Taxa in die vier Bewertungskategorien A, B, C und D eingestuft (Tabelle 48). Eine Berechnung des Bewertungsindex nach der oben aufgestellten Gleichung 14 ergab eine plausible Abfolge der Befunde untereinander. Jedoch lagen die Werte für den Bewertungsindex zum großen Teil deutlich niedriger als in den anderen beiden Fließgewässergruppen. Ein Grund dafür kann die Tatsache sein, dass an den Probestellen dieser Gruppe durchweg höhere Nährstoffgehalte festgestellt worden waren, nährstoffarme Fließgewässer fehlten in dieser Gruppe völlig. Zum einen kann dies daran liegen, dass die Fließgewässer in diesen Regionen stark anthropogen beeinflusst sind, Zum können diese Standorte schon natürlicherweise auf Grund ihrer Geomorphologie höhere Nährstoffgehalte besitzen. Daher wurden in der Fließgewässergruppe „Karbonat“ die Grenzen für die Zuordnung der Befunde in die ökologischen Zustandsklassen etwas anders gezogen als in den anderen beiden Fließgewässergruppen.. Der potentiell natürliche Zustand lässt sich mit den im Rahmen des Projektes untersuchten Probestellen nicht eindeutig feststellen. Weitere Probenahmen an möglichst unbeeinflussten Probestellen aus der Fließgewässergruppe „Karbonat“ wären zwingend notwendig, um genauere Aussagen über die Referenzzustände und -gesellschaften treffen zu können.

Die Einstufung der Befunde in der FG-Gruppe „Karbonat“ muss kritisch betrachtet werden. Einige Probestellen wurden relativ schlecht bewertet, obwohl sie nach den vorab zur Verfügung stehenden Informationen zur Gewässergüte und auch nach subjektiven Empfinden der Bearbeiter durchaus besser erschienen. Zu den Probestellen, die aufgrund der vorliegenden Informationen vorab als sehr gut oder gut eingeschätzt und nun in den Zustand 3 oder 4 eingestuft wurden, gehören z. B. die Probestellen an der Treene (bei Tüdal, bei Sollerup und bei Sollbrück), die Probestelle an der Sorge und am Eltingmühlenbach sowie zwei Probestellen an der Nebel (bei Serrahn und bei Hoppenrade), aber auch der Kleine Rhein und der Innere Rhein. An diesen Probestellen wurden jeweils nur wenige A- und B-Arten gefunden (wenn überhaupt, dann eher in geringen Häufigkeiten), dafür

traten aber auffallende Menge an C-Arten wie z. B. *Cladophora glomerata*, *Oedogonium spec.* und *Vaucheria spec.* auf. Dass die Befunde an diesen Probestellen relativ schlecht bewertet werden, ist daher nachvollziehbar. Dennoch muss hinterfragt werden, ob diese Einstufung den Probestellen gerecht wird. Es wäre möglich, dass hier Sonderfälle vorliegen mit besonderen ökologischen Bedingungen. Der Kleine Rhein und der Innere Rhein z. B. unterliegen einem starken Grundwassereinfluss. In den kanonischen Korrespondenzanalysen zur Typabgrenzung war die Kategorie „Grundwassereinfluss vorhanden“ als Variable bereit gestellt und ist auf ihre Bedeutung getestet worden, erwies sich aber nicht als signifikant. Andere Probestellen, bei denen ein Grundwassereinfluss bekannt war, konnten mit dem hier entwickelten Bewertungsverfahren angemessen bewertet werden. Unter Umständen ist der Grundwassereinfluss an den beiden oben genannten Stellen deutlich stärker, oder hier wirken sich noch andere Faktoren aus, die in der vorliegenden Untersuchung nicht erfasst worden waren. Letzteres ist auf jeden Fall für die Probestellen an der Treene, der Sorge und der Nebel zu vermuten. Sie waren alle dem Typ 19 der Fließgewässertypologie (vgl. Tabelle 17) zugeordnet gewesen. Andere Probestellen aus diesem Typ (z. B. der Hellbach bei Tessmannsdorf, der Kronhorster Trebel bei Grimmen, die Berkel, die Wietze bei Wieckenberg und weitere) konnten mit dem aufgestellten Bewertungsverfahren stimmig bewertet werden. Somit ist im Augenblick nicht eindeutig zu erklären, warum die hier genannten Probestellen auffallen. Es besteht dringend weiterer Forschungsbedarf, um wahrscheinlich vorhandene relevante Sondertypen ausweisen zu können.

Einen eigenen Typ repräsentiert wahrscheinlich der Eltingmühlenbach. Ein Faktor für die Abgrenzung könnte das an dieser Probestelle charakteristische mergelige Substrat darstellen. Da jedoch ansonsten keine Fließgewässer mit einem vergleichbaren Substrat beprobt wurden, lässt sich dieser „Typ“ mit den vorliegenden Daten weder eindeutig abgrenzen noch beschreiben. Auch in diesem Fall sollten unbedingt weitere Untersuchungen angestellt werden.

Die genannten Befunde wurden in der Datenbank mit der Bemerkung „Bewertung unsicher“ markiert. Zur Klärung dieser Unsicherheiten sind weitere Untersuchungen notwendig.

Zusammenfassung und Diskussion

Die Unterschiede in der Bewertung sind wahrscheinlich auf natürlicherweise auftretende saisonale Schwankungen in der Gewässergüte zurückzuführen oder lassen sich durch zeitlich begrenzt auftretende Belastungen erklären. Leider fehlen zur Zeit noch fundierte wissenschaftliche Aussagen darüber, für welchen Zeitabschnitt die Bewertung mit den Arten des Phytobenthos excl. Diatomeen Gültigkeit haben sollte. In dieser umfangreichen Gruppe der Algen sind sowohl Mikro- als auch Makroalgen enthalten. Aufgrund ihrer unterschiedlichen Generationszeiten und der jeweiligen Besonderheiten im Lebenszyklus sollten diese Algen jeweils über unterschiedliche Zeiträume integrieren. Weitere Untersuchungen zu dieser Fragestellung sind notwendig, um gesicherte Aussagen darüber treffen zu können, wie diese Eigenschaft der Organismen auch für eine Bewertung genutzt werden kann.

Die unterschiedlichen Ergebnisse bei der Bewertung könnten auch durch saisonale Unterschiede in der Besiedlung des Flussbetts durch das Phytobenthos bedingt sein. In der vorliegenden Untersuchung fand eine Probenahmenserie im Winter, die andere im Sommer statt. Auch im Winter waren an den Probestellen stets ausreichend Taxa zu finden. Da zudem für die Berechnung des Bewertungsindex die relevanten Taxa zu Kategorien zusammengefasst wurden, sollten saisonale Unterschiede in der Zusammensetzung der Artgemeinschaften keinen Einfluss auf die Höhe des errechneten Bewertungsindex haben.

4.4 Gesamtbewertung von Fließgewässern und Seen mit Makrophyten & Phytobenthos

Die WRRL definiert die gesamte Organismengruppe Makrophyten & Phytobenthos als eine der vier biologischen Komponenten zur Bewertung des Gewässerzustandes. Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurde die Erarbeitung des Bewertungsverfahrens aus fachlichen und praktischen Gründen in drei Teilgruppen unterteilt: Makrophyten, Diatomeen und, im Falle der Fließgewässer, Phytobenthos ohne Diatomeen. Diese drei Teilkomponenten reagieren, da sie Primärproduzenten sind, in ihrer Artenzusammensetzung und Abundanz in erster Linie auf die anthropogen bedingte oder auch natürliche Nährstofffracht eines Gewässers, die sich in der Trophie auswirkt. Auf der anderen Seite indizieren die drei Gruppen aber auch unterschiedliche Bedingungen. So integrieren die Makrophyten auf Grund ihrer langen Lebensdauer, der Aufnahme von Nährstoffen aus dem Sediment und relativ trägen Verbreitungsmechanismen die Verhältnisse im Gewässer sowohl über einen längeren Zeitraum hinweg als auch räumlich. Kieselalgen dagegen reagieren sehr kurzfristig auf Veränderungen und können innerhalb weniger Wochen eine völlig neue, den veränderten Umständen angepasste Biozönose aufbauen. In der Gruppe der anderen Phytobenthosorganismen befinden sich sowohl schnellwüchsige Algen als auch langsamwüchsige. Das bedeutet, dass sich diese Gruppe aus Lanzeit- und Kurzzeitindikatoren zusammensetzt.

Alle diese Teilkomponenten können aber auch andere stoffliche Belastungen in unterschiedlichem Maß anzeigen, wie z. B. Versauerung und Versalzung. Durch die Beschränkung der Untersuchungen auf Seen mit einem Einzugsgebiet $> 0,5 \text{ km}^2$ wurden diese Belastungen im Projektdatensatz bei Seen nicht gefunden und sind auch bei künftigen Untersuchungen kaum zu erwarten.

Aufgrund der Wuchsform haben mechanische Belastungen auf die Taxa unterschiedliche Auswirkungen, größere Formen können zerstört werden. Natürliche Beschattung kann einzelne Taxa an dem untersuchten Standort unterdrücken. Kurzfristige, einmalige Veränderungen der Situation im Gewässer können die Biozönose der einzelligen Organismen völlig verändern und damit bei Beprobung zu diesem Zeitpunkt eine für den Gesamtzustand des Wasserkörpers unzutreffende Bewertung hervorrufen. **Daher müssen die Bewertungsverfahren, die für die drei, bzw. zwei, Teilkomponenten erarbeitet worden sind, als Module oder auch Metrics für die Bewertung im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie betrachtet werden.**

4.4.1 Fließgewässer

4.4.1.1 Verschneidung der Metrics Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen

Für die Gesamtbewertung der Fließgewässer mit der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos ist es unbedingt erforderlich, dass die Bewertungen der drei Teilmodule Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen exakt nach den dort beschriebenen Methoden vorgenommen wird. Das setzt auch die korrekte Bestimmung des Organismengruppen-abhängigen biozönotischen Typs voraus. Dabei kann es in Einzelfällen zu Widersprüchen zwischen den Organismengruppen kommen. So kann eine Untersuchungsstelle in einem von silikatischem Gestein geprägten Gebiet liegen, aber durch sein Einzugsgebiet Einflüssen von karbonatischem Wasser unterliegen. Hier ist eine Zuordnung zu einem silikatischen Diatomeentyp aber einem karbonatischen Makrophyten- oder Phytobenthostyp möglich. In einem solchen Fall muss überprüft werden, ob der erhöhte Gesamthärte- bzw. Säurekapazitätswert auf anthropogene Beeinflussung, zum Beispiel auf die Einleitung industrieller Abwässer, zurückzuführen ist. Dann müssen diese Werte als Degradationsfolgen angesehen werden und die Typermittlung dahingehend korrigiert werden. Oft tritt diese Situation bei stark degradierten Gewässern auf, ebenso in Gewässern mit großem Einzugsgebiet. Liegt ein Untersuchungsabschnitt in einem Gebiet mit kleinräumig wechselnder Geologie, sollte wenn möglich eine andere Untersuchungsstelle gewählt werden.

Die Kombination von karbonatischer Geologie aber geringer Gesamthärte ist auszuschließen.

Die bundesweit gültige Typologie der LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER, bzw. die bundesweite Typenkarte der LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER kann zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht als alleinige Grundlage der Typermittlung herangezogen werden. Die Typologie des Makrophyten & Phytobenthos-Verfahrens ist gut mit diesem System in Einklang zu bringen. Da aber der bundesweite Typenatlas noch im Umbruch begriffen ist und nach der Fertigstellung des momentan laufenden Praxistests Makrophyten & Phytobenthos sowie anderer biologischer Projekte eventuell noch Änderungen vorgenommen werden müssen, ist die Typisierung der Probestellen nach den hier beschriebenen Kriterien nötig. Eine Gegenüberstellung der vorläufigen Version der LAWA-Typologie (Stand 15.12.03, mit von der Arbeitsgruppe „Makrophyten & Phytobenthos“ beantragten Änderungen) mit den im vorliegenden Projekt erarbeiteten Typologie ist in Tabelle 18 zu sehen.

Da sich die drei Bewertungsmodule Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen in ihrer Aussagekraft über den allgemeinen ökologischen Zustand eines Gewässers ergänzen und keinesfalls widersprechen (Kapitel 4.4) ist es nicht als sinnvoll zu erachten, die Einzelbewertungen mit dem Prinzip des „worst-case“ zu verschneiden, wie es in der Wasserrahmenrichtlinie für die vier Biokomponenten untereinander gefordert wird. Vielmehr müssen die Bewertungen in ihrer unterschiedlichen Aussagekraft zu verschiedenen Bedingungen im Gewässer miteinander kombiniert und dabei gleichwertig behandelt werden. Dies kann mathematisch am besten mit dem arithmetischen Mittel ausgedrückt werden. Die Module für Versauerung und Versalzung der Gewässer existieren jedoch nicht bei allen Teilbewertungsverfahren. Diese Formen von Belastung stellen

jedoch eine solch gravierende Degradation dar, dass eine Abwertung der aus den drei Teilmodulen errechneten ökologischen Zustandsklasse gerechtfertigt erscheint. Eine vergleichbare Vorgehensweise wird auch in ECOSTAT (2003) beschrieben. Einzelwerte aus einer Biokomponente, die auf den gleichen „pressures“ basieren, werden durch Bilden eines Mittelwerts kombiniert. Im Falle der Makrophyten und des Phytobenthos entspricht das der starken Beeinflussung der Gesellschaften durch die Trophie. Diese geht in den verschiedenen Bewertungsindizes der Module ein. Elemente, die unterschiedliche Beeinträchtigungen indizieren, werden durch eine „worst-case“-Betrachtung verschnitten. Beispielsweise tritt die Versauerung nur in oligotrophen Gewässern auf. Die im Indexsystem errechnete ökologische Zustandsklasse allein, kann diese Form der Degradation nicht widergeben. Eine Abstufung ist nötig.

Zwar kann den errechneten Indexwerten jeder Teilorganismengruppe eine ökologische Zustandsklasse von 1 bis 5 zugewiesen werden, verwendet man jedoch diese Klassen zur Verrechnung der Module, geht viel Information verloren. Es werden dabei keine Grenzfälle berücksichtigt. Eine Stelle, die den nächst besseren Zustand nur knapp nicht erreicht, wird den Stellen gleichgesetzt, die nur um wenig den nächst schlechteren Zustand verfehlen. Daher werden zur Verschneidung die Indexwerte der Einzelmodule benutzt. Um die Ergebnisse der drei Metrics vergleichbar zu machen, müssen alle Indexwerte umgerechnet werden, eine einheitliche Skala von „0“ bis „1“ bietet sich an. Der Wert „1“ bedeutet dabei bestmöglicher ökologischer Zustand im Sinne der WRRL und damit Zustandsklasse 1. „0“ dagegen höchste Degradation des Gewässers, d. h. Zustandsklasse 5. Die Umrechnungen für die Module „Makrophyten“ (Referenzindex_{Fließgewässer}, RI_{FG}) und „Phytobenthos ohne Diatomeen“ (Bewertungsindex, BI) erfolgen nach Gleichung 15 und Gleichung 16. Das Ergebnis des Moduls „Diatomeen“ (Diatomeenindex_{Fließgewässer}, DI_{FG}) bewegt sich bereits auf dieser Skala und muss deswegen nicht umgerechnet werden.

Gleichung 15 Gleichung zur Umrechnung des Moduls Referenzindex_{Fließgewässer} (RI_{FG}) auf eine Skala von 0 bis 1.

$$M_{MP} = \frac{(RI_{FG} + 100) * 0,5}{100}$$

M_{MP} = Modul Makrophytenbewertung
RI_{FG} = typbezogener berechneter Referenzindex_{Fließgewässer}

Gleichung 16 Gleichung zur Umrechnung des Moduls Bewertungsindex (BI) auf eine Skala von 0 bis 1.

$$M_{PB} = \frac{(BI + 100) * 0,5}{100}$$

M_{PB} = Modul Phytobenthosbewertung
BI = typbezogener berechneter Bewertungsindex

Die Berechnung des Indexwertes aus den drei Komponenten erfolgt nach Gleichung 17. Sollten berechnete Einzelmodule als nicht gesichert angesehen werden müssen, kann der Makrophyten-Phytobenthos-Index für Fließgewässer (M&P_{FG}) ebenfalls berechnet werden. Im Falle eines ungesicherten Moduls Makrophyten wird Gleichung 18 verwendet, bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen Gleichung 19. Sollte in Ausnahmefällen die Auswertung des Moduls Diatomeen nicht gesichert möglich sein, kann Gleichung 20 verwendet werden. Bei einer ungesicherten Bewertung zweier Module wird die Bewertung nach dem einen gesicherten Modul

vorgenommen. Allerdings ist dann das Endergebnis kritisch zu überprüfen und nicht einer Bewertung aus zwei oder drei Modulen gleichzusetzen!

Gleichung 17 Berechnung des Indexwertes $M\&P_{FG}$ zur Ermittlung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässers bei drei gesicherten Modulen.

$$M\&P_{FG} = \frac{M_{MP} + M_D + M_{PB}}{3}$$

$M\&P_{FG}$ = Makrophyten & Phytobenthos-Index für Fließgewässer
 M_{MP} = Modul Makrophyten
 M_D = Modul Diatomeen
 M_{PB} = Modul Phytobenthos

Gleichung 18 Berechnung des Indexwertes $M\&P_{FG}$ zur Ermittlung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässers bei gesicherten Modulen Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen.

$$M\&P_{FG} = \frac{M_D + M_{PB}}{2}$$

$M\&P_{FG}$ = Makrophyten & Phytobenthos-Index für Fließgewässer
 M_D = Modul Diatomeen
 M_{PB} = Modul Phytobenthos

Gleichung 19 Berechnung des Indexwertes $M\&P_{FG}$ zur Ermittlung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässers bei gesicherten Modulen Makrophyten und Diatomeen.

$$M\&P_{FG} = \frac{M_{MP} + M_D}{2}$$

$M\&P_{FG}$ = Makrophyten & Phytobenthos-Index für Fließgewässer
 M_{MP} = Modul Makrophyten
 M_D = Modul Diatomeen

Gleichung 20 Berechnung des Indexwertes $M\&P_{FG}$ zur Ermittlung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässers bei gesicherten Modulen Makrophyten und Phytobenthos ohne Diatomeen.

$$M\&P_{FG} = \frac{M_{MP} + M_{PB}}{2}$$

$M\&P_{FG}$ = Makrophyten & Phytobenthos-Index für Fließgewässer
 M_{PB} = Modul Phytobenthos ohne Diatomeen
 M_{MP} = Modul Makrophyten

4.4.1.2 Ermitteln der ökologischen Zustandsklasse eines Gewässers mit der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie

Bei den Untersuchungen der drei Teilorganismengruppen Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen wurden für jede dieser Gruppen typspezifische Bewertungsverfahren entwickelt. Dabei konnten Gewässer, die sich in ihrer Referenzzönose nicht oder nur unwesentlich unterschieden, zu organismengruppenabhängigen Typen zusammengefasst werden (Makrophyten-Typen, Diatomeen-Typen, Phytobenthos-Typen). Die Typen können anhand geomorphologischer und chemischer Faktoren den Gewässern zugewiesen werden. Diese Typologie soll die durch die LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER erarbeitete Typologie der Fließgewässer nicht ersetzen, sondern ist als ein ganz wesentlicher Teil des Bewertungsverfahrens zu verstehen. Die Arten-

gruppen, auf denen die Teilbewertungsverfahren beruhen, sind ganz eng mit diesen ermittelten biozönotischen Typen verbunden. Auch der Teilaspekt der Trophiebewertung im Modul Diatomeen ist an diese biozönotischen Typen gekoppelt. Für jeden der ermittelten Typen wurde ein Bewertungsverfahren mit typspezifischen Klassengrenzen entwickelt.

Die korrekte Einteilung der zu untersuchenden Gewässers in diese biozönotischen Fließgewässertypen ist die Voraussetzung für eine Bewertung mit Makrophyten & Phytobenthos.

Da sich das Differenzierungsvermögen der Organismengruppen unterscheidet, ist die Anzahl der so gebildeten Typen nicht gleich. Die Reaktion der Organismen auf Veränderungen beginnt nicht in jedem Fall bei den gleichen absoluten Werten und beruht teilweise auf unterschiedlichen Faktoren. Für jede mögliche Kombination von Bewertungsverfahren müssen Grenzen zur Einteilung der Werte des M&P_{FG} (Makrophyten & Phytobenthos-Index für Fließgewässer) in ökologische Zustandsklassen im Sinne der WRRL erstellt werden. Für diese Grenzziehung werden die in den Einzelbewertungsverfahren ermittelten Klassengrenzen miteinander auf die gleiche Weise verrechnet wie auch die Indexwerte der Biozönosen (siehe Kapitel 4.4.1.1).

Getrennt nach Ökoregionen sind in Tabelle 50 bis Tabelle 83 die Grenzen dargestellt. Im Falle einer ungesicherten Bewertung eines oder auch zweier Module werden diese Ergebnisse zwar unterstützend zur Interpretation des Gesamtergebnisses herangezogen, aus der Ermittlung der ökologischen Zustandsklasse nach WRRL aber herausgelassen.

Im Falle der Makrophyten und des Phytobenthos ohne Diatomeen wird anhand der gefundenen Pflanzenmengen ermittelt, ob ein Befund als gesichert gelten kann. **Dagegen ist nur in seltenen Ausnahmefällen eine korrekt genommene und aufbereitete Diatomeenprobe nicht auszuwerten.** Wenn möglich sollte eine Probestelle, bei deren Beprobung dieser Fall eintritt, nochmals beprobt werden, da anzunehmen ist, dass bei einem der Arbeitsschritte ein Fehler unterlaufen ist oder der Zeitpunkt der Probenahme unmittelbar nach einer massiven Störung im direkten Umfeld der Stelle lag. Ist letzteres der Fall, sind auch die Ergebnisse der anderen Module kritisch zu überprüfen.

Da das Phytobenthos ohne Diatomeen die Organismengruppe mit dem größten Forschungsbedarf bezüglich der Autökologie ist, sollten die Bewertungen, die allein auf diesem Modul beruhen, kritisch überprüft werden.

Die grau hinterlegten Felder kennzeichnen die Typen, die mit mindestens einem der drei Module nicht zu bewerten sind. Die Gesamtbewertung muss bei diesen Typen nach den Tabellen für nicht gesicherte Einzelbewertungen vorgenommen werden.

Die Indexgrenzen für den Fall ungesicherter Einzelbewertungen sind ebenfalls in den genannten Tabellen aufgeführt.

Alpen

Bewertung mit den Modulen Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen

Da für die Ökoregion Alpen aufgrund mangelnder Daten kein Bewertungsverfahren für das Modul „Phytobenthos ohne Diatomeen“ entwickelt werden konnte, wird hier die Bewertung nach WRRL mit den Modulen „Makrophyten“ und „Diatomeen“ durchgeführt.

Bewertung mit den Modulen Makrophyten und Diatomeen

Tabelle 50 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen: Fließgewässer der Ökoregion Alpen

Diatomeen	D_1a (FG der Kalkalpen mit EZG < 1000 km²)			D_1b (FG der Kalkalpen mit EZG > 1000 km²)		
Makrophyten	MP(G)	MP	MRK	MP(G)	MP	MRK
ökologische Zustandsklasse						
1	1,00 – >0,80	1,00 – >0,73	1,00 – >0,65	1,00 – >0,78	1,00 – >0,71	1,00 – >0,64
2	≤0,80 – >0,51	≤0,73 – >0,38	≤0,65 – >0,47	≤0,78 – >0,48	≤0,71 – >0,36	≤0,64 – >0,44
3	≤0,51 – >0,27	≤0,38 – >0,19	≤0,47 – >0,27	≤0,48 – >0,27	≤0,36 – >0,19	≤0,44 – >0,27
4/5	≤0,27 – 0,00	≤0,19 – 0,00	≤0,27 – 0,00	≤0,27 – 0,00	≤0,19 – 0,00	≤0,27 – 0,00

Bewertung mit dem Modul Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten

Tabelle 51 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Makrophyten: Fließgewässer der Ökoregion Alpen

Diatomeen	D_1a FG der Kalkalpen mit EZG < 1000 km²	D_1b FG der Kalkalpen mit EZG > 1000 km²
ökologische Zustandsklasse		
1	1,00 – >0,71	1,00 – >0,68
2	≤0,71 – >0,52	≤0,68 – >0,47
3	≤0,52 – >0,29	≤0,17 – >0,29
4	≤0,29 – >0,07	≤0,29 – >0,07
5	≤0,07 – 0,00	≤0,07 – 0,00

Bewertung mit dem Modul Makrophyten, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen

Tabelle 52 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Diatomeen: Fließgewässer der Ökoregion Alpen

Makrophyten	MP(G)	MP	MRK
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00 – 0,90	1,00 – 0,75	1,00 – 0,60
2	<0,90 – 0,50	<0,75 – 0,25	<0,60 – 0,42
3	<0,50 – 0,25	<0,25 – 0,10	<0,42 – 0,25
4/5	<0,25 – 0,00	<0,10 – 0,00	<0,25 – 0,00

Alpenvorland

Bewertung mit den Modulen Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen

Da für das Alpenvorland aufgrund mangelnder Daten kein Bewertungsverfahren für das Modul „Phytobenthos ohne Diatomeen“ entwickelt werden konnte, wird hier die Bewertung nach WRRL mit den Modulen „Makrophyten“ und „Diatomeen“ durchgeführt.

Die Fließgewässer des Tertiären Hügellandes, der Flussterrassen und Altmoränen im Alpenvorland gelten als leicht karbonatisch, sind aber auch silikatisch geprägt. Die Gewässer der Jungmoränenlandschaft werden als überwiegend karbonatisch charakterisiert (BRIEM 2003). Dieser Unterschied wirkt sich zwar in den Diatomeengesellschaften aus, es wurden jedoch in der vorliegenden Untersuchung keine silikatisch geprägten Makrophyten-Gesellschaften im Alpenvorland gefunden. Das bedeutet, dass theoretisch zwar die Bedingungen für einen Makrophytentyp MRS vorliegen können, dieses jedoch sehr unwahrscheinlich ist. Sollten nach der Typbestimmung diese Bedingungen festgestellt werden, sollten alle dafür erhobenen Parameter nochmals gründlich auf Richtigkeit überprüft und das gewonnene Ergebnis nur unter Vorbehalt verwendet werden. Nicht vorkommen kann der Fall eines Diatomeentyps für karbonatisch geprägte Gewässer in Kombination mit einem Makrophytentyp für silikatisch geprägte Gewässer.

Bewertung mit den Modulen Makrophyten und Diatomeen

Tabelle 53 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen: Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Alpenvorlandes

Diatomeen	D_2a karbonatisch geprägte FG des Alpenvorlandes mit EZG < 1000 km²			D_2b karbonatisch geprägte FG des Alpenvorlandes mit EZG > 1000 km²		
	MRK	MP(G)	MP	MRK	MP(G)	MP
ökologische Zustandsklassen						
1	1,00 – >0,60	1,00 – >0,60	1,00 – >0,67	1,00 – >0,60	1,00 – >0,74	1,00 – >0,67
2	≤0,60 – >0,42	≤0,74 – >0,42	≤0,67 – >0,33	≤0,60 – >0,42	≤0,74 – >0,46	≤0,67 – >0,33
3	≤0,42 – >0,24	≤0,46 – >0,24	≤0,33 – >0,16	≤0,42 – >0,24	≤0,46 – >0,24	≤0,33 – >0,16
4/5	≤0,24 – 0,00	≤0,24 – 0,00	≤0,16 – 0,00	≤0,24 – 0,00	≤0,24 – 0,00	≤0,16 – 0,00

Tabelle 54 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen: Silikatisch geprägte Fließgewässer des Alpenvorlandes

Diatomeen	D_3 Silikatisch geprägte FG des Alpenvorlandes mit EZG < 1000 km²				
Makrophyten	MRK	MP(G)	MP	MRS Phanerogamen	MRS Moose
ökologische Zustandsklasse					
1	1,00 – >0,62	1,00 – >0,77	1,00 – >0,70	1,00 – >0,63	1,00 – >0,66
2	≤0,62 – >0,42	≤0,77 – >0,46	≤0,70 – >0,33	≤0,63 – >0,46	≤0,66 – >0,26
3	≤0,42 – >0,24	≤0,46 – >0,24	≤0,33 – >0,16	≤0,46 – >0,26	≤0,26 – 0,00
4/5	≤0,24 – 0,00	≤0,24 – 0,00	≤0,16 – 0,00	≤0,26 – 0,00	–

Bewertung mit dem Modul Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten

Tabelle 55 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Makrophyten: Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Alpenvorlandes

Diatomeen	D_2a karbonatisch geprägte FG des Alpenvorlandes mit EZG < 1000 km²	D_2b karbonatisch geprägte FG des Alpenvorlandes mit EZG > 1000 km²
ökologische Zustandsklasse		
1	1,00 – >0,59	1,00 – >0,59
2	≤0,59 – >0,42	≤0,59 – >0,42
3	≤0,42 – >0,23	≤0,42 – >0,23
4	≤0,23 – >0,07	≤0,23 – >0,07
5	≤0,07 – 0,00	≤0,07 – 0,00

Tabelle 56 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Makrophyten: Silikatisch geprägte Fließgewässer des Alpenvorlandes

Diatomeen	D_3 Silikatisch geprägte FG des Alpenvorlandes mit EZG < 1000 km²		
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00	–	>0,64
2	≤0,64	–	>0,42
3	≤0,42	–	>0,23
4	≤0,23	–	>0,07
5	≤0,07	–	0,00

Bewertung mit dem Modul Makrophyten, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen

Tabelle 57 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Diatomeen: Karbonatisch oder silikatisch geprägte Fließgewässer des Alpenvorlandes

Makrophyten	MRK	MP(G)	MP	MRS Phanerogamen	MRS Moose
ökologische Zustandsklasse					
1	1,00 – 0,60	1,00 – 0,90	1,00 – 0,75	1,00 – 0,62	1,00 – 0,67
2	<0,6 – 0,42	<0,90 – 0,50	<0,75 – 0,25	<0,62 – 0,50	<0,67 – 0,10
3	<0,42 – 0,25	<0,50 – 0,25	<0,25 – 0,10	<0,50 – 0,30	<0,10 – 0,00
4/5	<0,25 – 0,00	<0,25 – 0,00	<0,10 – 0,00	<0,30 – 0,00	–

Mittelgebirge

Im Mittelgebirge spielt bei der Bewertung des Moduls Makrophyten der Typ MRS eine große Rolle. Für die Einteilung der Zustandsklassen sind zwei unterschiedliche Abstufungen von Klassengrenzen angegeben. Diese beziehen sich auf die unterschiedliche Bewertung von Moosen und Phanerogamen in diesem Makrophytentyp (genauerer siehe Kapitel „Silikatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen (MRS)“, Seite 95). Für die Gesamtbewertung werden beide Werte mit den anderen Modulen verrechnet und für beide die ökologische Zustandsklasse ermittelt. Das daraus resultierende bessere Ergebnis wird verworfen.

Das Verfahren für die Bewertung karbonatisch geprägten Fließgewässer des Mittelgebirges mit Phytobenthos ohne Diatomeen (Phytobenthostyp PB_3) ist noch mit größeren Unsicherheitsfaktoren behaftet (siehe Kapitel „Zusammenfassung und Diskussion“, Seite 162). Eine Gesamtbewertung, in die Indexwerte aus dem genannten Verfahren eingehen, kann daher nicht als Endergebnis gewertet werden. Daher muss bei der Berechnung der Gesamtbewertung immer auch die Berechnung des Gesamtzustandes mit den Teilkomponenten Makrophyten und Diatomeen, unter Ausschluss des Phytobenthos ohne Diatomeen, stattfinden. Dieses Resultat kann als gesichert angesehen werden.

Bewertung mit den Modulen Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen

Tabelle 58 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen, kleine silikatisch geprägte Fließgewässer des Mittelgebirges

Phytobenthos	PB_2 Silikatische FG im Mittelgebirge			
Diatomeen	D_4 FG des Buntsandstein und Grundgebirges mit EZG < 100 km²			
Makrophyten	MP(G)	MP	MRS Phanerogamen	MRS Moose
ökologische Zustandsklasse				
1	1,00 – >0,78	1,00 – >0,73	1,00 – >0,69	1,00 – >0,71
2	≤0,78 – >0,53	≤0,73 – >0,44	≤0,69 – >0,53	0,71 – >0,39
3	≤0,53 – >0,34	≤0,44 – >0,29	≤0,53 – >0,36	0,39 – 0,00
4/5	≤0,34 – 0,00	≤0,29 – 0,00	≤0,36 – 0,00	–

Tabelle 59 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen: Große silikatisch geprägte Fließgewässer des Mittelgebirges

Phytobenthos	PB_2 Silikatische FG im Mittelgebirge					
Diatomeen	D_5 FG des Buntsandstein und Grundgebirges mit EZG > 100 km² und < 1000 km²					
Makrophyten	MP(G)	MP	MRS Phanerogamen	MRS Moose	MRK	Mg
ökologische Zustandsklasse						
1	1,00 – >0,74	1,00 – >0,70	1,00 – >0,65	1,00 – >0,67	1,00 – >0,65	–
2	≤0,74 – >0,51	≤0,70 – >0,43	0,65 – >0,51	≤0,67 – >0,38	≤0,65 – >0,48	–
3	≤0,51 – >0,32	≤0,43 – >0,27	0,51 – >0,34	≤0,38 – >0,24	≤0,48 – >0,32	–
4/5	≤0,32 – 0,00	≤0,27 – 0,00	0,34 – 0,00	≤0,24 – 0,00	≤0,32 – 0,00	–

Tabelle 60 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen: Silikatisch geprägte Fließgewässer der Vulkangebiete, Mittelgebirge

Phytobenthos	PB_2 Silikatische FG im Mittelgebirge			
Diatomeen	D_6 FG der Vulkangebiete mit EZG < 100 km²			
Makrophyten	MP(G)	MP	MRS Phanerogamen	MRS Moose
ökologische Zustandsklasse				
1	1,00 – >0,74	1,00 – >0,70	1,00 – >0,65	1,00 – >0,67
2	≤0,74 – >0,51	≤0,70 – >0,43	≤0,65 – >0,51	≤0,67 – >0,38
3	≤0,51 – >0,32	≤0,43 – >0,27	≤0,51 – >0,34	≤0,38 – >0,24
4/5	≤0,32 – 0,00	≤0,27 – 0,00	≤0,34 – 0,00	≤0,24 – 0,00

Tabelle 61 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen, karbonatisch geprägte kleine Fließgewässer der Mittelgebirge

Phytobenthos	PB_3 karbonatische FG im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland					
Diatomeen	D_7a FG der Löss- und Keuperregionen mit EZG < 1000 km²			D_7b FG der übrigen Kalkgebiete mit EZG < 1000 km²		
Makrophyten	MP(G)	MP	MRK	MP(G)	MP	MRK
ökologische Zustandsklasse						
1	1,00 – >0,74	1,00 – >0,69	1,00 – >0,64	1,00 – >0,74	1,00 – >0,69	1,00 – >0,64
2	≤0,74 – >0,46	≤0,69 – >0,37	≤0,64 – >0,44	≤0,74 – >0,46	≤0,69 – >0,37	≤0,64 – >0,44
3	≤0,46 – >0,27	≤0,37 – >0,22	≤0,44 – >0,27	≤0,46 – >0,27	≤0,37 – >0,22	≤0,44 – >0,27
4/5	≤0,27 – 0,00	≤0,22 – 0,00	≤0,27 – 0,00	≤0,27 – 0,00	≤0,22 – 0,00	≤0,27 – 0,00

Tabelle 62 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen:
Karbonatisch geprägte große Fließgewässer der Mittelgebirge

Phytobenthos	PB_3 karbonatische FG im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland			
Diatomeen	D_8 FG mit EZG > 1000 km²			
Makrophyten	MP(G)	MP	MRK	Mg
ökologische Zustandsklasse				
1	1,00 – >0,74	1,00 – >0,69	1,00 – >0,64	–
2	≤0,74 – >0,46	≤0,69 – >0,37	≤0,64 – >0,44	–
3	≤0,46 – >0,27	≤0,37 – >0,22	≤0,44 – >0,27	–
4/5	≤0,27 – 0,00	≤0,22 – 0,00	≤0,27 – 0,00	–

Bewertung mit den Modulen Makrophyten und Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen

Tabelle 63 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesicherten Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Kleine silikatisch geprägte Fließgewässer des Mittelgebirges

Diatomeen	D_4 FG des Buntsandstein und Grundgebirges mit EZG < 100 km²			
Makrophyten	MP(G)	MP	MRS Phanerogamen	MRS Moose
ökologische Zustandsklasse				
1	1,00 – >0,80	1,00 – >0,73	1,00 – >0,66	1,00 – >0,69
2	≤0,80 – >0,48	≤0,73 – >0,36	≤0,66 – >0,48	≤0,69 – >0,28
3	≤0,48 – >0,27	≤0,36 – >0,20	≤0,48 – >0,30	≤0,28 – 0,00
4/5	≤0,27 – 0,00	≤0,20 – 0,00	≤0,30 – 0,00	–

Tabelle 64 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesicherten Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Große silikatisch geprägte Fließgewässer des Mittelgebirges

Diatomeen	D_5 FG des Buntsandstein und Grundgebirges mit EZG > 100 km² und < 1000 km²					
Makrophyten	MP(G)	MP	MRS Phanerogamen	MRS Moose	MRK	Mg
ökologische Zustandsklasse						
1	1,00 – >0,74	1,00 – >0,67	1,00 – >0,61	1,00 – >0,63	1,00 – >0,60	–
2	≤0,74 – >0,46	≤0,67 – >0,33	≤0,61 – >0,46	≤0,63 – >0,26	≤0,60 – >0,42	–
3	≤0,46 – >0,24	≤0,33 – >0,16	≤0,46 – >0,26	≤0,26 – 0,00	≤0,42 – >0,24	–
4/5	≤0,24 – 0,00	≤0,16 – 0,00	≤0,26 – 0,00	–	≤0,24 – 0,00	–

Tabelle 65 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Silikatisch geprägte Fließgewässer der Vulkangebiete, Mittelgebirge

Diatomeen	D_6 FG der Vulkangebiete mit EZG < 100 km²			
Makrophyten	MP(G)	MP	MRS Phanerogamen	MRS Moose
ökologische Zustandsklasse				
1	1,00 – >0,74	1,00 – >0,67	1,00 – >0,61	1,00 – >0,63
2	≤0,74 – >0,46	≤0,67 – >0,33	≤0,61 – >0,46	≤0,63 – >0,26
3	≤0,46 – >0,24	≤0,33 – >0,16	≤0,46 – >0,26	≤0,26 – 0,00
4/5	≤0,24 – 0,00	≤0,16 – 0,00	≤0,26 – 0,00	–

Tabelle 66 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Karbonatisch geprägte kleine Fließgewässer der Mittelgebirge

Diatomeen	D_7a FG der Löss- und Keuperregionen mit EZG < 1000 km²			D_7b FG der übrigen Kalkgebiete mit EZG < 1000 km²		
Makrophyten	MP(G)	MP	MRK	MP(G)	MP	MRK
ökologische Zustandsklasse						
1	1,00 – >0,74	1,00 – >0,66	1,00 – >0,59	1,00 – >0,74	1,00 – >0,66	1,00 – >0,59
2	≤0,74 – >0,44	≤0,66 – >0,32	≤0,59 – >0,41	≤0,74 – >0,44	≤0,66 – >0,32	≤0,59 – >0,41
3	≤0,44 – >0,23	≤0,32 – >0,15	≤0,41 – >0,23	≤0,44 – >0,23	≤0,32 – >0,15	≤0,41 – >0,23
4/5	≤0,23 – 0,00	≤0,15 – 0,00	≤0,23 – 0,00	≤0,23 – 0,00	≤0,15 – 0,00	≤0,23 – 0,00

Tabelle 67 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Karbonatisch geprägte große Fließgewässer der Mittelgebirge

Diatomeen	D_8 FG mit EZG > 1000 km²			
Makrophyten	MP(G)	MP	MRK	Mg
ökologische Zustandsklasse				
1	1,00 – >0,74	1,00 – >0,66	1,00 – >0,59	–
2	≤0,74 – >0,44	≤0,66 – >0,32	≤0,59 – >0,41	–
3	≤0,44 – >0,23	≤0,32 – >0,15	≤0,41 – >0,23	–
4/5	≤0,23 – 0,00	≤0,15 – 0,00	≤0,23 – 0,00	–

Bewertung mit den Modulen Phytobenthos ohne Diatomeen und Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten

Tabelle 68 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesicherten Modul Makrophyten: Silikatisch geprägte Fließgewässer des Mittelgebirges

Phytobenthos	PB_2 Silikatische FG im Mittelgebirge					
Diatomeen	D_4 FG des Buntsandstein- und Grundgebirges mit EZG < 100 km ²			D_5 FG des Buntsandstein- u. Grundgebirges mit EZG > 100 km ² und < 1000 km ²		
ökologische Zustandsklasse						
1	1,00	–	>0,73	1,00	–	>0,67
2	≤0,73	–	>0,55	≤0,67	–	>0,52
3	≤0,55	–	>0,40	≤0,52	–	>0,36
4	≤0,40	–	>0,16	≤0,36	–	>0,16
5	≤0,16	–	0,00	≤0,16	–	0,00

Tabelle 69 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesicherten Modul Makrophyten: Silikatisch geprägte Fließgewässer der Vulkangebiete, Mittelgebirge

Phytobenthos	PB_2 Silikatische FG im Mittelgebirge		
Diatomeen	D_6 FG der Vulkangebiete mit EZG < 100 km ²		
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00	–	>0,67
2	≤0,67	–	>0,52
3	≤0,52	–	>0,36
4	≤0,36	–	>0,16
5	≤0,16	–	0,00

Tabelle 70 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Makrophyten: Karbonatisch geprägte kleine und große Fließgewässer der Mittelgebirge

Phytobenthos	PB_3 karbonatische FG im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland		
Diatomeen	D_7a FG der Löss- und Keuperregionen mit EZG < 1000 km²	D_7b FG der übrigen Kalkgebiete mit EZG < 1000 km²	D_8 FG mit EZG > 1000 km²
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00 – >0,66	1,00 – >0,66	1,00 – >0,66
2	≤0,66 – >0,44	≤0,66 – >0,44	≤0,66 – >0,44
3	≤0,44 – >0,29	≤0,44 – >0,29	≤0,44 – >0,29
4	≤0,29 – 0,00	≤0,29 – 0,00	≤0,29 – 0,00
5	–	–	–

Bewertung mit den Modulen Makrophyten und Phytobenthos ohne Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen

Tabelle 71 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Diatomeen: Silikatisch geprägte Fließgewässer des Mittelgebirges

Phytobenthos	PB_2 Silikatische FG im Mittelgebirge					
Makrophyten	MP(G)	MP	MRS Phanerogamen	MRS Moose	MRK	Mg
ökologische Zustandsklasse						
1	1,00 – >0,82	1,00 – >0,75	1,00 – >0,68	1,00 – >0,71	1,00 – >0,67	–
2	≤0,82 – >0,56	≤0,75 – >0,43	≤0,68 – >0,56	≤0,71 – >0,36	≤0,67 – >0,52	–
3	≤0,56 – >0,37	≤0,43 – >0,30	≤0,56 – >0,40	≤0,36 – 0,00	≤0,52 – >0,37	–
4/5	≤0,37 – 0,00	≤0,30 – 0,00	≤0,40 – 0,00	–	≤0,37 – 0,00	–

Tabelle 72 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Diatomeen: Karbonatisch geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge

Phytobenthos	PB_3 karbonatische FG im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland			
Makrophyten	MP(G)	MP	MRK	Mg
ökologische Zustandsklasse				
1	1,00 – >0,82	1,00 – >0,75	1,00 – >0,67	–
2	≤0,82 – >0,50	≤0,75 – >0,37	0,67 – >0,46	–
3	≤0,50 – >0,31	≤0,37 – >0,23	0,46 – >0,31	–
4/5	≤0,31 – 0,00	≤0,23 – 0,00	0,31 – 0,00	–

Bewertung mit dem Modul Makrophyten, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen und zugleich ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen

Tabelle 73 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Diatomeen und zugleich ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Fließgewässer der Mittelgebirge

Makrophyten	MP(G)	MP	MRS Phanerogamen	MRS Moose	MRK	Mg
ökologische Zustandsklasse						
1	1,00 – 0,90	1,00 – 0,75	1,00 – 0,62	1,00 – 0,67	1,00 – 0,60	–
2	<0,90 – 0,50	<0,75 – 0,25	<0,62 – 0,50	<0,67 – 0,10	<0,60 – 0,42	–
3	<0,50 – 0,25	<0,25 – 0,10	<0,50 – 0,30	<0,10 – 0,00	<0,42 – 0,25	–
4/5	<0,25 – 0,00	<0,10 – 0,00	<0,30 – 0,00	–	<0,25 – 0,00	–

Bewertung mit dem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen und zugleich ungesichertem Modul Makrophyten

Tabelle 74 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Diatomeen und zugleich ungesichertem Modul Makrophyten: Fließgewässer der Mittelgebirge

Phytobenthos	PB_2 Silikatische FG im Mittelgebirge	PB_3 karbonatische FG im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland
ökologische Zustandsklasse		
1	1,00 – 0,75	1,00 – 0,75
2	<0,75 – 0,63	<0,75 – 0,50
3	<0,63 – 0,50	<0,50 – 0,37
4	<0,50 – 0,25	<0,37 – 0,25
5	<0,25 – 0,00	<0,25 – 0,00

Bewertung mit dem Modul Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen und zugleich ungesichertem Modul Makrophyten

Tabelle 75 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen und zugleich ungesichertem Modul Makrophyten: Silikatisch geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge

Diatomeen	D_4 FG des Buntsandstein und Grundgebirges mit EZG < 100 km ²	D_5 FG des Buntsandstein und Grundgebirges mit EZG > 100 km ² und < 1000 km ²	D_6 FG der Vulkangebiete mit EZG < 100 km ²
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00 – >0,71	1,00 – >0,59	1,00 – >0,59
2	≤0,71 – >0,47	≤0,59 – >0,42	≤0,59 – >0,42
3	≤0,47 – >0,29	≤0,42 – >0,23	≤0,42 – >0,23
4	≤0,29 – >0,07	≤0,23 – >0,07	≤0,23 – >0,07
5	≤0,07 – 0,00	≤0,07 – 0,00	≤0,07 – 0,00

Tabelle 76 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen und zugleich ungesichertem Modul Makrophyten: Karbonatisch geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge

Diatomeen	D_7a FG der Löss- und Keuperregionen mit EZG < 1000 km ²	D_7b FG der übrigen Kalkgebiete mit EZG < 1000 km ²	D_8 FG mit EZG > 1000 km ²
ökologische Zustandsklasse			
	1,00 – > 0,58	1,00 – > 0,58	1,00 – > 0,58
	0,58 – > 0,39	0,58 – > 0,39	0,58 – > 0,39
	0,39 – > 0,21	0,39 – > 0,21	0,39 – > 0,21
	0,21 – 0,00	0,21 – 0,00	0,21 – 0,00
	–	–	–

Norddeutsches Tiefland

Bewertung mit den Modulen Makrophyten, Diatomeen und Phytobenthos ohne Diatomeen

Das Verfahren für die Bewertung karbonatisch geprägten Fließgewässer des Mittelgebirges mit Phytobenthos ohne Diatomeen (Phytobenthostyp PB_3) ist noch mit größeren Unsicherheitsfaktoren behaftet (siehe Kapitel „Zusammenfassung und Diskussion“, Seite 162). Eine Gesamtbewertung, in die Indexwerte aus dem genannten Verfahren eingehen, kann daher nicht als Endergebnis gewertet werden. Daher muss bei der Berechnung der Gesamtbewertung immer auch die Berechnung des Gesamtzustandes mit den Teilkomponenten Makrophyten und Diatomeen, unter Ausschluss des Phytobenthos ohne Diatomeen, stattfinden. Dieses Resultat kann als gesichert angesehen werden.

Tabelle 77 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen: Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

Phytobenthos	PB_3 karbonatische FG im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland					
Diatomeen	D_9 karbonatische FG mit EZG < 1000 km²			D_10 karbonatische FG mit EZG >1000 km²		
Makrophyten	TN	TR	TNg	TN	TR	TNg
ökologische Zustandsklasse						
1	1,00 – >6,10	–	–	1,00 – >0,63	–	–
2	≤6,10 – >3,90	–	–	≤0,63 – >0,41	–	–
3	≤3,90 – <0,25	–	–	≤0,41 – >0,27	–	–
4/5	≤0,25 – 0,00	–	–	≤0,27 – 0,00	–	–

Die silikatisch geprägten und die organisch geprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes sind zur Zeit nur mit dem Modul „Phytobenthos ohne Diatomeen“ zu bewerten und werden im Kapitel „Bewertung mit dem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen und zugleich ungesichertem Modul Makrophyten“, Tabelle 82, behandelt. Da dies die Organismengruppe mit dem größten Forschungsbedarf bezüglich der Autökologie ist, sollten die Bewertungen, die allein auf diesem Modul beruhen, kritisch überprüft werden.

Bewertung mit den Modulen Makrophyten und Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen

Tabelle 78 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesicherten Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

Diatomeen	D_9 karbonatisch geprägte FG mit EZG < 1000 km ²			D_10 karbonatisch geprägte FG mit EZG >1000 km ²		
	TN	TR	TNg	TN	TR	TNg
ökologische Zustandsklasse						
1	1,00 – >0,55	–	–	1,00 – >0,58	–	–
2	≤0,55 – >0,33	–	–	0,58 – >0,36	–	–
3	≤0,33 – >0,19	–	–	0,36 – >0,23	–	–
4/5	≤0,19 – 0,00	–	–	0,23 – 0,00	–	–

Bewertung mit den Modulen Phytobenthos ohne Diatomeen und Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten

Tabelle 79 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesicherten Modul Makrophyten: Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

Phytobenthos	PB_3 karbonatische FG im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland	
	D_9 karbonatisch geprägte FG mit EZG < 1000 km ²	D_10 karbonatisch geprägte FG mit EZG >1000 km ²
ökologische Zustandsklasse		
1	1,00 – >0,67	1,00 – >0,70
2	≤0,67 – >0,46	≤0,70 – >0,49
3	≤0,46 – >0,30	≤0,49 – >0,34
4	≤0,30 – >0,16	≤0,34 – >0,18
5	≤0,16 – 0,00	≤0,18 – 0,00

Bewertung mit den Modulen Makrophyten und Phytobenthos ohne Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen

Tabelle 80 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Diatomeen: Karbonatisch geprägte und silikatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

Phytobenthos	PB_3 karbonatische FG im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland			PB_4 silikatische und organische FG im Norddeutschen Tiefland		
	TN	TR	TNg	TN	TR	TNg
ökologische Zustandsklasse						
1	1,00 – >0,62	–	–	1,00 – >0,52	–	–
2	≤0,62 – >0,37	–	–	≤0,62 – >0,43	–	–
3	≤0,37 – >0,26	–	–	≤0,43 – >0,32	–	–
4/5	≤0,26 – 0,00	–	–	≤0,32 – 0,00	–	–

Bewertung mit dem Modul Makrophyten, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen und zugleich ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen

Tabelle 81 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Diatomeen und zugleich ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen: Mittelgroße Niederungsfließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

Makrophyten	TN		
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00	–	0,50
2	<0,50	–	0,25
3	<0,25	–	0,15
4/5	<0,15	–	0,00

Bewertung mit dem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen und zugleich ungesichertem Modul Makrophyten

Tabelle 82 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Diatomeen und zugleich ungesichertem Modul Makrophyten: Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

Phytobenthos	PB_3 karbonatische FG im Mittelgebirge und im Norddeutschen Tiefland			PB_4 silikatische und organische FG im Norddeutschen Tiefland		
ökologische Zustandsklasse						
1	1,00	–	0,75	1,00	–	0,75
2	<0,75	–	0,50	<0,75	–	0,63
3	<0,50	–	0,37	<0,63	–	0,50
4	<0,37	–	0,25	<0,50	–	0,25
5	<0,25	–	0,00	<0,25	–	0,00

Bewertung mit dem Modul Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen und zugleich ungesichertem Modul Makrophyten

Tabelle 83 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Phytobenthos ohne Diatomeen und zugleich ungesichertem Modul Makrophyten: Karbonatisch geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes

Diatomeen	D_9 karbonatisch geprägte FG mit EZG < 1000 km ²			D_10 karbonatisch geprägte FG mit EZG > 1000 km ²		
ökologische Zustandsklasse						
1	1,00	–	>0,59	1,00	–	>0,66
2	≤0,59	–	>0,42	≤0,66	–	>0,48
3	≤0,42	–	>0,23	≤0,48	–	>0,31
4	≤0,23	–	>0,07	≤0,31	–	>0,12
5	≤0,07	–	0,00	≤0,12	–	0,00

Verschneiden des Ergebnisses mit zusätzlichen Kriterien

Die Einzelbewertungsverfahren für die Module Makrophyten und Diatomeen sehen nach der Ermittlung des ökologischen Zustandes durch die Berechnung der jeweiligen Indexwerte noch eine Überprüfung verschiedener Metrics zur Indikation spezieller Belastungen vor. In die Bewertung der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos werden diese zusätzlichen Kriterien ebenfalls eingebracht. Da es sich dabei um Belastungsarten handelt, die nicht von allen Teilorganismengruppen gleich gut indiziert werden können, gehen sie am Schluss in die Gesamtbewertung ein. Wird z. B. durch die Diatomeenbiozönose mit dem Halobienindex Versalzung angezeigt, wird das Ergebnis der Bewertung aus den Kapiteln Alpen bis Norddeutsches Tiefland entsprechend des Moduls Versalzung (siehe Kapitel „Modul „Versalzung“, Seite 137) abgestuft. Ähnliches gilt für die Zusatzkriterien aus dem Bewertungsverfahren Makrophyten. Wenn beispielsweise im Makrophytentyp MP (Potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen) mehr als 50 % der Arten aus der Artengruppe C stammen, und wird bei der Berechnung der Gesamtzustandsklasse eine 1 oder eine 2 vergeben, so wird um eine Zustandsklasse abgestuft. Diese Zusatzkriterien werden im Folgenden dargestellt. Dabei werden nur die Organismengruppenabhängigen Typen und die dort relevanten Kriterien aufgeführt. Diese sind dann für jede auftretende Kombination, die den entsprechenden Typ beinhaltet, anzuwenden. Ist der errechnete Indexwert eines Moduls nicht gesichert, werden auch die auf diese Teilgruppe bezogenen Zusatzkriterien nicht auf das Gesamtergebnis angewendet. **Alle Voraussetzungen (sofern nicht anders vermerkt) der Anwendung von Zusatzkriterien sowie die Modifikationen des Ergebnisses beziehen sich auf die Gesamtauswertung bzw. die ökologische Zustandsklasse der gesamten Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos!**

Bei der Abstufung des errechneten Gesamtzustandes erhalten die Zusatzkriterien großes Gewicht, in Bezug auf Versalzung und Versauerung wird eine „worst-case“-Betrachtung vorgenommen. Im Falle der anderen Makrophytenmodule wurden, um eine Überbewertung dieser Teilkomponenten zu verhindern, die Bedingungen für eine Abstufung etwas abgeändert. Ein anderer Ansatz ist die Abstufung der Einzelkomponenten nach den dort vorgeschriebenen Verfahren, vor der Berechnung des Gesamtzustandes. Dabei würden die Module gewichtet und damit schwächer eingehen. Da jedoch gerade die Faktoren Versalzung und Versauerung gravierende Beeinträchtigungen eines Gewässers darstellen, wurde die vorgestellte Methode gewählt. Allerdings muss sich erst in der Anwendung herausstellen, ob diese Vorgehensweise beibehalten werden kann.

Ökoregion-unabhängig

In allen Ökoregionen ist bei einem Fehlen der Makrophyten die Ursache hierfür zu ermitteln. Wird z. B. auf Grund von chemisch-physikalischen Parametern, strukturellen Veränderungen (Verbau), Mahd, Fischbesatz oder anderen anthropogen bedingten Einflüssen eine degradationsbedingte Makrophytenverödung festgestellt, muss im Fall einer „sehr guten“ oder „guten“ Gesamtbewertung auf den Zustand 3 abgestuft werden.

Alpen

- Makrophyten:
MRK falls C > 20 % und ökologischer Zustand = 1 oder 2 → 1 Klasse abstufen
MP(G) falls C > 50 % und ökologischer Zustand = 1 oder 2 → 1 Klasse abstufen
- Diatomeen:
D_1a Modul Versalzung (siehe Tabelle 84)
D_1b Modul Versalzung (siehe Tabelle 84)

Alpenvorland

- Makrophyten:
MRK falls C > 20 % und ökologischer Zustand = 1 oder 2 → 1 Klasse abstufen
MP(G) falls C > 50 % und ökologischer Zustand = 1 oder 2 → 1 Klasse abstufen
- Diatomeen:
D_2a Modul Versalzung (siehe Tabelle 84)
D_2b Modul Versalzung (siehe Tabelle 84)
D_3 Modul Versalzung (siehe Tabelle 84)

Mittelgebirge

- Makrophyten:
MRS falls 100 % V → Zustand 3, wenn nicht die Diatomeen stärkere Versauerung anzeigen
falls C > 50 % und ökologischer Zustand = 1 oder 2 → 1 Klasse abstufen
MRK falls C > 20 % und ökologischer Zustand = 1 oder 2 → 1 Klasse abstufen
MP(G) falls C > 50 % und ökologischer Zustand = 1 oder 2 → 1 Klasse abstufen
- Diatomeen
D_4 Modul Versalzung (siehe Tabelle 84)
Modul Versauerung (siehe Tabelle 85)
D_5 Modul Versalzung (siehe Tabelle 84)
Modul Versauerung (siehe Tabelle 85)
D_6 Modul Versalzung (siehe Tabelle 84)
Modul Versauerung (siehe Tabelle 85)
D_7a Modul Versalzung (siehe Tabelle 84)
D_7b Modul Versalzung (siehe Tabelle 84)
D_8 Modul Versalzung (siehe Tabelle 84)

Norddeutsches Tiefland

- Makrophyten:

- TN Treffen mindestens drei der folgenden Kriterien zu → Abstufung um eine Klasse, maximal bis Klasse 4:
- Evenness $< 0,75$
 - *Potamogeton pectinatus* $\geq 30 \%$
 - *Sparganium emersum* $\geq 30 \%$
 - % C $\geq 30 \%$
 - Taxazahl < 4

- Diatomeen:

D_9 Modul Versalzung (siehe Tabelle 84)

D_10 Modul Versalzung (siehe Tabelle 84)

Tabelle 84 Diatomeenmodul „Versalzung Diatomeen“. Halobienindexwerte, die zur Abstufung der ökologischen Zustandsklasse führen

Halobienindex	Abstufung um
> 15 und < 30	eine ökologische Zustandsklasse
> 30	zwei ökologische Zustandsklassen

Tabelle 85 Diatomeenmodul „Versauerung Diatomeen“. Summenhäufigkeiten von Versauerungszeigern, die zur Abstufung der ökologischen Zustandsklasse führen

Summenhäufigkeit d. Versauerungszeiger	Abstufung um
10–25 %	eine ökologische Zustandsklasse
26–50 %	zwei ökologische Zustandsklassen
51–75 %	drei ökologische Zustandsklassen
76–100 %	vier ökologische Zustandsklassen

4.4.2 Seen

4.4.2.1 Verschneidung der Metrics Makrophyten und Diatomeen

Für die Gesamtbewertung der Seen mit der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos ist es unbedingt erforderlich, dass die Bewertungen der beiden Teilmodule Makrophyten und Diatomeen exakt nach den dort beschriebenen Methoden vorgenommen wird. Das setzt auch die korrekte Bestimmung des biozönotischen Typs voraus.

Die Typologie der LAWA, basierend auf MATHES et al. (2002), kann als Grundlage der Typermittlung herangezogen werden. Die Typologie des Makrophyten & Phytobenthos-Verfahrens ist gut mit diesem System in Einklang zu bringen. Sollten sich in der bundesweiten Typologie nach Fertigstellung der anderen biologischen Projekte noch Änderungen ergeben, muss das allerdings erneut überprüft werden. Bei einer Erweiterung des Makrophyten & Phytobenthos-Datensatzes, wie er im Rahmen des laufenden Praxistest geplant ist, können sich evtl auch Änderungen der biozönotischen Typologie ergeben. Eine Gegenüberstellung der vorläufigen Version der LAWA-Typologie mit der im vorliegenden Projekt erarbeiteten Typologie ist in Tabelle 19 zu sehen.

Für eine Zuordnung zu den biozönotischen Typen benötigt man folgende Faktoren:

- Ökoregion, unterschieden nach Alpen und Alpenvorland, Mittelgebirge sowie Norddeutsches Tiefland
- Uferneigung
- Kalziumgehalt
- Schichtungsverhalten
- Volumenquotient

Da sich die beiden Bewertungsmodule Makrophyten und Diatomeen in ihrer Aussagekraft über den ökologischen Zustand eines Gewässers ergänzen und keinesfalls widersprechen (Kapitel 4.4) ist es nicht als sinnvoll zu erachten, die Einzelbewertungen mit dem Prinzip des „worst-case“ zu verschneiden, wie in der Wasserrahmenrichtlinie für die vier Biokomponenten untereinander gefordert. Vielmehr müssen die Bewertungen in ihrer unterschiedlichen Aussagekraft zu verschiedenen Bedingungen im Gewässer miteinander kombiniert und dabei gleichwertig behandelt werden. Dies wird mathematisch am besten mit dem arithmetischen Mittel ausgedrückt. Eine solche Vorgehensweise wird auch in ECOSTAT (2003) beschrieben. Einzelwerte aus einer Biokomponente, die auf den gleichen „pressures“ basieren, werden durch Bilden eines Mittelwerts kombiniert. Im Falle der Makrophyten und des Phytobenthos entspricht das der starken Beeinflussung der Gesellschaften durch die Trophie.

Zwar kann den errechneten Indexwerten der Teilorganismengruppen eine ökologische Zustandsklasse von 1 bis 5 zugewiesen werden, verwendet man jedoch diese Klassen zur Verrechnung der Module, geht viel Information verloren. Es werden dabei keine Grenzfälle berücksichtigt. Eine Stelle, die den nächst besseren Zustand nur knapp nicht erreicht, wird den Stellen gleichgesetzt, die nur um Weniges den nächst schlechteren Zustand verfehlen. Daher werden zur Verschneidung die Indexwerte der Einzelmodule benutzt. Um die Ergebnisse der Metrics vergleichbar zu machen,

müssen die Indexwerte umgerechnet werden, eine einheitliche Skala von „0“ bis „1“ bietet sich an. Der Wert „1“ bedeutet dabei bestmöglicher ökologischer Zustand im Sinne der WRRL und damit Zustandsklasse 1. „0“ dagegen höchste Degradation des Gewässers, d. h. Zustandsklasse 5. Die Umrechnungen für das Modul „Makrophyten“ (Referenzindex, RI) erfolgt nach Gleichung 21. Das Ergebnis des Moduls „Diatomeen“ (Diatomeenindex_{Seen}, DI_{Seen}) bewegt sich bereits auf dieser Skala und muss deswegen nicht umgerechnet werden.

Gleichung 21 Gleichung zur Umrechnung des Moduls RI_{FG} (Referenzindex_{Seen} Makrophyten) auf eine Skala von 0 bis 1.

$$M_{MP} = \frac{(RI_{Seen} + 100) * 0,5}{100}$$

M_{MP} = Modul Makrophytenbewertung
RI_{Seen} = typbezogener berechneter Referenzindex_{Seen}

Die Berechnung des Indexes aus den Komponenten erfolgt nach Gleichung 22. Sollte ein berechnetes Einzelmodul als nicht gesichert angesehen werden müssen, wird der Makrophyten- Phytobenthos-Index für Seen (M&P_{Seen}) dem Ergebnis des gesicherten Moduls gleichgesetzt. Allerdings ist dann das Endergebnis kritisch zu überprüfen!

Gleichung 22 Berechnung des Indexwertes M&P_{Seen} zur Ermittlung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässers bei zwei gesicherten Modulen.

$$M \& P_{Seen} = \frac{M_{MP} + M_D}{2}$$

M&P_{Seen} = Makrophyten & Phytobenthos-Index für Seen
M_{MP} = Modul Makrophyten
M_D = Modul Diatomeen

4.4.2.2 Ermitteln der ökologischen Zustandsklasse eines Gewässers mit der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie

Bei den Untersuchungen der Teilorganismengruppen Makrophyten und Diatomeen wurden für beide Gruppen typspezifische Bewertungsverfahren entwickelt. Dabei konnten Gewässer, die sich in ihrer Referenzzönose nicht oder nur unwesentlich unterschieden, zu organismengruppenabhängigen Typen zusammengefasst werden (Makrophyten-Typen, Diatomeen-Typen). Die Gewässer können anhand geomorphologischer und chemischer Faktoren den Typen zugewiesen werden. Diese Typologie soll die durch die LAWA erarbeitete Typologie der Fließgewässer nicht ersetzen, sondern ist als ein ganz wesentlicher Teil des Bewertungsverfahrens zu verstehen. Die Artengruppen, auf denen die Teilbewertungsverfahren beruhen, sind ganz eng mit diesen ermittelten biozönotischen Typen verbunden. Für jeden der ermittelten Typen wurde ein Bewertungsverfahren mit typspezifischen Klassengrenzen entwickelt. **Die korrekte Einteilung der zu untersuchenden Gewässers in diese biozönotischen Seentypen ist die Voraussetzung für eine Bewertung mit Makrophyten & Phytobenthos.**

Für die Kombination von Makrophyten- und Diatomeen-Bewertungsverfahren zur Gesamtbewertung müssen Grenzen zur Einteilung der Werte des $M\&P_{\text{Seen}}$ (Makrophyten & Phytobenthos-Index für Seen) in ökologische Zustandsklassen im Sinne der WRRL erstellt werden. Für diese Grenzziehung werden die in den Einzelbewertungsverfahren ermittelten Klassengrenzen miteinander auf die gleiche Weise verrechnet wie auch die Indexwerte der Biozönosen (siehe Kapitel 4.4.1.1).

Getrennt nach Ökoregionen sind in Tabelle 86 bis Tabelle 97 die Grenzen dargestellt. Im Falle einer ungesicherten Bewertung eines Moduls wird dieses Ergebnis zwar unterstützend zur Interpretation des Gesamtergebnisses herangezogen, aus der Ermittlung der ökologischen Zustandsklasse nach WRRL aber herausgelassen. Die Indexgrenzen für den Fall ungesicherter Einzelbewertungen sind ebenfalls in den genannten Tabellen aufgeführt.

Nur in seltenen Ausnahmefällen ist eine korrekt genommene und aufbereitete Diatomeenprobe nicht auszuwerten. Wenn möglich sollte eine Probestelle, bei deren Beprobung dieser Fall eintritt, nochmals beprobt werden, da anzunehmen ist, dass bei einem der Arbeitsschritte ein Fehler unterlaufen ist oder der Zeitpunkt der Probenahme unmittelbar nach einer Störung der Umgebung vorgenommen wurde. Ist letzteres der Fall, sind auch die Ergebnisse der anderen Module kritisch zu überprüfen.

Alpen und Alpenvorland

Bewertung mit den Modulen Makrophyten und Diatomeen

Tabelle 86 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen: Seen der Region Alpen und Alpenvorland

MATHES et al.	Typ 1 bis 4		
Diatomeen	D_1		
Makrophyten	Typ AK(s)		
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00	–	0,85
2	<0,85	–	0,53
3	<0,53	–	0,34
4/5	<0,34	–	0,00

Bewertung mit dem Modul Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten

Tabelle 87 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Makrophyten: Seen der Region Alpen und Alpenvorland

MATHES et al.	Typ 1 bis 4		
Diatomeen	D_1		
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00	–	0,83
2	<0,83	–	0,55
3	<0,55	–	0,30
4/5	<0,30	–	0,00

Bewertung mit dem Modul Makrophyten, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen

Tabelle 88 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Diatomeen: Seen der Region Alpen und Alpenvorland

MATHES et al.	Typ 1 bis 4		
Makrophyten	Typ AK(s)		
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00	–	0,88
2	<0,88	–	0,50
3	<0,50	–	0,38
4/5	<0,37	–	0,00

Mittelgebirge

Im Mittelgebirge existieren nur wenige natürliche Seen die größer als 50 ha und damit für die Bewertung nach WRRL relevant sind. Obwohl zur Entwicklung des Bewertungsverfahrens auch Gewässer unterhalb dieser Mindestgröße in die Auswertungen mit einbezogen wurden, konnte auf Grund mangelnder Daten nicht für alle Typen nach MATHES et al. (2002) ein Bewertungsverfahren erstellt werden. Die Typen 5 und 8 bezeichnen ausschließlich Talsperren, in den Typen 6 und 7 gibt es nur wenige natürliche Gewässer, nur ein bzw. zwei Seen waren im Projekt vertreten. Allerdings können die Seen des Typs 7 vorläufig nach dem Bewertungsverfahren des Diatomeentyps D_1 und des Makrophytentyps AK bewertet werden. Die Typen 5, 6 und 8 nach MATHES et al. (2002) können mit dem vorliegenden Verfahren nicht bewertet werden.

Bewertung mit den Modulen Makrophyten und Diatomeen

Der Seentyp 9 nach MATHES et al. (2002) beinhaltet sowohl die circumneutralen Maare der Eifel und die schwach sauren Seen des Schwarzwaldes sowie auch dystrophen Gewässer der Mittelgebirge. Der Vergleich der Diatomeen-Biozönosen lässt zwar Unterschiede erkennen, jedoch ist der vorliegende Datensatz nicht ausreichend um diese Differenzierungen gesichert zu beschreiben. Vorläufig werden alle Seen des Typs 9 nach der gleichen Vorgehensweise bewertet.

Tabelle 89 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen: Silikatisch geprägte Seen des Mittelgebirges

MATHES et al.	Typ 9		
Diatomeen	D_2		
Makrophyten	Typ MTS		
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00	–	0,91
2	<0,91	–	0,63
3	<0,63	–	0,30
4/5	<0,30	–	0,00

Bewertung mit dem Modul Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten

Tabelle 90 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesicherten Modul Makrophyten: Silikatisch geprägte Seen des Mittelgebirges

MATHES et al.	Typ 9		
Diatomeen	D_2		
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00	–	0,83
2	<0,83	–	0,55
3	<0,55	–	0,30
4/5	<0,30	–	0,00

Bewertung mit dem Modul Makrophyten, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen

Tabelle 91 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesicherten Modul Diatomeen: Silikatisch geprägte Seen des Mittelgebirges

MATHES et al.	Typ 9		
Makrophyten	Typ MTS		
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00		
2	<1,00	–	0,70
3	<0,70	–	0,30
4/5	<0,30	–	0,00

Norddeutsches Tiefland

Die Typen 12 und 14 nach MATHES et al. können nur mit dem Modul Makrophyten bewertet werden. Die Indexgrenzen finden sich unter der Kategorie Bewertung mit dem Modul Makrophyten, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen in Tabelle 97.

Bewertung mit den Modulen Makrophyten und Diatomeen

Tabelle 92 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen: Geschichtete Seen des Norddeutschen Tieflandes

MATHES et al.	Typ 10 und 13		
Diatomeen	D_3		
Makrophyten	Typ TKg		
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00	–	0,69
2	<0,69	–	0,38
3	<0,38	–	0,26
4/5	<0,26	–	0,00

Tabelle 93 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen: Ungeschichtete Seen des Norddeutschen Tieflandes mit großem Einzugsgebiet und einer Verweildauer von über 30 Tagen

Mathes et al.	Typ 11		
Diatomeen	4		
Makrophyten	Typ TKp		
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00	–	0,61
2	<0,61	–	0,19
3	<0,19	–	0,09
4/5	<0,09	–	0,00

Bewertung mit dem Modul Diatomeen, anzuwenden bei ungesichertem Modul Makrophyten

Tabelle 94 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Makrophyten: Geschichtete Seen des Norddeutschen Tieflandes

Mathes et al.	Typ 10 und 13		
Diatomeen	D_3		
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00	–	0,69
2	<0,69	–	0,25
3	<0,25	–	0,07
4/5	<0,07	–	0,00

Tabelle 95 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Makrophyten: Ungeschichtete Seen des Norddeutschen Tieflandes mit großem Einzugsgebiet und einer Verweildauer von über 30 Tagen

Mathes et al.	Typ 11		
Diatomeen	4		
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00	–	0,63
2	<0,63	–	0,38
3	<0,38	–	0,19
4/5	<0,19	–	0,00

Bewertung mit dem Modul Makrophyten, anzuwenden bei ungesichertem Modul Diatomeen

Tabelle 96 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Diatomeen: Geschichtete Seen des Norddeutschen Tieflandes

MATHES et al.	Typ 10 und 13		
Makrophyten	Typ TKg		
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00	–	0,70
2	<0,70	–	0,51
3	<0,51	–	0,45
4/5	<0,45	–	0,00

Tabelle 97 Indexgrenzen für die Einteilung der ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Diatomeen: Ungeschichtete Seen des Norddeutschen Tieflandes

MATHES et al.	Typ 11, 12 und 14		
Makrophyten	Typ TKp		
ökologische Zustandsklasse			
1	1,00	–	0,60
2	<0,60	–	0,01
3	0,00		
4/5	Makrophytenverödung		

Verschneiden des Ergebnisses mit zusätzlichen Kriterien

Das Einzelbewertungsverfahren für das Modul Makrophyten sieht nach der Ermittlung des ökologischen Zustandes durch die Berechnung des jeweiligen Indexwertes eine Überprüfung verschiedener Metrics vor. In die Bewertung der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos werden diese zusätzlichen Kriterien ebenfalls eingebracht. Sie gehen am Schluss in die Gesamtbewertung ein. Sind z. B. im Makrophytentyp AK (Stellen karbonatreicher Seen der Alpen und des Alpenvorlandes) mehr als 10 % der kartierten Arten aus der Artengruppe C und wird bei der Berechnung der Gesamt-Zustandsklasse eine 1 vergeben, so wird um eine Zustandsklasse abgestuft. Diese Zusatzkriterien werden im Folgenden dargestellt. Ist der errechnete Indexwert des Moduls nicht gesichert, werden auch die relevanten Zusatzkriterien nicht auf das Gesamtergebnis angewendet. **Alle Voraussetzungen (sofern nicht anders vermerkt) der Anwendung von Zusatzkriterien sowie die Modifikationen des Ergebnisses beziehen sich auf die Gesamtauswertung bzw. die ökologische Zustandsklasse der gesamten Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos!**

Ökoregion-unabhängig

In allen Ökoregionen ist bei einem Fehlen der Makrophyten die Ursache dafür zu ermitteln. Wird z. B. auf Grund von chemisch-physikalischen Parametern, strukturellen Veränderungen (Verbau), Mahd, Fischbesatz oder anderen anthropogen bedingten Einflüssen eine degradationsbedingte Makrophytenverödung festgestellt, muss im Fall einer „sehr guten“ oder „guten“ Gesamtbewertung auf den Zustand 3 abgestuft werden.

Alpen und Alpenvorland

- Makrophyten:
AK(s) falls C > 10 % und ökologischer Zustand = 1 → 1 Klasse abstufen

Norddeutsches Tiefland

- Makrophyten:
TKg falls C > 5 % und ökologischer Zustand 1 → Zustandsklasse 2
falls – *Potamogeton pectinatus* ≥ 80 %
oder – *Ceratophyllum demersum* ≥ 80 %
und ökologischer Zustand 3 → Zustandsklasse 4
TKp falls – *Potamogeton pectinatus* ≥ 80 %
oder – *Ceratophyllum demersum* ≥ 80 %
oder – *Ceratophyllum submersum* ≥ 80 %
oder – *Elodea canadensis/nuttallii* ≥ 80 %
und ökologischer Zustand = 2 → Zustandsklasse 3
falls – *Potamogeton pectinatus* < 80 %
und – *Ceratophyllum demersum* < 80 %
und – *Ceratophyllum submersum* < 80 %
und – *Elodea canadensis/nuttallii* < 80 %
und – A = 0 → Zustandsklasse 3

5 Diskussion

5.1 Einzelmodule und Gesamtbewertung

In diesem Kapitel soll ein Überblick über die bei der Entwicklung des Verfahrens erhaltenen Erstbewertungen, die Relevanz der beteiligten Einzelmodule und die Verteilung der Einzelergebnisse auf die Gewässertypen gegeben werden. Daraus werden Erkenntnisse über Defizite und Schwerpunkte für die Weiterentwicklung und Anpassung des Verfahrens ersichtlich. Die drei Teilmodule wurde z.T. zu unterschiedlichen Zeitpunkten beprobt, um Informationen über saisonale Schwankungen zu erhalten. Da der Sommer die Jahreszeit ist, aus der die meisten Datenerhebungen zu allen drei Komponenten vorliegt, werden diese Beprobungen exemplarisch für die folgenden Auswertungen herangezogen. Die getroffenen Aussagen sind nicht repräsentativ für Deutschland, da für die Entwicklung des Verfahrens gezielt nach möglichst unbelasteten Gewässerabschnitten gesucht wurde. Erst die breite Praxisanwendung wird einen realistischen Überblick über die Gewässerzustände Deutschlands im Hinblick auf diese Biokomponenten bringen.

5.1.1 Fließgewässer

Für Fließgewässer liegen insgesamt 189 Bewertungen von Sommerproben vor. Diese teilen sich wie folgt auf die bei Fließgewässern verwendeten Teilmodule auf (Tabelle 98):

Tabelle 98 Anzahl von Fließgewässerabschnitten, die mit jeweils unterschiedlichen Teilmodulen oder mit drei Teilmodulen gemeinsam bewertet wurden sowie Anzahl von Stellen, an denen Zusatzkriterien Anwendung fanden

	Biozönotische Indizes	Zusatzkriterien		
		Versauerung	Versalzung	sonstige
Makrophyten	116	2		5
Diatomeen	179	3	8	
Phytobenthos o. D.	93			
drei Komponenten	49			

Die Verteilung der Gesamtbewertungen aller Fließgewässerstellen mit Sommerbeprobungen auf die fünf ökologischen Zustandsklassen zeigt Abbildung 40.

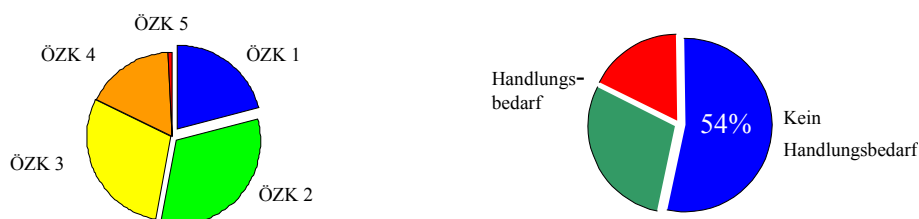


Abbildung 40 Verteilung der Gesamtbewertungen aller Sommerprobenahmen an Fließgewässern auf die fünf ökologischen Zustandsklassen nach WRRL (linke Seite). Darstellung der Probestellen mit und ohne Handlungsbedarf (rechte Seite). ÖZK: Ökologische Zustandsklasse nach WRRL, Qualitätskomponente Makrophyten & Phytobenthos.

Auf die Zustandsklassen 1 und 2 entfallen 41% der Probestellen, 59% entfallen demnach auf die Zustandsklassen 3 bis 5, bei denen Handlungsbedarf angezeigt wäre, bezogen auf den Stand Januar 2004 des Verfahrens.

Die Bewertungsergebnisse der einzelnen Teilmodule im Verhältnis zur Gesamtbewertung stellen sich folgendermaßen dar (Abbildung 41):

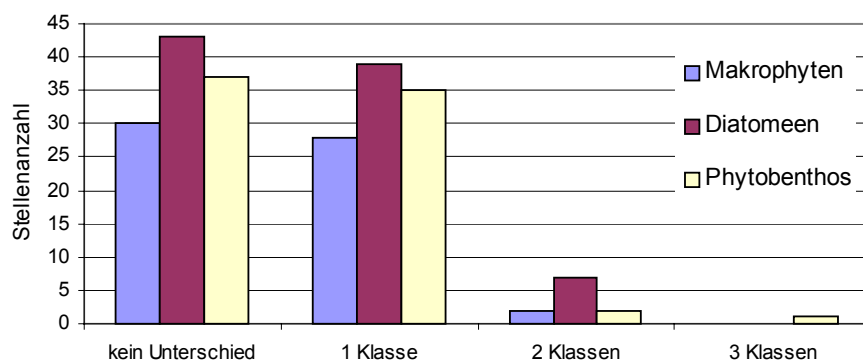


Abbildung 41 Abweichung der Bewertungsergebnisse der Einzelmodule von der Gesamtbewertung. In der Graphik sind nur die Stellen berücksichtigt, an denen für mindestens zwei der Teilmodule eine gesicherte Bewertung vorliegt.

Bei 80 bis 90 % der Untersuchungsstellen stimmen die Ergebnisse der Teilmodule Makrophyten, Phytobenthos und Diatomeen mit der Gesamtbewertung überein oder weichen um eine Stufe ab. An wenigen Stellen kommt eine Abweichung von mehr als einer Bewertungsstufe vor.

Ähnlich wie bei den Seen passen die Teilmodule der Fließgewässerbewertung gut zusammen und ergänzen einander. Bei Ausfall eines Moduls, z.B. bei natürlicherweise makrophytenfreien Untersuchungsstellen, kann dennoch mit Hilfe der zwei anderen Module bewertet werden. Die Bewertung ist umso sicherer, je mehr Teilmodule in das Ergebnis eingehen.

Die Verteilung der Gesamtbewertungen auf die vorläufigen biozönotisch begründeten Fließgewässertypen ergibt sich aus Abbildung 42.

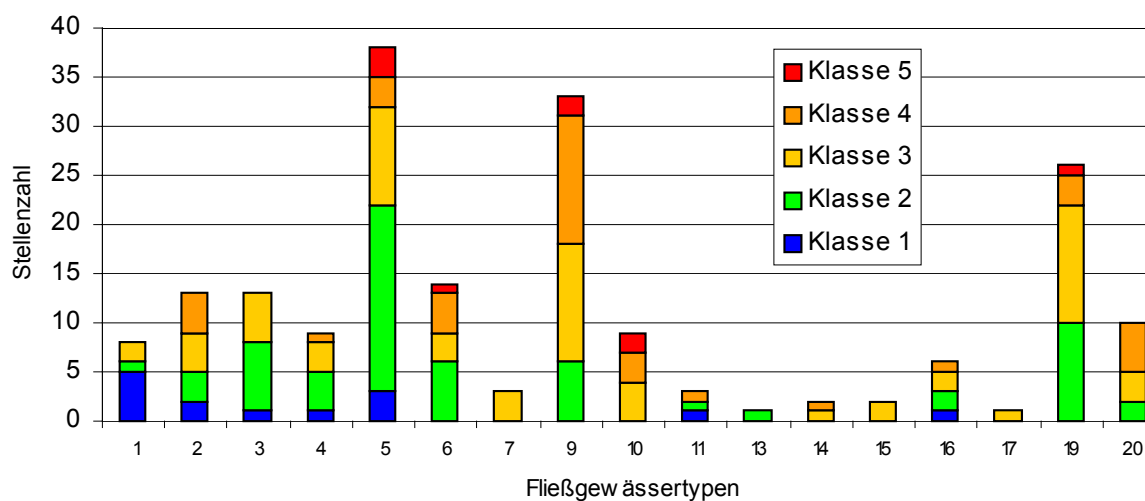


Abbildung 42 Verteilung der fünf ökologischen Zustandsklassen auf die Fließgewässertypen

Es zeigt sich, dass vor allem bei den kleineren Tieflandgewässern noch Datendefizite bestehen. Diese sollen durch den gerade laufenden Praxistest reduziert werden.

5.1.2 Ergebnisse Seen

Für Seen liegen insgesamt 254 Bewertungen von Sommerproben vor. Diese teilen sich wie folgt auf die bei Seen verwendeten Teilmodule auf (s. Tabelle 99):

Tabelle 99 Anzahl von Seelitoralstellen, die mit jeweils unterschiedlichen Teilmodulen oder mit beiden Teilmodulen gemeinsam bewertet wurden sowie Anzahl von Stellen, an denen Zusatzkriterien Anwendung fanden

	Biozönotische Indizes	Zusatzkriterien % Störzeiger
Makrophyten	207	5
Diatomeen	101	
beide Komponenten	61	

Die Verteilung der Gesamtbewertungen der Sommerprobenahmen aller Seestellen auf die fünf ökologischen Zustandsklassen zeigt Abbildung 43.

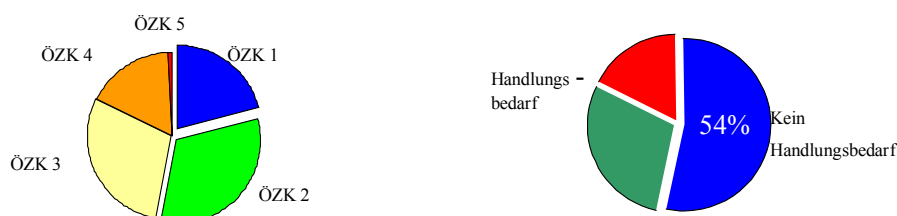


Abbildung 43 Verteilung der Gesamtbewertungen aller Sommerprobenahmen an Seen auf die fünf ökologischen Zustandsklassen nach WRRL (linke Seite). Darstellung der Probestellen mit und ohne Handlungsbedarf (rechte Seite). ÖZK: Ökologische Zustandsklasse nach WRRL, Qualitätskomponente Makrophyten & Phytobenthos

Auf die Zustandsklassen 1 und 2 entfallen 54 % der Probestellen, 46 % entfallen demnach auf die Zustandsklassen 3 bis 5, bei denen Handlungsbedarf angezeigt wäre, bezogen auf den Stand Januar 2004 des Verfahrens. Dieses Ergebnis überrascht vermeintlich insofern, als nach den bisherigen Seenbewertungsverfahren, die ausschließlich auf die Trophie fokussierten, in der Summe sehr viel mehr Gewässer einer höheren Trophiestufe zuzuordnen sind und damit eine höhere Nährstoffbelastung aufweisen. Seen, die eine geringe Nährstoffbelastung aufweisen sind sehr viel seltener in Deutschland zu finden. Die Verteilung der Probenahmestellen auf die fünf Degradationsstufen bei der Entwicklung des Verfahrens war jedoch nicht gleichmäßig. Ein Schwerpunkt lag auf den Referenzbedingungen und damit auf möglichst unbelasteten Stellen. Es deutet sich aber auch an, dass die Trophiebewertung und die ökologischen Zustandsbewertung nach WRRL nicht gleichzusetzen sind, sondern teilweise unterschiedliche Dinge anzeigen. Die Trophie beeinflusst die ökologische Bewertung sicher maßgeblich, diese integriert jedoch weitere ökologisch relevante Faktoren.

Die Bewertungsergebnisse der einzelnen Teilmodule untereinander und im Verhältnis zur Gesamtbewertung stellen sich folgendermaßen dar (Abbildung 44):

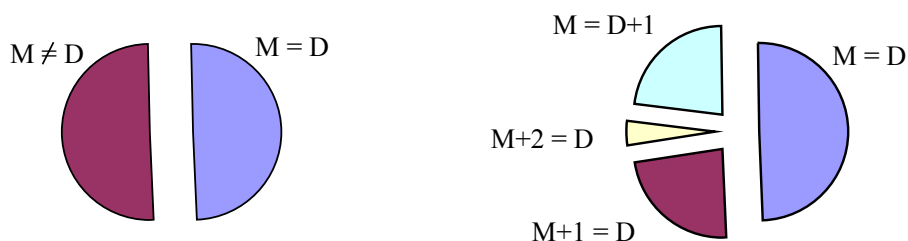


Abbildung 44 Darstellung der Unterschiede bei den Bewertungsergebnissen der Teilmodule untereinander. M= Bewertungsergebnis Makrophyten, D= Bewertungsergebnis Diatomeen, X+1= Bewertungsergebnis des Teilmoduls X zuzüglich einer Klassenstufe

Bei der Hälfte der Untersuchungsstellen stimmen die Ergebnisse der Teilmodule Makrophyten und Diatomeen überein ($M=D$). Bei 95 % der Stellen der anderen Hälfte beträgt die Abweichung zwischen den Teilmodulen eine Bewertungsstufe. Von diesen Stellen weicht ca. eine Hälfte um eine Stufe nach oben, ca. die andere Hälfte um eine Stufe nach unten ab. An drei Stellen (entspricht 5 % aller Stellen) weicht die Makrophytenbewertung um zwei Stufen nach unten von der Diatomeenbewertung ab. Beim Vergleich der Einzelmodule mit der Gesamtbewertung lassen sich folgende Verhältnisse feststellen (Abbildung 45).

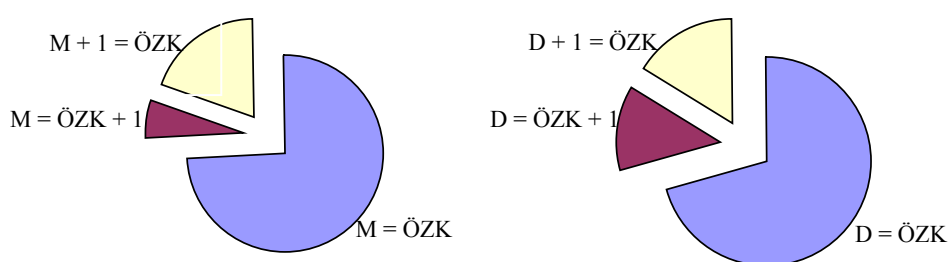


Abbildung 45 Vergleich der Bewertungsergebnisse der Teilmodule Makrophyten & Phyto-benthos untereinander sowie mit der Gesamtbewertung. M: Makrophyten, D: Diatomeen, ÖZK: Ökologische Zustandsklasse

An 75 % der Stellen stimmen Gesamtbewertung und Makrophtenbewertung überein. Beim Rest der Stellen kommen Abweichungen von einer Bewertungsstufe in beide Richtungen vor (Abbildung 45).

Bei zwei Dritteln der Stellen stimmen Gesamtbewertung und Diatomeenbewertung überein, beim restlichen Drittel kommen auch hier Abweichungen von einer Stufe nach oben oder unten vor. Daraus lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

Die Teilmodule passen sehr gut zusammen und ergänzen einander bei der Bewertung. Sie weisen in die gleiche Richtung, die von der Nährstoffsituation der Seen geprägt ist. Die Einzelbewertungen weichen zu einem großen Teil nicht, zu einem anderen Teil geringfügig voneinander ab. Die Mittelung bei der Gesamtbewertung ist daher angezeigt und gegenüber einer Gewichtung der Einzelmodule zu bevorzugen (siehe ECOSTAT 2003). Bei Ausfall eines Moduls ist nicht eine völlig andere Bewertung zu erwarten, aber die Bewertung wird insgesamt unsicherer. Die Abweichungen können nicht näher spezifiziert werden. Es ist aber anzunehmen, dass Diatomeen und Makrophyten einerseits nicht in jedem Fall identische Umweltbedingungen indizieren, andererseits die Abweichungen im Bereich der natürlichen Schwankungen liegen.

Die Verteilung der Gesamtbewertungen auf die biozönotischen Gewässertypen ergibt sich aus Abbildung 46.

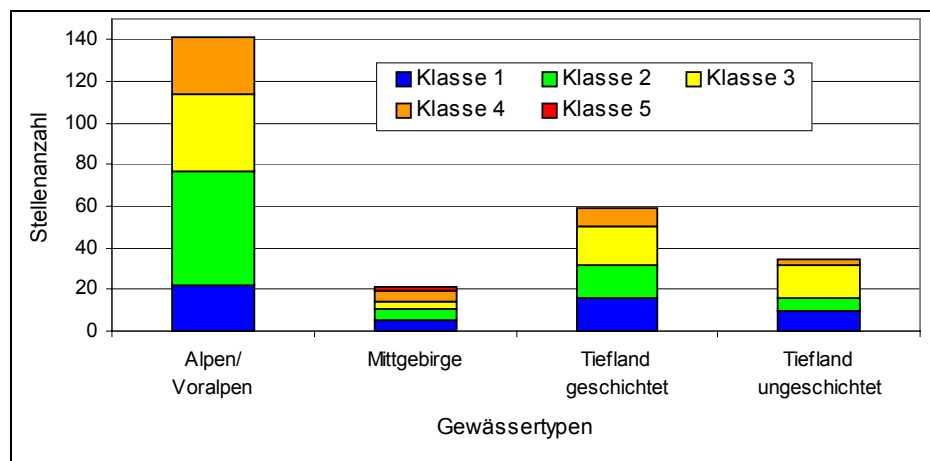


Abbildung 46 Verteilung der Bewertungsergebnisse (ÖKZ 1 bis 5) auf die Gewässertypen

Es zeigt sich, dass für die alpinen und voralpinen Typen eine ausreichende Zahl von Daten zur Bewertung vorliegt und auch die Verteilung auf die Zustandsklassen den Schluss einer relativ sicheren Bewertung zulässt. Bei den übrigen drei Typen ist die Datenlage offensichtlich noch ungünstig, um die Mehrzahl der Gewässer sicher bewerten zu können. Vor allem im Mittelgebirge existieren zu wenig natürliche Seen, um eine sichere Datengrundlage für die nach WRRL relevanten Seen zu erreichen. Ob die Erweiterung des Datensatzes durch Beprobungen künstlicher Gewässer hier Abhilfe schafft, bleibt abzuwarten. Das Datendefizit im Tiefland wird derzeit durch den erwähnten bundesweiten Praxistest erheblich ergänzt, sodass hier eine ausreichende Absicherung des Verfahrens zu erwarten ist.

5.2 Möglichkeiten und Grenzen der Methode

Mit den vorgestellten Bewertungssystemen wurde eine Möglichkeit zur ökologischen Beurteilung von Fließgewässern und Seen anhand ihrer Makrophyten- und Phytobenthosvegetation im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie geschaffen. Das Verfahren ist grundsätzlich für alle Fließgewässertypen der Bundesrepublik Deutschland mit Einzugsgebietsgrößen $> 10 \text{ km}^2$ sowie für alle Seen $> 50 \text{ ha}$ anwendbar und bietet daher die Möglichkeit einer flächendeckenden Bewertung der Oberflächengewässer.

Dem Bewertungssystem liegt die in der WRRL geforderte Definition der Degradation als Abweichung der Biozönose von der Referenzbiozönose zugrunde. Artenzusammensetzung und Abundanz der Biozönose an einer Untersuchungsstelle werden gemäß Vorgabe der WRRL bei der Berechnung der Indices berücksichtigt.

Durch die Berücksichtigung der gesamten benthischen Gewässerflora werden Kurzzeitindikatoren, wie die Diatomeen, und Langzeitindikatoren, wie Makrophyten, in die Bewertung einbezogen. Das erlaubt einen Gesamtüberblick über die Primärproduktion in nicht von Plankton dominierten Gewässern. Sehr detaillierte Informationen können bei der Betrachtung der Einzelmodule und der Metrics gewonnen und Rückschlüsse auf die Ursachen von Degradationen gezogen werden.

In Seen können durch die Beprobung des Litorals gezielt Beeinträchtigungen z. B. durch Einleitungen und deren Auswirkungen bewertet werden, ebenso wie die Veränderungen, die sich aus vollzogenen Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet des Sees und dessen Zuflüssen ergeben.

Künstliche Gewässer wurden in dem entwickelten System nicht berücksichtigt. Eine Bewertung eines gesamten Sees ist im Moment noch nicht möglich, lediglich die Bewertung von Seestellen.

Die noch existierenden Defizite in den Teilorganismengruppen können basierend auf dieser Grundlage erkannt und in einer Erprobungs- und Erweiterungsphase verringert werden.

Bei der Bewertung der **Makrophyten** erfährt die Anwendbarkeit des vorgestellten Bewertungssystems eine natürliche Begrenzung in Gewässern, die von Natur aus (z. B. aufgrund starker Beschattung, steil abfallender Ufer oder starkem Geschiebetrieb) arm an makrophytischer Vegetation sind. Bei zu geringen Gesamtquantitäten der Makrophyten an einer Probestelle muss der Index als nicht gesichert gelten.

Defizite in der Datengrundlage zeigten sich für die Fließgewässertypen TN_g , M_g und TR. Für die großen Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TN_g) sowie der Mittelgebirge, Voralpen und Alpen (M_g) liegen jeweils nur sechs Probestellen vor, jedoch keine Referenzstellen. Eine Bewertung von großen Strömen in Nord- und Süddeutschland kann damit ohne Erhebung weiterer Daten nicht vorgenommen werden. Für die rhithral geprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes (TR) existieren 19 Probestellen, davon eine Referenzstelle. Eine Beschreibung der Degradation als Abweichung von der Referenz ist damit nicht durchführbar.

Trotz des umfangreichen Untersuchungsprogramms konnten nicht alle natürlich vorhandenen Seentypen mit Referenzstellen abgedeckt werden. Hierzu zählen die karbonatreichen Seen der Mittelgebirge, von denen nur eine geringe Anzahl natürlicher Vertreter existiert. Ebenfalls von der Untersuchung ausgenommen waren Sondertypen wie dystrophe und stark salzbeeinflusste Seen.

Weitere Defizite bestehen in der Datengrundlage der Seen des Tieflandes. Aufgrund der wenigen Referenzstellen dieser Region konnten nur zwei Typen unterschieden und bewertet werden. Eine weitere Unterteilung z. B. nach Gesichtspunkten der Verweilzeit erscheint zwar sinnvoll, konnte aber wegen fehlender Referenzstellen in stark durchflossenen Seen nicht in ein eigenes Bewertungsverfahren umgesetzt werden. Es besteht jedoch die Möglichkeit, dass diese Lücke im Datensatz durch laufende Untersuchung zur Rekonstruktion historischer Referenzzustände geschlossen werden kann (vgl. KÖRNER 2003).

Defizite ergeben sich bei der Bewertung mit **Diatomeen** aus der im Falle einiger Gewässertypen unzureichenden Datenlage. So können derzeit die silikatischen und organischen Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes aufgrund des Fehlens einer ausreichenden Zahl von Referenzgewässern nicht bewertet werden. Gleiches gilt für die im sehr guten ökologischen Zustand eutrophen Seentypen Norddeutschlands, in denen die prinzipielle Eignung der Organismengruppe zu überprüfen bleibt. Gleichfalls nicht erfasst wurde die Diversität der Typen bei den Weichwasserseen. Ursächlich ist das Fehlen von Referenzstellen in entsprechenden Seen, von denen nur wenige eine Größe von 50 Hektar überschreiten. Nicht bewertbar auf der Grundlage des derzeitigen Kenntnisstandes sind zudem versauerte und versalzten bzw. natürlicherweise stark salzhaltige Seen.

Mit der hier vorgestellten Arbeit ist für Fließgewässer in Deutschland zum ersten Mal die große Gruppe des **Phytobenthos ohne Diatomeen** und Charales umfassend bearbeitet worden. Es wurde ein Verfahren entwickelt, mit dem auch über diese Gruppe eine Bewertung der Probestelle zum Zeitpunkt der Probenahme nach den Maßgaben der WRRL möglich ist.

Um eine Bewertung der Probestelle mithilfe des Phytobenthos ohne Diatomeen durchführen zu können, ist eine verlässliche Routine notwendig. Das hier vorgeschlagene Verfahren stellt einen ersten Entwurf dar. Dieser muss im weiteren geprüft werden auf seine Anwendbarkeit in der täglichen Praxis. Dies betrifft die Probenahmetechniken und die zur Verfügung stehende Literatur. Die Bestimmungsliteratur ist zur Zeit noch sehr unübersichtlich. In einigen Fällen müssen Taxonomie, ökologische Ansprüche und geographische Verbreitung der Taxa überprüft werden. Die Aussagen werden sicherer, wenn teilweise noch bestehende Unsicherheiten hinsichtlich der Indikatorarten beseitigt werden könnten.

5.3 Ausblick

Nach Abschluss des Projektes ist die Erprobung der vorgestellten Bewertungssysteme geplant. Sie soll anhand von externen Daten, die nicht zur Entwicklung der Bewertungsverfahren herangezogen wurden vorgenommen werden. Anhand der dann gewonnenen Erkenntnisse können Lücken im Verfahren geschlossen und die Genauigkeit der Bewertung gesteigert werden. Defizitäre Typen sind vor allem die rhithral geprägten Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes, sowie die Seen dieser Ökoregion. Alpen- und Voralpengewässer können noch nicht mit Phytobenthos bewertet werden.

Für die Berechnung der einzelnen Module soll ein DV-Tool entwickelt werden, das die Ermittlung der Gewässertypen und die Berechnung der Indexwerte vereinfacht und beschleunigt.

Weiterer Forschungsbedarf besteht aus derzeitiger Sicht vor allem in der Erhebung fehlender Daten zur Bewertung von bisher nicht abgedeckten Typen.

Die dargestellten Bewertungssysteme Seen können derzeit nur zur Beurteilung von Probestellen, nicht jedoch zur Bewertung ganzer Seen herangezogen werden. Vorrangige Aufgabe weiterer Forschungen muss daher die Umsetzung der Bewertungsverfahren für die Bewertung ganzer Seen sein, wobei die Frage nach der nötigen Anzahl von Probestellen sowie deren Auswahl am Gewässer beantwortet werden muss.

Darüber hinaus sollte die Möglichkeit geprüft werden, ein standardisiertes und für das Bewertungssystem angepasstes Bestimmungswerk für Makrophyten in Fließgewässern und Seen zu erarbeiten. Diese Notwendigkeit ergibt sich v. a. daraus, dass die wichtigste Bestimmungsliteratur für Makrophyten (CASPER & KRAUSCH 1980, 1981) derzeit nicht mehr im Handel erhältlich ist. Für Phytobenthos wäre eine erste Checkliste für Deutschland mit entsprechenden Abbildungen sehr hilfreich. Die im Rahmen des Projektes gesammelten Informationen zu Autökologie bzw. Habitatbedingungen von Makrophyten in Fließgewässern und Seen könnten darüber hinaus in Form einer Datenbank für weitere Anwendungen zur Verfügung gestellt werden.

Infolge der Komplexität der Verfahren ist die Entwicklung einer Anwender-Software zu überlegen, die eine Bestimmungshilfe in Kombination mit einem autökologischen Teil enthält.

5.4 Weiterführende Literatur

- FOERSTER, J., GUTOWSKI A., KIRST, G.-O., SCHMEDTJE, U. (2001): Benthic Freshwater Algae – Indicators of the Ecological Status of Running Waters? 7th Int. Phycological Congress, Thessaloniki (Greece) 2001. Phycologia 40 (4): 120–121
- FOERSTER, J., GUTOWSKI, A., SCHAUMBURG, J. (2004): Defining types of running waters in Germany using benthic algae: A prerequisite for monitoring according to the Water Framework Directive. Journal of Applied Phycology 16. Kluwer Academic Publishers: 407–418
- GUTOWSKI, A., FOERSTER, J. (2003): Bewertung von Fließgewässern mit Phytobenthos (ohne Diatomeen) zur Umsetzung der WRRL. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL): Tagungsbericht 2002 (Braunschweig). Werder: 80–82
- GUTOWSKI, A., FOERSTER, J., SCHAUMBURG, J. (2004): On the use of benthic algae, excluding Diatoms and Charales, for the assessment of the ecological status of running fresh waters. A case history from Germany. Oceanological and Hydrobiological Studies Vol. XXXIII, No. 2. Gdansk: 3–15
- HERING, D., BÖHMER, J., HAASE, P., SCHAUMBURG, J. (2004): New methods for assessing freshwaters in Germany. Limnologica 34(4). Jena: 281–282
- MATHES, J., PLAMBECK, G., SCHAUMBURG, J. (2003): Der Entwurf zur Seentypisierung in Deutschland im Hinblick auf die Anwendung der Wasserrahmenrichtlinie der EU. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL): Tagungsbericht 2002 (Braunschweig). Werder: 47–51
- MEILINGER, P. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern. Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation am Department für Ökologie, Wissenschaftszentrum Weihenstephan der TU München, <http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/ww/2003/meilinger.pdf>
- MEILINGER, P., FISCHER, F., SCHAUMBURG, J. (2005, im Druck): Praxistest „Ökologische Gewässerbewertung“ zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Bayern – Konzeption, Sachstand und erste Ergebnisse. – In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL): Tagungsbericht 2004 (Potsdam). Berlin
- MEILINGER, P., SCHNEIDER, S. (2001): Ökologische Bewertung mit Makrophyten – Kartierungsmethoden für Fließgewässer. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL): Tagungsbericht 2000 (Magdeburg). Tutzing: 174–178

- MEILINGER, P., SCHNEIDER, S., MELZER, A. (2003): Makrophyten zur Ökologischen Bewertung von Fließgewässern – Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL). Tagungsbericht 2002 (Braunschweig). Werder: 132–137
- MEILINGER, P., SCHNEIDER, S., MELZER, A. (2005, im Druck): The Reference Index method for the macrophyte-based assessment of rivers – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *Int. Rev. Hydrobiol.*
- MEILINGER, P., STELZER, D., MELZER, A., SCHNEIDER, S. (2002): Makrophytische Wasserpflanzen zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern und Seen nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *BODDEN* 12: 93–105
- PASSAUER, B., MEILINGER, P., MELZER, A., SCHNEIDER, S. (2002): Beeinflusst die Strukturgüte von Fließgewässern das Vorkommen von Makrophyten? *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 30: 197–206
- SCHAUMBURG, J., KÖPF, B., SCHRANZ, C., HOFMANN, G., SCHNEIDER, S. (2003): Gewässertyp-bezogene Trophieklassifizierung als Metric für ökologische Seenbewertungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie – Vorschlag aus dem Projekt zur Entwicklung des bundesweiten Bewertungsverfahrens für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten und Phyto-benthos. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL): Tagungsbericht 2002 (Braunschweig). Werder: 44–46
- SCHAUMBURG, J., SCHMEDITJE, U. (2003): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makro-phyten und Phyto-benthos zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie – Gesamtkonzept des Vorhabens. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL): Tagungsbericht 2002 (Braunschweig). Werder: 25–29.
- SCHAUMBURG, J., SCHMEDITJE, U., SCHRANZ, C., KÖPF, B., SCHNEIDER, S., MEILINGER, P., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A., FOERSTER, J. (2004): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phyto-benthos. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München. 88 S.
http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/d_fgew.pdf
- SCHAUMBURG, J., SCHMEDITJE, U., SCHRANZ, C., KÖPF, B., SCHNEIDER, S., STELZER, D., HOFMANN, G. (2004): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phyto-benthos. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München. 45 S.
http://www.bayern.de/lfw/technik/gkd/lmn/fliessgewaesser_seen/pilot/d_seen.pdf

- SCHAUMBURG, J., SCHMEDITJE, U., SCHRANZ, C., KÖPF, B., SCHNEIDER, S., MEILINGER, P., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A., FOERSTER, J. (2004): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schlussbericht. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München: 635 S.
<http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fb04/472465678.pdf>
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C. (2004): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern und Seen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL): Tagungsbericht 2003 (Köln). Berlin: 85–91
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C. (2005, im Druck): Das deutsche Bewertungsverfahren Makrophyten & Phytobenthos nach den Vorgaben der EU-WRRL. Erste Ergebnisse. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL): Tagungsbericht 2004 (Potsdam). Berlin
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., FOERSTER, J., GUTOWSKI, A., HOFMANN, G., MEILINGER, P., SCHNEIDER, S., SCHMEDITJE, U. (2004): Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 283–301
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., HOFMANN, G., STELZER, D., SCHNEIDER, S., SCHMEDITJE, U. (2004): Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes – a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 302–314
- SCHMEDITJE, U., KÖPF, B., SCHNEIDER, S., MEILINGER, P., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A. & MOLLENHAUER, D. (2001): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos. ATV-DVWK-Arbeitsbericht GB-1.5. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall: 281 S., 2 Abb., 22 Tab. ISBN 3-935669-20-8
- SCHRANZ, C. (2005, im Druck): Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Donau – der europäische Fluss. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg, Bd 40. Hirzel Verlag, Stuttgart: 92–101
- STELZER, D. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Seenbewertung. Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Dissertation am Department für Ökologie, Wissenschaftszentrum Weihenstephan der TU München.
<http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/ww/2003/stelzer.pdf>

STELZER, D., SCHNEIDER, S. (2001): Ökologische Bewertung mit Makrophyten – Kartierungsmethoden für Seen. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL): Tagungsbericht 2000 (Magdeburg). Tutzing: 91–95

STELZER, D., SCHNEIDER, S., MELZER, A. (2005, im Druck): Macrophyte based assessment of lakes – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. Int. Rev. Hydrobiol. 90/2

STELZER, D., SCHNEIDER, S., MELZER, A. (2003): Makrophyten zur Ökologischen Bewertung von Seen – Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL): Tagungsbericht 2002 (Braunschweig). Werder: 35–39

5.5 Danksagung

Im Rahmen eines internationalen Datenaustausches mit Österreich (Österreichisches Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Dr. Veronika Koller-Kreimel) wurden von Frau Mag. Karin Pall (Systema Consulting, Wien) Makrophytendaten, von Dr. Peter Pfister (ARGE Limnologie, Innsbruck) Diatomeen- und Phytobenthosdaten aus den Fließgewässertypen der Alpen, des Alpenvorlandes und des silikatischen Mittelgebirges aus dem österreichischen Projekt „Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für Phytobenthos und Makrophyten gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie zur Verfügung gestellt.

Für die Organismengruppe Makrophyten wurden Ergebnisse verschiedener Projekte der Limnologischen Station der TU München in den Datenpool aufgenommen (SCHMEDITJE et al. 2001a). Die an den Fließgewässerabschnitten fehlenden Strukturgütekartierungen wurden von den Bayerischen Wasserwirtschaftsämtern zur Verfügung gestellt. Aus Projekten des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft wurden für den Teilbereich Makrophyten in Seen Daten aufgenommen.

Im Teilbereich Phytobenthos wurden 30 Probenahmen inkl. Analyse an Dr. Peter Pfister (ARGE Limnologie, Innsbruck) vergeben.

Bei der Durchführung der statistischen Auswertung innerhalb des gesamten Projektes stand Dr. Gerhard Welzl (GSF) beratend und unterstützend zur Seite.

Bei der Bearbeitung der Teilbereiche bestand Zusammenarbeit und fachlicher Austausch mit verschiedenen Personen bzw. Institutionen: Dr. Elisabeth Gross (Universität Konstanz), Dr. Sabine Hilt (IGB Berlin), Dr. Jürgen Mathes (Umweltministerium MV), Dr. Hermann Muhle (Universität Ulm), Herr Dipl.-Biol. Jens Pätzold (LUA Brandenburg), Frau Mag. Karin Pall (Systema Consulting GmbH, Wien), Dr. Jens Poltz (NLÖ), Herr Dipl.-Biol. Jörg Schönfelder (LUA Brandenburg), Herr Dipl.-Biol. Uwe Veit (Universität Hohenheim), Dr. Klaus van de Weyer (lanaplan). Dr. Peter Pfister (ARGE Limnologie, Innsbruck), Prof. Horst Lange-Bertalot, Prof. Dr. Dieter Mollenhauer (Biebergemünd-Bieber), Herr Kurt Handke (Lüneburg), Dr. Gertrud Cronberg (Universität Lund, Schweden), Prof. Dr. Günther Friedrich (KoBio), Prof. Dr. Gunter-Otto Kirst (Universität Bremen), Prof. Dr. Martin Diekmann (Universität Bremen).

6 Literaturverzeichnis

- ALLES, E. (1999): Fließgewässerversauerung im Schwarzwald. Ökologische Bewertung auf der Basis benthischer Diatomeen. Zentraler Fachdienst Wasser – Boden – Abfall – Altlasten bei der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Handbuch Wasser 2, 507 S.
- AMBÜHL, H. (1960): Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. Physikalische, biologische und physiologische Untersuchungen über Wesen und Wirkung der Strömung im Fließgewässer. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie XXI/2(1959): 133–264
- ANAGNOSTIDIS, K., KOMÁREK, J. (1988a): Modern approach to the classification system of cyanophytes 3 – Oscillatoriales. Arch. Hydrobiol., Algological Studies 50–53: 327–472
- ANAGNOSTIDIS, K., KOMÁREK, J. (1988b): Modern approach to the classification system of cyanophytes 5 – Stigonematales. Arch. Hydrobiol., Algological Studies 59: 1–73
- ARENDE, K. (1981): Pflanzengesellschaften von Fließgewässern als Indikatoren der Gewässerverschmutzung, dargestellt am Beispiel des Uecker- und Havel-Systems. Limnologica 13/2: 485–500
- ARENDE, K. (1982): Soziologisch-ökologische Charakteristik der Pflanzengesellschaften von Fließgewässern des Uecker- und Havel-Systems. Limnologica 14/1: 115–152
- ARTS, G.H.P., ROELOFS, J.G.M., DE LYON, M.J.H. (1990): Differential tolerances among soft-water macrophyte species to acidification. Canadian Journal of Botany 68/10: 2127–2134
- ARZET, K. (1987): Diatomeen als pH-Indikatoren in subrezentem Sedimenten von Weichwasserseen. Diss. Abt. Limnol. Innsbruck 24, 266 S.
- BACKHAUS, D. (1967): Die Makrophytenbesiedlung der obersten Donau und ihrer Quellflüsse. Arch. Hydrobiol. Suppl. XXX/3: 306–320
- BACKHAUS, D. (1968a): Ökologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der oberen Donau und ihrer Quellflüsse. II. Die räumliche und zeitliche Verteilung der Algen. Archiv Hydrobiologie/Supplement XXXIV (Donauforschung III): 24–73
- BACKHAUS, D. (1968b): Die Zonierung der Aufwuchsalgen in der obersten Donau und ihrer Quellflüsse. Limnologische Berichte der X. Jubiläumstagung Donauforschung, Bulgarien, Sofia, 10–20. Oktober 1966: 169–174
- BACKHAUS, D. (1973): Fließgewässeralgen und ihre Verwendbarkeit als Bioindikatoren. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie: 149–168

- BANNING, M. (1990): Der Rheo-Index – eine Möglichkeit zur Berechnung der Auswirkungen des Flußstaus auf die benthische Lebensgemeinschaft. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL: 186–190
- BARKO, J.W., JAMES, W.F. (1998): Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension. – In: JEPPESEN, E. SONDERGAARD, M., CHRISTOPHERSEN, C., CHRISTOFFERSEN, K. (Hrsg.): The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Springer, New York: 197–214
- BARKO, J.W., SMART, R.M. (1981): Sediment-based nutrition of submersed macrophytes. *Aquatic Botany* 10: 339–352
- BAUMANN, E. (1911): Die Vegetation des Untersees (Bodensee). *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 1, 544 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1995): Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur. Erläuterungsbericht, Kartier- und Bewertungsanleitung, 77 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1999): Versauerung oberirdischer Gewässer in Bayern. Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 4/99, 343 S.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg., 1996): Flüsse und Seen in Bayern. Gewässergüte und Wasserbeschaffenheit 1995, München, 48 S. + Karten
- BECKER, R., WIEGLEB, G., ZIESMER, B., SCHUMANN, G. (1992): BMFT-Forschungsvorhaben „Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes kleiner Fließgewässer am Beispiel der Hunte“. Wasser- und Ufervegetation im Huntegebiet, C. v. O.-Universität Oldenburg, Abschlußbericht.
- BEHRE, K. (1961): Die Algenbesiedlung der Unterweser unter Berücksichtigung ihrer Zuflüsse (ohne Kieselalgen). *Veröffentlichungen des Institutes für Meeresforschung in Bremerhaven* 7: 71–263
- BEHRE, K. (1963): Die Algenbesiedlung einiger Häfen in Bremerhaven und ihre Beziehungen zur Verschmutzung dieser Gewässer. *Veröffentlichungen des Institutes für Meeresforschung in Bremerhaven* VIII: 192–249
- BEHRE, K. (1966): Zur Algensoziologie des Süßwassers. *Arch. Hydrobiol.* 62(2): 125–164

- BERG, M.S. VAN DEN, SCHEFFER, M., NES, E. VAN, COOPS, H. (1999): Dynamics and stability of *Chara spec.* and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. *Hydrobiologia* 408/409: 335–342
- BERTSCH, K. (1959): Moosflora von Südwestdeutschland. 3. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 234 S.
- BOEHMER, J. (2002): Die ökologische Gewässerbewertung nach der Wasserrahmenrichtlinie der EU im Spannungsfeld zwischen wissenschaftlichem Anspruch und praktischen Notwendigkeiten. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL; Hrsg.): Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002: 34–39
- BÖHMER, J., RAHMANN, H. (1992): Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. Veröffentlichungen Projekt „Angewandte Ökologie“ 3, 194 S.
- BOURRELLY, P. (1968): Les Algues d’eau douce. Bd II: Les algues jaunes et brunes. Soc. N. Boubée, Paris, 517 S.
- BOURRELLY, P. (1970): Les Algues d’eau douce. Bd. III: Les algues bleus et rouges. Les Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Soc. N. Boubée, Paris, 606 S.
- BOURRELLY, P. (1972): Les Algues d’eau douce. Bd. I : Les algues vertes. Soc. N. Boubée, Paris, 569 S.
- BRAND, F. (1896): Über die Vegetationsverhältnisse des Würmsees und seine Grundalgen. *Bot. Centralblatt* 1: 1–13
- BRÄNDLE, R., POKORNY, J., KVET, J., CIZKOVA, H. (1996): Wetland plants as a subject of interdisciplinary research. – In: BRÄNDLE, R., CIZKOVA, H., POKORNY, J. (Hrsg.): *Adaptation strategies in wetland plants: links between ecology and physiology*. OPULUS Press, Uppsala.
- BRAUKMANN, U. (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg. – In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): *Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie*. Karlsruhe, 501 S.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1951): *Pflanzensoziologie*. 2. Auflage, Wien, 865 S.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): *Pflanzensoziologie*. Springer-Verlag, Wien, New York, 865 S.
- BRAUNE, W. (1975): Studien zur Algenbesiedlung der Saale im Raum Jena. II. Vergleich der jahreszeitlichen Besiedlungsdynamik ober- und unterhalb der Stadt. *Limnologica* 9: 443–480

- BRIEM, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. ATV-DVWK Arbeitsbericht, Hennef
- BUDDE, H. (1927): Die Rot- und Braunalgen des Westfälischen Sauerlandes. Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft XLV: 143–150
- BUDDE, H. (1928): Die Algenflora des Sauerländischen Gebirgsbaches. Archiv für Hydrobiologie XIX: 433–520
- BUDDE, H. (1935): Die Algenflora der Eder. Archiv für Hydrobiologie XXVIII: 240–253
- BUDDE, H. (1942): Die Algenflora Westfalens und angrenzender Gebiete. Decheniana 101: 131–214
- BÜHL, A., ZÖFEL, P. (2002): SPSS 11. Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows. Pearson Studium, 757 S.
- BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (Hrsg.: 1998): Amtliche Topographische Karten auf CD-ROM – Bundesrepublik Deutschland, Maßstab 1:200 000
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2003): Oligotrophe Stillgewässer des Flach- und Hügellandes mit Vegetation der Littorelletalia uniflora – NATURA 2000-Code: 3110.
http://www.bfn.de/03/030301_typ3110.htm (17.02.2003)
- BURCK, O. (1947): Die Laubmoose Mitteleuropas. – In: MERTENS, R. (Hrsg.): Abhandlungen der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft. Verlag Dr. Waldemar Kramer, Frankfurt am Main. (Abhandlung 477): 1–210
- CARBIENER, R., ORTSCHKEIT, A. (1987): Wasserpflanzengesellschaften als Hilfe zur Qualitätsüberwachung eines der größten Grundwasser-Vorkommens Europas (Oberrheinebene). – In: MIYAWAKI, A.U.A. (Hrsg.): Vegetation Ecology and Creation of New Environments. Tokyo (Tokai Univ. Press). (= Proceed. Intern. Sym.): 283–312
- CARBIENER, R., TREMOLIERES, M., MERCIER, J.L., ORTSCHKEIT, A. (1990): Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). Vegetatio 86: 71–88
- CARIGNAN, R. (1982): An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 243–247
- CARIGNAN, R., KALFF, J. (1980): Phosphorus sources for aquatic weeds: Water or sediments? Science 207: 987–989

- CARPENTER, S.R., TITUS, J.E. (1984): Composition and special heterogeneity of submersed vegetation in a softwater lake in Wisconsin. *Vegetatio* 57: 153–165
- CASPER, S.J., KRAUSCH, H.-D. (1980): Pteridophyta und Anthophyta. 1. Teil. – In: Ettl, H., GÄRTNER, G., HEYNIG, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 23. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 403 S.
- CASPER, S.J., KRAUSCH, H.-D. (1981): Pteridophyta und Anthophyta. 2. Teil. – In: Ettl, H., GÄRTNER, G., HEYNIG, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 24. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 538 S.
- CASTENHOLZ, R.W. (1960): Seasonal changes in the attached algal flora of freshwater and saline lakes in the Lower Grand Coulee, Washington. *Limnol. Oceanogr.* 5(1): 1–28
- CHAMBERS, P.A., KALFF, J. (1985): Depth and biomass of aquatic macrophyte communities in relation to Secchi depth. *Can J. Fish. Aqu. Sci.* 42: 701–709
- CHRISTENSEN, T.A. (1970): Seaweeds of the British Isles. Vol. 4 Tribophyceae (Xanthophyceae). British Museum (Natural History), 36 S.
- COESEL, P.M. (1982): De Desmidiaceen van Nederland, Bd. 1: Fam. Mesotaeniaceae, Gonatozygaceae, Peniaceae. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 32 S.
- COESEL, P.M. (1983): De Desmidiaceen van Nederland, Bd. 2: Fam. Closteriaceae. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 49 S.
- COESEL, P.M. (1985): De Desmidiaceen van Nederland, Bd. 3: Fam. Desmidiaceae (1). Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 70 S.
- COESEL, P.M. (1991): De Desmidiaceen van Nederland, Bd. 4: Fam. Desmidiaceae (2). Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 88 S.
- COESEL, P.M. (1994): De Desmidiaceen van Nederland, Bd. 5: Fam. Desmidiaceae (3). Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 52 S.
- COESEL, P.M. (1997): De Desmidiaceen van Nederland, Bd. 6: Fam. Desmidiaceae (4). Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 93 S.
- COMITÉ EUROPÉEN DE NORMALISATION: WASSERBESCHAFFENHEIT (2001): Richtlinie für die Untersuchung aquatischer Makrophyten in Fließgewässern. Entwurf prEN 14184, Brüssel, 12 S.

- COMPÈRE, P. (1991): Rhodophytes. Flore pratique des algues d'eau douce de Belgique, F. 3 – Jardin botanique national de Belgique, 55 S.
- CORING, E. (1993): Zum Indikationswert benthischer Diatomeengesellschaften in basenarmen Fließgewässern. Verlag Shaker, Reihe Biologie, 165 S.
- CORING, E. (1999): Säuregrad. Indikation mit Hilfe von Diatomeen. – In: VON TÜMLING, W., FRIEDRICH, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der biologischen Gewässeruntersuchung 2: 298–305
- CORING, E., SCHNEIDER, S., HAMM, A., HOFMANN, G. (1999): Durchgehendes Trophiesystem auf der Grundlage der Trophieindikation mit Kieselalgen. DVWK Materialien 6, 219 S.
- CROASDALE, H., FLINT, E.A. (1986): Flora of New Zealand, Desmids, V. I. Government Printer, Wellington, New Zealand, 133 S.
- CROASDALE, H., FLINT, E.A. (1988): Flora of New Zealand, Desmids, V. II. DSIR, Botany Division, Christchurch, New Zealand, 147 S.
- CROASDALE, H., FLINT, E.A., RACINE, M.M. (1994): Flora of New Zealand, Desmids, III. Manaaki Whenua Press, Lincoln, New Zealand, 218 S.
- DAM, H. VAN, MERTENS, A., SINKELDAM, J. (1994): A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. Netherlands Journal of aquatic ecology 28(1): 117–133
- DEMARET, F., CASTAGNE, E. (1964): Bryophytes. Volume II – Fascicule III. – In: ROBYNS, W. (Hrsg.): Flore Générale de Belgique, Brüssel.
- DEPPE, E., LATHROP, R. (1993): Recent changes in the aquatic macrophyte community of Lake Mendota. Transactions of the Wisconsin Academy of Science, Arts and Letters 81: 89–94
- DILEWSKI, G., SCHARF, B. (1988): Verbreitung des Graskarpfens (*Ctenopharyngodon Idella*, Val.) und ökologische Auswirkungen in Rheinland-Pfalz. Natur und Landschaft 63/12: 507–510
- DOLL, R. (1978): Drei bemerkenswerte Seen im südlichen Mecklenburg. Limnologica 11: 379–408
- DOLL, R. (1983): Die Vegetation des Gr. Fürstenseer Sees im Kreis Neustrelitz. Gleditschia 10: 241–26

- DOLL, R. (1989) : Die Pflanzengesellschaften der stehenden Gewässer im Norden der DDR. Teil 1. Die Gesellschaften des offenen Wassers (Characeen-Gesellschaften). Feddes Repertorium 100 (5–6): 281–324
- DOLL, R. (1991): Die Pflanzengesellschaften der stehenden Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Teil I.3. Potamogetonetea TX. et PRSG. 42: Laichkrautgesellschaften. Feddes Repertorium. 102 (3–4): 217–317
- DOLL, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften der stehenden Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Teil I.4. Littorelletea BR.-BL. et TX. 43: Strandlings-Gesellschaften. Feddes Repertorium. 103 (7–8): 597–619
- DONAT, A. (1926): Die Vegetation unserer Seen und die „biologischen Seetypen“. Ber. Dt. Bot. Ges. 44: 48–56
- ECOSTAT -WATER FRAMEWORK DIRECTIVE COMMON IMPLEMENTATION STRATEGY WORKING GROUP 2 A ‚ECOLOGICAL STATUS‘ (2003): Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential
- EGLIN, I., ROECK, U., ROBACH, F., TRÉMOLIÈRES, M. (1997): Macrophyte biological methods used in the study of the exchange between the Rhine river and the groundwater. Wat. Res. 31/3: 503–514
- EHLERT, T., POTTGIESSER, T. (2001): Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Flusstypen. – In: LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.), Merkblatt 34, Essen.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Eugen Ulmer, Stuttgart, 1096 S.
- ELORANTA, P., KWANDRANS, J. (1996a): Freshwater Rhodophyta. Identification key for common taxa, particularly taxa found in Finland. Department of Limnology and Environmental Protection/Limnology, University of Helsinki.
- ELORANTA, P., KWANDRANS, J. (1996b): Testing the use of diatoms and macroalgae for the river monitoring in Finland. – In: WITTON, B.A., ROTT, E. (Hrsg.): Use of algae for monitoring rivers II. Proceedings of an International Symposium held at Vill near Innsbruck. E. Rott: 119–124
- ENGEL, S., NICHOLS, S.A (1994): Restoring Rice Lake at Milltown, Wisconsin. – In: DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES. Technical Bulletin 186, 43 S.

- ENGELBERG, K. (1987): Die Diatomeen-Zönose in einem Mittelgebirgsbach und die Abgrenzung jahreszeitlicher Aspekte mit Hilfe der Dominanz-Identität. Arch. Hydrobiol. 110(2): 217–236
- ENTWISLE, T.J., SONNEMAN, J.A., LEWIS, S.H. (1997): Freshwater Algae in Australia. Sainty and Associates Pty Ltd., 242 S.
- ETTL, H. (1978): Xanthophyceae, 1. Teil. – In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 3. Fischer, Stuttgart, 530 S.
- ETTL, H. (1983): Chlorophyta I, Phytomonadina. – In: Ettl, H., Gerloff, J., Heyning, H., Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 9. Fischer, Stuttgart, 807 S.
- ETTL, H., GÄRTNER, G. (1988): Chlorophyta II: Tetrasporales, Chroococcales, Gloeodendrales. – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 10. Fischer, Jena, 436 S.
- EUROPÄISCHE UNION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Union, L 327/1, 22.12.2000
- FESEL, U. (1984): Die Präsenz von Diatomeen und Diatomeenassoziationen unter den eusaprobien Verhältnissen des Abwassers. Umweltplanung und Umweltschutz, Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, 194 S.
- FJERDINGSTAD, E. (1965): Taxonomy and saprobiontic valency of benthic phytomicro-organisms. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 50: 475–604
- FLÜGGE, R., KIES, L. (1980): Zur Verbreitung und Ökologie der Süßwasser-Rotalge *Batrachospermum* sowie ihres *Chantransia*-Stadiums in der nördlichen Lüneburger Heide. Verhandlungen des naturwissenschaftlichen Vereins Hamburg 23: 147–155
- FOERSTER, J., GUTOWSKI, A., KIRST, G.-O., SCHMEDITJE, U. (2001): Benthic freshwater algae – indicators of the ecological status of running waters? Phycologia 40 (4): 120–121
- FOREL, F.A. (1901–1904): Le Léman, monographie limnologique. Tome 3. F. Rouge, Cie., Lausanne.
- FÖRSTER, K. (1982): Conjugatophyceae, Zygnematales und Desmidiaceae (excl. Zygnemataceae). – In: Huber-Pestalozzi, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer Bd. XVI, 8. Teil, 1. Hälfte. Schweizerbart, Stuttgart, 543 S.

- FOTT, B. (1968): Cryptophyceae, Chloromonadophyceae, Dinophyceae. – In: HUBER-PESTALOZZI, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer Bd. XVI, 3. Teil. Schweizerbart, Stuttgart, 322 S.
- FOTT, B. (1972): Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung Tetrasporales. – In: HUBER-PESTALOZZI, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer Bd. XVI, 6. Teil. Schweizerbart, Stuttgart, 116 S.
- FRAHM, J.-P., FREY, W. (1992): Moosflora. 3., überarbeitete Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 528 S.
- FREY, W., FRAHM, J.-P., FISCHER, E., LOBIN, W. (1995): Die Moos- und Farnpflanzen Europas, 6. Aufl. – In: GAMS, H. (Begr.): Kleine Kryptogamenflora. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 426 S.
- FRICKE, G., STEUBING, L. (1984): Die Verbreitung von Makrophyten und Mikrophyten in Hartwasser-Zuflüssen des Ederstausees. Archiv Hydrobiologie 101: 361–372
- FRIEDRICH, G. (1966): *Compsopogon hookeri* MONTAGNE (Rhodophyceae, Bangioideae) neu für Deutschland. Nova Hedwigia 12: 399–403
- FRIEDRICH, G. (1973): Ökologische Untersuchungen an einem thermisch anomalen Fließgewässer (Erft/Niederrhein). Schriftenreihe der Landesanstalt für Gewässerkunde und Gewässerschutz des Landes Nordrhein-Westfalen 33, 125 S.
- FRIEDRICH, G. (1996): The use of algae for monitoring rivers in the proposed EU directive on the ecological quality of waters. – In: WITTON, B.A. (Hrsg.): Use of algae for monitoring rivers II. Proceedings of an International Symposium held at Vill near Innsbruck. E. Rott: 193–196
- GAMS, H. (1925): Wasserpflanzen als Indikatoren. Fisch. Z. 28/43: 914–918
- GEITLER, L. (1927): Über Vegetationsfärbungen in Bächen. Biologia Generalis 3: 791–814
- GEITLER, L. (1932): Cyanophyceae von Europa. Rabenhorst's Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig, 1196 S.
- GESSNER, F. (1955): Hydrobotanik I. Berlin, 517 S.
- GISCAD (Hrsg., 1998a): GISCAD CD-Atlas 25 – Topographische Karte Bayern, Ausgabe Süd, Maßstab 1:25 000

- GISCAD (Hrsg., 1998b): GISCAD CD-Atlas 25 – Topographische Karte Bayern, Ausgabe Nord, Maßstab 1:25 000
- GÜNZL, H. (1983): Das Naturschutzgebiet Federsee – Geschichte und Ökologie des größten Moores Südwestdeutschlands. Führer Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 7: 1–115
- GÜNZL, H. (1993a): The growth and senescence of *Potamogeton crispus* in Lake Federsee after the opening of a sewage pipeline. Limnol. Aktuell 5: 33–39
- GÜNZL, H. (1993b): Resting buds of *Potamogeton* as food for mute swan (*Cygnus-Olor*) at Lake Federsee (SW-Germany). Journal für Ornithologie 134/3: 345–347
- GUTOWSKI, A., FOERSTER, J. (2003): Bewertung von Fließgewässern mit Phytobenthos (ohne Diatomeen) zur Umsetzung der WRRL. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL): Tagungsbericht 2002 (Braunschweig). Hamburg: 80–82
- HAMM, A. (Hrsg., 1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag, St. Augustin, 830 S.
- HARDING, J.P.C. (1981): Macrophytes as monitors of river quality in the southern N.W.W.A. area. Tech. Rept. N.W.W.A. (Rivers Division) TS-BS-81-2
- HASLAM, S.M. (1987): River Plants of Western Europe. Macrophytic vegetation of watercourses of the European Economic Community. Cambridge University Press, 512 S.
- HERING, D., SOMMERHÄUSER, M. (2003): Ökologische Bewertung von Tieflandgewässern. – In: SOMMERHÄUSER, M., SCHUHMACHER, H. (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands. Ecomed, Landsberg: 247–260
- HERR, W. (1984): Die Fließgewässervegetation im Einzugsgebiet von Treene und Sorge. Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schleswig-Holst. u. Hamburg 33: 77–117
- HEUSS, K., KALTHOFF, H., KLÖß, H. (1972): Basisuntersuchung Schwalm. Limnologisch-wasserwirtschaftliche Untersuchungen an einem Flachlandfluß unter besonderer Berücksichtigung der Wassergüte. Landesanstalt für Gewässerkunde und Gewässerschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 112 S.
- HEYNIG, H. (2000): Beiträge zur Kenntnis des Süßen Sees bei Halle (Saale) und zu seinem Plankton 1957–1992. 1. Teil. Lauterbornia 38: 37–62

- HILL, B.H., HERLIHY, A.T., KAUFMANN, P.R., STEVENSON, R.J., MCCORMICK, F.H., JOHNSON, C.B. (2000): Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 50–67
- HOFMANN, G. (1989): Diatomeengesellschaften saurer Gewässer des Odenwaldes und ihre Veränderungen durch anthropogene Faktoren. *Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt* 80, 249 S.
- HOFMANN, G. (1994): Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. *Bibliotheca Diatomologica* 30, 241 S.
- HOFMANN, G. (1995): Untersuchung von benthischen Diatomeen zur trophischen Bewertung des Litorals von Chiemsee und Königssee im Fortgang der abwassertechnischen Sanierung. Unveröff. Bericht im Auftrag des Bayer. Landesamtes f. Wasserwirtschaft, 45 S. und Anhang
- HOFMANN, G. (1996): Untersuchung von benthischen Diatomeen zur trophischen Bewertung des Litorals vom Walchensee. Unveröff. Bericht im Auftrag des Bayer. Landesamtes f. Wasserwirtschaft, 23 S. und Anhang
- HOFMANN, G. (1997): Diatom communities in the Rivers Werra and Ulster (Germany) and their response to reduced salinity. *Limnologia* 27(1): 77–84
- HOFMANN, G. (1999): Trophiebewertung von Seen anhand von Aufwuchsdiatomeen. – In: VON TÜMLING, W., FRIEDRICH, G. (Hrsg.): *Biologische Gewässeruntersuchung* 2: 319–333
- HOFMANN, G. (1999): Untersuchung von benthischen Diatomeen zur trophischen Bewertung des Litorals des Starnberger Sees. Unveröff. Bericht im Auftrag des Bayer. Landesamtes f. Wasserwirtschaft, 30 S. und Anhang
- HOFMANN, G. (2001): Untersuchung von benthischen Diatomeen zur trophischen Bewertung des Litorals des Ammersees. Unveröff. Bericht im Auftrag des Bayer. Landesamtes f. Wasserwirtschaft, 35 S. und Anhang
- HOFMANN, G. (in Vorb.): Taxonomisch-ökologische Auswertung historischer Diatomeenproben bayerischer Seen, im Auftrag des Bayer. Landesamtes f. Wasserwirtschaft
- HOLMES, N.T.H. (1999): British river macrophytes – perceptions and uses in the 20th century. *Aquatic Conservation. Marine and Freshwater Ecosystems* 9: 535–539
- HOLMES, N.T.H., NEWMAN, J.R., CHADD, S., ROUEN, K.J., SAINT, L., DAWSON, F.H. (1999): Mean Trophic Rank: A User's Manual. R & D Technical Report E 38, Environment Agency, Bristol, 141 S.

- HORN, K., PÄTZOLD, F. (1999): Aktuelle Bestandssituation und Gefährdung des Stachelsporigen Brachsenkrautes (*Isoetes echinospora* DURIEU) in Baden-Württemberg. *Carolinea* 57: 43–56
- HORNUNG, H. (1959): Floristisch-ökologische Untersuchungen an der Echaz unter besonderer Berücksichtigung der Verunreinigung durch Abwässer. *Archiv für Hydrobiologie* 55: 52–126
- HUBER-PESTALOZZI, G. (1955): Euglenophyceae. – In: HUBER-PESTALOZZI, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer Bd. XVI, 4. Teil. Schweizerbart, Stuttgart, 606 S.
- HUBER-PESTALOZZI, G. (1961): Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Volvocales. – In: HUBER-PESTALOZZI, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer Bd. XVI, 5. Teil. Schweizerbart, Stuttgart, 744 S.
- HUSTEDT, F. (1953): Diatomeen aus dem Naturschutzgebiet Seeon. *Arch. Hydrobiol.* 47: 625–635
- HUSTEDT, F. (1939): Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeen-Flora von Java, Bali und Sumatra nach dem Material der Deutschen limnologischen Sunda-Expedition. Die ökologischen Faktoren und ihr Einfluß auf die Diatomeenflora. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 16, 396 S.
- HUSTEDT, F. (1954): Die Diatomeenflora der Eifelmaare. *Arch. Hydrobiol.* 48: 451–496
- ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 46/2: 205–213
- ILLIES, J. (1978): Limnofauna Europaea, eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tiere mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 2. überarb. Aufl., 532 S.
- IVERSEN, J. (1929): Studien über die pH- Verhältnisse dänischer Gewässer und ihren Einfluss auf die Hydrophyten-Vegetation. *Bot. Tidskrift* 40: 19–326.
- JAAG, O. (1938): Die Kryptogamenflora des Rheinfalls und des Hochrheins von Stein bis Eglisau. *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Schaffhausen* XIV, 158 S.
- JENSEN, S. (1977): An objective method for sampling the macrophyte vegetation in lakes. *Vegetatio* 33(2/3): 107–118
- JESCHKE, L. (1963): Die Wasser- und Sumpfvegetation im Naturschutzgebiet „Ostufer der Müritz“. *Limnologica (Berlin)* 1/5: 475–545

- JOHN, D.M., WHITTON, B.A., BROOK, A.J. (Hrsg., 2002): The freshwater algal flora of the British Isles: An identification guide to freshwater and terrestrial algae. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 702 S.
- JÖRGENSEN, E.G. (1957): Diatom periodicity and silicon assimilation. Dansk Bot. Arkiv 18: 1–54
- JÜRGENSEN, C. (1935): Die Mainalgen bei Würzburg. Archiv Hydrobiologie 28: 361–414
- KADLUBOWSKA, J.Z. (1984): Chlorophyta VIII, Zygnemales. – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 16. Fischer, Stuttgart, 532 S.
- KANN, E. (1978): Systematik und Ökologie der Algen österreichischer Bergbäche. Arch. Hydrobiol./ Suppl. 53: 405–643
- KANN, E., KOMÁREK, J. (1970): Systematisch-ökologische Bemerkungen zu den Arten des Formenkreises *Phormidium autumnale*. Schweiz. Z. Hydrol. 32: 495–518
- KARTTUNEN, K., TOIVONEN H. (1995): Ecology of aquatic bryophyte assemblages in 54 small Finnish lakes, and their changes in 30 years. Ann. Bot. Fennici 32: 75–90
- KELLY, M.G. (1996): The Trophic Diatom Index. Bowburn Consultancy, R&D Technical Report E2: 1–148
- KELLY, M.G., CAZAUBON, A., CORING, E., DELL’UOMO, A., ECTOR, L., GOLDSMITH, B., GUASCH, H., HÜRLIMANN, J., JARLMAN, A., KAWECKA, B., KWANDRANS, J., LAUGASTE, R., LINDSTRÖM, E.-A., LEITAO, M., MARVAN, P., PADISÁK, J., PIPP, E., PRYGIEL, J., ROTT, E., SABATER, S., DAM, H. VAN, VIZINET, J. (1998): Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. Journal of Applied Phycology 10: 215–224
- KIELER INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE (2002): Dieksee-Studie: Gemeinsame Umsetzung von FFH-Richtlinie und Wasser-Rahmenrichtlinie am Beispiel des Dieksees im NATURA 2000-Gebiet DE 1828-301 „Suhrer See, Schöhsee, Dieksee und Umgebung“, Teil III: Ufer- und Unterwasservegetation des Dieksees. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein.
- KLAPP, E., OPITZ VON BOBERFELD, W. (1990): Taschenbuch der Gräser. 12. überarb. Auflage, Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg, 282 S.

- KNAPPE, J., GEISSLER, U., GUTOWSKI, A., FRIEDRICH, G. (1996): Rote Liste der Braunalgen (Fucophyceae, Phaeophyceae) und Rotalgen (Rhodophyceae) des Süßwassers in Deutschland. Schriftenreihe f. Vegetationskunde 28: 609–623
- KÖCK, U.-V. (1981): Fließgewässer-Makrophyten als Bioindikatoren der Wasserqualität des Flieth-Bachs (Dübener Heide). *Limnologica* 13/2: 501–510
- KÖCK, U.-V. (1985): Fließgewässerkryptogamen – Bioindikatoren der Wasserqualität. *Wiss. Zeitschr. d. Univ. Halle* 34/1: 95–104
- KOHLER, A. (1975): Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. *Beitr. naturk. Forsch. Südw. Dtl.* 34: 149–159
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft + Stadt* 10/2: 73–85
- KOHLER, A. (1981): Die Vegetation bayerischer Fließgewässer und einige Aspekte ihrer Veränderung. Tagungsbericht der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), Laufen/Salzach 5/81: 6–18
- KOHLER, A., BLUMENTHAL, C., ZELTNER, G.-H. (1994): Die Makrophyten-Vegetation des Fließgewässersystems der Moosach (Münchener Ebene). Ihre Entwicklung von 1970 bis 1992. *Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim* 3: 53–104
- KOHLER, A., JANAUER, G.A. (1995): Zur Methodik der Untersuchungen von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. – In: STEINBERG, C.E.W., BERNHARDT, H., KLAPPER, H. (Hrsg.): *Handbuch angewandte Limnologie*. Ecomed-Verlag, S. 3–22
- KOHLER, A., SIPOS, V., SONNTAG, E., PENKSZA, K., POZZI, D., VEIT, U., BJÖRK, S. (2000): Makrophyten-Verbreitung und Standortqualität im eutrophen Björka-Kävlinge-Fluss (Skåne, Südschweden). *Limnologica* 20: 281–298
- KOHLER, A., TREMP, H., FRITZ, R., STROBEL, CH., STROHMEIER, S., CLAUB, D. (1997): Submerse Makrophyten der südbadischen Oberrheinauen – Verbreitung, Ökologie, Bioindikation. Abschlußbericht des Forschungsvorhabens O.-Nr. U 22-95.04 im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Stuttgart
- KOHMANN, F., SCHMEDTJE, U. (1986): Diversität und Diversitäts-Indizes. Eine brauchbare Methode zur Quantifizierung der Auswirkungen von Abwasserbelastungen auf aquatische Fließwasser-Zönosen? *Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie*, 40: 135–166

- KOLKWITZ, R. (1950): Ökologie der Saprobien. Über die Beziehungen der Wasserorganismen zur Umwelt. Schr. Ver. Wasser-, Boden-, Lufthygiene 4: 1–64
- KOLKWITZ, R., MARSSON, M. (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 26a: 505–519
- KOMÁREK, J. (1999): Übersicht der planktischen Blaualgen (Cyanobakterien) im Einzugsgebiet der Elbe. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (Hrsg.), Magdeburg
- KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. (1986): Modern approach to the classification system of cyanophytes 2 – Chroococcales. Arch. Hydrobiol., Algological Studies 43: 157–226
- KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. (1989): Modern approach to the classification system of cyanophytes 4 – Nostocales. Arch. Hydrobiol., Algological Studies 56: 247–345
- KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. (1998): Cyanoprocaryota I. Chroococcales. – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Hrsg.) Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 19. Fischer, Jena, 800 S.
- KOMÁREK, J., FOTT, B. (1983): Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales. – In: Huber-Pestalozzi, G. (Hrsg.): Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer Bd. XVI, 7. Teil, 1. Hälfte. Schweizerbart, Stuttgart, 1044 S.
- KOMÁREK, J., KANN, E. (1973): Zur Taxonomie und Ökologie der Gattung *Homoeothrix*. Arch. Protistenkd. 115: 173–233
- KOMÁREK, J., KOVÁČIK, L. (1987): Revision of several species of the genus *Homoeothrix* (Cyanophyta). Preslia 59: 229–242
- KÖRNER, S. (2001): Development of submerged macrophytes in shallow Lake Müggelsee (Berlin, Germany) before and after its switch to the phytoplankton-dominated state. Arch. Hydrobiol. 152: 395–409
- KÖRNER, S. (2002a): Loss of Submerged Macrophytes in Shallow Lakes in North-Eastern Germany. Internat. Rev. Hydrobiol. 87: 377–386
- KÖRNER, S. (2002b): Submerse Makrophyten – wichtig für die Seentherapie in Deutschland? Wasser und Boden 54/9: 38–41
- KÖRNER, S. (2003): Rekonstruktion der submersen Flora in Brandenburger Flachseen mithilfe makrofossiler Reste. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL; Hrsg.): Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Hamburg: 68–73

- KRAMMER, K. (2000): The genus *Pinnularia*. *Diatoms of Europe* 1, 703
- KRAMMER, K. (2002): *Cymbella*. *Diatoms of Europe* 3, 584
- KRAMMER, K., LANGE-BERTALOT, H. (1986): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae. 2/1: Naviculaceae. Fischer, Stuttgart: 876 S.
- KRAMMER, K., LANGE-BERTALOT, H. (1988): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae. 2/2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae, 596 S. Stuttgart, Fischer
- KRAMMER, K., LANGE-BERTALOT, H. (1991a): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae. 2/3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Fischer, Stuttgart: 576 S.
- KRAMMER, K., LANGE-BERTALOT, H. (1991b): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae. 2/4: Achnanthaceae. Fischer, Stuttgart: 437 S.
- KRAUSCH, H.-D. (1964): Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes, 1. Die Gesellschaften des offenen Wassers. *Limnologica* 2/2, Berlin: 145–203
- KRAUSCH, H.-D. (1974): Stand und Möglichkeiten von Seetypisierung und Gewässerbeurteilung mit Hilfe von Makrophyten. *Ber. Biol. Ges. DDR o.A.*: 3–12
- KRAUSCH, H.-D. (1996): Farbatlas Wasser- und Uferpflanzen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 315 S.
- KRAUSCH, H.-D., (1987): Anthropogene Vegetationsveränderungen an Gewässern der DDR. *Hercynia N.F.* 24: 306–310
- KRAUSE, A. (1979): Zur Kenntnis des Wasserpflanzenbesatzes der westdeutschen Mittelgebirgsflüsse Fulda, Ahr, Sieg und Saar. *Decheniana* 132: 15–28
- KRAUSE, W. (1997): Charales (Charophyceae). – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 18. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm, 202 S.
- KRAUSS, M. (1992): Röhrichrückgang an der Berliner Havel – Ursachen, Gegenmaßnahmen und Sanierungserfolg. *Natur und Landschaft* 67: 287–292
- KRISTIANSEN, J. (1986): Silica-scale bearing Chrysophytes as Environmental Indicators. *Br. Phycol. J.* 21:425–436

- KRISTIANSEN, J., PREISIG, H.R. (2001): Encyclopedia of chrysophyte genera, Bibliotheca Phycologia 110. J. Kramer, Stuttgart
- KUMANO, S. (2002): Freshwater Red Algae of the World. Biopress, Bristol, 375 S.
- KÜSTER, H. (1999): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. Von der Eiszeit bis zur Gegenwart. C.G. Beck'sche Verlagsbuchhandlung, München, 424 S.
- LACHAVANNE, J.-B., JUNGE, R., PERFETTA, J. (1991): The consequences of water oligotrophication on macrophytic vegetation of Swiss lakes. Verh. Internat. Verein Limnol. 24/2
- LACHAVANNE, J.-B., WATTENHOFER, R. (1975): Contribution à l'étude des macrophytes du Léman. Comm. internat. pour la protection des eaux du Léman et du Rhone contre la pollution 1–147
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland, Chemische Gewässergüteklassifikation, Kulturbuchverlag, Berlin
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1999): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kulturbuch Verlag, Berlin: 74 S.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer, Empfehlung, 164 S.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg., 1992): Bewertung des Säurezustandes von Fließgewässern im Mittleren Schwarzwald anhand ihrer Fischfauna und Moosflora. (Ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg, Sonderbericht 5), Karlsruhe, 283 S.
- LANDWEHR, J. (1984): Nieuwe Atlas nederlandse Bladmossen. Thieme, Zutphen (NL), 568 S.
- LANG, G. (1968): Vegetationsveränderungen am Bodenseeufers in den letzten hundert Jahren. Schr. Ver. Gesch. d. Bodensees 86: 295–319
- LANGE-BERTALOT, H. (1978): Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung. Arch. Hydrobiol./Suppl. 51, Algological Studies 21: 393–427
- LANGE-BERTALOT, H. (1993): 85 Neue Taxa. Bibliotheca Diatomologica 27, 454 S.

- LANGE-BERTALOT, H. (1996): Rote Liste der Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. Schriftenreihe f. Vegetationskunde 28: 633–678
- LANGE-BERTALOT, H. (2001): *Navicula sensu stricto*. 10 Genera Separated from *Navicula sensu lato* Frustulia. Diatoms of Europe 2, 526 S.
- LANGE-BERTALOT, H., METZELTIN, D. (1996): Oligotrophie-Indikatoren. 800 Taxa repräsentativ für drei diverse Seen-Typen. Iconographia Diatomologica 2: 1–390
- LANGE-BERTALOT, H., MOSER, G. (1994): *Brachysira*. Monographie der Gattung. Bibliotheca Diatomologica 29: 1–212
- LENZENWEGER, R. (1996): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 1. – In: CRAMER, J. (Hrsg.): Bibliotheca Phycologica 101, Stuttgart, 162 S.
- LENZENWEGER, R. (1997): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 2. – In: CRAMER, J. (Hrsg.): Bibliotheca Phycologica 102, Stuttgart, 216 S.
- LENZENWEGER, R. (1999): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 3. – In: CRAMER, J. (Hrsg.): Bibliotheca Phycologica 104, Stuttgart, 218 S.
- LENZENWEGER, R. (2003): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 4. – In: CRAMER, J. (Hrsg.): Bibliotheca Phycologica 110, Stuttgart, 90 S.
- LEUKART, P. (1994): Erste Ergebnisse von der Untersuchung der Algenflora der Bieber, einem Bach im hessischen Spessart. Natur und Museum 124: 273–282
- LEUKART, P. (1995): Studies on the macroalgal vegetation of a small soft-water stream in the Spessart mountains, Germany, with reference to algal distribution and seasonality. Algological Studies 79: 77–92
- LEUKART, P., KNAPPE, J. (1995): Observations on *Balbiania investiens* (Rhodophyta) from two new locations in Germany and from laboratory culture. Nova Hedwigia 60: 527–532
- LEUKART, P., MOLLENHAUER, D. (1997): Studies in algal drift in a small soft-water stream in the Spessart mountains, Germany. Nova Hedwigia 65: 431–442
- LITTLEFIELD, L., FORSBERG, C. (1965): Absorption and translocation of phosphorus-32 by *Chara globularis* THUILL. Physiologia Plantarum 18: 291–296

- LOKHORST, G.H. (1999): Taxonomic study of the genus *Microspora* Thuret (Chlorophyceae). An integrated field, culture and herbarium analysis. Arch. Hydrobiol., Algological Studies 93: 1–38
- LOZÀN, J.L. (1992): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. Schriftenreihe Pareys Studentexte Nr. 74, Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg
- MATHES, J., PLAMBECK, G., SCHAUMBURG, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. – In: R. DENEKE, B. NIXDORF (Hrsg.): Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe 5/2002: 15–23
- MATTERN, H. (1968): Über Massenaufreten der Grünalge *Enteromorpha intestinalis* in der Brettach bei Gerabronn. Veröffentlichungen der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 36: 36–54
- MAUCH, E., HAMM, A., HEUSS, K., SCHAUMBURG, J., SCHMEDTJE, U., SCHMIDT, W.D. (1995): Hinweise zur Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern. Anleitung der bayerischen Wasserwirtschaftsverwaltung, Stand 18.09.1995, München: 1–4
- MAUCH, E., HAMM, A., HEUSS, K., SCHAUMBURG, J., SCHMEDTJE, U., SCHMIDT, W.D. (1998): Hinweise zur Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Informationsberichte Heft 4/98, 501 S.
- MEILINGER, P. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern. Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation am Department für Ökologie, Wissenschaftszentrum Weihenstephan der TU München, <http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/ww/2003/meilinger.pdf>
- MEILINGER, P., SCHNEIDER, S. (2001): Ökologische Bewertung mit Makrophyten – Kartierungsmethoden für Fließgewässer. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL; Hrsg.): Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing, S. 174–178
- MEILINGER, P., SCHNEIDER, S., MELZER, A. (2003): Makrophyten zur Ökologischen Bewertung von Fließgewässern – Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL): Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Hamburg: 132–137
- MEILINGER, P., STELZER, D., MELZER, A., SCHNEIDER, S. (2002): Makrophytische Wasserpflanzen zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern und Seen nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bodden 12: 93–105

- MELZER, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen, dargestellt im Rahmen limnologischer Untersuchungen an den Osterseen und den Eggstätt-Hemhofer Seen (Oberbayern). Dissert. Bot. 34, Vaduz, 195 S.
- MELZER, A. (1981): Veränderungen der Makrophytenvegetation des Starnberger Sees und ihre indikatorische Bedeutung. *Limnologica* 13: 449–458
- MELZER, A. (1987): Die Verbreitung makrophytischer Wasserpflanzen im Laacher See. *Mitt. Pollichia* 74: 157–173
- MELZER, A. (1988): Der Makrophytenindex – Eine biologischen Methode zur Beurteilung der Nährstoffbelastung von Seen. Habilitationsschrift TU München, 249 S.
- MELZER, A. (1992): Submersed macrophytes. – In: SCHARF, B.W., BJÖRK, S. (Hrsg.): *Limnology of Eifel maar lakes*. *Ergebnisse der. Limnologie* 38: 223–237
- MELZER, A., GROSSER, S., POHL, W. (1996): Untersuchung des Schilfrückgangs an bayerischen Seen. Forschungsprojekt des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (LfU), Schriftenreihe Heft 141, München
- MELZER, A., HARLACHER, R. (1985): Die Verbreitung Makrophytischer Wasserpflanzen in Fließgewässern des oberen Loisachtales. Bericht für das Hydrologische Jahr 1985, München.
- MELZER, A., HARLACHER, R., HELD, K., SIRCH, R., VOGT, E. (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/86, 210 S.
- MELZER, A., HELD, K., HARLACHER, R. (1985a): Die Makrophytenvegetation des Großen Arbersees – neueste Ergebnisse. *Ber. Bay. Bot. Ges.* 56: 217–222
- MELZER, A., HELD, K., HARLACHER, R. (1985b): Die Makrophytenvegetation des Rachelsees im Bayerischen Wald. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 56: 223–226
- MELZER, A., HÜNERFELD, G. (1990): Die Makrophytenvegetation des Tegern-, Schlier- und Riegsees. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 2/90, 174 S.
- MELZER, A., MARKL, A., MARKL, J. (1981): Die submerse Makrophytenvegetation des Königssees in ihrer quantitativen Verbreitung. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 52: 99–107
- MELZER, A., ROTHMEYER, E. (1983): Die Auswirkung der Versauerung der beiden Arberseen im Bayerischen Wald auf die Makrophytenvegetation. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 54: 9–18

- MELZER, A., SCHNEIDER, S. (2001): Submerse Makrophyten als Indikatoren der Nährstoffbelastung in Seen. – In: STEINBERG, CALMANO, KLAPPER, WILKEN (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie. Verlag Ecomed. Kap. VIII-1.2.1: 1–13
- MIERWALD, U. (1990): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holstein. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege, Kiel, 64 S.
- MOLLENHAUER, D., BÜDEL, B., MOLLENHAUER, R. (1994): Approaches to species delimitations in the genus *Nostoc* Vaucher 1803 ex Bornet et Flahault 1888. Arch. Hydrobiol., Algological Studies 75: 189–209
- MÖLLER, B., PANKOW, H. (1973): Beitrag zur Algenflora der Elde (Mecklenburg). Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 6/7: 741–748
- MÖLLER, B., PANKOW, H. (1981): Algensoziologische und saprobiologische Untersuchungen an Vorflutern der Elbe. Limnologica 13(2): 291–350
- MONSCHAU-DUDENHAUSEN, K. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren in Fließgewässern. Dargestellt am Beispiel der Schwarzwaldflüsse Nagold und Alb. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Württ. 28: 5–115
- MROZINSKA, T. (1985): Oedogoniophyceae: Oedogoniales. – In: ETTL, H., GÄRTNER, G., HEYNIG, H., MOLLENHAUER, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 14. Fischer, Jena, 624 S.
- MÜHLENHOFF, D., BÜDEL, B. (1995): Vergleich der Wassermoos- und Wasserflechtenvegetation zweier Bachtypen (Waldbäche/Wiesenbäche) im Spessart. Nova Hedwigia 61: 525–545
- MÜLLER, K. (1957): Die Lebermoose. – In: RABENHORST, L. (Hrsg.): Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. VI: Band, 2. Abteilung, 3. Auflage
- NAUMANN, E. (1931): Limnologische Terminologie. – In: ABDERHALDEN, E. (Hrsg.): Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden. Urban & Schwarzenberg, Berlin, Wien, 776 S.
- NEBEL, M., PHILIPPI, G. (Hrsg., 2000): Die Moose Baden-Württembergs. Band 1. In Zusammenarbeit mit der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Ulmer Stuttgart (Hohenheim), 512 S.
- NEBEL, M., PHILIPPI, G. (Hrsg., 2001): Die Moose Baden-Württembergs. Band 2. In Zusammenarbeit mit der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Ulmer Stuttgart (Hohenheim), 529 S.

- NECCHI, O., SHEATH, R.G., COLE K.M. (1993a): Systematics of freshwater *Audouinella* (Acrochaetiaceae, Rhodophyta) in North America. 1. The reddish species. Arch. Hydrobiol., Algological Studies 70: 11–28
- NECCHI, O., SHEATH, R.G., COLE K.M. (1993b): Systematics of freshwater *Audouinella* (Acrochaetiaceae, Rhodophyta) in North America. 2. The bluish species. Arch. Hydrobiol., Algological Studies 71: 13–21
- NECCHI, O., ZUCCHI, M.R. (1993): Systematics and distribution of freshwater *Audouinella* (Acrochaetiaceae, Rhodophyta) in Brazil. Eur. J. Phycol. 30: 209–218
- NEYER, H. (1999): Einfluss der Landnutzung auf den Phosphorausstrag aus Grünland. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 40/2: 49–52
- NÜCHEL, G. (1980): Zur Vegetation des Laacher Sees. Mitt. Pollichia 68/1: 156–165
- NYHOLM, E. (1986): Illustrated flora of nordic mosses. Fasc. 1 Fissidentaceae – Seligeriaceae
- NYHOLM, E. (1993): Illustrated flora of nordic mosses. Fasc. 3 Bryaceae – Rhodobryaceae – Mniaceae – Cinclidiaceae – Plagomniaceae. Nord. Bryol. Soc., Copenhagen und Lund.
- OBERDORFER, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7. Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1050 S.
- OBERDORFF, T., PONT, D., HUGUENY, B., CHESSEL, D. (2001): A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. Freshwater Biology 46: 399–415
- ODUM, E.P. (1983): Grundlagen der Ökologie. Band 1: Grundlagen, Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York, 476 S.
- OSTENDORP, W. (1993): Schilf als Lebensraum. – In: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.), Sonderdruck aus: Beih. Veröff. Naturschutz Landespflege Bad.-Württ. 68: 173–280
- PALL, K., JANAUER G.A. (1995): Die Makrophytenvegetation von Flußstauen am Beispiel der Donau zwischen Fluß-km 2552,0 und 2511,8 in der Bundesrepublik Deutschland. Arch. Hydrobiol. Suppl. 101 Large Rivers 9/2: 91–109
- PASSAUER, B., MEILINGER, P., MELZER, A., SCHNEIDER, S. (2002): Beeinflusst die Strukturgüte von Fließgewässern das Vorkommen von Makrophyten? Acta Hydrochimica et Hydrobiologica 30: 187–206

- PATON, J.A. (1999): The liverwort flora of the British Isles. Harley Books, Essex, 626 S.
- PAUL, H., MÖNKEMEYER, W., SCHIFFNER, V. (1931): Bryophyta (Sphagnales – Bryales – Hepaticae). – In: PASCHER, A. (Hrsg.): Die Süßwasserflora Mitteleuropas. Bd. 22. Gustav Fischer Verlag, Jena, 252 S.
- PEARSALL W.H. (1920): The aquatic vegetation of English lakes. J. Ecol. 8: 163–201
- PFÄFFENBERG, K., DIENEMANN, W. (1964): Das Dümmerbecken – Beiträge zur Geologie und Botanik. Veröffentlichungen des Niedersächsischen Instituts für Landeskunde und Landesentwicklung an der Universität Göttingen. Reihe A: Forschungen zur Landes- und Volkskunde. Band 78
- PIETSCH, W. (1987): Zur Vegetation der Charetea-Gesellschaften der Mitteleuropäischen Tiefebene. Studia Phytologica, o.A.
- PIPP, E., ROTT, E. (1996): Recent developments in the use of benthic algae (excluding diatoms). – In: WITTON, B.A., ROTT, E. (Hrsg.): Use of algae for monitoring rivers II. Proceedings of an International Symposium held at Vill near Innsbruck. E. Rott: 160–165
- POLTZ, J., SCHUSTER, H.-H. (2001): Wer hat heimlich das Steinhuder Meer saniert? – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL): Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001: 560–566
- POPOVSKY, J., PFIESTER, L.A. (1990): Dinophyceae. – In: ETTL, H., GÄRTNER, G., HEYNIG, H., MOLLENHAUER, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 6. Fischer, Jena, 272 S.
- POTT, R. (1983): Die Vegetationsabfolgen unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. Phytocoenologia 11/3: 407–430
- POTT, R. (1984): Vegetation naturnaher Fließgewässer und deren Veränderungen nach technischen Ausbau- und Pflegemaßnahmen. Inf. Natursch. Landschaftspfl. 4: 81–108
- POTT, R., REMY, D. (2000): Gewässer des Binnenlandes. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Ulmer, Stuttgart, 255 S.
- POTTGIESSER, T., SOMMERHÄUSER, M. (2004): Die Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen (Stand: Februar 2004), http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/1_begleittext.pdf
- PRINTZ, H. (1964): Die Chaetophorales der Binnengewässer. Hydrobiologia 24, 376

- RENNBERG, I., HELLBERG, T. (1982): The pH-history of lakes in southwestern Sweden as calculated from the subfossil diatom flora of the sediments. *Ambio* 11(1): 30–33
- RENNKONEN, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. *Ann. Zool. Soc. Zool. Bot. Fenn. Vanamo* 6/1, 231. Nach: ENGELBERG (1987)
- RIETH, A. (1979): Ein Standort der epiphytischen Süßwasser-Rotalge *Balbiania investiens* (Lenormand) Sirodot 1876. *Arch. Protistenkd.* 121: 401–416
- RIETH, A. (1980): Xanthophyceae, 2. Teil. – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 4. Fischer, Jena, 147 S.
- RIIS, T., SAND-JENSEN, K., VESTERGAARD, O. (2000): Plant communities in lowland Danish streams: species composition and environmental factors. *Aquatic Botany* 66: 255–272
- RINGLER, A., REHDING, G., BRÄU, M. (1994): Lebensraumtyp Bäche und Bachufer. – In: BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (STMLU) UND BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (ANL, Hrsg.): Landschaftspflegekonzept Bayern, Bd. II.19, München, 340 S.
- ROBACH, F., THIÉBAUT, G., TRÉMOLIÈRES, M., MULLER, S. (1996): A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in north-eastern France. *Hydrobiologia* 340: 67–76
- ROLL, H. (1938): Die Pflanzengesellschaften ostholsteinischer Fließgewässer. *Limnologisch-soziologische Studien. Arch. Hydrobiol.* 34: 159–304
- ROTHMALER, W. (1994a): Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 3, Gefäßpflanzen: Atlasband. 9. durchges. und verb. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 753 S.
- ROTHMALER, W. (1994b): Exkursionsflora von Deutschland. Bd. 4, Gefäßpflanzen: Kritischer Band. 8. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 811 S.
- ROTT, E., BACKHAUS, D. (1995): Bestandsaufnahme und auswertende Beschreibung des Periphytons im Hochrhein 1995. Ergebnisbericht der Arbeitsgruppe Hydrobotanik, Institut für Botanik der Universität Innsbruck im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- ROTT, E., BINDER, N., DAM, H. VAN, ORTLER, K., PALL, K., PFISTER, P., PIPP, E. (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation und autökologische Anmerkungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien, 248 S.

- ROTT, E., HOFMANN, G., PALL, K., PFISTER, P., PIPP, E. (1997): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 1: Saprobielle Indikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien, 73 S.
- ROTT, E., PFISTER, P., DAM, H. VAN, PIPP, E., PALL, K., BINDER, N., ORTLER, K. (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern, Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenz, taxonomische und toxikologische Anmerkungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 248 S.
- ROWECK, H. (1986): Zur Vegetation einiger Stillgewässer im Südschwarzwald. Arch. Hydrobiol. Suppl. 66/4: 455–494
- ROWECK, H., SCHÜTZ, W. (1988): Zur Verbreitung seltener sowie systematisch kritischer Laichkräuter (Potamogeton) in Baden-Württemberg. Veröff. Naturschutz Landespflege Bad.-Württ. 69: 431–524
- RŮŽIČKA, J. (1977): Die Desmidiaceen Mitteleuropas, Bd. 1.1. Schweizerbart, Stuttgart. 292 S.
- RŮŽIČKA, J. (1981): Die Desmidiaceen Mitteleuropas, Bd. 1.2. Schweizerbart, Stuttgart. 444 S.
- SAND-JENSEN, K., JEPPESEN, E., NIELSEN, K., BIJL, L. VAN DER, HJERMIND, L., NIELSEN, L.W., IVERSEN, T.M. (1989): Growth of macrophytes and ecosystem consequences in a lowland Danish stream. Freshwater Biology 22/1: 15–32
- SAND-JENSEN, K., RIIS, T., VESTERGAARD, O., LARSEN, S.E. (2000): Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the past 100 years. Journal of ecology 88: 1030–1040
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÜMMER, G., HARTGE, K.-H., SCHWERTMANN, U., FISCHER, W.R., RENGGER, M., STREBEL, O. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 491 S.
- SCHARF, B.W., STABEL, H.-H. (1980): Physikalische und chemische Eigenschaften des Wassers der Eifelmaare. Mitt. Pollichia 68: 111–128
- SCHAUMBURG, J. (1996): Seen in Bayern. Limnologische Entwicklung von 1980 bis 1994. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Informationsberichte Heft 1/96, 211 S.
- SCHAUMBURG, J., HEHL, I., HUPFER, M., KÖPF, B., RAEDER, U., MELZER, A., SEELE, J., TRAUNSPURGER, W. (2001): Kleinseen in Bayern – Ökologische Bewertung von Freiwasser, Sediment, Ufer und Einzugsgebiet. Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1/01, 281

- SCHAUMBURG, J., KÖPF, B., SCHRANZ, C., HOFMANN, G., SCHNEIDER, S. (2003): Gewässertypbezogene Trophieklassifizierung als Metric für ökologische Seenbewertungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Vorschlag aus dem Projekt zur Entwicklung des bundesweiten Bewertungsverfahrens für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten und Phytobenthos. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) (Hrsg.): Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Hamburg: 44–46
- SCHAUMBURG, J., SCHMEDITJE, U. (2003): Erarbeitung eines leitbildbezogenen Bewertungsverfahrens mit Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Gesamtkonzept des Vorhabens. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL; Hrsg.): Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Hamburg: 25–29
- SCHEFFER, M. (1998): Ecology of Shallow Lakes. Chapman and Hall, London, 357 S.
- SCHIEFELE, S., KOHMANN, F. (1993): Bioindikation der Trophie in Fließgewässern. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Wasserwirtschaft, Forschungsbericht Nr. 10201504, 211 S.
- SCHMEDITJE, U., BAUER, A., GUTOWSKI, A., HOFMANN, G., LEUKART, P., MELZER, A., MOLLENHAUER, D., SCHNEIDER, S., TREMP, H. (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. Erarbeitung von Trophieindikationswerten für ausgewählte benthische Algen und Makrophyten. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Informationsberichte Heft 4/98, 501 S.
- SCHMEDITJE, U., KÖPF, B., SCHNEIDER, S., MEILINGER, P., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A., MOLLENHAUER, D. (2001a): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos: Durchführung einer Literaturstudie und Erarbeitung eines Untersuchungsprogramms für die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. ATV-DVWK-Arbeitsbericht, GFA-Verlag, Hennef, 281 S.
- SCHMEDITJE, U., SOMMERHÄUSER, M., BRAUKMANN, U., BRIEM, E., HAASE, P., HERING, D. (2001b): „Top-down“-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL, Hrsg.): Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001, 147–151
- SCHMEIL, O. (1993): Flora von Deutschland und angrenzender Länder. 89. neu bearb. und erw. Auflage, Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden, 802 S.
- SCHMIEDER, K. (1997): Littoral zone – GIS of Lake Constance: a useful tool in lake monitoring and autecological studies with submersed macrophytes. Aquatic Botany 58: 333–346

- SCHMITZ, W. (1955): Physiographische Aspekte der limnologischen Fließgewässertypen. Arch. f. Hydrobiol. Suppl. 22(3/4): 510–523
- SCHNEIDER, S. (2000): Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern. Dissertation an der TU München. Shaker-Verlag, 182 S.
- SCHNEIDER, S., DINZINGER, L., MELZER, A. (2001): Trophieindikation in Fließgewässern – Erprobung des Trophieindex Makrophyten (TIM) im Fließgewässersystem der Semp (Bayern). Limnologica 31: 147–163
- SCHNEIDER, S., SCHRANZ, C., MELZER, A. (2000): Indicating the Trophic State of Running Waters by Submersed Macrophytes and Epilithic Diatoms. Exemplary Implementation of a New Classification of Taxa into Trophic Classes. Limnologica 30: 1–8
- SCHNELBÖGL, G. (1996): Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Anhänge I–V. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Wasserwirtschaft Forschungsbericht Nr. 102 04 362
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 504 S.
- SCHÖNFELDER, I. (1997): Eine Phosphor-Diatomeen-Relation für alkalische Seen und Flüsse Brandenburgs und ihre Anwendung für die paläolimnologische Analyse von Auen-sedimenten der unteren Havel. Dissertationes Botanicae 283, 148 S.
- SCHÖNFELDER, I., GELBRECHT, J., SCHÖNFELDER, J., STEINBERG, C.E.W. (2002): Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in Northeastern German lakes and rivers. J. Phycol. 38: 66–82
- SCHROEDER, H. (1939): Die Algenflora der Mulde. Pflanzenforschung 21, 88 S.
- SCHRÖTER, W., LAUTENSCHLÄGER, K.-H., BIBRACK, H. (1990): Taschenbuch der Chemie. VEB Fachbuchverlag, Leipzig, 676 S.
- SCHUSTER, R.M. (1980): The Hepaticae and Anthocerotae of North America. East of the Hundredth Meridian. Vol. IV: Columbia University Press, New York.
- SCHWOERBEL, J. (1994): Methoden der Hydrobiologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, 368 S.
- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, 465 S.

- SEELE, J. (2000): Ökologische Bewertung voralpiner Kleinseen an Hand von Diatomeen, Makrophyten und der Nutzung ihrer Einzugsgebiete. Dissertation an der TU München.
<http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/>
- SHANNON, C.E., WEAVER, W. (1949): The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana., 117 S.
- SHEATH, R.G., VIS, M.L. (1995): Distribution and systematics of Batrachospermum (Batrachospermales, Rhodophyta) in North America. 7 Section Hybrida. Phycologia 34: 431–438
- SHEATH, R.G., WHITTICK, A., COLE K.M. (1994): Rhododraparnaldia oregonica, a new freshwater red algal genus and species intermediate between the Acrochaetiales and the Batrachospermales. Phycologia 33: 1–7
- SIMONS, J., LOKHORST, G.M., BEEM, A.P. VAN (1999): Bentische zoetwateralgen in Nederland. KNNV Uitgeverij, Utrecht, 280 S.
- SMITH, A.J.E. (1992): The liverworts of Britain and Ireland. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Port Chester, Melbourne, Sydney, 362 S.
- SMITH, A.J.E. (1996): The moss flora of Britain and Ireland. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Port Chester, Melbourne, Sydney, 706 S.
- SOMMERHÄUSER, M., GARNIEL, A., POTTGIESSER, T. (2001): Leitbilder für die Fließgewässer in Schleswig-Holstein. – In: LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.): Gewässerlandschaften und Bachtypen. Flintbek, 62 S.
- SOMMERHÄUSER, M., POTTGIESSER, T. (2001): Fließgewässertypologie Deutschlands – Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie – In: STEINBERG, C.E.W., BERNHARDT, H., KLAPPER, H. (Hrsg.): Handbuch angewandte Limnologie. Ecomed-Verlag.
- SPENCE, H.H.N. (1967): Factors controlling the distribution of freshwater macrophytes with particular reference to the lochs of Scotland. J. Ecol. 55: 147–70
- STANDER, J.M. (1970): Diversity and similarity of benthic fauna of Oregon. M.S. thesis Oregon State University, Corvallis: 1–72
- STARMACH, K. (1966): Cyanophyta – sinice Glaucophyta – Glaukofity. – In: STARMACH, K. (Hrsg.): Flora słodkowodna Polski, T. 2. Polska Akademia Nauk, Warszawa, 807 S.

- STARMACH, K. (1972): Chlorophyta III. – In: STARMACH, K. (Hrsg.): Flora słodkowodna Polski, T 10, Polska Akademia Nauk, Warszawa, 750 S.
- STARMACH, K. (1977): Phaeophyta, Rhodophyta. – In: STARMACH, K. (Hrsg.): Flora słodkowodna Polski, T 14, Polska Akademia Nauk, Warszawa, 445 S.
- STARMACH, K. (1985): Chrysophyceae und Haptophyceae. – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 1. Fischer, Jena, 515 S.
- STELZER, D. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Seenbewertung. Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Dissertation am Department für Ökologie, Wissenschaftszentrum Weihenstephan der TU München.
<http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/ww/2003/stelzer.pdf>
- STELZER, D., SCHNEIDER, S. (2001): Ökologische Bewertung mit Makrophyten – Kartierungsmethoden für Seen. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL): Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001, 91–95
- STELZER, D., SCHNEIDER, S., MELZER, A. (2003): Makrophyten zur Ökologischen Bewertung von Seen – Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL): Tagungsbericht 2002 (Braunschweig). Hamburg: 35–39
- STEBING, L., FRICKE, G., JEHN, J. (1983): Veränderung des Algenspektrums der Eder im Verlauf von vier Jahrzehnten. Archiv Hydrobiologie 96: 205–222
- STEVENSON, R.J., BAHLS, L.L. (1999): Periphyton Protocols. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish.
<http://www.epa.gov/owow/wtr1/monitoring/rbp/cho1main.html>
- STOYAN, D., STOYAN, H., JANSEN, U. (1997): Umweltstatistik – Statistische Verarbeitung und Analyse von Umweltdaten. – In: BAHADIR, M., COLLINS, H.-J., HOCK, B. (Hrsg.): Teubner-Reihe Umwelt, Teubner Verlagsgesellschaft, Leipzig, 348 S.
- SUCCOW, M., KOPP, D. (1985): Seen als Naturraumtypen. Petermanns Geogr. Mitt. 3: 161–170
- SUCCOW, M., REINHOLD, A. (1978): Das Vegetationsgefüge eines jungpleistozänen Klarwassersees und seine Belastbarkeit – eine Studie mit Farbluftbildern. Limnologica (Berlin) 11/2: 355–377
- TÄUSCHER, H., TÄUSCHER, L. (1994): Hydrobotanische Untersuchungen an und in Gewässern von Berlin und Brandenburg. Verhandlungen des Botanischen Vereins Berlin Brandenburg 127: 171–175

- TÄUSCHER, L. (1993): Algengesellschaften als Indikatoren der Gewässergüte der kleinen Berliner Fließgewässer Panke und Wuhle. *Lauterbornia* 14: 23–30
- TER BRAAK, C.J.F. (1996): Unimodal models to relate species to environment. DLO Agricultural Mathematics Group, Wageningen, 263 S.
- THIÉBAUT, G., GUEROLD, F., MULLER, S. (2002): Are trophic and diversity indices based on macrophyte communities pertinent tools to monitor water quality? *Water Research* 36/14: 3602–3610
- THIENEMANN, A. (1921): Seetypen. *Naturwissenschaften* 9: 343–346
- TIKKANEN, T., WILLÉN, T. (1992): Växtplanktonflora. Naturvårdsverket, Stockholm, 280 S.
- TIMM, T., BOOM, A.V.D., EHLERT, TH., PODRARZA, P., SCHUHMACHER, H., SOMMERHÄUSER, M. (1999): Leitbilder für kleine und mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. Merkblatt 17, Essen, 88 S.
- TOIVONEN, H., HUTTUNEN, P. (1995): Aquatic macrophytes and ecological gradients in 57 small lakes in southern Finland. *Aquatic Botany* 51: 197–221
- TREMP, H. (1999): Submerged Bryophytes in Running Waters, Ecological Characteristics and their Use in Biomonitoring. *Environmental Science Forum* 96: 233–242
- TREMP, H. (2001): Standortliche Differenzierung der Vorkommen von *Elodea canadensis* MICHX. und *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN in Gewässern der badischen Oberrheinebene. *Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim* 10: 19–32
- TREMP, H., KOHLER, A. (1993): Wassermoose als Versauerungsindikatoren. Praxisorientierte Bioindikationsverfahren mit Wassermoose zur Überwachung des Säurezustandes von pufferschwachen Fließgewässern. – In: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): Veröffentlichungen Projekt „Angewandte Ökologie“, Band 6, Karlsruhe.
- TREMP, H., KOHLER, A. (1995): The usefulness of macrophyte monitoring systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta bot. Gallica* 142: 541–550
- VAN DEN HOEK, C. (1963): Revision of the European species of *Cladophora*. Leiden, reprint 1976 Koeltz Science Publishers Königstein, 248 S.

- VIS, M.L., SHEATH, R.G., ENTWISLE, T.J. (1995): Morphometric analysis of *Batrachospermum* section *Batrachospermum* (Batrachospermales, Rhodophyta) type specimens. Eur. J. Phycol. 30: 35–55
- VÖGE, M. (1995): Tauchuntersuchungen an der submersen Vegetation in 13 Seen Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung der Isoetiden-Vegetation. Limnologica 22/1: 82–96
- VOLLENWEIDER, R.A. (1979): Das Nährstoffbelastungskonzept als Grundlage für den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozess stehender Gewässer. Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 12(2): 46–56
- WALLIN, M., WIEDERHOLM, T., JOHNSON, R.K. (2002): Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. Produced by CIS Working Group 2.3 – REFCOND. 5th and final draft, Stand 20.12.2002. 89 S.
- WANKA, R. (1993): Die Wasserbeschaffenheit des Süßen Sees und seiner Zuflüsse. – In: STAATLICHES AMT FÜR UMWELTSCHUTZ HALLE (SAALE) (Hrsg.): Der Süsse See – Das blaue Auge des Mansfelder Landes. Veröffentlichungen Heft 2/93: 13–17
- WASHINGTON, H.G. (1984): Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. Water Research 18: 653–694
- WEBER-OLDECOP, D.W. (1974): Makrophytische Kryptogamen in der oberen Salmonidenregion der Harzbäche. Arch. Hydrobiol 74/1: 82–86
- WEBER-OLDECOP, D.W. (1977a): Fließgewässertypologie in Niedersachsen auf floristisch-soziologischer Grundlage. Göttinger Floristische Rundbriefe 10/4: 73–79
- WEBER-OLDECOP, D.W. (1977b): *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN (Hydrocharitaceae), eine neue limnische Phanerogame der deutschen Flora. Arch. Hydrobiol. 79/3: 397–403
- WEBER-OLDECOP, D.W. (1981): Eine Fließgewässer-Typologie. Limnologica 13/2: 419–426
- WEGENER, K.-A. (1982): Wasserpflanzengesellschaften im Ryck, Riene- und Bachgraben und ihre hydrochemischen Umweltbedingungen. Limnologica 14/1: 89–105
- WEHR, J.D., SHEATH, R.G. (2003): Freshwater algae of North America. Academic Press, Amsterdam, 918 S.
- WEHR, J.D., STEIN, J.R. (1985): Studies on the biography and ecology on the freshwater phaeo-pycean alga *Heribaudiella fluviatile*. J. Phycology 21: 81–93

- WEHRLE, E. (1942): Algen in Gebirgsbächen am Südostrande des Schwarzwaldes. Ökologisch und floristische Untersuchungen im Wutach-Gauchach-Naturschutzgebiet. Beiträge zur naturkundlichen Forschung im Oberrheingebiet VII: 128–286
- WELCH, W.H. (1960): A Monograph of the Fontinalaceae. Martinus Nijhoff, Den Hag (NL), 357 S.
- WEYER, K. VAN DE (1999): Makrophyten. – In: TUEMLING, W.V., FRIEDRICH, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung. (Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung 2). Gustav Fischer Verlag, Jena: 198–219
- WEYER, K. VAN DE (2001): Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Merkblatt 30, Essen. 108 S.
- WEYER, K. VAN DE, WAHRENBURG, P., WIEGLEB, G. (1990): Die Makrophytenvegetation im Einzugsgebiet der Rur. I. Die Fließgewässervegetation und ihre Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege. Decheniana, 143: 141–159
- WIEGLEB, G. (1979): Vorläufige Übersicht über die Pflanzengesellschaften der Niedersächsischen Fließgewässer. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt – Naturschutz, Landschaftspflege, Vogelschutz. Schriftenreihe „Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen“, 10: 87–119
- WIEGLEB, G. (1981): Struktur, Verbreitung und Bewertung von Makrophytengesellschaften niedersächsischer Fließgewässer. Limnologica 13/2:4 27–448
- WIEGLEB, G. (1988): Analysis of flora and vegetation in rivers: Concepts and applications. – In: SYMOENS, J.J. (Hrsg.): Vegetation of inland waters. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL): 311–340
- WIEGLEB, G. (1991): Die Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehungen zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. Tuexenia 11, Göttingen: 135–147
- WIEGLEB, G., ZANDER, B., WOHLFAHRT, U. (1992): Typisierung und Bewertung der Fließgewässervegetation der Bundesrepublik Deutschland. Abschlussbericht. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Carl-von-Ossietzky-Universität Oldenburg, 344 S.
- WILDI, O. (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel, 90, 226 S.

- WILLÉN, T. (1962): Studies on the Phytoplankton of some lakes connected with or recently isolated from the Baltic. *Oikos* 13: 169–199
- WILS, C., SCHNEIDERS, A., Bervoets, L., Nagls, A., Weiss, L., Verheyen, R.F. (1994): Assessment of the Ecological Value of rivers in Flanders (Belgium). *Wat. Sci. Tech.* 30/10: 37–47
- WÖRLEIN, F. (1992): Pflanzen für Garten, Stadt und Landschaft. Taschenkatalog, Wörlein Baumschulen, Dießen.
- WUNSAM, S. (1993): Diatomeen (Bacillariophyceae) als Bioindikatoren in Alpenseen. Dissertation Universität Wien, 147 S.
- ZIEMANN, H. (1970): Zur Gültigkeit des Saprobiensystems in versalzten Gewässern. *Limnologica* 7(2): 279–293
- ZIEMANN, H. (1971): Die Wirkung des Salzgehaltes auf die Diatomeenflora als Grundlage für eine biologische Analyse und Klassifikation der Binnengewässer. *Limnologica* 8 (2): 505–525
- ZIEMANN, H. (1982): Indikatoren für den Salzgehalt der Gewässer – Halobiensystem. *Ausgewählte Methoden der Gewässeruntersuchung* 2. Jena, Fischer: 89–95, 108–114
- ZIEMANN, H. (1999): Bestimmung des Halobienindex. – In: VON TüMPLING, W., FRIEDRICH, G. (Hrsg.): *Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung* 2: 310–313